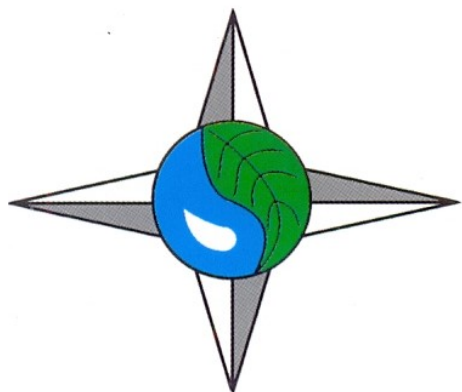


ISSN 2311-0902 (print)
ISSN 2616-7271 (online)



Номер 33

2024

Issue 33

УКРАЇНСЬКИЙ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

Ukrainian Hydrometeorological Journal

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Ministry of Education and Science of Ukraine

ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Odessa State Environmental University

**У К Р А Ї Н С Ь К И Й
ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИЙ
ЖУРНАЛ**

Ukrains'kij Gidrometeorologičnij Žurnal

Ukrainian Hydrometeorological journal

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Scientific Journal

Друкується 2 рази на рік

Issued: 2 times a year

Заснований у 2005 р.

Founded in 2005 y.

№ 33, 2024

Одеса

Одеський державний екологічний університет

2024

Головний редактор

Ю. С. Тучковенко, д-р геогр. наук, проф.,
проректор з наукової роботи ОДЕКУ (Одеський
державний екологічний університет)

Заступники головного редактора

Н. С. Лобода, д-р геогр. наук, проф., зав. кафедри
гідроекології та водних ресурсів ОДЕКУ;
редактор розділу : Гідрологія суші,
водні ресурси, гідрохімія

Т. А. Сафранов, д-р геол.-мінер. наук, проф.,
зав. кафедри екології та охорони довкілля ОДЕКУ;
редактор розділу : Екологічні аспекти
природокористування

С. М. Степаненко, д-р фіз.-мат. наук,
проф., ректор ОДЕКУ;
редактор розділів : Метеорологія і
кліматологія, Агрометеорологія

Члени редакційної колегії

А. А. Бакланов, д-р фіз.-мат. наук, проф. метеорології, геофізики,
ст. наук. співроб. Датського метеорологічного інституту; асоційований
проф. Інституту Нільса Бора Копенгагенського університету (Данія);
М. А. Берлінський, д-р геогр. наук, проф., зав. кафедри океанології та
морського природокористування ОДЕКУ; **В. В. Гребін**, д-р геогр.
наук, проф. кафедри гідрології та гідроекології Київського
національного університету ім. Тараса Шевченка; **Д. В. Лукашов**, д-р
біол. наук, проф. кафедри екології та охорони навколишнього
середовища, зав. кафедри екології та зоології Київського національного
університету ім. Тараса Шевченка; **О. Макаріньський**, PhD в географії,
пров. наук. співроб., Австралійський інститут морських наук,
дослідницький центр "Арафура-Тимор" (Австралія); **Д. Макаріньська**,
PhD у геофізиці, Служба якості води/Відділ водних ресурсів,
Департамент екології та природних ресурсів (Австралія);
О. В. Мудрак, д-р с.-г. наук, проф., зав. кафедри екології, природничих
та математичних наук КЗВО "Вінницька академія безперервної освіти";
В. А. Овчарук, д-р геогр. наук, доцент, директор
Гідрометеорологічного інституту ОДЕКУ; **А. М. Польовий**, д-р геогр.
наук, проф., зав. кафедри агрометеорології та агроєкології ОДЕКУ;
І. Г. Семенова, д-р геогр. наук, доцент, проф. кафедри військової
підготовки ОДЕКУ; **М. М. Федоряк**, д-р біол. наук, проф. та зав.
кафедри екології та біомоніторингу Чернівецького національного
університету ім. Юрія Федьковича; **В. М. Хохлов**, д-р геогр. наук, проф.
кафедри метеорології і кліматології ОДЕКУ; **А. В. Чугай**, д-р техн.
наук, декан природоохоронного факультету ОДЕКУ;
Ж. Р. Шахїрзанова, д-р геогр. наук, проф., зав. кафедри гідрології суші
ОДЕКУ.

Редактор англomовних текстів

А. В. Іванченко, канд. філол. наук, доц. каф. іноземних мов ОДЕКУ.

Відповідальний секретар

О. І. Маруніч, співробітник редакційно-видавничого відділу ОДЕКУ.

“Український гідрометеорологічний журнал” є спеціалізованим науковим виданням, в якому публікуються результати фундаментальних та прикладних наукових досліджень у напрямках “Гідрометеорологія” (метеорологія і кліматологія; агрометеорологія; гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія; океанологія) спеціальності «Науки про Землю» та «Екологічні аспекти природокористування» спеціальності «Екологія» з метою інформування про сучасні наукові досягнення українських та зарубіжних дослідників, розвитку вищої освіти, оприлюднення результатів наукових досліджень з теоретичних та прикладних аспектів вирішення актуальних проблем у відповідних або суміжних областях науки.

Журнал призначений для науковців, науково-педагогічних працівників закладів вищої освіти, студентів, аспірантів та докторантів, фахівців у галузі природничих наук за спеціальностями 103 «Науки про Землю» та 101 «Екологія».

Ukrainian Hydrometeorological Journal publishes the original results of fundamental and applied research in the following fields: 'Hydrometeorology' (Meteorology and Climatology; Agricultural Meteorology; Hydrology, Water Resources, Hydrochemistry; Oceanography) of the specialty 'Earth Sciences' and 'Environmental Aspects of Nature Management' of the specialty 'Environmental Sciences'. The objective of the Journal consists in presenting the information on modern scientific achievements of Ukrainian and foreign researchers, promoting the development of higher education, and publishing the original research works on theoretical and applied aspects of solving the topical problems in respective and closely-related areas of science.

The Journal is intended for use by scientists, academic staff of higher education institutions, students, postgraduate students, researchers and experts in the sphere of the Natural Sciences' specialties such as 'Earth Sciences' and 'Environmental Sciences'.

Editor-in-Chief

Yurii S. Tuchkovenko, D. Sc. in Geography, Prof.,
Vice-Rector for Research of OSENU (Odessa State
Environmental University), Ukraine

Deputies of Editor-in-Chief

Nataliya S. Loboda, D. Sc. in Geography, Prof.,
Head of the Department of Hydroecology
and Water Resources of OSENU, Ukraine;
Editor of the section : Hydrology,
Water Resources, Hydrochemistry

Tamerlan A. Safranov, D. Sc. in Geology and Mineralogy,
Prof., Head of the Department of Ecology and
Environmental Protection of OSENU;
Editor of the section : Environmental Aspects
of Nature Management

Sergiy M. Stepanenko, D. Sc. in Physics and Mathematics,
Prof., Rector of OSENU, Ukraine;
Editor of the sections : Meteorology and Climatology,
Agricultural Meteorology

Members of the Editorial Board

Alexander A. Baklanov, D. Sc. in Physics and Mathematics, Prof. of
Meteorology, Geophysics, Senior Scientist / Project Leader at Danish
Meteorological Institute, Research Department; Adjoint Professor at the Niels
Bohr Institute of the University of Copenhagen, Denmark;
Mykola A. Berlinskyi, D. Sc. in Geography, Prof., Head of the Department
of Oceanography and Marine Nature Management of OSENU, Ukraine;
Angelina V. Chugai, D.Sc. in Technology, Dean of Nature Protection
Faculty of OSENU, Ukraine; **Mariia M. Fedoriak**, D.Sc. in Biology, Prof.
and Head of the Department of Ecology and Biomonitoring of Yuriy
Fedkovych Chernivtsi National University, Ukraine; **Vasyl V. Grebin**,
D.Sc. in Geography, Prof. of the Department of Hydrology and
Hydroecology of Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine;
Valeriy M. Khokhlov, D. Sc. in Geography, Prof. of the Department of
Meteorology and Climatology of OSENU, Ukraine; **Dmitriy V. Lukashov**,
D. Sc. in Biology, Prof. of the Department of Ecology and Environmental
Protection, Head of the Department of Ecology and Zoology of Taras
Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine; **Oleg Makarynskyi**,
PhD in Geography, Lead Researcher, Australian Institute of Marine Science,
Arafura Timor Research Facility, Australia; **Dina Makarynska**, PhD in
Geophysics, Aquatic Health Unit / Water Resources Division, Department of
Environment and Natural Resources, Australia; **Oleksandr V. Mudrak**,
D. Sc. in Agriculture, Prof., Head of the Department of Ecology, Nature and
Mathematic Sciences of Vinnytsia Academy of Continuing Education,
Ukraine; **Valeriya A. Ovcharuk**, D.Sc. in Geography, Assoc. Prof.,
Director of the Hydrometeorological Institute of OSENU, Ukraine;
Anatolii M. Polovyi, D. Sc. in Geography, Prof., Head of the Department of
Agrometeorology and Agroecology of OSENU, Ukraine; **Inna Semenova**,
D.Sc. in Geography, Assoc. Prof., Prof. of the Department of Military
Training of OSENU, Ukraine; **Zhanetta R. Shakhirzanova**, D. Sc. in
Geography, Prof., Head of the Department of Land Hydrology of OSENU,
Ukraine.

Editor of texts in English

Andrii Ivanchenko, PhD in Philology, Assoc. Prof. of the Department of Foreign
Languages, OSENU, Ukraine

Executive Secretary

Oleksandra I. Marunych, Officer of the Editorial and Publishing Department of
OSENU, Ukraine.

ЗМІСТ

CONTENTS

Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія

Hydrology and Water Resources, Hydrochemistry

- Лобода Н. С., Отченаш Н. Д., Козлов М. О.* 5 *Loboda N. S., Otchenash N. D., Kozlov M. O.*
Методичні підходи до оцінки ризиків
виснаження водних ресурсів в умовах
кліматичних змін (на прикладі рівнинної
України)
Лобода Н. С., Куза А. М. 18 *Loboda N. S., Kuza A. M.* Аналіз екологічного
стану річки Сарата Одеської області
Лобода Н. С., Розвод М. Р. 38 *Loboda N. S., Rozvod M. R.* Зміни температурного
режиму повітря в басейні річки Дністер на
початку ХХІ сторіччя

Океанологія

Oceanography

- Коморін В. М.* 49 *Komorin V. M.* Математична модель управління
екосистемними ризиками моря
Тучковенко Ю. С., Кушнір Д. В., 66 *Tuchkovenko Yu. S., Kushnir D. V.,*
Торгонський А. В., Коморін В. М. Вплив
руйнування греблі Каховського водосховища на
океанографічні умови в північно-західній частині
Чорного моря за результатами моделювання

Екологічні аспекти природокористування

Environmental Aspects of Nature Management

- Safranov T., Chugai A., Stepova O.* 81 *Safranov T., Chugai A., Stepova O.* Impact of
military activities and hostilities on the ecosystem
services of the North-Western Black Sea coastal
zone
Сафранов Т. А., Приходько В. Ю., 88 *Safranov T. A., Prykhodko V. Yu.,*
Михайленко В. І. Особливості управління та
поводження з відходами від руйнувань в
регіонах України

- Нікітін П. С., Ільїна В. Г.* Агроекологічні аспекти поглинання біогенних елементів технічними культурами в умовах Одеської області **99** *Nikitin P. S., Ilyina V. G.* Agroecological aspects of nutrients absorption by industrial crops in the conditions of Odesa Region
- Романчук М. Є., Веслогузова З. Г.* Оцінка придатності вод річки Дністер для питного водопостачання **108** *Romanchuk M. Ye., Veslohuzova Z. H.* Assessment of suitability of the Dniester River's waters for drinking water supply
- Грабко Н. В., Колісник А. В.* Екологічні фактори впливу на смертність населення Одеської області **115** *Hrabko N. V., Kolisnyk A. V.* Environmental factors affecting the mortality of population in Odesa Region

УДК 556:581, 582.2

МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ РИЗИКІВ ВИСНАЖЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ В УМОВАХ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН (НА ПРИКЛАДІ РІВНИННОЇ УКРАЇНИ)

Н. С. Лобода, Н. Д. Отченас, М. О. Козлов

natalie.loboda@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-0794-9951>

Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна, natalie.loboda@gmail.com

Актуальність роботи обумовлена необхідністю кількісної оцінки ризиків змін водних ресурсів, які відбуваються на початку XXI сторіччя внаслідок дії парникового ефекту та відповідних змін клімату. Автори використали ймовірнісний підхід для оцінки кліматичних ризиків, у якому застосовується добуток показника зменшення водних ресурсів на ймовірність настання цієї події. Зменшення водних ресурсів в результаті потепління характеризує їхнє «виснаження». У роботі використані результати розрахунків значень середнього багаторічного річного «кліматичного» стоку, визначеного за моделлю «клімат-стік» на основі метеорологічних даних осередненої модельної траєкторії проекту EURO-CORDEX для сценаріїв змін клімату RCP4.5 та RCP8.5. Розрахунковим є період 2021-2050 рр., базовим – період від початку спостережень до 1989р. Порівняння кліматичного розрахункового та базового стоку виконано по метеостанціях. Оцінкою змін, що відбулися, є відносне відхилення базових та розрахункових значень стоку. Ймовірність ступеня «виснаження» водних ресурсів визначалась як відношення кількості метеостанцій (вузлів сітки), де зміни досягали певних розмірів, до загального числа розглянутих станцій. Граничними показниками ступеня виснаження водних ресурсів слугували зміни, які перевищували 10% (статистично значущі зміни водних ресурсів), 50% (руйнування водних ресурсів), 70% (безповоротне руйнування водних ресурсів). Метою роботи є розроблення критеріїв для розрахунків кліматичних ризиків та установлення ризику формування напруженого, критичного та катастрофічного стану водних ресурсів на прикладі України. Детальний розгляд інтервалів змін водних ресурсів показав, що найбільший ризик їхнього виснаження у 2020-2050 рр. буде спостерігатися в інтервалі від -20 до -40% (напружений стан) за сценарієм RCP4.5 та від -30 до -60% (напружений стан) за сценарієм RCP8.5. Установлено, що кліматичні ризики руйнування та безповоротного руйнування водних ресурсів для території України на 2020-2050 рр. невеликі, що підтверджується малою ймовірністю їх появи. Проте значення ризиків зростають у 1,5 – 2,0 рази для сценарію RCP8.5 у порівнянні із сценарієм RCP4.5. Додатково було запропоновано для розрахунків кліматичних ризиків використовувати відносну площу підлеглої виснаженню території як непрямий показник збитків (чим більша площа, тим більші витрати на відтворення). Цей підхід дозволив зробити оцінки ризиків більш диференційованими. Розроблена методика оцінки кліматичних ризиків виснаження водних ресурсів в умовах глобального потепління може бути використана для різних моделей і країн.

Ключові слова: кліматичні ризики; модель «клімат-стік»; водні ресурси; кліматичні сценарії; ступінь виснаження водних ресурсів.

1 ВСТУП

В П'ятій доповіді Міжурядової групи з питань зміни клімату відзначається, що «забезпечення сталого розвитку ... є основою для кліматичної політики і наголошує на необхідності розгляду ризиків змін клімату» [1]. Оскільки кліматичний ризик у різних частинах Європи проявляється по-різному, регіональні оцінки були проведені для чотирьох субконтинентальних регіонів: північного, західного, центрально-східного і південного. Для центрально-східної Європи очікується зростання

температур повітря та тривалості посух. Можливі мега-посухи, що призводять до нестачі води та продовольства, руйнування критичної інфраструктури та загрози фінансовим ринкам та стабільності [2].

Актуальність дослідження обумовлена необхідністю визначення вразливості водних ресурсів України до змін клімату та оцінки їх можливого стану у майбутньому на базі використання кліматичних сценаріїв.

Проблема полягає у суттєвому зростанні температур повітря на території рівнинної України на фоні незначної зміни ресурсів зволоження, що призводить до зменшення стоку річок [3]. Таким чином виникає ризик виснаження водних ресурсів.

До основних завдань Стратегії України з “Екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року” віднесені “проведення секторальних досліджень з оцінки ризиків, уразливості та прогнозування зміни клімату у сферах управління водними ресурсами, збереження біорізноманіття, лісового фонду, енергетики, громадського здоров’я, сільського господарства та ґрунтів, транспорту та інфраструктури, туризму” [4]. Методики оцінки ризиків у сфері управління водними ресурсами складають недостатньо розвинуту частину гідрологічних досліджень.

Метою роботи є розроблення критеріїв для розрахунків кліматичних ризиків та установлення ризику формування напруженого, критичного та катастрофічного стану водних ресурсів.

Об’єктом дослідження є негативний вплив змін клімату на водні ресурси.

Предметом дослідження є оцінка ризику виснаження водних ресурсів внаслідок можливих змін клімату.

Опис об’єкту. Рівнинна територія України включає до себе такі природні зони: лісову, лісостепову, степову, межі яких відповідають зоні надлишкового зволоження, достатнього зволоження та недостатнього зволоження, відповідно [5]. За ландшафтно-гідрологічним районуванням В.В. Гребіня виділені мішано-лісова волога; широко-листова волога, лісостепова недостатньо зволожена; степова посушлива зони [6]. Весь південь України займає степова зона. Аналіз розподілу коефіцієнту посушливості (відношення ресурсів зволоження до ресурсів тепла) показав, що на початку XXI сторіччя зона недостатнього зволоження України розширяється до півночі, обмежуючи площу зони достатнього зволоження. На початку XXI сторіччя на півдні України сформувалася напіваридна зона, якої наприкінці XX сторіччя ще не існувало. Подальше розширення напіваридної зони прогнозується до кінця сторіччя і, зокрема, для найближчого тридцятирічного періоду 2021-2050 рр. за сценаріями глобального потепління RCP4.5 та RCP8.5 [7]. Виявлено, що зростання посушливості клімату буде супроводжуватися зменшенням водних ресурсів. Для рівнинної

України це зменшення пов’язується із зниженням стоку весняного водопілля, що обумовлено зменшенням запасів води у сніговому покриві за рахунок зростання температур повітря взимку та перед початком весняного водопілля [8], [9]. Висновки, зроблені українськими вченими підтверджуються роботами інших науковців світу [10]. Виявлено, що на території Східної Європи, включаючи Україну, сформувалася загроза суттєвого зменшення водних ресурсів внаслідок глобального потепління.

2 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

Кліматичні ризики – це багатогранні, різноманітні короткострокові, середньо- та довгострокові наслідки кліматичних змін, що охоплюють їхній багатовимірний діапазон від місцевого до глобального. Ризики найчастіше визначаються за допомогою спеціально розроблених індексів. У випадку оцінки ризиків від впливу небезпечних кліматичних явищ в основі розрахунків таких індексів можуть бути покладені розміри площі, охопленої негативним явищем, тривалість негативного явища, ступінь агресивності негативного явища та інше. У “Методичних рекомендаціях для здійснення оцінки ризиків та вразливості соціально-економічних секторів та природних складових до зміни клімату” наведені можливі показники-індикатори, які можна використовувати для оцінки кліматичних ризиків [11].

Оцінки ризику є підґрунтям для прийняття управлінських рішень при вирішенні питань збереження і відновлення природних ресурсів в умовах глобального потепління. Вони можуть надаватися у вигляді кількісних характеристик масштабів порушень, що відбулися [12]

Підчас розрахунків кліматичних ризиків використовують як метеорологічні дані кліматичних сценаріїв, так і дані минулих років [13]. Використання виявлених трендів дозволяє розширити набір можливих показників у розрахунках кліматичних ризиків.

Для оцінки кліматичного ризику формування нестачі водних ресурсів дуже часто вдаються до районування територій за тенденціями змін стоку. Особлива увага приділяється районам, де виявлені статистично значущі тенденції зменшення стоку річок. Розроблення та реалізація заходів по покращенню умов формування стоку може спиратися на аналіз відгуку природних систем на їх штучні зміни (наприклад, збільшення площ лісів на

водозборах річок [14] шляхом співставлення характеристик стоку минулого періоду та періоду після проведення відновних заходів.

Кількісним показником ризику може слугувати співвідношення оцінок наслідків змін клімату за різні періоди. Наприклад, у роботі [15] розглядається ризик виникнення хвороби Лайма при змінах кліматичних умов. Показник ризику оцінюється як логарифм відношення кількості хворих у сучасному періоді до відповідної характеристики у минулому. Роль кліматичних змін установлювалась шляхом пошуку кореляційних зв'язків між показником ризику та показниками змін клімату і ландшафту.

Підчас оцінки ризиків затоплення територій у період весняних водопіль або дощових паводків ймовірність ризиків затоплення може прийматися за даними про ймовірність появи максимуму дощового паводку чи весняного водопілля [16].

Термін кліматичний “ризик” часто використовується для позначення потенційно несприятливих наслідків зміни клімату та появи загрози для життя, засобів існування, здоров'я та добробуту людей, екосистем та видів, економічних, соціальних та культурних цінностей, послуг (включаючи екосистемні послуги) та інфраструктури. У роботі [17] розглядаються ризики виникнення озброєних конфліктів з метою можливого територіального перерозподілу води на Африканському континенті в умовах кліматичних змін. Предикторами прогностичної моделі в цій роботі слугували дані кліматичних сценаріїв RCP та три сценарії соціально-економічного розвитку SSP.

При визначенні кліматичних ризиків у сільському господарстві були залучені альтернативні вирішення (за принципом “так” або “ні”) на основі порівняння середнього багаторічного значення поточної характеристики із базовою (за минулий період). Показник ризику розраховується за кількістю порушень встановленого порогу урожайності та якості пшениці [18].

Ризик також можна розглядати як можливість появи несприятливих наслідків того чи іншого виду антропогенного впливу, але дати настання та ступінь здійснення цих наслідків залишаються невизначеними [19]. Невизначеність розуміє під собою наявність декількох варіантів наслідків, які можуть виникнути в результаті реалізації події (у даному випадку змін клімату). Ризик може визначатися через ймовірність виникнення небезпечних

подій або тенденцій, помножену на кількісну оцінку наслідків, які б мали місце підчас реалізації очікуваної події [20]. Зокрема, такий підхід був успішно застосований автором при визначенні екологічних ризиків забруднення вод [21].

У даній роботі запропонована методика установлення кількісних оцінок кліматичного ризику виснаження водних ресурсів внаслідок глобального потепління з використанням ймовірнісного підходу.

3 ОПИС МАТЕРІАЛІВ І МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ

Ризик є кількісною характеристикою, яка описує несприятливу подію із використанням ймовірності її настання. Кількісний аналіз ризику передбачає визначення ймовірності настання ризикових подій і обсягу викликаного ними збитку або вигоди [1].

Кліматичний ризик можна представити як добуток від ймовірності появи небезпечного явища на пошкодження

$$R_{кл.р.} = p(H.Я.) \cdot V, \quad (1)$$

де $R_{кл.р.}$ – кількісний показник кліматичного ризику;

$p(H.Я.)$ – ймовірність появи небезпечного явища;

V – вразливість об'єкту.

Вразливість може розглядатись як функція або ступінь схильності об'єкту до сприйняття негативного впливу. У свою чергу, вразливість визначається як добуток від відсотку пошкоджень, пов'язаних із дією небезпечного явища, на збиток від цих пошкоджень

$$V = \Pi \cdot N, \quad (2)$$

де Π – відсоток пошкоджень;

N – збиток від пошкоджень.

Економічний збиток визначається як

$$N = N_j F, \quad (3)$$

де N_j – грошовий вираз для збитків, які припадають на 1 км² площі водозбору або на 1 км довжини річки;

F – площа водозбору або довжина річки.

Під збитками від зменшення водних ресурсів слід розуміти витрати на відновлення водних ресурсів (ревіталізація річок, створення сховищ для збереження води, перекид стоку, будівництво очисних споруд та інше).

Якщо економічні витрати від пошкоджень не приймати до уваги, то розрахунки кліматичного ризику можна представити рівнянням виду

$$R_{\text{кл.р.}} = p(H.Y.) \cdot P. \quad (4)$$

У даній роботі під “пошкодженням” слід розуміти виснаження водних ресурсів внаслідок потепління. Характеристикою водних ресурсів може слугувати середній багаторічний стік річок. “Небезпечне явище” розглядається як зменшення водних ресурсів різного ступеня (у відсотках по відношенню до базового періоду), що відбулося в результаті змін клімату.

Згідно із рекомендаціями ООН зменшення середньої багаторічної величини річного стоку на 10 % розглядається як статистично значуще виснаження водних ресурсів; зменшення на 50 % означає їх руйнування, а зменшення на 70 % має призвести до безповоротного руйнування водних ресурсів.

Приймаємо, що задовільний стан водних ресурсів зберігається, коли їхнє зниження менше або дорівнює 10 %. Перехід у зону ризику спостерігається, коли зниження водних ресурсів перебільшує 10 %, але менше або дорівнює 50 %. У цьому випадку виникає “напружена” ситуація, при якій рівень життя населення через зменшення запасів води порушується незначно. У цьому випадку за рахунок проведення природоохоронних заходів водні ресурси досить легко відновити. Критична ситуація виникає, коли зменшення водних ресурсів за рахунок змін клімату перевищує 50 %, але менше або дорівнює 70 %. У таких випадках відбувається руйнування водних ресурсів. Для їх відновлення вже недостатньо дотримуватися лише природоохоронних заходів. Стає необхідним зменшення антропогенного навантаження як за рахунок зниження викидів промислових газів у атмосферу, так і шляхом обмеження масштабів водогосподарської діяльності (а саме, зменшення об’ємів вилучення вод поверхневих водотоків на зрошування, заповнення штучних водойм та інше). Наприклад, на території південної України в умовах глобального потепління посилюються наслідки розбудови великої кількості штучних водойм, головним чином, через зростання випаровування з водної поверхні. Випаровування з водної поверхні перевищує опади, які випадають на цю поверхню. Зростання температур повітря та їх перехід у область додатних значень взимку призводить до зменшення запасів води у сніговому покриві і відповідного зниження стоку за період весняного водопілля. Зростання

температур повітря теплого періоду обумовлює зростання випаровування з поверхні суші і водної поверхні. Такі наслідки потепління призвели до зменшення припливу прісних вод від малих та середніх річок північно-західного Причорномор’я, що у свою чергу викликало обміління та поступове висихання Причорноморських лиманів [22], [23] і зростання солоності їх вод [24]. Близькі за змістом висновки зроблені польськими авторами [25], які підкреслюють особливо негативні наслідки зростання температур повітря та випаровуваності на фізико-хімічний режим малих водних об’єктів.

Виснаження водних ресурсів більш ніж на 70 % викликає їх незворотне руйнування і створює катастрофічну ситуацію в регіоні або у цілій країні. У такій ситуації втрачаються унікальні природні об’єкти та генофонд біоти, а також погіршується здоров’я населення [26].

Оцінка водних ресурсів рівнинної України виконувалась на базі моделі «клімат – стік», основні теоретичні положення якої представлені у роботах [27]-[29].

Модель базується на сумісному використанні водного та теплового балансу водозборів і надає можливість оцінювати водні ресурси за метеорологічними даними про опади та температури повітря. Середній багаторічний стік, розрахований за цією моделлю, отримав назву кліматичного. Розрахунки кліматичного стоку за даними метеорологічних спостережень виконувались за метеорологічними даними метеостанцій, а при оцінках водних ресурсів за кліматичними сценаріями – за відповідними даними у вузлах координатної сітки. Особливість побудови карт ізоліній кліматичного річного стоку полягає у тому, що кожне розраховане значення відноситься до метеостанції, а не до центру тяжіння водозбору і є характеристикою місцевих водних ресурсів. Результати розрахунків кліматичного стоку узагальнювалися у виді карт ізоліній середніх багаторічних значень кліматичного стоку та його змін при порівнянні із базовим періодом. Середнє багаторічне значення кліматичного стоку з водозбору має визначатися як середня зважена по частинних площах водозбору, що містяться між ізолініями. Порівняння норм річного кліматичного стоку із фактичними даними, виконані для водозборів річок з усталеним підземним живленням у різних географічних зонах України, показали їх відповідність одне одному [27]. Норма річного кліматичного стоку є тотожною нормі

зонального природного річного стоку. Природний стік є стоком у не порушених водогосподарською діяльністю умовах. Точність визначення норми річного кліматичного стоку за картою ізоліній, побудованій на основі метеорологічних даних, становить $\pm 10\%$.

У даній роботі при оцінках кліматичних ризиків були використані результати оцінки можливих змін водних ресурсів України у період 2021-2050рр.), опубліковані в [1] та [6]. До розрахунків були залучені дані 125 метеорологічних станцій (середні багаторічні річні та місячні опади та температури повітря за період з початку спостережень до 1989р.) та прогнозні значення метеорологічних характеристик у вузлах сітки, осереднені за ансамблем 14 модельних симуляцій змін клімату відповідно до сценарію RCP4.5 та RCP8.5 в межах проекту EURO-CORDEX [30]. Застосування осереднених по ансамблю даних зумовлено припущенням, що у “осередненій траєкторії” систематичні похибки, властиві окремим моделям, при осередненні компенсуються [31].

4 РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Для оцінки кліматичних ризиків виснаження водних ресурсів авторами запропонований такий підхід. Пошкодження Π з формул (1) та (4) задавалось як певна ступінь зменшення водних ресурсів (10%, 50%, 70%). Емпірична ймовірність цієї події установлювалася як відношення кількості метеостанцій (вузлів сітки) n , коли спостерігалось перевищення заданого критичного значення до загальної кількості випадків N (загальне число метеостанцій або вузлів сітки), тобто обчислювалась відносна частота події

$$p = n/N, \quad (5)$$

звідки

$$R' = p\Pi, \quad (6)$$

де R' – ймовірнісна оцінка ризику виснаження водних ресурсів або коефіцієнт ризику; p – емпірична ймовірність появи пошкодження Π (наприклад, зменшення середньої багаторічної величини річного стоку на 50%); n – кількість метеостанцій, на яких спостерігалася ця подія. Пошкодження Π з формули (1) у подальшому розглядається як характеристика виснаження водних ресурсів.

Для сценарію RCP4.5 установлено, що найбільш ймовірним у період 2021-2050 рр. буде

зменшення водних ресурсів в інтервалі від 10 % і більше. Середній розмір виснаження водних ресурсів в інтервалі від 10 до 100 % становитиме 45 % (табл.1). Цій ситуації відповідає найбільше значення кліматичного ризику $R' = 29,7$. Ризики руйнування водних ресурсів та незворотного руйнування оцінюються показником R' , який дорівнює 7,50 і 1,70, відповідно. Як видно з таблиці 1, емпірична ймовірність появи цих подій (p) є невеликою і становить 0,10 та 0,02 відповідно. За сценарієм RCP8.5, згідно із яким заходи по упередженню забруднення атмосфери парниковими газами не будуть реалізовані в найближчі десятиріччя, кліматичні ризики збільшуються (табл.2). Перспектива зменшення водних ресурсів у інтервалі 10-100 % стає майже достовірною подією у сценарії RCP8.5, оскільки ймовірність такого зменшення наближається до 1 ($p=0,98$). Ймовірності руйнування водних ресурсів більше ніж на 50 % та незворотного руйнування (більше ніж на 70 %) в сценаріях RCP8.5 також зростають. За сценарієм RCP8.5 значення кліматичних ризиків зростають у 1,5 рази при порівнянні із результатами, отриманими за сценарієм RCP4.5.

У таблицях 3 та 4 наведені більш детальні оцінки R' по інтервалах, межі яких відповідають інтервалам між ізолініями на картах змін водних ресурсів [6]. З цих таблиць видно, що найбільший ризик виснаження водних ресурсів припадає на інтервали від -20 до -40 % для сценарію RCP4.5 та на інтервали від -30 до -60 % для сценарію RCP8.5. В чотири рази у порівнянні із сценарієм RCP4.5 зростає коефіцієнт ризику виснаження водних ресурсів у інтервалі змін стоку від - 50 до -60 %. Сумарний коефіцієнт ризику попадання в інтервал змін від -40 до -60 % становить 3,65 для сценарію RCP4.5 та 21, 2 для сценарію RCP8.5, що свідчить про зростання загрози формування критичного стану водних ресурсів рівнинної України у випадку розвитку наслідків глобального потепління за сценарієм RCP8.5.

З метою урахування збитків під час розрахунків кліматичних ризиків авторами роботи запропоновано використовувати відносну площу території, яка підпадає під значущий вплив змін клімату. Чим більша територія підлягає негативним змінам водних ресурсів, тим більший буде збиток. Розглянемо карти ізоліній змін кліматичного стоку у період 2021-2050рр. у маловодні роки. До маловодних років віднесені роки 75% забезпеченості річного стоку та 95% забезпеченості річного стоку. Рік

забезпеченістю 75% відноситься до маловодного, а рік забезпеченістю 95% - до дуже маловодного.

Таблиця 1 – Оцінка кліматичного ризику зменшення місцевих водних ресурсів України для періоду 2021–2055 рр за сценарієм RCP4.5

Table 1 – Assessment of the climatic risk of the reduction of local water resources of Ukraine for the period 2021–2055 according to the RCP4.5 scenario

Відносна частота появи небезпечного явища, p	Небезпечне явище (зменшення водних ресурсів в результаті зміни клімату), %	Середній розмір виснаження водних ресурсів у межах досліджуваного інтервалу, %	Коефіцієнт кліматичного ризику, R'
0,66	Більше 10%	45	29,7
0,10	Більше 50%	75	7,50
0,02	Більше 70%	85	1,70

Таблиця 2 – Оцінка кліматичного ризику зменшення місцевих водних ресурсів України для періоду 2021–2050 рр за сценарієм RCP8.5

Table 2 – Assessment of the climate risk of the reduction of local water resources of Ukraine for the period 2021–2050 according to the RCP8.5 scenario

Відносна частота появи небезпечного явища, p	Небезпечне явище (зменшення) водних ресурсів в результаті зміни клімату, %	Середній розмір виснаження водних ресурсів у межах досліджуваного інтервалу, %	Коефіцієнт кліматичного ризику, R'
0,98	Більше 10%	45	43,2
0,22	Більше 50%	75	16,5
0,03	Більше 70%	85	2,55

Таблиця 3 – Оцінка кліматичного ризику зменшення місцевих водних ресурсів України по інтервалах для періоду 2021–2050 рр. за сценарієм RCP4.5

Table 3 – Assessment of the climate risk of local water resources reduction by intervals in Ukraine for the period 2021–2050 according to the RCP4.5 scenario

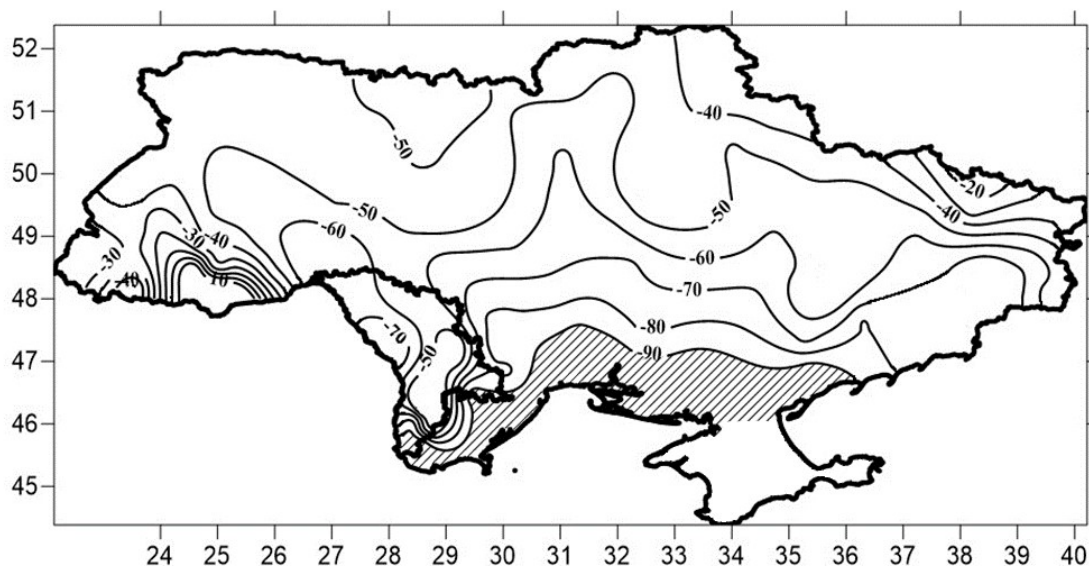
Відносна частота події, p	Інтервали зменшення водних ресурсів в результаті зміни клімату, %	Виснаження водних ресурсів у межах інтервалу, %	Коефіцієнт кліматичного ризику, R'
0,34	Від 0 до -10	5	1,70
0,20	Від -10 до -20	15	3,00
0,21	Від -20 до -30	25	5,25
0,13	Від -30 до -40	35	4,55
0,02	Від -40 до -50	45	0,90
0,05	Від -50 до -60	55	2,75
0,03	Від -60 до -70	65	1,95
0,02	Від -70 до -100	85	1,70

Таблиця 4 – Оцінка кліматичного ризику зменшення місцевих водних ресурсів України по інтервалах для періоду 2021-2050 рр. за сценарієм RCP8.5**Table 4** – Assessment of the climate risk of local water resources reduction by intervals in Ukraine for the period 2021-2050 according to the RCP8.5 scenario

Відносна частота події, p	Інтервали зменшення водних ресурсів в результаті зміни клімату, %	Виснаження водних ресурсів у межах інтервалу, %	Коефіцієнт кліматичного ризику, R'
0,02	Від 0 до -10	5	0,10
0,08	Від -10 до -20	15	1,20
0,11	Від -20 до -30	25	2,75
0,28	Від -30 до -40	35	9,80
0,29	Від -40 до -50	45	13,0
0,15	Від -50 до -60	55	8,25
0,04	Від -60 до -70	65	2,60
0,03	Від -70 до -100	85	2,55

На рисунках 1 та 2 штриховкою виділені площі, де зменшення річного стоку згідно із даними сценарію RCP8.5 буде перевищувати 90%, що свідчить про припинення місцевого стоку з території.

Порівняльний аналіз представлених рисунків дозволив зробити висновок, що ці площі суттєво зростають при переході від маловодного року до дуже маловодного.

**Рис. 1** – Зменшення річного стоку маловодних років забезпеченістю 75% за період 2021-2050 рр. у порівнянні із базовими даними згідно із осередненою моделлю сценарію RCP8.5**Fig. 1** – Reduction of annual runoff in low-water years (75% certainty) for the period 2021-2050 compared to the baseline according to the averaged model of the RCP8.5 scenario

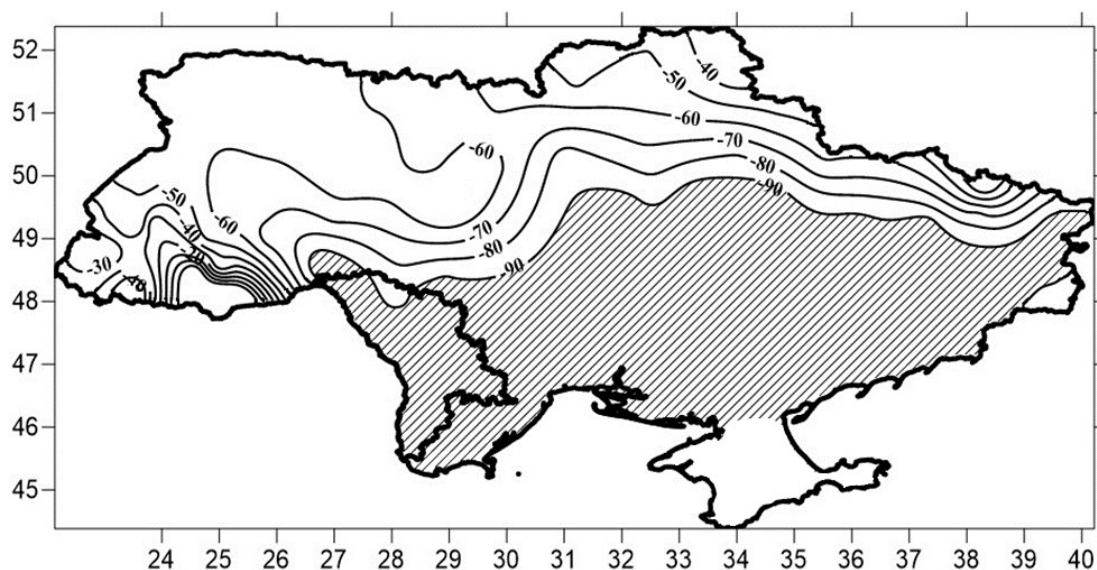


Рис. 2 – Зменшення річного стоку маловодних років забезпеченістю 95% за період 2021-2050 рр. у порівнянні із базовими даними за сценарієм RCP8.5

Fig. 2 – Reduction of annual runoff in low-water years (95% certainty) for the period 2021-2050 compared to the baseline according to the averaged model of the RCP8.5 scenario

Розглянемо, як зміниться коефіцієнт ризику при непряму урахуванні збитків через площу припинення місцевого стоку, яка підлягає кліматичним змінам. У такому випадку можна використати рівняння виду (1), та оцінити вразливість (див. рівняння 2), яка буде визначатись наступним чином

$$V = \Pi \cdot f, \quad (7)$$

де Π – відсоток виснаження (пошкодження) стоку;

f – показник збитку від виснаження стоку у вигляді площі припинення місцевого стоку у долях від площі водозбору.

Коефіцієнт ризику, розрахований за (1), позначимо як R'' .

Результати розрахунків показали, що додаткове використання відносної площі f посилює диференціацію між коефіцієнтами ризику: при розрахунках R'' значення коефіцієнту ризику для дуже маловодного року в 14 разів перевищувало відповідне значення для маловодного (табл. 5).

Таблиця 5 – Оцінка кліматичного ризику припинення місцевого стоку річок у маловодні роки для періоду 2021-2050 рр. за сценарієм RCP8.5

Table 5 – Assessment of the climatic risk of the cessation of local river flow in low-water years for the period 2021-2050 according to the RCP8.5 scenario

Забезпеченість водності року	p	Виснаження річного стоку маловодних років, %	Коефіцієнт кліматичного ризику, R'	Відносна площа, підлегла впливу	Вразливість $V = \Pi \cdot f$	Коефіцієнт кліматичного ризику, R''
Маловодний рік $P=75\%$	0,15	90	13,5	0,09	8,1	1,21
Дуже маловодний рік $P=95\%$	0,40	90	36,0	0,48	43,2	17,3

5 ВИСНОВКИ

У роботі запропонована методика оцінки кліматичних ризиків виснаження водних ресурсів в результаті змін глобального та регіонального клімату.

Методика передбачає використання кількісних оцінок можливих змін водних ресурсів, отриманих в результаті математичного моделювання характеристик стоку за метеорологічними даними,

Ризик виснаження водних ресурсів пропонується розраховувати як середнє зважене по ймовірності зменшення водних ресурсів, що відбулося внаслідок потепління. Оскільки розрахунки стоку за кліматичними сценаріями надавалися по метеорологічним станціям, то шукана ймовірність визначалась як відношення кількості станцій (вузлів розрахункової сітки) із заданим масштабом виснаження водних ресурсів до загальної кількості розглянутих станцій (вузлів).

Інтервали можливого виснаження водних ресурсів задавалися за рекомендаціями ООН, згідно з якими їх зменшення водних ресурсів більше ніж на 10% указує на їхні статистично значущі зміни; зменшення більш ніж на 50% означає руйнування водних ресурсів; зменшення водних ресурсів більш ніж на 70% призводить до безповоротного руйнування водних ресурсів, що відповідає їх катастрофічному стану.

Виявлено, що за сценарієм RCP8.5 з ймовірністю $p=0,98$ зміни водних ресурсів рівнинної України у 2021-2050 рр. будуть статистично значущими (перевищуватимуть 10%). Значення показника кліматичного ризику для цієї події є найбільшим ($R'=43,2$). Ймовірність виснаження водних ресурсів на 50% і вище є значно меншою ($p=0,22$), і відповідно зменшується показник ризику ($R'=16,5$). Найменшим є показник ризику виснаження водних ресурсів на 70% і вище ($R'=2,55$) при $p=0,03$.

Згідно із запропонованою методикою встановлено, що кліматичні ризики руйнування та безповоротного руйнування водних ресурсів для рівнинної території України на 2021-2050 рр. невеликі, що забезпечується малою ймовірністю їх появи. Проте значення ризиків зростають у 1,5 – 2,0 рази для сценарію RCP8.5 у порівнянні із сценарієм RCP4.5.

Установлено, що на найближчий тридцятирічний період (2021-2050 рр.) емпірична ймовірність p задовільного стану (зменшення до

10%) водних ресурсів буде дорівнювати 34% для сценарію RCP4.5 та лише 2% для сценарію RCP8.5. Емпірична ймовірність p появи напруженого стану водних ресурсів (їх зменшення від 10% до 50%) буде становити 56% для сценарію RCP4.5 та 76% для сценарію RCP8.5. Емпірична ймовірність p виникнення критичного стану водних ресурсів (їх зменшення від 50% до 70%) досягне 8% для сценарію RCP4.5 та 19% для сценарію RCP8.5. Емпірична ймовірність p появи катастрофічного стану водних ресурсів (їх зміни більше ніж на 70%) будуть дорівнювати 5% для сценарію RCP4.5 та 7% для сценарію RCP8.5.

Найбільші коефіцієнти ризику R' виснаження водних ресурсів будуть можливі в інтервалах змін від -20 до -30% ($R'=5,25$) та від -30 до -40% ($R'=4,55$) для сценарію RCP4.5. Для сценарію RCP8.5 найбільш високі значення коефіцієнтів ризику виявлені в інтервалах від -30 до -40% ($R'=9,80$); від -40 до -50% ($R'=13,0$); від -50 до -60% ($R'=8,25$). В сценарії RCP8.5 порівняно високою ймовірністю та коефіцієнтом ризику R' характеризується інтервал змін від -50 до -60%, що свідчить про можливість переходу водних ресурсів у критичний стан.

Запропоновано введення у формулу розрахунків коефіцієнту кліматичного ризику показника f (доля площі, яка підлягає змінам у заданих масштабах, від площі загальної території, що розглядається). Відносна площа f є непрямым показником економічних збитків. Застосування показника f покращує диференціацію кількісних оцінок кліматичного ризику. Особливо чутливими до введення показника f є оцінки ризиків припинення місцевого стоку річок у маловодні роки, оскільки на півдні України такі площі суттєво поширюються з півдня до півночі за рахунок впливу потепління.

Установлено, що наслідки змін клімату у вигляді припинення місцевого стоку з територій більш вагомі підчас використання сценарію RCP8.5. У дуже маловодні роки емпірична ймовірність припинення місцевого стоку на півдні України досягає 40%.

Запропонований підхід до оцінки кліматичних ризиків виснаження водних ресурсів був реалізований на прикладі України з використанням результатів моделювання водних ресурсів за моделлю «клімат-стік». Проте, він може рекомендований для застосування для усіх країн, для яких надаються прогнози просторового розподілу змін водних ресурсів в результаті глобального потепління.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Кліматичні ризики функціонування галузей економіки України в умовах зміни клімату: колективна монографія / за ред. С. М. Степаненка, А. М. Польового; Одеський державний екологічний університет. Одеса: ТЕС, 2018. 548 с. ISBN 9786177711222.
2. European climate risk assessment. Executive summary. European Environment Agency, 2024. 37 p.
3. Кліматичні зміни та їх вплив на сфери економіки України / за ред. С. М. Степаненка, А. М. Польового. Одеса: ТЕС, 2015. 520 с.
4. Стратегія екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року (схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 20 жовтня 2021 р. №1363-р). URL: [Про схвалення Стратегії еколо... | від 20.10.2021 № 1363-р \(rada.gov.ua\)](https://rada.gov.ua) (дата звернення 21.01.2024).
5. Швебе Г. І., Ігошин М. І. Каталог річок і водойм України: навчально-довідковий посібник. Одеса: «Астропринт», 2003. 389 с.
6. Гребінь В. В. Сучасний водний режим України (ландшафтно-гідрологічний аналіз): монографія. Київ: Ніка-Центр, 2010. 316 с.
7. Лобода Н. С., Козлов М. О. Оцінка водних ресурсів річок України за середніми статистичними моделями траєкторій змін клімату RCP4.5 та RCP8.5 у період 2021- 2050 роки. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2020. №25. С. 93-104. <https://doi.org/10.31481/uhmj.25.2020.09>
8. Valeriya Ovcharuk, Eugene Gopchenko. Engineer Substantiation Of Estimated Characteristics Of Maximum Rivers' Runoff During Floods Under Climate Change. *Ecological Significance of River Ecosystems Challenges and Management Strategies* / Edited by Sugghosh Madhav, Shyam Kanhaiya, Arun Srivastav, Virendra Singh and Pardeep Singh. Elsevier, 2022. Pp. 351-382. <https://www.elsevier.com/books/ecological-significance-of-river-ecosystems/madhav/978-0-323-85045-2>
9. Melnic V. S., Loboda N. S. Trends in monthly, seasonal and annual fluctuations in flood peaks for upper Dniester River. *Meteorology, Hydrology and Water Management*. 2020. Vol. 8 (2). Pp. 28-36. <https://doi.org/10.26491/mhwm/126705>
10. Changing climate both increases and decreases European river floods / Blöschl G. et al. *Nature*. 2019. 573(7772). Pp. 108-111. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1495-6>
11. Методичні рекомендації для здійснення оцінки ризиків та вразливості соціально-економічних секторів та природних складових до зміни клімату. URL: <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/06/386nd1.pdf> (дата звернення 01.02.2024 р)
12. Risk Assessment of Rainwater Overflow from Lake Warouwaye in the Case of a Ten-Year Rainfall in Yeumbeul North / Sondo B. et al. *Open Journal of Modern Hydrology*. Senegal. 2021. 11. Pp. 39-53. <https://doi.org/10.4236/ojmh.2021.113003>
13. Spatial and temporal variability and risk assessment of regional climate change in northern China: a case study in Shandong Province / Hongli Li. et all. *Natural Hazards*. 2022. 111. Pp. 2749–2786. <https://doi.org/10.1007/s11069-021-05156-z>
14. Potential risk to water resources under eco-restoration policy and global change in the Tibetan Plateau / Yang Xiao et.al. *Environmental Research Letters*. 2021. Vol. 16 (9). Lett. 16 094004
15. Effect of Land-Use Change on the Changes in Human Lyme Risk in the United States / Yuying Ma et. al. *Sustainability*. 2022. 14. 5802. <https://doi.org/10.3390/su14105802>
16. Martyniuk M. O., Ovcharuk V. A. Identification of areas with potential significant flood risk using specialized software in the Vistula river basin within Ukraine. *Acta Hydrologica Slovaca*. 2023. Vol. 24(1). Pp. 94-100. <https://doi.org/10.31577/ahs-2023-0024.01.001>
17. Projecting armed conflict risk in Africa towards 2050 along the SSP-RCP scenarios: a machine learning approach / Jannis M Hoch et.al. *Environ. 2021. Res. Lett.* 16 124068 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac3db2>
18. Risk assessment of possible impacts of climate change and irrigation on wheat yield and quality with a modified CERES-Wheat model / Jianchao Liu et.al. *Journal of Water and Climate Change*. 2021. 12(6). Pp. 2444–2459. <https://doi.org/10.2166/wcc.2021.248>
19. The Adaptation Principles: 6 Ways to Build Resilience to Climate Change. URL: <https://www.chinawaterrisk.org/opinions/the-adaptation-principles-6-ways-to-build-resilience-to-climate-change/> (дата звернення: 15.11.2020)
20. Шурда К. Э. Ресурсы и антиресурсы погодно-климатического фактора (экономико-экологический аспект): монография / Институт проблем рынка и экономико-экологических исследований НАН Украины. Одесса, 2012. 314 с.
21. Loboda N., Daus M. Development of a method of assessment of ecological risk of surface water pollution by nitrogen compounds. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2021. Vol.5 №10 (113): Ecology, Pp.15-25. ISSN 1729-3774. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2021.243058>
22. Assessment of River Water Inflow into the Sasyk Estuary-Reservoir According to RCP4.5 and RCP8.5 Climate Change Scenarios for 2021-2050 / Loboda N. S., Tuchkovenko Y. S., Kozlov M. O., Katynska I. V. *Journal of Geology, Geograph. Geoecology*. 2021. 30 (2). Pp. 315–325. <https://doi.org/10.15421/112128>
23. Tuchkovenko Y., Khokhlov V., Loboda N. Climate change impact on the freshwater balance of quasi-closed lagoons in the North-Western Black Sea coast. *Journal of Water and Climate Change*. 2023. Vol. 14(7). Pp. 2416-2431. <https://iwaponline.com/jwcc/article/doi/10.2166/wcc.2023.109/95706/Climate-change-impact-on-the-freshwater-balance-of> (дата звернення: 04.03.2024)
24. Лобода Н. С., Гриб О. М. Гідроекологічні проблеми Куяльницького лиману та шляхи їх вирішення. *Гідробіологічний журнал*. 2017. 53 (4). С. 95-104
25. Monika Okoniewska, Danuta Szumi. Changes in Potential Evaporation in the Years 1952–2018 in North-Western Poland in Terms of the Impact of Climatic Changes on Hydrological and Hydrochemical Conditions. *nskWater* 2020. 12. 877. <https://doi.org/10.3390/w12030877>

26. Evaluation of the state of industrial water bioresources in fish areas of Ukraine / Burhaz M. I et.al. *Ukrainian Journal of Veterinary and Agricultural Sciences*. 2021. 4 (3). Pp. 68-75. ISSN 2617-6149
 27. Лобода Н. С. Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния: монография. Одесса: Экология, 2005. 208 с.
 28. Водні ресурси та гідроекологічний стан Тилігульського лиману: монографія / за ред. Ю. С. Тучковенко, Н. С. Лободи. Одеса: TEC, 2014. 276 с.
 29. Водний режим та гідроекологічні характеристики Куяльницького лиману / за ред. Лободи Н. С., Гопченка Є. Д. Одеса : TEC, 2016. 332 с.
 30. Georgy F., Jones C., Ghassem R. Addressing climate information needs at the regional level: the CORDEX framework. *WMO Bulletin*. 2009. 58 (3). Pp. 175-183.
 31. Valeriy Khokhlov, Yurii Tuchovenko, Nataliia Loboda. Selection of representative near-future climate simulations by minimizing bias in average monthly temperature and precipitation. *Theoretical and Applied Climatology*. 2023. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3156731/v1>
- REFERENCES**
1. Stepanenko, S.M. & Pol'ovyy, A.M. (2018). *Klimatychni ryzyky funktsionuvannia haluzei ekonomiky Ukrainy v umovakh zminy klimatu [Climate risks to the functioning of economic sectors in Ukraine amid climate change]*. Odessa: TES Publ. ISBN: 9786177711222. (in Ukr.)
 2. *European climate risk assessment*. Executive summary. European Environment Agency, 2024, 37 pp.
 3. Stepanenko, S.M. & Pol'ovyy, A.M. (eds). (2015). *Klimatychni zminy ta yikh vplyv na sfery ekonomiky Ukrainy [Climate change and its impact on the sectors of Ukraine's economy]*. Odessa. (in Ukr.).
 4. *Stratehiya ekolohichnoyi bezpeky ta adaptatsiyi do zminy klimatu na period do 2030 roku (rozporядzhennia Kabinetu Ministriv Ukrayiny vid 20 zhovtnya 2021 r. №1363-r) [Strategy of environmental security and adaptation to climate change for the period until 2030 (the order of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated October 20, 2021 No. 1363-p)]*. Available at: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1363-2021-p#Text><https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1363-2021-%D1%80> (Accessed: 21.01.2024)
 5. Shvebs, H.I., Ihoshyn, M.I. (2003). *Kataloh richok i vodoim Ukrainy [Catalog of rivers and reservoirs of Ukraine]*. Odessa: Astroprint. (in Ukr.)
 6. Grebin, V.V. (2010). *Suchasnyi vodnyi rezhym richok Ukrayiny (landshaftno-hidrolozhichnyi analiz) [The modern water conditions of Ukrainian rivers (landscapehydrological analysis)]*. Kyiv: Nika-Centr Publ. (in Ukr.)
 7. Loboda, N.S. & Kozlov, M.O. (2020). [Assessment of water resources of rivers of Ukraine according to average statistical models of climate change trajectories RCP4.5 and RCP8.5 in the period 2021-2050]. *Ukrains'kij gidrometeorologichnij zhurnal [Ukrainian hydrometeorological journal]*, 25, pp.93- 104. (in Ukr). <https://doi.org/10.31481/uhmj.25.2020.09>
 8. Ovcharuk, V. & Gopchenko, E. (2022). Engineer substantiation of estimated characteristics of maximum rivers runoff during floods under climate change. In: Madhav, S. et. al (ed.). *Ecological Significance of River Ecosystems*. Elsevier, chapter 18, pp. 351-382. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85045-2.00018-2>
 9. Melnic, V.S. & Loboda, N.S. (2020). Trends in monthly, seasonal and annual fluctuations in flood peaks for upper Dniester River. *Meteorology, Hydrology and Water Management*, 8(2), pp. 28-36. <https://doi.org/10.26491/mhwm/126705>
 10. Blöschl, G. et al. (2019). Changing climate both increases and decreases European river floods. *Nature*, 573(7772), pp. 108-111. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1495-6>
 11. *Metodychni rekomendatsiyi dlya zdiysnennya otsinky ryzykiv ta vrazlyvosti sotsial'no-ekonomichnykh sektoriv ta pryrodnykh skladovykh do zminy klimatu [Methodological recommendations for assessing the risks and vulnerability of socio-economic sectors and natural components to climate change]*. Available at: <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/06/386nd1.pdf> (Accessed: 01.02.2024). (in Ukr.)
 12. Sondo, B. et al (2021) Risk Assessment of Rainwater Overflow from Lake Warouwaye in the Case of a Ten-Year Rainfall in Yeumbeul North, Senegal. *Open Journal of Modern Hydrology*, 11, pp. 39-53. <https://doi.org/10.4236/ojmh.2021.113003>
 13. Hongli, Li. et all. (2022). Spatial and temporal variability and risk assessment of regional climate change in northern China: a case study in Shandong Province. *Natural Hazards*, 111, pp. 2749–2786 <https://doi.org/10.1007/s11069-021-05156-z>
 14. Yang Xiao et.al. (2021). Potential risk to water resources under eco-restoration policy and global change in the Tibetan Plateau. *Environmental Research Letters*, 16(9), Lett. 16 094004.
 15. Yuying Ma et al. (2022). Effect of Land-Use Change on the Changes in Human Lyme Risk in the United States. *Sustainability*, 14, 5802. <https://doi.org/10.3390/su14105802>
 16. Martyniuk, M.O. & Ovcharuk, V.A. (2023). Identification of areas with potential significant flood risk using specialized software in the Vistula river basin within Ukraine. *Acta Hydrologica Slovaca*, 24(1), pp. 94-100. <https://doi.org/10.31577/ahs-2023-0024.01.001>
 17. Jannis, M Hoch et.al. (2021). Projecting armed conflict risk in Africa towards 2050 along the SSP-RCP scenarios: a machine learning approach. *Environ. Res. Lett.*, 16, 124068. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac3db2>
 18. Jianchao, Liu et.al. (2021). Risk assessment of possible impacts of climate change and irrigation on wheat yield and quality with a modified CERES-Wheat model. *Journal of Water and Climate Change*, 12(6), pp. 2444–2459. <https://doi.org/10.2166/wcc.2021.248>
 19. *The Adaptation Principles: 6 Ways to Build Resilience to Climate Change*. URL: <https://www.chinawaterrisk.org/opinions/the-adaptation-principles-6-ways-to-build-resilience-to-climate-change/> (Accessed: 15.11.2020)
 20. Shurda, K.E. (2012). *Resursy i antiresursy pogodno-klimaticheskogo faktora (ekonomiko-ekologicheskij aspekt)*

- [Resources and anti-resources of the weather-climatic factor (economic-ecological aspect)]. Institute of Market Problems and Economic-Ecological Research of the National Academy of Sciences of Ukraine. Odessa (in Russ.)
21. Loboda, N. & Daus, M. (2021). Development of a method of assessment of ecological risk of surface water pollution by nitrogen compounds. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, vol.5, №10(113): Ecology, pp. 15-25. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2021.243058>
 22. Loboda, N.S., Tuchkovenko, Y.S., Kozlov, M.O. & Katynska, I.V. (2021). [Assessment of River Water Inflow into the Sasyk Estuary-Reservoir According to RCP4.5 and RCP8.5 Climate Change Scenarios for 2021-2050]. *Zhurnal heolohii, heohrafiia, heoekolohii* [Journal of Geology, Geograph. Geoecology], 30 (2), pp. 315–325. <https://doi.org/10.15421/112128>
 23. Tuchkovenko, Y., Khokhlov, V. & Loboda, N. (2023). Climate change impact on the freshwater balance of quasiclosed lagoons in the North-Western Black Sea coast. *Journal of Water and Climate Change*, vol. 14(7), pp. 2416-2431.
 24. Loboda, N.S. & Gryb, O.M. (2017). Hydroecological Problems of the Kuyalnyk Liman and Ways of Their Solution. *Hydrobiological Journal*, 53(6), pp. 87-95. <http://www.dl.begellhouse.com/journals/38cb2223012b73f2, 0631386b38d70fec, 26684a4766c364cb.html>
 25. Monika Okoniewska & Danuta Szumi. (2020). Changes in Potential Evaporation in the Years 1952–2018 in North-Western Poland in Terms of the Impact of Climatic Changes on Hydrological and Hydrochemical Conditions. *nskWater*, 12, 877.
 26. Burhaz, M.I et.al. (2021). Evaluation of the state of industrial water bioresources in fish areas of Ukraine. *Ukrainian Journal of Veterinary and Agricultural Sciences*, 4 (3), pp. 68-75. ISSN 2617-6149
 27. Loboda, N.S. (2005). *Raschety i obobshcheniya kharakteristik godovogo stoka rek Ukrainy v usloviyakh antropogenogo vliyaniya*. [Calculations and generalizations of the characteristics of the annual runoff of rivers in Ukraine under the conditions of anthropogenic influence]. Odessa: Ekologiya. (in Russ.)
 28. Tuchkovenko, Yu.S. & Loboda, N.S. (eds). (2014). *Vodni resursy ta hidroekolohichni stan Tylihul'skoho lymanu* [Water resources and hydroecological conditions of the Tylihul'skiy Liman Lagoon]. OSENU. Odesa: TES Publ. (in Ukr.)
 29. Loboda, N.S. & Gopchenko, E.D. (eds). (2016). *Vodnyy rezhym ta hidroekolohichni kharakterystyky Kuyal'nyts'koho lymanu* [Water regime and hydroecological characteristics of Kuyal'nyts'kiy Liman]. OSENU. Odessa: TES Publ. (in Ukr.)
 30. Giorgy, F., Jones, C. & Ghassem, R. (2009). Addressing climate information needs at the regional level: the CORDEX framework. *WMO Bulletin*, 58 (3), pp. 175-183.
 31. Valeriy Khokhlov, Yuriy Tuchkovenko & Nataliia Loboda (2023). Selection of representative near-future climate simulations by minimizing bias in average monthly temperature and precipitation. *Theoretical and Applied Climatology*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3156731/v1>

METHODOLOGICAL APPROACHES TO ASSESSING THE RISKS OF WATER RESOURCES DEPLETION IN THE CONTEXT OF CLIMATE CHANGE (USING PLAIN TERRITORIES OF UKRAINE AS AN EXAMPLE)

N. S. Loboda, N. D. Otchenash, M. O. Kozlov

Odessa State Environmental University,
15 Lvivska Street, 65016, Odesa, Ukraine,
natalie.loboda@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-0794-9951>

The relevance of the work is determined by the necessity of quantitative assessment of the risks of water resources changes occurring in the early 21st century due to the greenhouse effect and corresponding climate changes. To evaluate climate risks the authors used a probabilistic approach which involves multiplying the indicator of water resource reduction by the probability of such event occurrence. Reduction of water resources caused by warming characterizes their "depletion". The study utilized the results of calculations of the average long-term annual "climate" runoff, determined through the "climate-runoff" model based on meteorological data of the averaged model trajectory of the EURO-CORDEX project for the climate change scenarios RCP4.5 and RCP8.5. The calculation period extends from 2021 to 2050, while the baseline period continues from the beginning of observations until 1989. The comparison of the calculated climatic runoff and the baseline runoff was performed across meteorological stations. The assessment of the changes was carried out by calculating the relative deviation between the baseline and calculated runoff values. The probability of the "depletion" stage for water resources was determined as the ratio of the number of meteorological stations (grid nodes) where changes reached certain

magnitudes to the total number of stations considered. The threshold indicators for the degree of depletion of water resources included changes exceeding 10% (statistically significant changes in water resources), 50% (water resources destruction), and 70% (irreversible destruction of water resources). The objective of the study consists in developing criteria for calculating climate risks and establishing the risks of formation of a tense, critical, and catastrophic state of water resources, taking Ukraine as an example. A detailed examination of the intervals of changes in water resources showed that the highest risk of their depletion over the period from 2020 to 2050 will be observed in the range from -20 to -40% (tense state) for the RCP4.5 scenario and from -30 to -60% (tense state) for the RCP8.5 scenario. It was established that the climate risks of depletion and irreversible depletion of water resources for the territory of Ukraine from 2020 to 2050 remain quite small, which is confirmed by the low probability of their occurrence. However, the risk values increase by 1.5 to 2.0 times for the RCP8.5 scenario compared to the RCP4.5 scenario. Additionally, for calculating the climate risks, it was proposed to use a relative area subject to depletion as an indirect indicator of losses (a larger area implies higher costs of restoration). This approach allowed for having more differentiated risk assessments. The developed methodology for assessing the climate risks of water resources depletion in the context of global warming can be applied for various models and countries.

Keywords: climate risks; climate-runoff model; water resources; climate scenarios; water resources depletion degree.

Подання до редакції : 10. 03. 2024

Надходження остаточної версії : 01. 04. 2024

Публікація статті : 25. 04. 2024

УДК 556.531

АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РІЧКИ САРАТА ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Н. С. Лобода, А. М. Куза

Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна,
natalie.loboda@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-0794-9951>

Актуальність роботи обумовлена необхідністю збереження водних ресурсів півдня України та досягнення їх доброго екологічного стану. Одеська область в умовах військових дій займає головне місце в забезпеченні країни сільськогосподарською продукцією, оскільки сільськогосподарські землі Миколаївської та Херсонської областей зазнали значних пошкоджень від військових дій. Зростає роль зрошування і необхідність відновлення та модернізації зрошувальних систем. Одним із резервуарів прісних вод Одеської області є водосховище Сасик (створене на базі лиману Сасик), яке утримує у собі прісну воду, що подається з Дунаю. Річки Когильник та Сарата впадають у північну частину водосховища і можуть погіршувати гідроекологічний стан цього водного об'єкту. Предметом дослідження є забруднення річок Північно-Західного Причорномор'я хімічними речовинами. Об'єктом дослідження є екологічний стан річки Сарата. Метою роботи є оцінка екологічного стану та екологічних ризиків забруднення річки Сарата хімічними речовинами. Оцінка якості води виконана на базі модифікації індексу забруднення води ІЗВ. Основними забруднювальними речовинами визнані біогенні речовини (азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний). Вміст хлоридів та сульфатів також значний. Оцінка ризиків забруднення біогенними речовинами виконана на основі розрахунків статистичної пробіт-функції. Вихідними матеріалами досліджень були дані гідрохімічних спостережень Державного агентства водних ресурсів України за період з 2007 р. по 2023 р., які проводилися у верхньому створі р. Сарата – с.Міняйлівка (94 км від гирла, біля границі з Молдовою) та у нижньому створі р. Сарата – с.Білолісся (14,3 км від гирла). Аналіз ймовірності перевищення ГДК рибогосподарського використання показав, що для нітрит-іонів та нітрат-іонів ця ймовірність більш висока у верхньому створі ніж у нижньому. За іншими показниками ймовірності перевищення ГДК забруднювальними речовинами або майже однакові, або дещо зростають у нижньому створі. Оцінка якості води за ІЗВ-модифікованим (розчинний кисень, БСК₅, азот амонійний, нітрит- та нітрат-іони, фосфати) показала, що якість води у річці Сарата відноситься переважно до класу “помірно забруднені” та “забруднені”. За показниками екологічного ризику ER встановлено, що переважає можливість існування «високого» ризику забруднення біогенними речовинами, ймовірність появи якого становить 52,9% для верхнього створу та 60% – для нижнього. “Високому” рівню забруднення клас IV (ER=0,60-0,79) відповідає «незадовільний» екологічний стан. Ймовірність досягнення класу «доброго» екологічного стану (клас II, ER=0,20-0,39) мала і у верхньому створі становить 17,6%, у нижньому – лише 6,67%. Таким чином, річка Сарата належить до таких річок, природні властивості яких значно змінені в результаті надходження до них стічних вод КП «Сарата Комунсервіс» в селище Сарата. Забруднені води непридатні для питного, господарсько-побутового та спортивного призначення, а також для рибицтва. Води річки Сарата за своєю якістю негативно впливають на екологічний стан водосховища Сасик.

Ключові слова: річка Сарата; біогенні речовини; модифікований індекс забруднення води; екологічні ризики забруднення хімічними речовинами; пробіт-функція.

1 ВСТУП

З 21 грудня 2024 року Держводагенством України розпочато процес громадського обговорення проектів планів управління річковими басейнами України на 2025-2030 рр.[1]. У басейні річок Причорномор'я на теперішній час виділено 231 масивів

поверхневих вод (МПВ), з них до категорії “істотно змінений МПВ” віднесено 70 об'єктів (30%). 197 МПВ знаходиться у межах Одеської області. За даними попередніх досліджень встановлено, що під ризиком недосягнення доброго екологічного стану знаходиться 50% МПВ. Стратегічною екологічною ціллю для всіх районів річкових басейнів є досягнення або

підтримання “доброго” екологічного стану масивів поверхневих та підземних вод, а також “доброго” екологічного потенціалу штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод [2].

Метою роботи є визначення якості вод річки Сарата і установлення ризику формування високого та критичного рівня забруднення вод річки хімічними речовинами.

Актуальність роботи обумовлена необхідністю оцінки ризиків досягнення або недосягнення доброго екологічного стану на основі матеріалів гідрохімічних спостережень однієї з річок Північно-Західного Причорномор'я, а саме річки Сарата.

Об'єктом досліджень є оцінка екологічного стану річок України та установлення екологічних ризиків їх забруднення до певного рівня.

Предметом досліджень є оцінка гідроекологічного стану річки та екологічних ризиків досягнення певного ступеня забруднення р. Сарата Одеської області.

Опис водного об'єкту. Річка Сарата належить до межиріччя річок Дунай і Дністер, бере початок на Молдавській височині, тече по Причорноморській низовині, впадає в лиман Сасик (Кундук). Басейн річки Сарата є транскордонним і знаходиться як на території Молдови, так і України. За гідрологічним районуванням річка розташована в зоні недостатньої водності [3], за ландшафтно-гідрологічним районуванням – в степовій посушливій зоні [4]. Річка Сарата має довжину долини 119 км, похил 1м/км, площу водозбору 1250 км² [5]. Основні притоки: Кіпчак, Бабей, Джалаїр, Курудер [6]. Ширина річки змінюється за течією, в середньому складає 5-10 м, ширина річкової долини 2-3 км, правий берег більш високий, вкритий балками та ярами. Ширина заплави до 500 м. Річище звивисте, частково випрямлене, зарегульоване ставками [7]. На території водозбору переважають чорноземи звичайні мало гумусні міцелярно-карбонатні, присутні лучно-чорноземні ґрунти з солончаками та слабко лужні ґрунти [8].

Велике антропогенне навантаження на стік річки Сарата чинять кліматичні зміни та зарегульованість, які призводять до зменшення річного стоку річки і збільшення періодів пересихання русла річки на окремих ділянках. Ситуація дещо змінилася у 2019 році, після знесення застарілих гребель, що допоможе у майбутньому покращити водну екосистему річки та її приток [9]. У 2021 р. через прорани в греблях вода почала надходити по руслам річок,

що сприяло відновленню десятків гектар водно-болотних угідь, утворенню луків в дельті річки і поверненню рідкісних птахів (червонокнижних куликів-довгоногів, чоботарів) [10].

Середня глибина води у річці змінюється від 0,03м до 2,79 м, при водопіллі зростає до 3,46 м. Середня швидкість потоку складає 0,25 м/с, максимальні швидкості потоку досягають 1,29 м/с [11]. Річка Сарата має природну підвищену мінералізацію, що пояснюється ґрунтовою будовою басейну, яка включає до себе соленосні глини неогенового періоду. В періоди межені на узбережжі річки утворюються солончаки. Мінералізація води річки Сарата може перевищувати 9000 мг/дм³ [12]. Коливання мінералізації вод річки за останні 30 років знаходилося у межах від 643 до 9758 мг/дм³, а концентрація токсичних іонів натрію, магнію, хлору та сульфату досягала критичних відміток [13]. Згідно з даними роботи [14] мінералізація підземних вод дорівнює 5500-6800 мг/дм³, для ґрунтових вод досягає 50000 мг/дм³. Підземні води четвертинних відкладень відносяться до хлоридно-сульфатно-гідрокарбонатно-кальцієвих [15].

Основним водокористувачем є КП «Сарата Комунсервіс» в селищі Сарата [1].

Огляд літератури. Середній багаторічний природний (непорушений водогосподарською діяльністю) стік води річки Сарата становив до 1989 року 9,78 млн.м³, а після 1989 року (до 2018 року включно) – 8,40 млн.м³ [16].

У 1980-ті роки минулого сторіччя перетворений водогосподарською діяльністю стік річки Сарата значно перевищував природний за рахунок зворотних вод Дунай-Дністровської зрошувальної системи [17]. У сучасний період зрошування сільськогосподарських масивів у межах водозбору Сарата дунайськими водами практично не відбувається. За даними Басейнового управління водних ресурсів річок Причорномор'я та нижнього Дунаю на водозборі р. Сарата повний об'єм штучних водойм дорівнює 3,89 млн.м³, відносна площа водної поверхні становить 0,33 % від загальної площі водозбору. За даними кліматичного сценарію RCP8.5 у період 2021-2050pp. очікується зменшення середнього багаторічного річного стоку річки Сарата у порівнянні із базовим стоком на 47% [18].

Водозбір річки Сарата19 використовується під сільськогосподарські угіддя. Інтенсивне зростання насаджень пов'язане із збільшенням кількості мінеральних добрив, перш за все це

сполуки азоту. За рахунок внесення добрив та обробки ґрунту формується 78% загального стоку азоту. З поверхні сільськогосподарських угідь домінуюча частина азоту, що становить 82%, надходить у формі нітратних сполук [19]. Джерелом потрапляння у річку Сарата органічних сполук є відходи населених пунктів (переважно села і селища), які не мають централізованої каналізації [19].

За даними [19] у 2019-2021 роках в річку Сарата відбувалося надходження 0,048 млн.м³ забруднених і недостатньо-очищених вод від КП «Сарата Комунсервіс». На території басейну річки Сарата (Саратський район) знаходиться товариство «ІНТЕР-НАФТА» [10], що може опосередковано впливати на екологічний стан річки Сарата.

В Плані управління річковими басейнами (ПУРБ) річок Причорномор'я [20] екологічний стан річки Сарата вище створу Мінйайлівка оцінений як «задовільний». За даними на 2020 рік річка знаходиться під ризиком недосягнення доброго екологічного стану. На 2025-2030 рр. запланована ревіталізація річки. За цих обставин установлення ризиків певного ступеня забруднення річок відіграє важливу роль.

Екологічний ризик – це ймовірність появи небезпечних явищ, або створення несприятливих умов, які загрожують стану біоти, в тому числі здоров'ю та життю людини [21]. Оцінка екологічного ризику це процес збору, систематизації, аналізу та представлення наукової інформації для покращення прийняття рішень в сфері управління водними ресурсами [22]. Насамперед, екологічні ризики визначалися для мікроорганізмів, на основі біологічних даних [23]. Оцінка впливу екологічних ризиків на організми, їх популяцію, особливості розвитку має назву біоіндикація [24]. Біологічний підхід передбачає спеціальні, доволі складні, дослідження і збір даних моніторингу (наприклад, відстеження кількості накопичених важких металів в організмах або контроль ареалу розповсюдження отруєних організмів у водному об'єкті). Для річок України такі дані обмежені. Щоб розширити можливості методу екологічних ризиків, Директивою 2000/60/ЄС було запропоновано включати до розрахунків ті пріоритетні речовини, які можуть бути надані офіційними особами за даними моніторингу та статистичної звітності [25].

Найчастіше до оцінки ризиків застосовуються ймовірнісні моделі. Зокрема, використовується метод зважування забруднення по ймовірності його виникнення.

З урахуванням ймовірності настання ризикової події розрахункова формула для показника ризику R набуває вигляду [26]

$$R' = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{ГДК_i}} \frac{N_{ai}}{N_i} > 1, \quad (1)$$

де C_i – концентрація i -тої забруднювальної речовини; $C_{ГДК_i}$ – гранично допустима концентрація i -тої забруднювальної речовини; N_{ai} – кількість проб з хімічним показником, коли ГДК було перевищено; N_i – загальне число відібраних проб.

Цей підхід був успішно застосований для визначення ризику забруднення річок хімічними речовинами.

У роботі [27] запропонований ймовірнісний підхід у вигляді (1) до оцінки ризику забруднення сполуками азоту на основі застосування показника вразливості річки до цього виду забруднення [28]. Результати досліджень показали, що існує ймовірність забруднення річки Сарата сполуками азоту в окремі роки для створу р.Сарата-с.Мінйайлівка. Показник чутливості до нітрогену kn становив 3,73 (при максимальному значенні 11,79 і мінімальному 0,06), мгN/дм³. Порогове значення становить 11,3 мгN/дм³. Установлено, що є ризик забруднення в окремі роки. Ймовірнісний підхід у вигляді середньозваженого за ймовірністю ризику був використаний до оцінки ризиків забруднення поверхневих вод важкими металами та біогенними речовинами [29], [30]. Недоліком представленого ймовірнісного підходу є те, що для практичного використання треба створювати шкалу узгодження якості води та отриманих показників ризиків для окремих річок, або для регіону в цілому.

Одним із ймовірнісних підходів до оцінок екологічних ризиків забруднення хімічними речовинами є модель, побудована на використанні пробіт-функції, пов'язаної з нормальним законом розподілу [31]. У розрахунок ризику за цією функцією можуть бути включені усі показники вмісту хімічних речовин у воді, які перевищують нормативи. Даний метод визначення ризику забруднення поверхневих вод був застосований у роботах [32], [33], [34], [35].

Перевагою цього підходу є універсальні шкали екологічних ризиків, на основі яких виконується узгодження між показниками ризику та характеристиками якості та надається висновок про екологічний стан поверхневих вод [35].

В цій роботі для річки Сарата використаний метод, який застосований на оцінці ризику забруднення води біогенними речовинами.

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

У роботі використані дані спостережень Державного агентства водних ресурсів України [36] по верхньому створу (ВС) р. Сарата – с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою (94 км від гирла), по нижньому створу (НС) р. Сарата – с. Білолісся, біля мосту Одеса-Ізмаїл (14,3 км від гирла) (рис. 1). Довжина ряду спостережень по ВС складає 17 років (2007 р. – 2023 р.), по НС – 25 років (1995 р. – 2019 р.). У проведеному дослідженні розглядався період сумісних спостережень з 2007 р. по 2023 р., коли були у наявності дані спостережень за наступними елементами: біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК₅), завислі речовини, розчинений кисень, сульфати, хлориди, фосфати, азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний. У цілому для верхнього створу налічується 64 проби, а для нижнього – 46 проб.

У роботі був застосований метод оцінки якості води за модифікованим індексом забруднення води ІЗВ [37]. Оцінка екологічних ризиків ймовірності виникнення забруднення води різного ступеня надавалась на основі

пробіт-функції [31].

При розрахунках стандартного ІЗВ беруться шість основних гідрохімічних елементів (азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень (O₂), БСК₅) [38]. Розрахункова формула має вигляд

$$ІЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (2)$$

де C_i – концентрація гідрохімічних показників; $ГДК_i$ – норматив вмісту показника у воді; n – кількість показників [39].

Якщо існує значне перевищення нормативів ГДК нестандартними елементами, тоді розраховується модифікований ІЗВ, але незмінними повинні залишатися показники БСК₅ та O₂.

За методикою розрахунків ІЗВ модифікованого було оцінено якість вод річки Сарата. Оскільки забруднення біогенними речовинами є актуальним для цієї річки, то основними елементами, що увійшли до розрахунку ІЗВ були: розчинений кисень, БСК₅, вміст азоту амонійного, нітритів, нітратів, фосфору.

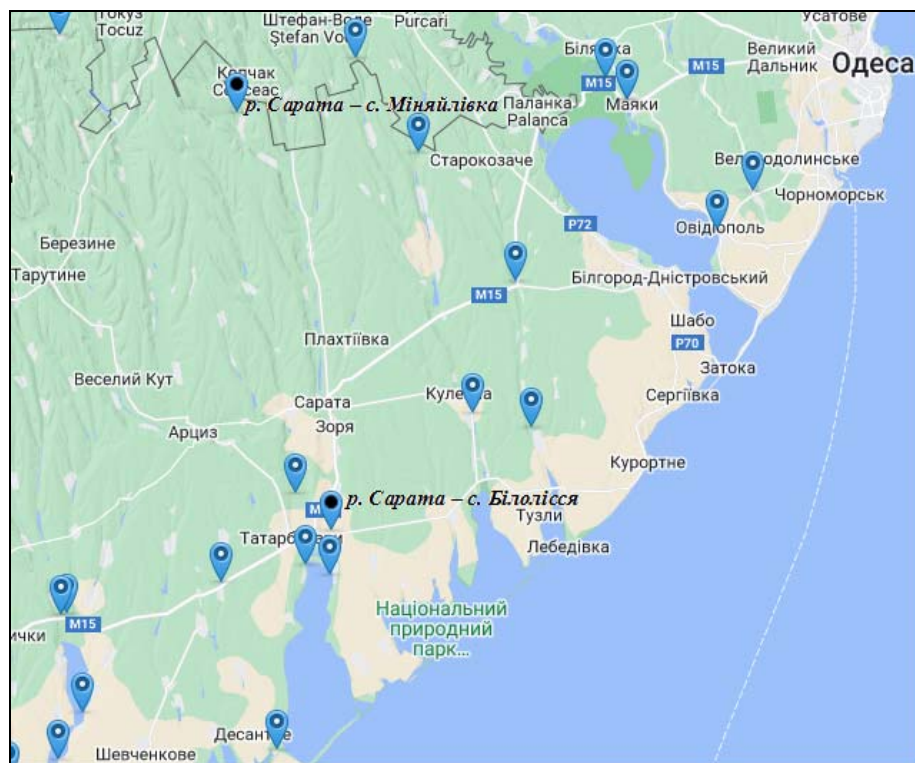


Рис. 1 - Пункти моніторингу за даними Державного агентства водних ресурсів України [36]
Fig. 1 – Monitoring points according to the State Agency of Water Resources of Ukraine

За результатом обчислень ІЗВ устанавлюються певні класи якості (табл. 1). Згідно класифікації за значенням ІЗВ, І клас (дуже чисті води) відповідає мінімальному антропогенному навантаженню, ІІ клас (чисті води) означає існування незначних порушень природного стану, ІІІ клас (помірно забруднені) вказує на антропогенне навантаження, що не порушує стійкості водної екосистеми, ІV-VII класи визначають існування значного антропогенного навантаження, яке є критичним для екологічної системи водного об'єкту і викликає «екологічний регрес».

Ризик порушення благополуччя водної екосистеми був оцінений шляхом визначення пробіт-функції за таким рівнянням

$$P_{rob} = -2,3 + 2,2 \lg \sum \frac{C_i}{C_{EHi}}, \quad (3)$$

де P_{rob} – пробіт-функція, пов'язана з ймовірністю (ризиком) відповідно до закону нормального ймовірнісного розподілу [31]; C_i – концентрація i -ї речовини у водоймі, мг/дм³;

C_{EHi} – екологічний норматив i -ої речовини у водоймі, мг/дм³ (ГДК).

Після визначення показника P_{rob} , дається характеристика погіршення стану водних об'єктів за допомогою ранжованої шкали екологічних ризиків ER [35]. Класифікація водних об'єктів по значенню екологічних ризиків ER визначає їх придатність до використання різними типами користувачів (табл. 2) [35].

Трофічність характеризує водний об'єкт за його біологічною продуктивністю, яка залежить від вмісту біогенних речовин [40]. Первинна продукція являє собою приріст органічної речовини за рахунок діяльності автотрофних організмів (зелені рослини, ціанобактерії та інші) [41]. За кількістю утворення первинної продукції та вмістом поживних елементів водні об'єкти мають певну класифікацію [42]. Оліготрофні водні об'єкти характеризуються незначним вмістом біогенних елементів та невисоким рівнем первинної продукції, як правило, насичені киснем, є джерелами чистої води. Мезотрофні – водні об'єкти із середнім

Таблиця 1 – Класи якості вод в залежності від значення індексу забруднення води [38]

Table 1 - Water quality classes depending on the value of the water pollution index

Опис якості води	Значення ІЗВ	Класи якості вод
Дуже чисті	до 0,20	I
Чисті	0,21-1,00	II
Помірно забруднені	1,10-2,00	III
Забруднені	2,01-4,00	IV
Брудні	4,01-6,00	V
Дуже брудні	6,01-10,0	VI
Надзвичайно брудні	>10,0	VII

Таблиця 2 – Оцінка ступеня екологічного ризику за показником ER

Table 2 - Assessment of the degree of environmental risk according to the ER indicator

Клас якості води	ER	Якісна оцінка екологічного ризику	Трофічність водного об'єкту
I відмінний	0,01-0,19	Незначний ризик	Оліготрофний
II добрий	0,20-0,39	Підвищений ризик	Мезотрофний
III задовільний	0,40-0,59	Значний ризик	Евтрофний
IV незадовільний	0,60-0,79	Високий ризик	Політрофний
V поганий	0,80-1,00	Критичний ризик	Гіпертрофний

рівнем первинної продукції, помірним вмістом мінеральних елементів. Евтрофні – водойми з високим рівнем первинної продукції, багаті на біогенні елементи, якість води погіршується через цвітіння води. Політрофні водойми характеризуються великим надлишком поживних речовин. Гіпертрофні водойми мають надзвичайно високий рівень первинної продукції, з критично низьким вмістом розчиненого кисню, екологічна система таких об'єктів деградує [42]. Окрім природної евтрофікації у водних об'єктах формується «культурна» евтрофікація, яка обумовлена господарською діяльністю людини (скид промислових і побутових вод, застосування мінеральних добрив та пестицидів). Надлишкове надходження органічних сполук зумовлює цвітіння ціанобактерій та водоростей, згодом може спричинити токсифікацію водойми та загибель водних тварин.

Метод пробіт-функції може бути

використаний для визначення рівня ризику ("незначного" або "критичного") забруднення водного об'єкту хімічними речовинами, а також для індикації впливу на навколишнє середовище підвищеного вмісту поживних речовин у вигляді трофічних рівнів.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

За даними моніторингу Державного агентства водних ресурсів України у період спостережень з 2007 по 2023 роки на р. Сарата, спостерігалось перевищення ГДК згідно з рибогосподарськими вимогами за наступними показниками: БСК₅, амоній-іони, нітрат-іони, нітрит-іони, сульфати, хлориди (рис.1-6). За досліджуваний період не було виявлено перевищення допустимих концентрацій фосфатами(рис.7).

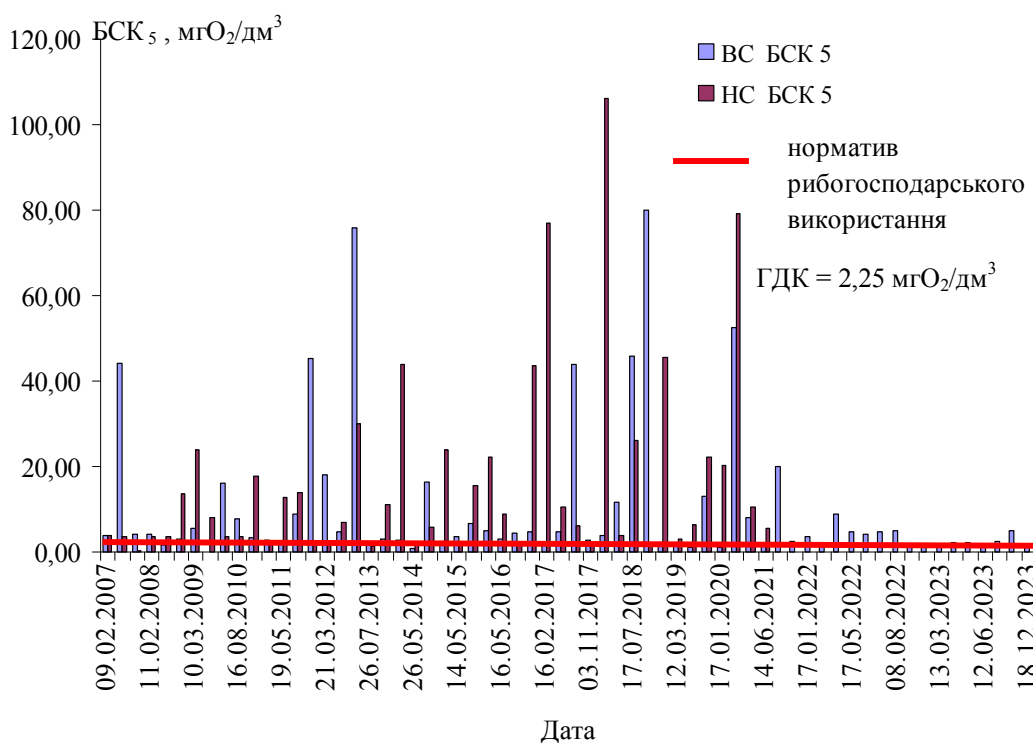


Рис. 1 – Хронологічний хід концентрацій за показником БСК₅ та ГДК (рибогосподарські вимоги), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся,

Fig. 1 – Chronological course of concentrations according to the biochemical oxygen consumption BOC 5 indicator and the limit permissible concentrations LPC (fishery requirements); BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

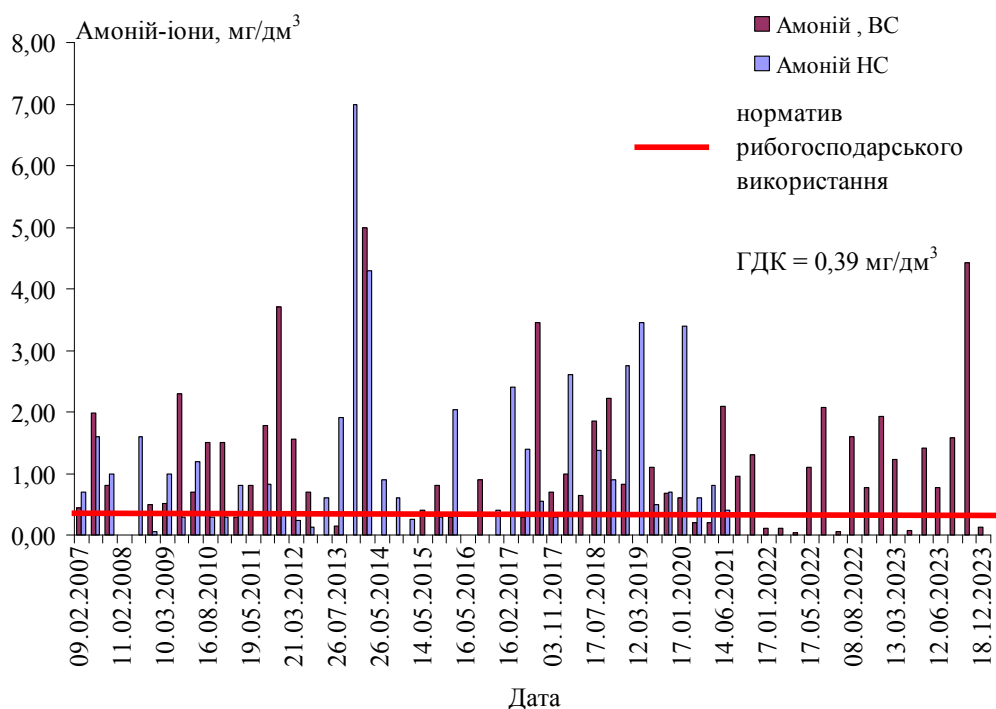


Рис. 2 – Хронологічний хід концентрацій амоній-іонів та ГДК (рибогосподарські вимоги), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 2 – Chronological course of concentrations according to the indicator of ammonium ions and the limit permissible concentrations LPC (fishery requirements); BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

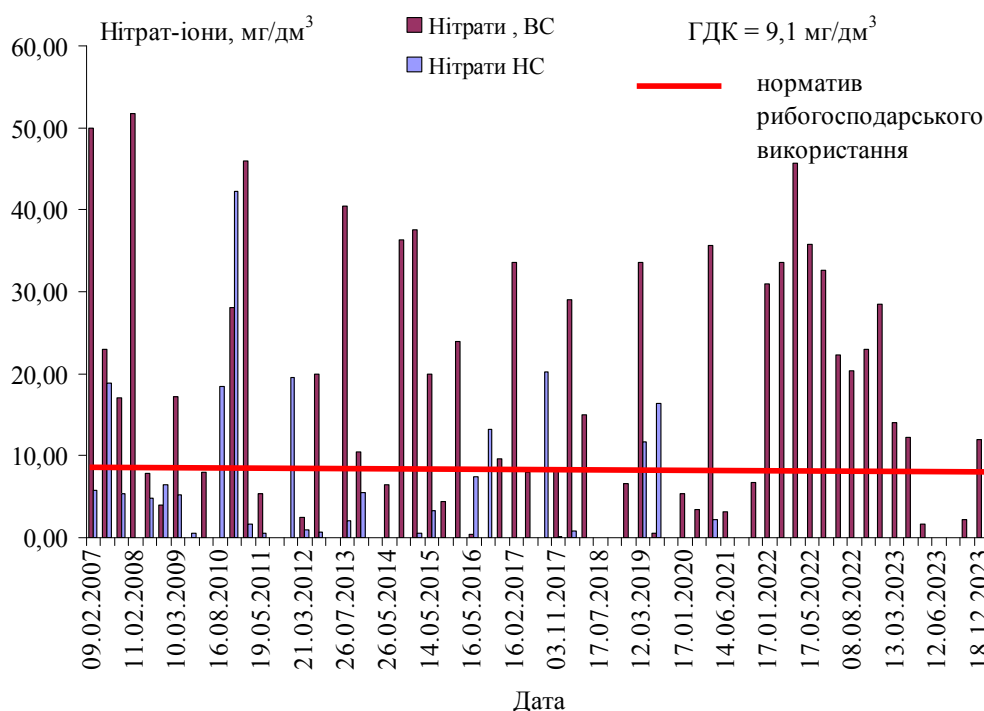


Рис. 3 – Хронологічний хід концентрацій нітрат-іонів та ГДК (рибогосподарські вимоги), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 3 – Chronological course of concentrations according to the indicator of nitrate ions and the limit permissible concentrations LPC (fishery requirements); BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

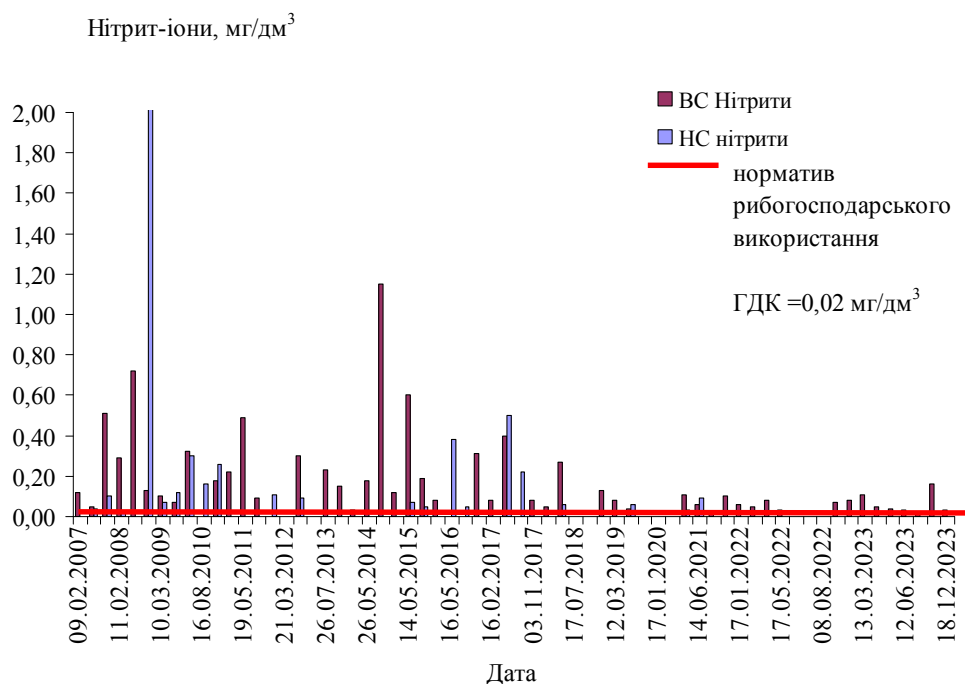


Рис. 4 – Хронологічний хід концентрацій нітрит-іонів та ГДК (рибогосподарські вимоги), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 4 – Chronological course of concentrations according to the indicator of nitrite ions and the limit permissible concentrations LPC (fishery requirements); BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

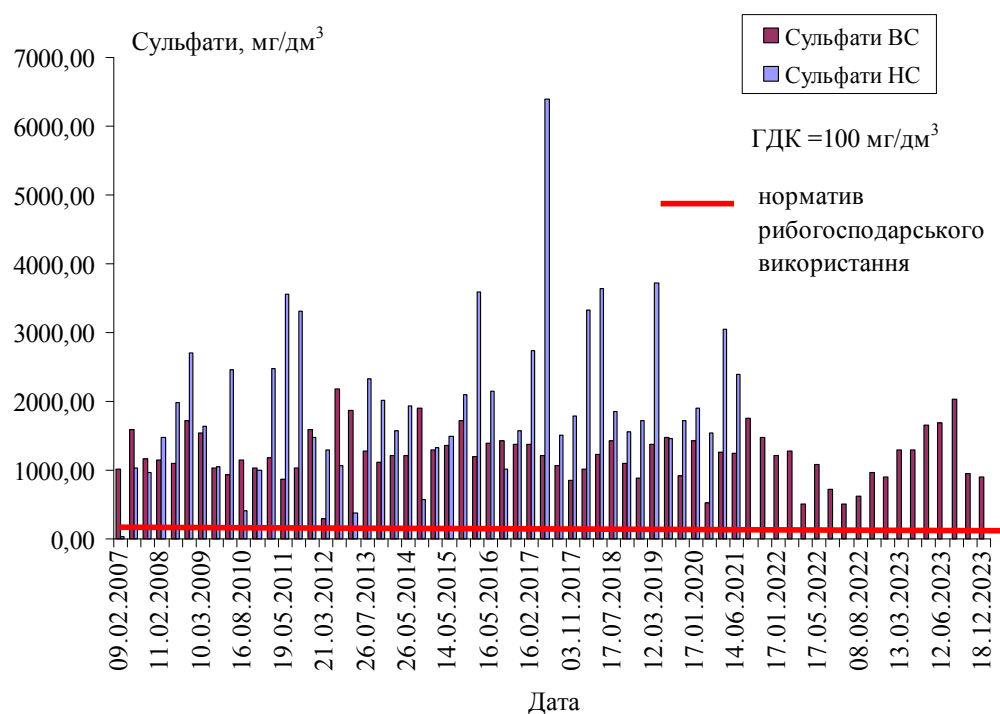


Рис. 5 – Хронологічний хід концентрацій сульфатів та ГДК (рибогосподарські вимоги), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 5 – Chronological course of concentrations according to the indicator of sulfates and the limit permissible concentrations LPC (fishery requirements); BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

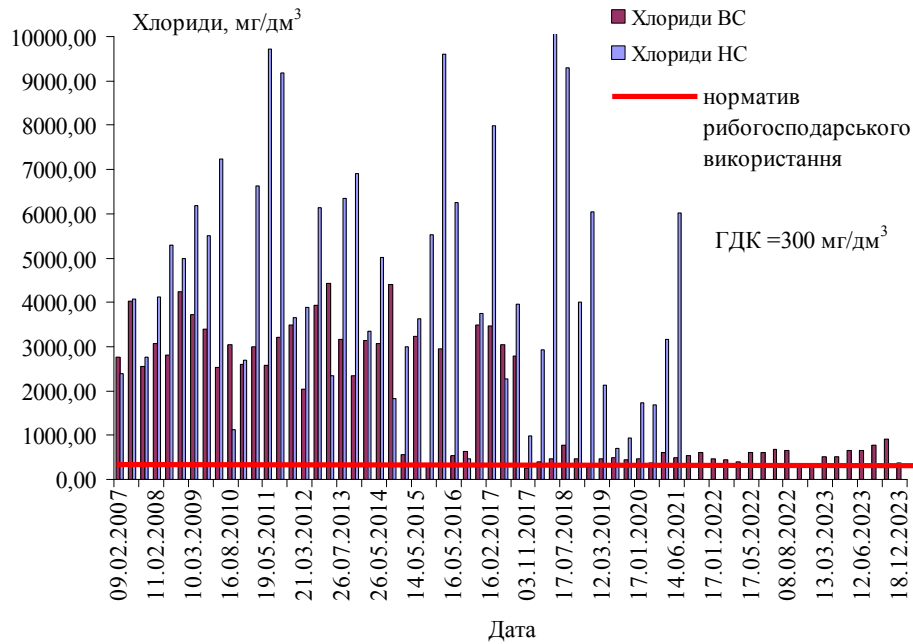


Рис. 6 – Хронологічний хід концентрацій хлоридів та ГДК (рибогосподарські вимоги), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Мініайлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 6 – Chronological course of concentrations according to the indicator of chloride and the limit permissible concentrations LPC (fishery requirements); BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

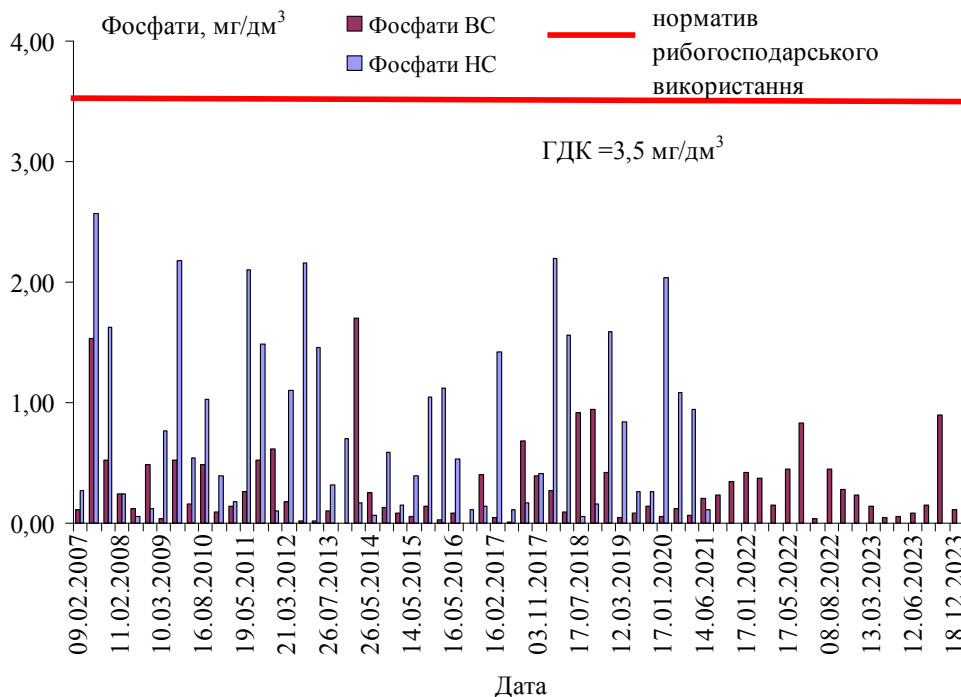


Рис. 7 – Хронологічний хід концентрацій фосфатів та ГДК (рибогосподарські вимоги), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Мініайлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 7 – Chronological course of concentrations according to the indicator of phosphates and the limit permissible concentrations LPC (fishery requirements); BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

Концентрації нітрат-іонів та нітрит-іонів приймають максимальні значення у верхньому створі, біля кордону з Молдовою. Концентрації хлоридів, сульфатів та фосфору зростають за течією і досягають максимуму у нижньому створі. За даними моніторингу по річці Сарата установлена емпірична ймовірність перевищення ГДК рибогосподарського використання (табл.3). Суттєво розрізняється ймовірність перевищення ГДК у верхньому та нижньому створах для нітрат- і нітрит-іонів, що свідчить про надходження основної частини біогенних речовин з верхньої частини водозбору.

Було проаналізовано хронологічний хід середніх річних концентрацій головних іонів у водах річки Сарата (рис. 8, 9). Як видно з графіків, мінералізація вод у нижньому створі перевищує відповідні значення у верхньому створі. У коливаннях мінералізації у нижньому створі особливо виділяється 2014 рік, коли більшість елементів набули максимального

значення (рис. 9): іони кальцію – 1200 мг/дм³, іони магнію – 1203 мг/дм³, іони натрію – 5423 мг/дм³. Якщо розглядати дані 2014 року як “статистичний викид” [43], то для статистично однорідної вибірки середнє значення вмісту іонів кальцію становить 326 мг/дм³, іонів магнію – 297 мг/дм³, натрію – 1430 мг/дм³.

Таким чином, води річки Сарата є непридатними для іригації, оскільки їх мінералізація перевищує 1000мг/дм³ і може призвести до засолення ґрунту [38].

Оцінка якості вод річки Сарата за вмістом біогенних речовин була виконана за індексом забруднення води ІЗВ модифікованим (кисень, БСК₅, амоній, нітрити, нітрати, фосфати). На графіках хронологічного ходу значень модифікованих ІЗВ (рис.10-11) простежується високий рівень забруднення по обох створах, максимальне забруднення згідно ІЗВ спостерігалось у 2008-2009 роках. Також існує тенденція до зниження значень ІЗВ, а отже, покращення якості води, в останні роки.

Таблиця 3 – Емпірична ймовірність перевищення ГДК рибогосподарського використання вмістом хімічних елементів, що знаходяться у водах річки Сарата

Table 3 – The empirical probability of exceeding the limit permissible concentrations LPC fishery requirements by the content of chemical elements in the waters of the Sarata River

Створи	Ймовірність перевищення ГДК для різних хімічних елементів, %								
	NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	O ₂ , мгО ₂ /дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	NO ₂ , мг/дм ³	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	Cl ⁻ , мг/дм ³
Верхній ствір р. Сарата - с. Міняйлівка	62,5	70,3	82,8	32,8	48,4	73,4	100	0	96,9
Нижній ствір р. Сарата - с. Білолісся	60,9	80,4	95,7	78,3	17,4	43,5	97,8	0	100

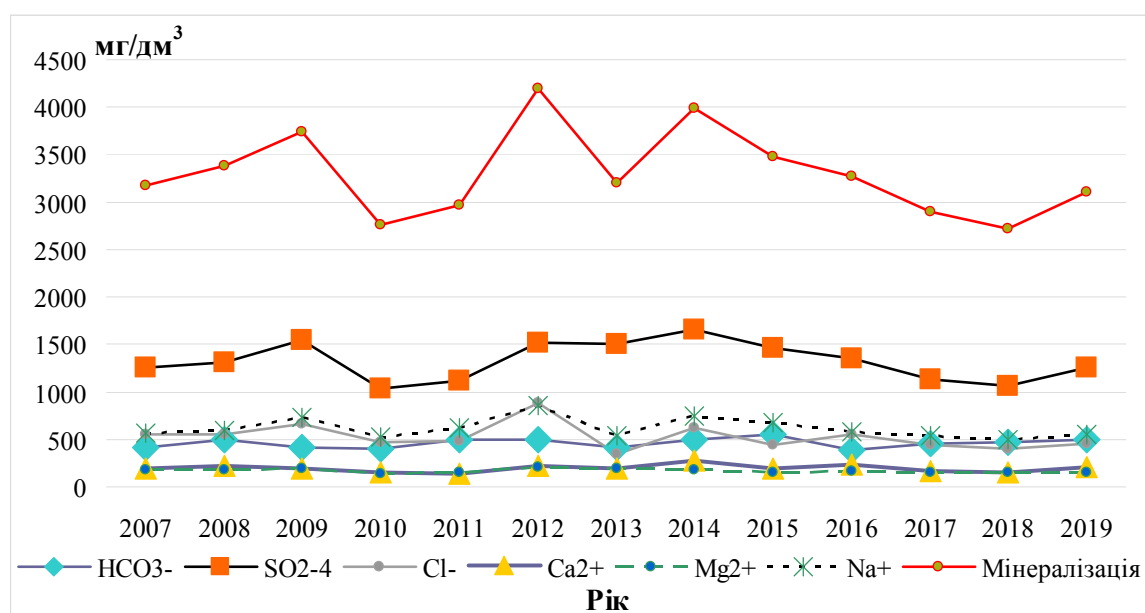


Рис. 8 – Вміст головних іонів у водах річки Сарата – с. Мінйайлівка
 Fig. 8 – Content of of major ions in the waters of the Sarata River, village. Miniailivka

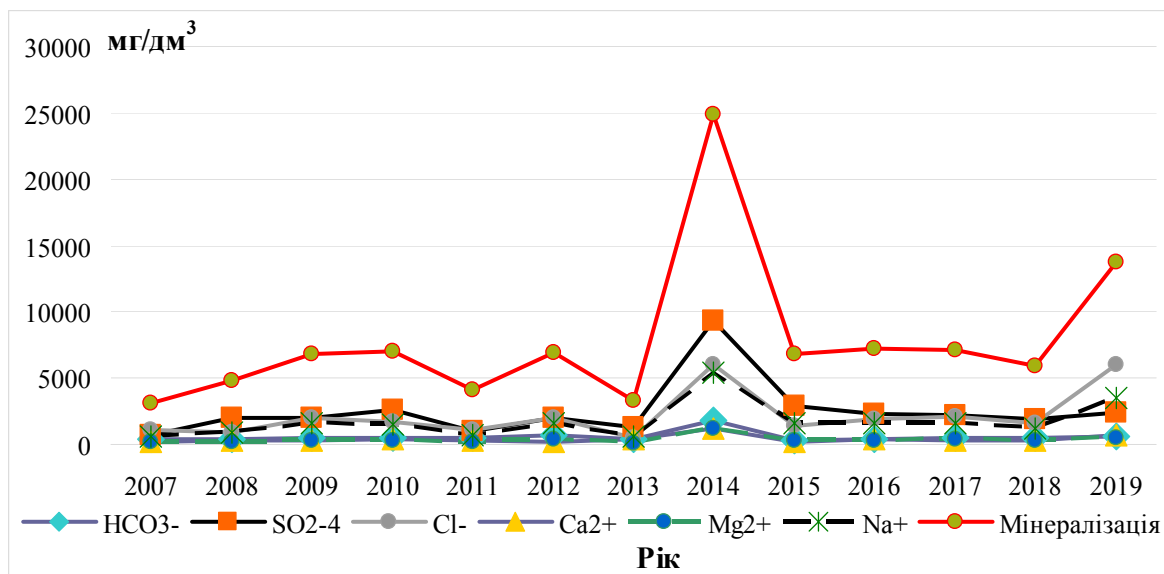


Рис. 9 – Вміст головних іонів у водах річки Сарата – с. Білоліссія
 Fig. 9 – Content of of major ions in the waters of the Sarata River, village Bilolissia

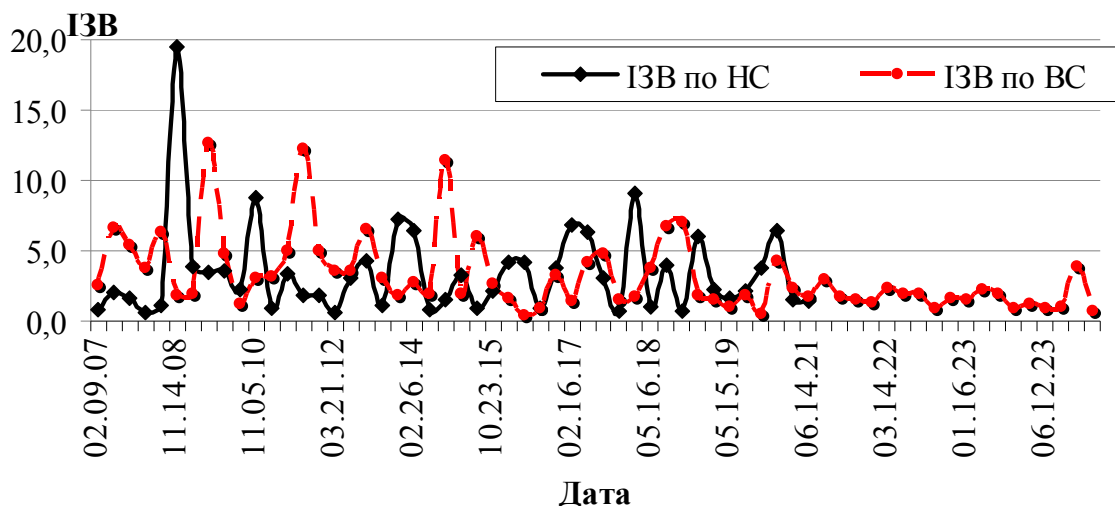


Рис. 10 – Зміна якості води у річці Сарата, оцінена за ІЗВ модифікованим (у окремі дати забору проб), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 10 – Change in water quality in the Sarata River according to the modified IWP method (on separate dates of sampling), BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

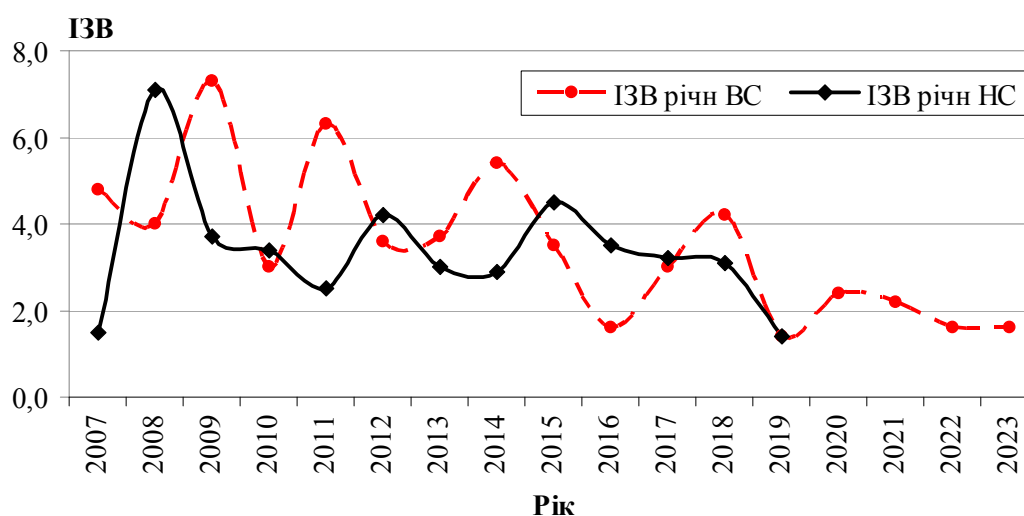


Рис. 11 – Зміна якості води у річці Сарата за ІЗВ модифікованим (осереднені за рік дані), ВС - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; НС - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 11 – Change in water quality in the Sarata River according to the modified IWP method (annual average), BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

Результати аналізу за забрудненням біогенними речовинами показали (табл. 4), що у верхньому створі найбільш ймовірна поява “помірно забруднених” вод, клас III (емпірична ймовірність $p=37,5\%$). У нижньому створі найбільш ймовірна поява “забруднених” вод, клас IV ($p=32,6\%$).

Ймовірність попадання у класи з IV по VII (води з порушеними екологічними параметрами) для верхнього та нижнього створів майже однакова: для верхнього створу вона дорівнює 50 %, а для нижнього – 58,7 % (рис. 12).

Таблиця 4 – Емпірична ймовірність появи різних класів якості води у р. Сарата за значеннями ІЗВ

Table 4 – Empirical probability of occurrence of different classes of water quality in the Sarata River

Клас якості за ІЗВ	I дуже чисті	II чисті	III помірно забруднені	IV забруднені	V брудні	VI дуже брудні	VII надзвичайно брудні
Верхній ствір р. Сарата							
Загальна кількість випадків (всього 64 проб)	0	8	24	16	8	5	3
Емпірична частота події, %	0	12,5	37,5	25	12,5	7,81	4,69
Нижній ствір р. Сарата							
Загальна кількість випадків (всього 46 проб)	0	10	9	15	4	7	1
Емпірична частота події, %	0	21,7	19,6	32,6	8,70	15,2	2,17

Епізодичне підняття рівня забруднення у річці Сарата може бути пов'язано не лише із господарчою діяльністю на території басейну, а й з зростанням посушливості (через зменшення водності погіршується стан водної екосистеми).

Екологічні ризики забруднення біогенними речовинами води річки Сарата були оцінені на основі пробіт-функції середніх річних значень концентрацій для наступних елементів: БСК₅, кисень розчинний, амоній-іони, нітрат-іони, нітрит-іони, фосфати). Результати (табл. 5) показали, що ймовірність появи класу якості води «добрий» у верхньому створі становить 17,6%, у нижньому – лише 6,67%.

У верхньому створі (с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою) ризик забруднення біогенними речовинами річки Сарата досягав рівнів «значний», «високий» та «критичний» (один випадок у 2009 році). Ймовірність появи ризику високого рівня становить 52,9 %, а значного – 23,5 %, що в сумі становить 76,4 %. У нижньому створі (с. Білолісся) ймовірність ризику забруднення високого рівня дорівнює 60 %, значного – 20 %, критичний ризик забруднення у роки досліджень не виявлений. Таким чином, найбільш ймовірний для річки Сарата режим трофності – політрофний, клас якості – незадовільний, з високим рівнем екологічного ризику.

Проаналізовано кореляційний зв'язок між екологічними ризиками забруднення води і ІЗВ

модифікованим (рис. 12). Був встановлений тісний зв'язок між ними (табл. 6), коефіцієнти кореляції становили 0,79-0,99, який ілюструє тенденцію до зростання ризику забруднення біогенними речовинами із зростанням концентрацій забруднювальних речовин.

Цей зв'язок дозволив установити, що класу якості води за ІЗВ «помірно забруднені» відповідає клас III «задовільний» (для пробіт функції), за яким екологічний ризик оцінюється як «значний». Класу якості «забруднені» (за ІЗВ з 2,51 до 4,0) відповідає клас IV («незадовільний») із «високим» екологічним ризиком.

Помірно забруднені води річки характеризуються підвищеним вмістом органічних речовин. Вони несуть на собі ознаки забруднення стічними водами, які надходять з сільськогосподарських земель та від комунально-побутових підприємств. «Помірно забруднені води після відповідного очищення придатні» для господарсько-питного використання, розведення деяких видів риби тощо. «Забруднені» води непридатні для питного, господарсько-побутового та спортивного використання, а також для рибництва.

Схожі результати були отримані для річки Когильник, яка впадає у лиман-водосховище Сасик [44].

Таблиця 5 – Оцінка якості води, ступеня ризику та трофності р. Сарата за показником *Probit*Table 5 – Assessment of water quality, degree of risk and trophicity of the Sarata River according to the *Probit* indicator

Роки	Prob _{річч}	ER _{річч}	Клас якості води	Якісна оцінка ризику	Трофність
<i>ВС - верхній ствір р.Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою</i>					
2007	0,84	0,799	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2008	0,62	0,732	IV – незадовільний	високий ризик	політрофний
2009	0,93	0,824	V-поганий	критичний ризик	гіпертрофний
2010	0,33	0,629	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2011	1,16	0,563	III - задовільний	значний ризик	евтрофний
2012	0,63	0,736	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2013	0,59	0,723	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2014	0,73	0,767	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2015	0,51	0,695	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2016	-0,41	0,341	II - добрий	підвищений ризик	мезотрофний
2017	0,33	0,629	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2018	0,63	0,736	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2019	-0,26	0,398	II - добрий	підвищений ризик	мезотрофний
2020	-0,19	0,425	III - задовільний	значний ризик	евтрофний
2021	0,15	0,560	III - задовільний	значний ризик	евтрофний
2022	-0,15	0,441	III - задовільний	значний ризик	евтрофний
2023	-0,26	0,398	II - добрий	підвищений ризик	мезотрофний
<i>НС - нижній ствір Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся</i>					
2005	0,41	0,659	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2006	-0,04	0,484	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2007	-0,30	0,382	V-поганий	критичний ризик	гіпертрофний
2008	0,26	0,608	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2009	0,65	0,742	III - задовільний	значний ризик	евтрофний
2010	0,30	0,618	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2011	0,06	0,524	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2012	0,40	0,655	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2013	0,19	0,575	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2014	0,22	0,587	II - добрий	підвищений ризик	мезотрофний
2015	0,61	0,729	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2016	0,14	0,556	IV - незадовільний	високий ризик	політрофний
2017	0,29	0,614	II - добрий	підвищений ризик	мезотрофний
2018	0,35	0,637	III - задовільний	значний ризик	евтрофний
2019	-0,24	0,405	III - задовільний	значний ризик	евтрофний

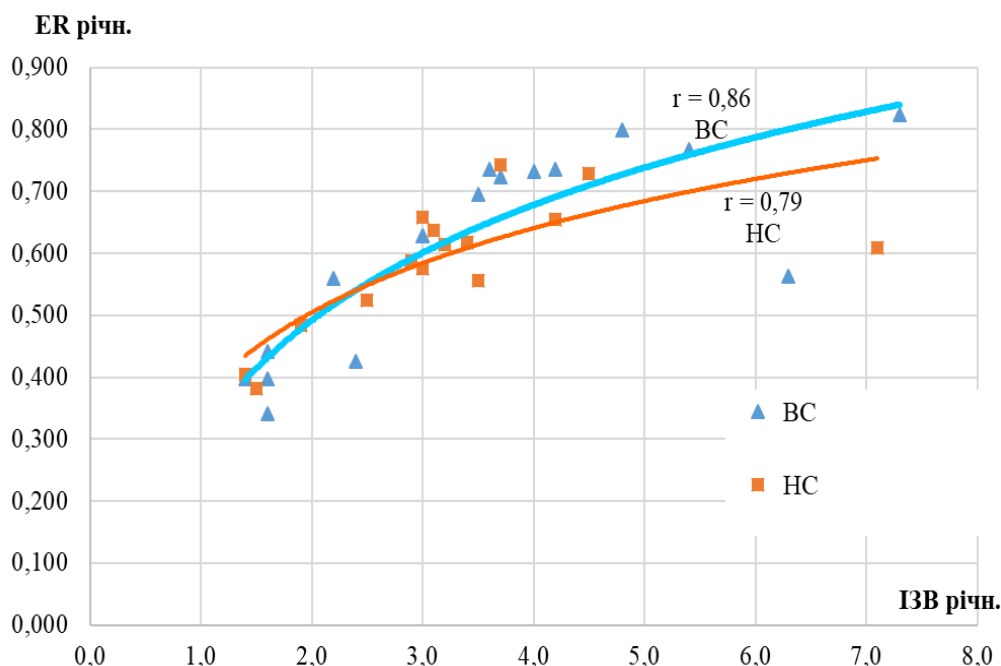


Рис. 13 – Залежність показників ризику *ER* від індексів забруднення води модифікованих (середньорічних), BC - верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою; HC - нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся

Fig. 13 - Dependence of ER risk indicators on modified water pollution indices of water (annual average), BC - the upper body of the Sarata River, 94 km from the mouth, village. Miniailivka border with Moldova; HC - the lower body of the Sarata River, 14,3 km from the mouth, village Bilolissia

Таблиця 6 – Рівняння лінійної парної регресії для опису зв'язків між показниками ризику Probit та якістю води р. Сарата

Table 6 – Linear pairwise regression equation for describing the relationship between Probit risk indicators and water quality of the Sarata River

Вид рівняння	Коефіцієнт кореляції	Вихідні дані
<i>Верхній ствір р. Сарата, 94 км від гирла, с. Міняйлівка, біля кордону з Молдовою</i>		
$ER = 0,2689 \cdot \ln IZB + 0,305$	0,86	Річні значення
$ER = 0,307 \cdot \ln IZB + 0,312$	0,99	Добові значення
<i>Нижній ствір р. Сарата, 14,3 км від гирла, с. Білолісся</i>		
$ER = 0,196 \cdot \ln IZB + 0,369$	0,79	Річні значення
$ER = 0,307 \cdot \ln IZB + 0,305$	0,98	Добові значення

4 ВИСНОВКИ

1. Встановлено значні перевищення ГДК рибогосподарського використання за показниками БСК₅, розчиненого кисню та іонів амонію, що вказує на забруднення річки Сарата неочищеними сільськогосподарськими та комунально-побутовими стічними водами. Спостерігається зниження насичення киснем вод нижче за течією. Протягом періоду моніторингу з 2007 по 2023 роки установлене багатократне перевищення ГДК для сульфатів і хлоридів. Для створу р.Сарата – с.Міняйлівка найбільша

ймовірність перевищення ГДК отримана для нітритів (73,4 %), БСК₅ (70,3 %), іонів амонію (62,5 %). Для нижньої течії (р. Сарата – с.Білолісся) виявлена найбільша ймовірність перевищення ГДК для БСК₅ (80,4 %), розчиненого кисню (78,3 %) та амонію (60,9 %).

2. Проаналізовано вміст головних іонів у водах річки Сарата. У хімічному складі води переважають іони сульфатів і натрію (р. Сарата – с.Міняйлівка), та іони сульфатів і хлоридів (р. Сарата – с. Білолісся). Загальна мінералізація зростає вниз за течією через накопичення сульфатів, хлоридів, магнію та натрію.

Максимальне річне значення мінералізації, установлене у нижньому створі Сарата – с.Білолісся, спостерігалось у 2014 році і становило 24900 мг/дм³. Загальна мінералізація води у верхньому створі мала декілька піків: у 2009, 2012 та 2014 роках. За таких умов іригаційне використання вод річки Сарата стає неможливим.

3. Аналіз ймовірності перевищення ГДК рибогосподарського використання показав, що для нітрит-іонів та нітрат-іонів ця ймовірність більш висока у верхньому створі ніж у нижньому. За іншими показниками ймовірності перевищення ГДК забруднювальними речовинами або майже однакові, або дещо зростають у нижньому створі.

4. Оцінка якості води за ІЗВ-модифікованим (розчинний кисень, БСК₅, азот амонійний, нітрит- та нітрат-іони, фосфати) дозволив установити, що якість води у річці Сарата відноситься переважно до III та IV класів (“помірно забруднені” та “забруднені”). У верхній течії річки Сарата найімовірніше формування вод III класу якості (“помірно забруднені”), емпірична ймовірність появи становить 37,5 %. У нижній течії найімовірніше формування вод IV класу якості (“забруднені”), емпірична ймовірність появи яких досягає 32,6 %. Ймовірність попадання у класи з V по VII (води з порушеними екологічними параметрами) для нижнього створу становить 8,70%, 15,2% та 2,17%, відповідно.

5. За показниками екологічного ризику ER установлене, що переважає можливість існування «високого» ризику забруднення біогенними речовинами, ймовірність появи якого становить 52,9% для верхнього створу та 60% для нижнього. “Високому” рівню забруднення клас IV (ER=0,60-0,79) відповідає «незадовільний» екологічний стан.

6. Ймовірність досягнення класу «доброго» екологічного стану (клас II, ER=0,20-0,39) мала і у верхньому створі становить 17,6%, у нижньому – лише 6,67%.

7. Виявлені тісні кореляційні зв'язки між значеннями екологічних ризиків та модифікованих індексів забруднення води (Коефіцієнти кореляції змінюються від 0,77 до 0,99), що дозволяє узгоджувати між собою оцінки якості води та екологічних ризиків.

8. Річка Сарата належить до таких річок, природні властивості яких значно змінені в результаті надходження до них стічних вод. Забруднені води непридатні для питного, господарсько-побутового та спортивного

використання, а також для рибництва. Води річки Сарата за своєю якістю негативно впливають на екологічний стан лиману Сасик.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. План управління річковим басейном Причорномор'я. Басейнове управління водних ресурсів річок Причорномор'я, Державне агентство водних ресурсів України. 2023. URL : <https://oouvr.gov.ua/plan-upr-richkovum-baseynom/> (дата звернення 25.03.2024).
2. Плани управління річковими басейнами. (2023). Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. 2023. URL : <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/stale-upravlinnya-vodnymi-resursamy/plany-upravlinnya-richkovymy-baseynamy/> (дата звернення 25.03.2024).
3. Швебе Г. І., Ігошин М. І. Каталог річок і водойм України: навч.-дов. пос. Одеса: Астропринт, 2003. 392 с.
4. Гребін В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз). Київ: Ніка-Центр, 2010. 316 с.
5. Швець Г. І., Дрозд Н. І., Левченко С. П. Каталог річок України. Київ: АН УРСР, 1957. 192 с.
6. Ресурси поверхностних вод СССР Т.6 Украина и Молдавия. Вып.2 / под ред. Каганера М.С. Ленинград : Гидрометеиздат, 1971. 656 с.
7. Природа Одесской области. Ресурсы, их рациональное использование и охрана / под ред. Г. И. Швебе, Ю. А. Амброз. Киев-Одесса : Вища школа, 1979. 144 с.
8. Ляшенко Г. В., Прикуп Л. О. Оцінка якості ґрунтів за реакцією ґрунтового розчину та вмістом важких металів на півдні Одеської області. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2016. №17. С. 17-22. <http://eprints.library.odku.edu.ua/id/eprint/2002>.
9. Річки Когильник, Кагач та Сарата відтепер вільні та природні. Rewilding Danube Delta (Румунія). URL : <https://rewilding-danube-delta.com/uk/news/dam-removal-on-kogilnik> (дата звернення 03.03.2024)
10. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2021 році. Одеська обласна державна адміністрація, Одеська обласна військова адміністрація, Департамент екології та природних ресурсів, Одеса, 2022, 214 с. URL : <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2022/10/Regionalna-dopovid-Odeska-ODA-2021.pdf> (дата звернення 11 березня 2024).
11. Лозовіцький П. С. Оцінювання якості води р. Сарата. *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*. 2023. 27(2(41)). С. 28–44. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2022.2\(41\).268698](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2022.2(41).268698).
12. Довідка для ознайомлення з ситуацією на озері Сасик / Одеська національна наукова бібліотека. URL : https://odnb.odessa.ua/img/novini_2021/3194/sas01.pdf (дата звернення 18.11.2023).
13. Інформація про р. Сарата. URL : [https://uk.wikipedia.org/wiki/Сарата_\(річка\)](https://uk.wikipedia.org/wiki/Сарата_(річка)) (дата звернення 02.02.2024).
14. Хільчевський В. К., Осадчий В. І., Курило С. М. Регіональна гідрохімія України : підручник. Київ: ВПЦ "Київський університет", 2019. 343 с.
15. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В. І. Осадчий та ін. Київ: Ніка-центр, 2013. 240 с.
16. Loboda N. S., Tuchkovenko Y. S., Kozlov M. O.,

- Katynska I. V. Assessment of River Water Inflow into the Sasyk Estuary-Reservoir According to RCP4.5 and RCP8.5 Climate Change Scenarios for 2021-2050. *Журнал геології, географія, геоecологія*. 2021. 30 (2). С. 315–325. <https://doi.org/10.15421/112128>.
17. Гопченко Е. Д., Лобода Н. С. Водные ресурсы северо-западного Причерноморья (в естественных и нарушенных хозяйственной деятельностью условиях): монография. Київ: КНТ, 2005. 188 с.
18. Вплив змін клімату на гідрологічний і гідроекологічний режими лиманів північно-західного Причорномор'я: монографія / Тучковенко Ю. С., Хохлов В. М., Лобода Н. С., Кушнір Д. В., Серга Е. М.; за ред. Ю. С. Тучковенка. Одеса: Одеський державний екологічний університет, 2022. 202 с.
19. Річний звіт з питань управління водними ресурсами басейну річок Причорномор'я за 2019 рік. Басейнове управління водних ресурсів річок Причорномор'я та Нижнього Дунаю / Державне агентство водних ресурсів України. Одеса, 2020. 66 с. URL : <https://oouvr.gov.ua/wp-content/uploads/2020/10/Річний-звіт-річок-Причорноморья.pdf> (дата звернення 11.03.2024).
20. План управління річковим басейном річок Причорномор'я (2025-2030) / Державне агентство водних ресурсів України. URL : https://davr.gov.ua/fls18/tu/RBMP_Black_sea_rivers/purb_b.pdf (дата звернення 25.03.2024).
21. Екологічні ризики: природа і критерії / Войціцький В. М., Хижняк С. В., Данчук В. В., Мідик С. В., Гришук І. А., Ушкалов В. О. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2020. № 4(31) С. 131-135. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.4-31.21>.
22. Watershed Ecological Risk Assessment: Distance learning modules on Watershed Management. WATERSHED ACADEMY WEB, 32 p. URL : <http://www.epa.gov/watertrain>. (дата звернення 15.03.2024).
23. The Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHА): Water. 2016. URL : <http://www.oehha.ca.gov/water.html> (Accessed: 29 November 2023).
24. Bioindication for Detecting Environmental Risks in Agroecosystems Contaminated with Heavy Metals / Alla Lishchuk, Alla Parfenyuk, Inna Horodyska, Vira Boroday, Tetiana Khitrenko, Liudmyla Tymoshenko. *Journal of Ecological Engineering*. 2023. 24(8). С. 175-182 <https://doi.org/10.12911/22998993/166395>.
25. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення: Вид. офіційне. Київ: Твій формат, 2006. 240 с.
26. Методичні рекомендації щодо оцінки ймовірності ризикових подій внаслідок забруднення водних об'єктів та ґрунтів української частини Нижньодунайського регіону. Одеса: ФОП Шилов М. В., 2016. 57 с.
27. Loboda N., Daus M. Development of a method of assessment of ecological risk of surface water pollution by nitrogen compounds. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. (2021). Vol. 5, №10(113): Ecology. Pp. 15-25. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2021.243058>.
28. Методика виділення зон, вразливих до забруднення поверхневих і підземних вод нітратними сполуками / Осадча Н. М. та ін. *Український географічний журнал*. 2020. №4 (112). С. 38–48. <https://doi.org/10.15407/ugz2020.04.038>.
29. Лобода Н. С., Отченас Н. Д., Федіна Н. О. Розроблення методичного підходу до визначення екологічних ризиків забруднення водних об'єктів у межах індустріально розвинутих територій (на прикладі річок міста Харків). *Український гідрометеорологічний журнал*. 2023. №31. С. 88-102. ISSN 2616-7271. <http://eprints.library.odku.edu.ua/id/eprint/11847>.
30. Антропогенний вплив на водні об'єкти та шляхи інтегрованого управління ними. Звіт про НДР. ДР № 0118U001220 / наук. керів. Н.С. Лобода; Одеський державний екологічний університет. Одеса, 2022. 261 с. <http://eprints.library.odku.edu.ua/id/eprint/11117>
31. Finney D. Probit analysis: a statistical treatment of the sigmoid response curve. Cambridge University Press, Cambridge, 1952. 256 p.
32. Romanenko V., Afanasyev S., Tsybulskiy A. Appraisal of Methodology of Ecological Risks Assessment Arising From Pollution of The Rivers of the Ukraine. Threats to Global Water Security. 2009. Pp. 323-332.
33. Keese P. Introduction to ecological risk assessment. Ecological risk assessment of Transgenic Plants. 16–17 August 2010. URL : http://www.cera-gmc.org/files/cera/docs/brasilgia_2010/paul_keese.pdf.
34. Коробкова Г. В. Сучасний екологічний стан басейну річки Сіверський Донець в межах Харківської області. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія : Екологія*. 2016. Вип. 14. С. 66-70. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/VKbNU_2016_14_11 (дата звернення 11.03.2024).
35. Rybalova O., Artemiev S. Development of a procedure for assessing the ecological risk of the surface water status deterioration. *EasternEuropean Journal of Enterprise Technologies*. 2017. 5(10-89). Pp. 67-76. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.112211>.
36. Дані моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України Державного агентства водних ресурсів України URL : <http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Ind ex> (дата звернення 17.01.2024).
37. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ: Ніка-Центр, 2001. 264 с.
38. Юрасов С. М., Сафранов Т. А., Чугай А. В. Оцінка якості природних вод: навчальний посібник. Одеса: Екологія, 2012. 168 с.
39. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р. Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод: навчальний посібник. Луцьк: Вежа друку, 2021. 76 с.
40. Хільчевський В. К. Гідрохімічний словник. Київ : DIA, 2022. 208 с.
41. Інформація про первинну продукцію. URL : https://uk.wikipedia.org/wiki/Первинна_продукція. (дата звернення 04.03.2024).
42. Мальцев В. І., Карпова Г. О., Зуб Л. М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. Київ : Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Недержавна наукова установа Інститут екології (ИНЕКО) Національного екологічного центру України, 2011. 112 с.
43. Школьнік Є. П., Лосєва І. Д., Гончарова Л. Д. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації. Одеса : Астропрінт, 1999. 538 с.
44. Лобода, Н. С. та Куза, А. М. (2023) Оцінка екологічних ризиків забруднення біогенними речовинами річки Когильник на основі пробіт-функцій. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2023. 32. С. 34-49.

ISSN 2311-0902, 2616-7271.

<http://eprints.library.odetu.edu.ua/id/eprint/12548>.

REFERENCES

1. *Plan upravlinnia richkovym basinom Prychornomoria*. [River basin management plan of the Black Sea coast] (2023). Basin Management of Water Resources of the Black Sea Rivers, State Agency of Water Resources of Ukraine. Available at: <https://oouvr.gov.ua/plan-upr-richkovum-basynom/> (Accessed: 25 March 2024). (in Ukr.)
2. *Plany upravlinnia richkovymi basinamy* [Basin Management of Water Resources]. (2023). Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. Available at: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/stale-upravlinnya-vodnymi-resursamy/plany-upravlinnya-richkovymi-basynamy/> (Accessed: 25 March 2024). (in Ukr.)
3. Shvebs, H.I. & Ihoshyn, M.I. (2003). *Kataloh richok i vodoim Ukrainy* [Catalog of rivers and reservoirs of Ukraine]. Odesa: Astroprint Publ. (in Ukr.)
4. Hrebin', V.V. (2010) *Suchasnyy vodnyy rezhym richok Ukrainy (landshaftno-hidrolozhichnyy analiz)* [The current water regime of the rivers of Ukraine (landscape-hydrological analysis)]. Kyiv: Nika-Tsentr. (in Ukr.)
5. Shvets, H.I., Drozd, N.I. & Levchenko, S.P. (1957) *Kataloh richok Ukrainy* [Catalog of rivers of Ukraine]. Kyiv: AN URSS. (in Ukr.)
6. Kaganer, M.S. (ed). (1971). *Resursy poverhnostnykh vod SSSR* [Surface water resources of the USSR]. Vol. 6: *Ukraina i Moldaviya* [Ukraine and Moldova]. Issue 2: *Srednee i Nizhnee Podneprov'e* [Middle and Lower Dnieper]. Leningrad: Gidrometeoizdat. (in Russ.)
7. Shvebs, H.I. & Ambroz, Yu.A. (eds). *Priroda Odesskoy oblasti. Resursy, ikh ratsional'noe ispol'zovanie i okhrana* [Nature of the Odessa region. Resources, their rational use and protection] (1979). Kiev-Odessa: Publ. of Vyscha shkola. (in Russ.)
8. Lyashenko, G.V. & Prykup, L.A. (2016) Otsinka yakosti gruntiv za reaktsiieiu hruntovoho rozchynu ta vmistom vazhkykh metaliv na pivdni Odeskoi oblasti [Soil quality assessment based on reaction of soil solution and content of heavy metals in the Southern part of Odessa region]. *Ukrainskyi heohrafichnyi zhurnal* [Ukrainian Geographical Journal], 17, pp. 17-22. <http://eprints.library.odetu.edu.ua/id/eprint/2002>. (in Ukr.)
9. *Richky Kohyl'nyk, Kahach ta Sarata vidteper vilni ta pryrodni* [The Kogyl'nyk, Kagach and Sarata rivers are now free and natural]. Rewilding Danube Delta (Румунія). Available at: <https://rewilding-danube-delta.com/uk/news/dam-removal-on-kogilnik> (Accessed: 03 March 2024). (in Ukr.)
10. Department of Ecology and Natural Resources of Odessa Regional State Administration (2022). *Rehionalna dopovid pro stan navkolysnogo pryrodnoho seredovyshcha v Regional Report on the State Odeskii oblasti u 2021 rotsi*. [Regional report on the state of the natural environment in the Odessa region in 2021]. Available at: <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2022/10/Regionalna-dopovid-Odeska-ODA-2021.pdf> (Accessed: 11 March 2024). (in Ukr.)
11. Lozovitskyi, P.S. (2023). Otsiniuvannia yakosti vody r.Sarata [Assessment of Sarata River water]. *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universytetu. Heohrafichni ta heolohichni nauky* [Bulletin of Odessa National University. Geographical and geological sciences], 27(2(41)), pp. 28-44. (in Ukr.)
12. *Dovidka dlia oznaiomlennia z sytuatsiieiu na ozeri Sasyk* [Reference for familiarization with the situation at Lake Sasyk]. Odesa National Scientific Library. Available at: https://odnb.odessa.ua/img/novini_2021/3194/sas01.pdf (Accessed: 21 March 2024). (in Ukr.)
13. *Informatsiia pro r. Sarata* [Information about Sarata River]. Available at: <https://uk.wikipedia.org/wiki/Sarata> (Accessed: 04 March 2024) (in Ukr.)
14. Khilchevskyi, V.K., Osadchyi, V.I. & Kurylo, S.M. (2019). *Rehionalna hidrokimiya Ukrainy* [Regional hydrochemistry of Ukraine]. Kyiv: "Kyiv University". (in Ukr.)
15. Osadchyi, V.I. (ed.). (2013). *Protsesy formuvannia khimichnoho skladu poverkhnevnykh vod* [Processes of formation of chemical composition of surface waters]. Kyiv: Nika-Tsentr Publ. (in Ukr.)
16. Loboda, N.S., Tuchkovenko, Y.S., Kozlov, M.O. & Katynska, I.V. (2021). [Assessment of River Water Inflow into the Sasyk Estuary-Reservoir According to RCP4.5 and RCP8.5 Climate Change Scenarios for 2021-2050]. *Zhurnal heolohiia, heohrafiia, heoekolohiia* [Journal of Geology, Geograph. Geocology], 30 (2), pp. 315–325. <https://doi.org/10.15421/112128>. (in Ukr.)
17. Gopchenko, E.D. & Loboda, N.S. (2005). *Vodnye resursy severo-zapadnogo Prichernomor'ya (v estestvennykh i narushennykh khozyaystvennoy deyatel'nost'u usloviyakh)* [The water resources of the north-western Black Sea coast (in natural and economic conditions violated by economic activity)]. Kiev: KNT Publ. (in Russ.)
18. Tuchkovenko, Yu.S., Khokhlov, V.M., Loboda, N.S., Kushnir, D.V., Serga, E.M. (2022). *Vplyv zmin klimatu na hidrolozhichni i hidroekolohichni rezhymy lymaniv pivnichno-zakhidnoho Prychornomoria: monohrafiia* [Climate change impact on hydrological and hydroecological regimes of lagoons on the North-Western Black Sea coast: monograph]. Edited by Yu. S. Tuchkovenko. Odesa: Odessa State Environmental University. 202 p. (in Ukr.)
19. *Richnyi zvit z pytan upravlinnia vodnymi resursamy basinu richok Prychornomoria za 2019 rik*. [Annual report on water resources management of the Black Sea river basin for 2019]. Basinove upravlinnia vodnykh resursiv richok Prychornomoria ta Nyzhnoho Dunaiu, Derzhavne ahentstvo vodnykh resursiv Ukrainy. [Basin Management of Water Resources of the Black Sea and Lower Danube Rivers, State Water Resources Agency of Ukraine]. Odesa, 2020. Available at: <https://oouvr.gov.ua/wp-content/uploads/2020/10/Річний-звіт-річок-Причорномор'я.pdf> (Accessed: 11 March 2024). (in Ukr.)
20. *Plan upravlinnia richkovym basinom Prychornomoria (2025-2030)*. [River basin management plan of the Black Sea coast, 2025-2030] (2023). State Agency of Water Resources of Ukraine. Available at: <https://oouvr.gov.ua/plan-upr-richkovum-basynom/> (Accessed: 25 March 2024). (in Ukr.)
21. Voitsitskyi, V.M., Khyzhniak, S.V., Danchuk, V.V., Midyk, S.V., Hryshchuk, I.A., Ushkalov, V.O. (2020). Ekolohichni ryzyky: pryroda i kryterii [Environmental risks: nature and criteria]. *Ekolohichni nauky: naukovo-praktychnyi zhurnal* [Ecological Sciences: scientific and practical journal], № 4(31), pp. 131-135. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.4-31.21>. (in Ukr.)
22. *Watershed Ecological Risk Assessment: Distance learning modules on Watershed Management*. WATERSHED

- ACADEMY WEB. Available at: <http://www.epa.gov/watertrain>. (Accessed: 15 March 2024).
23. The Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHHA): Water. 2016. Available at: <http://www.oehha.ca.gov/water.html> (Accessed: 29 November 2023).
 24. Alla, Lishchuk et al. (2023) Bioindication for Detecting Environmental Risks in Agroecosystems Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Ecological Engineering*, 24(8), pp. 175-182. <https://doi.org/10.12911/22998993/166395>.
 25. Vodna Ramkova Dyrektyva YeS 2000/60/JeS. Osnovni terminy ta yikh vyznachennia [EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Basic terms and their definitions]. (2006). (in Ukr).
 26. Metodichni rekomendatsii shchodo otsinky ymovirnosti ryzykovykh podii vnaslidok zabrudnennia vodnykh ob'ektiv ta gruntiv ukrainskoi chastyny Nyzhnodunaiskoho rehionu [Methodological recommendations for assessing the probability of risk events due to contamination of water bodies and soils of the Ukrainian part of the Lower Danube region] (2016). Odesa: FOP Shylov M.V. (in Ukr).
 27. Loboda, N. & Daus, M. (2021). Development of a method of assessment of ecological risk of surface water pollution by nitrogen compounds. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, vol.5, №10(113): Ecology, pp. 15-25. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2021.243058>.
 28. Osadcha, N.M. et al. (2020). [Methodology for the nitrate vulnerable zones designation in surface and ground water]. *Ukrainskyi heohrafichnyi zhurnal [Ukrainian Geographical Journal]*, 4 (112), pp. 38–48. (in Ukr).
 29. Loboda, N.S., Otchenash, N.D. & Fedina, N.O. (2023). [Development of a methodological approach for determination of environmental risks of water bodies pollution across industrially developed territories (as exemplified by the rivers of city of Kharkiv)]. *Ukrains'kij gidrometeorologichnij zhurnal [Ukrainian hydrometeorological journal]*, 31, pp. 88-102. <https://doi.org/10.31481/uhmj.31.2023.06> (in Ukr.)
 30. Loboda, N.S. (scient. chief). (2022). *Antropohennyi vplyv na vodni ob'ekty ta shliakhy intehrovanooho upravlinnia nymy. Zvit pro NDR. DR № 0118U001220. [Anthropogenic impact on water bodies and ways to integrate them: Research report. RS 0118U001220]*. Odesa: State Environmental University. Odesa. (in Ukr).
 31. Finney, D. (1952). *Probit analysis: a statistical treatment of the sigmoid response curve*. Cambridge University Press, Cambridge.
 32. Romanenko, V. et al. (2009). Appraisal of Methodology of Ecological Risks Assessment Arising From Pollution of The Rivers of the Ukraine. In: J. Anthony, A. Jones, Trahel G. Vardanian and Christina Hakopian (eds). *Part of the series Threats to Global Water Security*, pp. 323-332.
 33. Keese, P. (2010) [Introduction to ecological risk assessment. Ecological risk assessment of Transgenic Plants]. Available at: http://www.cera-gmc.org/files/cera/docs/brasilia_2010/paul_keese.pdf. (Accessed: 04 March 2024).
 34. Korobkova, H. (2016) Suchasnyi ekolohichniy stan baseinu richky Siverskyi Donets v mezhakh Kharkivskoi oblasti [The current ecological status of the Siverskyi Donets basin within the Kharkiv region]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho universytetu imeni V. N. Karazina. Seriya : Ekolohiia [Bulletin of the Karazin Kharkiv National University. Series: Ecology]*, 14, pp. 66-70. Available at: http://nbuv.gov.ua/UJRN/VKhNU_2016_14_11. (Accessed: 25 March 2024).
 35. Rybalova, O. & Artemiev, S. (2017). Development of a procedure for assessing the ecological risk of the surface water status deterioration. *EasternEuropean Journal of Enterprise Technologies*, 5(10-89), pp. 67-76. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.112211>.
 36. Data on monitoring and environmental assessment of water resources of Ukraine of the State Water Resources Agency of Ukraine [Dani monitorynhu ta ekolohichnoi otsinky vodnykh resursiv Ukrainy Derzhavnogo ahenstva vodnykh resursiv Ukrainy]. Available at: <http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Ind ex> (Accessed: 25 February 2024). (in Ukr.)
 37. Snizhko, S.I. (2001). *Otsinka ta prohnozuvannia yakosti pryrodnykh vod [Evaluation and forecasting of the quality of natural waters]*. Kyiv : Nika-Tsentr. (in Ukr.)
 38. Iurasov, S.M., Safranov, T.A. & Chuhai, A.V. (2012). *Otsinka yakosti pryrodnykh vod [Assessment of the quality of natural waters]*. Odesa: Ekolohiia. (in Ukr.)
 39. Khilchevskiy, V.K. & Zabokrytska, M.R. (2021). *Khimichniy analiz ta otsinka yakosti pryrodnykh vod. [Chemical analysis and assessment of the quality of natural waters]*. Lutsk: Vezha druk. (in Ukr.)
 40. Khilchevskiy, V.K. (2022). *Hidrokhimichniy slovnyk [Hydrochemical dictionary]*. Kyiv : DIA Publ. (in Ukr.)
 41. *Informatsiia pro Informatsiia pro pervynnu produktsiiu [Information about first products]*. Available at: <https://uk.wikipedia.org/wiki/Kogilnik> (Accessed: 04 March 2024) (in Ukr.)
 42. Maltsev V.I., Karpova H.O. & Zub L.M. (2011) *Vyznachennia yakosti vody metodamy bioindykatsii: naukovo-metodychni posibnyk [Determining water quality by bioindication methods: a scientific and methodological manual]*. Kyiv : Scientific Center of Ecomonitoring and Biodiversity of the Megapolis of the National Academy of Sciences of Ukraine, Non-governmental scientific institution Institute of Ecology (INEKO) of the National Ecological Center of Ukraine. (in Ukr.)
 43. Shkolnyi, Ye.P., Loieva, I.D. & Honcharova, L.D. (1999). *Obrobka ta analiz hidrometeorolohichnoi informatsii [Processing and analysis of hydrometeorological information]*. Kyiv: Ministry of Education of Ukraine. (in Ukr.)
 44. Loboda, N.S. & Kuza, A.M. (2023). [Environmental Risks Assessment Of Nutrient Pollution Of The Kogilnik River Based On Probit Functions]. *Ukrains'kij gidrometeorologichnij zhurnal [Ukrainian hydrometeorological journal]*, 32, pp. 34-49. ISSN 2311-0902, 2616-7271 <http://eprints.library.odetu.edu.ua/id/eprint/12548>. (in Ukr.)

ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL STATE OF THE SARATA RIVER IN ODESA REGION

N. S. Loboda, A. M. Kuza

*Odessa State Environmental University,
15, Lvivska St., 65016 Odesa, Ukraine,*

natalie.loboda@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-0794-9951>

The relevance of the study is dictated by the need to preserve the water resources of southern Ukraine and ensure their good environmental condition. In the context of military operations, Odesa Region plays a key role in providing the country with agricultural products because of significant damage incurred to agricultural lands of Mykolaiv and Kherson Regions in the course of military actions. Hence the role of irrigation and the need to restore and modernize irrigation systems are growing. One of fresh water reservoirs of Odesa Region is Sasyk reservoir (artificially created as part of the estuary) which accumulates fresh water supplied from the Danube. The Kogylnyk and the Sarata rivers flow into the northern part of the reservoir and can worsen its hydroecological condition. The subject of the study: pollution of the rivers across North-Western Black Sea Coast by chemicals. The object of the study: the environmental state of the Sarata River. The study is aimed at assessing the environmental state and environmental risks of chemical pollution of the Sarata River. The water quality assessment was performed based on a modified version of water pollution index (WPI). Biogenic substances (ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen) were identified as the main pollutants. The content of chlorides and sulfates is also significant. The assessment of the pollution risks by biogenic substances is based on calculations of the statistical probit function. The source materials of the research include hydrochemical observations made by the State Agency of Water Resources of Ukraine for the period from 2007 to 2023 in the upper reaches of the Sarata River - village of Miniailivka (94 km from the mouth, near the border with Moldova) and in the lower reaches of the Sarata River - village of Bilolissya (14.3 km from the mouth). The analysis of probability of exceeding the MPC for fishery use indicated that, in terms of nitrite ions and nitrate ions, such probability is higher in the upper basin than in the lower one. According to other indicators, the probability of exceeding the MPC by pollutants is either almost the same or slightly increased in the lower reaches. The assessment of water quality according to the modified WPI (dissolved oxygen, BOD₅, ammonium, nitrite and nitrate ions, phosphates) showed that the water quality in the Sarata River mainly belongs to the "moderately polluted" and "polluted" classes. According to the environmental risk indicators, it was established that the possibility of a "high" risk of contamination by biogenic substances does prevail. Its probability is 52.9% for the upper reaches and 60% for the lower reaches. The "high" level of class IV pollution (ER=0.60-0.79) corresponds to an "unsatisfactory" environmental condition. The probability of achieving the class of a "good" environmental condition (class II, ER=0.20-0.39) is quite small: 17.6% in the upper reaches and only 6.67% in the lower reaches. Thus, the Sarata River belongs to such rivers, the natural properties of which underwent significant changes as a result of sewage delivery from "Sarata Komunservis" utility enterprise, settlement of Sarata. Contaminated waters are unsuitable for drinking, household and sports purposes, as well as for fish farming. The quality of the Sarata River's water has a negative impact on the environmental state of Sasyk reservoir.

Keywords: the Sarata River; biogenic substances; modified water pollution index; environmental risks of chemical pollution; probit function.

*Подання до редакції : 08. 03. 2024
Надходження остаточної версії : 30. 03. 2024
Публікація статті : 25. 04. 2024*

УДК 556.161

ЗМІНИ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ ПОВІТРЯ В БАСЕЙНІ РІЧКИ ДНІСТЕР НА ПОЧАТКУ ХХІ СТОРІЧЧЯ

Н. С. Лобода, М. Р. Розвод

Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна,
natalie.loboda@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-0794-9951>

Актуальність обраної теми обумовлена цілями та завданнями Водної Стратегії України до 2050 року, яка передбачає стимулювання досліджень впливу змін клімату на водність річок України. Річка Дністер є транскордонною. Вона забезпечує водою Молдову та декілька областей України. Передбачення можливих змін стоку річки Дністер внаслідок глобального потепління допоможе суспільству адаптуватися до нових кліматичних умов та вжити запобіжні заходи. Особливу увагу привертає дослідження гірської частини водозбору, оскільки вона є зоною формування стоку. Потепління може змінити внесок снігової складової живлення річки і вплинути на сумарний стік річки. *Об'єктом дослідження* є зміни температурного режиму повітря внаслідок глобального потепління. *Предметом дослідження* є оцінка змін температурного режиму на водозборі Дністра та вплив цих змін на формування стоку його гірської частини. *Метою роботи* є оцінка змін температурного режиму повітря на водозборі річки Дністер на початку ХХІ сторіччя та впливу потепління у зимовий сезон на формування весняного водопілля гірських річок. Основними методами досліджень є метод різницевих інтегральних кривих та метод регресійного аналізу. Матеріалами досліджень є середні місячні та річні температури повітря по 13 метеостанціях, розташованих на водозборі Дністра, за період 1947-2021 роки. В результаті досліджень встановлено, що на території водозбору Дністра проходить потепління. Початок статистично значущих змін температури повітря припадає на 1988 рік. Коливання середніх річних температур повітря відбуваються синхронно. Позитивні статистично значущі тренди у межах всього періоду спостережень (1947-2021) виявлені для середніх річних температур повітря, середніх місячних температур теплого та холодного періоду, а також зимового сезону. При розгляді двох розрахункових періодів (до 1989 року та після) встановлено, що до 1989 року статистично значущих трендів не спостерігалось, вони сформувалися після 1989 року. Виявлено, що гірські водозбори Українських Карпат реагують на потепління формуванням від'ємних трендів у коливаннях середнього місячного стоку весняного водопілля.

Ключові слова: глобальне потепління; зростання температури повітря; позитивні тренди за рік та сезони; стік весняного водопілля.

1 ВСТУП

Актуальність обраної теми визначається необхідністю постійного моніторингу гідрометеорологічних характеристик в умовах глобального потепління. У Водній стратегії України до 2050 року (розпорядження від 9 грудня 2022 р. № 1134-р Київ) [1] зазначається, що завданнями з досягнення цілі 4 (Скорочення зростаючих ризиків нестачі води та надлишку води) є “стимулювання дослідження щодо змін кількісних характеристик водних ресурсів України внаслідок зміни клімату; розроблення та включення до планів управління річковими басейнами заходів з адаптації до зміни клімату з урахуванням середньо- та довгострокових сценаріїв зміни клімату”.

“Одним з головних проявів регіональних

кліматичних змін на тлі глобальних процесів потепління є істотне підвищення температури повітря, зміна термічного режиму та структури опадів, збільшення кількості небезпечних метеорологічних явищ та екстремальних погодних умов, збитків, які вони зумовлюють різним галузям економіки та населенню країни” [2].

Водозбір Дністра знаходиться у Північній Атлантико-континентальній кліматичній та Південній Атлантико-кліматичній областях [3]. У північній кліматичній області розташовані такі природні зони як Українські Карпати, зона широколистяних лісів та лісостепова зона (західний кліматичний район). У Південній кліматичній області знаходиться степова природна зона. Межа між цими кліматичними областями відповідає межі між лісостеповою та

степовою природними зонами. Українські Карпати є областю формування стоку річки Дністер. Тут розташовані Центральнo-Карпатська область високої водності та Дністровсько-Прутська область підвищеної водності [4]. Значна частина стоку річки Дністер формується також у природній зоні широколистяних лісів (Волинська підобласть гідрологічної зони достатньої водності). Нижче за течією (нижче створу р. Дністер-с. Заліщики) внесок правобережних та лівобережних приток у загальну водність річки зменшується, відбувається перехід від зони достатньої водності (середня течія Дністра) до зони недостатньої водності (нижня течія Дністра). За рахунок глобального потепління наприкінці XX та на початку XXI сторіччя відбувається зміна температурного режиму повітря в басейні річки Дністер, яка може призвести до зміни меж зон водності. Особливістю формування стоку в басейні Дністра є зміна основних складових живлення річки по природних зонах. У верхній частині річки переважає внесок дощового та снігового живлення. У середній частині водозбору поряд із сніговим живленням значну роль у формуванні стоку відіграють підземні води, особливо ті, що знаходяться у карстових утвореннях [5]. У нижній частині водозбору основна роль у формуванні стоку належить весняному водопіллю. Зміни внеску снігового живлення у формування стоку річок Карпат внаслідок зростання температур холодного періоду може суттєво вплинути на загальну водність приток та головної річки.

Об'єктом дослідження є зміни температурного режиму повітря внаслідок глобального потепління. *Предметом дослідження* є оцінка змін температурного режиму на водозборі Дністра та вплив цих змін на формування стоку його гірської частини.

Метою роботи є оцінка змін температурного режиму повітря на водозборі річки Дністер на початку XXI сторіччя та їх впливу на формування стоку річок.

Огляд літератури. Прогнози змін водних ресурсів України на 2041-2070 рр. та 2071-2100 рр. , виконані для восьми основних басейнів України на базі шести глобальних кліматичних моделей (GHMs) сценаріїв RCP2.6 та RCP8.5 показали [6], що у межах Українських Карпат очікується зменшення річних сум опадів у межах 10% на періоди 2041-2040 рр. та 2071-2100 рр. (сценарій RCP2.6). Для сценарію RCP8.5 очікувані зміни становитимуть “мінус” 10% у період 2041-2040 рр. та “мінус” 5% у

період 2071-2100 рр. (сценарій RCP8.5). Зростання температур повітря буде знаходитися у межах 2,0-2,5°C для обох періодів сценарію RCP2.6. Згідно із сценарієм RCP8.5 у період 2041-2070 рр. температура повітря може зрости на 2,0-2,5°C, а у період 2071-2100 рр. – на 4-5°C. Прогноз зміни водних ресурсів наданий за математичною моделлю WaterGAP2 для річки в цілому: очікується зменшення водних ресурсів на 25% за сценарієм RCP2.6 та на 30% за сценарієм RCP8.5.

Кількісна характеристика змін максимального стоку період 1960-2010 рр. дозволила установити, що на території Українських Карпат зменшення максимального стоку у середньому становить “мінус” 10-15% на десятиріччя [7].

У роботі [8] на основі використання гідрометеорологічних даних до 2010 р. включно було установлене існування стійкої тісної кореляційної залежності максимальних запасів води у сніговому покриві перед початком весняного водопілля та шарів стоку за період весняного водопілля рідкої повторюваності для Гірського Дністра. На основі операторної моделі формування стоку виконана оцінка можливих змін весняного водопілля з використанням даних двох прогностичних моделей – HADCM3, яка розроблена Центром Хедлі по дослідженню та прогнозуванню клімату (метеорологічна служба Великобританії MetOffice) та CCSM3, розроблена Національним центром атмосферних досліджень (NCAR, США). Для розрахунку використані прогнозовані середні зміни річних опадів і температур повітря для сценаріїв A1B, A2, B1 та COMMIT. В результаті для верхньої (Карпатської) частини басейну Дністра за всіма сценаріями, модель NCAR_CCSM3, на період 2010-2039 рр. прогнозується зменшення стоку весняного водопілля практично на 50%, в той же час за моделлю HADCM3 на цей період очікується незначне збільшення на 12-17% з подальшим суттєвим зниженням у період до 2069р.

У роботі [9] на основі прогнозованих показників посушливості показано, що у період 2021-2050 рр. за сценаріями RCP8.5 очікується розширення до півночі та північного заходу зони недостатнього зволоження та напіваридної зони, яка сформувалася в теперішній час. Зона достатнього зволоження буде скорочуватися у північно-західному напрямку. Територія Північно-Західного Причорномор'я буде знаходитися в аридній зоні, що призведе до зменшення притоку прісних вод до лиманів, їх поступового обміління та зростання солоності їх

вод [10]. Дослідження осереднених по групах водозборів різницевих інтегральних кривих, побудованих для річних, а також для максимальних витрат весняного водопілля та дощових паводків дозволив установити, що різниця у характері коливань річного стоку у створах однієї і тієї ж річки або поряд розташованих річок може бути поясненою різною роллю весняного водопілля у формуванні річного стоку річок [11].

Результати сучасних спостережень та прогнози указують на необхідність постійного моніторингу змін кліматичних чинників та водних ресурсів у басейні Дністра, водозбір якого вміщує у собі декілька природних зон.

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

У роботі використані метеорологічні середні місячні дані (1946-2021pp.) по 13 метеорологічним станціям, розташованим на водозборі або на прилеглих територіях. Тривалість спостережень 76 років. Дані гідрологічних спостережень представлені у вигляді середніх місячних витрат води за період спостережень 1945-2021pp. Дані гідрометеорологічних спостережень надані Центральною Геофізичною Обсерваторією (м. Київ) за договором від 21.02.2023. Основними методами досліджень є метод різницевих інтегральних кривих [12] та регресійний аналіз даних [13].

Ординати різницевих інтегральних кривих являють собою послідовне накопичення відхилень гідрометеорологічних величин від середнього значення. Щоб криві набули безрозмірного виду, їх представляють у вигляді безрозмірних величин, які називають модульними коефіцієнтами. Вони являють собою відношення поточного значення досліджуваної характеристики до її середньої багаторічної величини. Наприклад, розрахунки модульних коефіцієнтів стоку виконуються за такими характеристиками водності як модуль стоку, витрата стоку, об'єм стоку та шар стоку.

$$k_i = \frac{q_i}{q} = \frac{Q_i}{Q} = \frac{W_i}{W} = \frac{Y_i}{Y}, \quad (1)$$

де q, Q, W, Y – модуль стоку, витрата стоку, об'єм стоку та шар стоку, відповідно;

$\bar{q}, \bar{Q}, \bar{W}, \bar{Y}$ – середні багаторічні значення розглядуваних характеристик стоку, відповідно.

Модульні коефіцієнти для температур повітря та опадів розраховуються за формулами

$$k_i = \frac{T_i}{\bar{T}} \quad (2)$$

$$k_i = \frac{X_i}{\bar{X}} \quad (3)$$

Середнє багаторічне значення модульного коефіцієнта завжди дорівнює одиниці, отже, поточні ординати різницевої інтегральної кривої на кінець t -го року від початку побудовування кривої визначають за рівнянням

$$\sum_{i=1}^t (k_i - 1) = f(t), \quad (4)$$

де k_i – модульний коефіцієнт.

Різницева інтегральна крива має таку властивість. Відхилення середнього значення величини (модульного коефіцієнта) за будь – який інтервал часу від його середнього значення за багаторічний період спостережень дорівнює одиниці, характеризується тангенсом кута нахилу лінії, яка поєднує точки початку та кінця інтервалу, до горизонтальної прямої і визначається за формулою

$$\begin{aligned} \operatorname{tg} \alpha &= (k_i - 1)_{\text{сеп}} = \frac{l_k - l_n}{m} \\ &= \frac{\sum_{i=1}^n (k_i - 1) - \sum_{i=1}^{n-m} (k_i - 1)}{m} = \frac{\sum_{i=1}^m (k_i - 1)}{m}, \end{aligned} \quad (5)$$

де l_k, l_n – відповідно кінцева та початкова ординати інтегральної кривої для періоду часу, який розглядається;

m – число років у періоді часу.

Період часу, для якого ділянка інтегральної кривої має нахил вгору відносно осі абсцис та значення $(k_i - 1)_{\text{сеп}}$ є додатним (переважають додатні відхилення від середнього), відповідає позитивній фазі коливань стоку. Період, для якого з'єднуюча лінія і відповідна ділянка нахилені вниз та $(k_i - 1)_{\text{сеп}}$ є від'ємним, відповідає від'ємній (негативній) фазі коливань стоку. Для одного виділеного циклу, який складається із однієї позитивної та однієї негативної фаз, середнє значення модульного коефіцієнта $k_{\text{сеп}}$ дорівнюватиме 1, для позитивної фази – більше за 1, для негативної – менше за 1, сума $\sum_{i=1}^m (k_i - 1) = 0$ для одного або декількох циклів.

Рівняння лінійної парної регресії для залежних випадкових величин X та Y представляється у вигляді

$$\tilde{y}_i = \tilde{y}(x_i) = \hat{m}_{y/x} = ax_i + b \quad (6)$$

де x_i – дискретні значення випадкової величини X ;

y_i – дискретні значення випадкової величини Y ;

$\tilde{y}_i$ – значення випадкової величини Y , розраховані за рівнянням регресії;

a, b – шукані параметри рівняння.

Оцінка параметра рівняння лінійної регресії a зазвичай записується через коефіцієнт кореляції $r_{x,y}$

$$a = r_{x,y} \frac{S_y}{S_x}, \quad (7)$$

де S_x – оцінка середнього квадратичного відхилення σ_x випадкової величини X ;

S_y – оцінка середнього квадратичного відхилення σ_y випадкової величини Y .

Оцінка коефіцієнта кореляції, який відображає тісноту лінійного зв'язку між залежними змінними X та Y , надається у вигляді

$$r_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 (y_i - \bar{y})^2}}, \quad (8)$$

де $\bar{x}, \bar{y}$ – середні арифметичні значення вибірок довжиною n .

Середня квадратична похибка апроксимації S розраховується за рівнянням

$$S = S_y \sqrt{1 - r_{xy}^2}. \quad (9)$$

S не є достатньо інформативною оцінкою, оскільки нев'язка розрахунку визначається в першу чергу вірогідністю визначення коефіцієнтів регресії та кореляції. Щоб переконатись у вірогідності побудованої регресійної моделі необхідно перевірити гіпотези про статистичну значущість коефіцієнта кореляції і коефіцієнтів рівняння регресії.

При спрощеному підході, рівняння лінійної парної регресії приймаються статистично

значущими, якщо коефіцієнт кореляції r , який оцінює тісноту лінійного зв'язку, має значення більше подвоєної похибки свого визначення, тобто:

$$r \geq 2\sigma_r, \quad (10)$$

де r – коефіцієнт кореляції;

σ_r – середнє квадратичне відхилення вибіркового коефіцієнту кореляції.

$$\sigma_r = \frac{1 - r^2}{\sqrt{n - 1}}, \quad (11)$$

де n – довжина ряду.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

У коливаннях середніх річних температур повітря, описаних за допомогою різницьових інтегральних кривих, виявлено дві фази: холодну (1947-1987 рр.) та теплу (1989-2021 рр.). Точкою перегину є 1988 рік (рис 1). Оскільки за даними В.В. Гребіня [14] початок значущих змін температур повітря на території України припадає на 1989 рік, то можна припустити, що наведені різниці інтегральні криві ілюструють наслідки впливу змін глобального клімату. Вид різницьових інтегральних кривих дозволяє зробити висновок, що коливання температур повітря відбуваються синхронно по всіх метеостанціях, розташованих на водозборі та прилеглих територіях.

Для подальших досліджень були обрані метеостанції, розташовані у різних природних зонах та різних висотах (Н): Славське ($H=592$ м, Карпати, Гірсько-Карпатський кліматичний район), Дрогобич ($H=295$ м, Карпати, Передкарпатський кліматичний район), Рава-Руська ($H=252$ м, лівобережжя, зона широколистяних лісів), Любашівка ($H=181$ м, лівобережжя, лісостепова зона, західний кліматичний район); Роздільна ($H=146$ м, лівобережжя, степова зона, північний кліматичний район).

Якщо розглянути хронологічні графіки ходу середніх річних температур повітря, то простежуються тенденції зростання температур повітря, які сформувались наприкінці 80-х років минулого сторіччя (рис.2, рис.3). Як правило, до 1989р. тенденції або відсутні, або є статистично незначущими. На основі методу регресійного аналізу були отримані рівняння регресії для різних періодів спостережень (1947-2021рр.; 1947-1988рр.; 1989-2021 рр.) та оцінено їхню статистичну значущість.

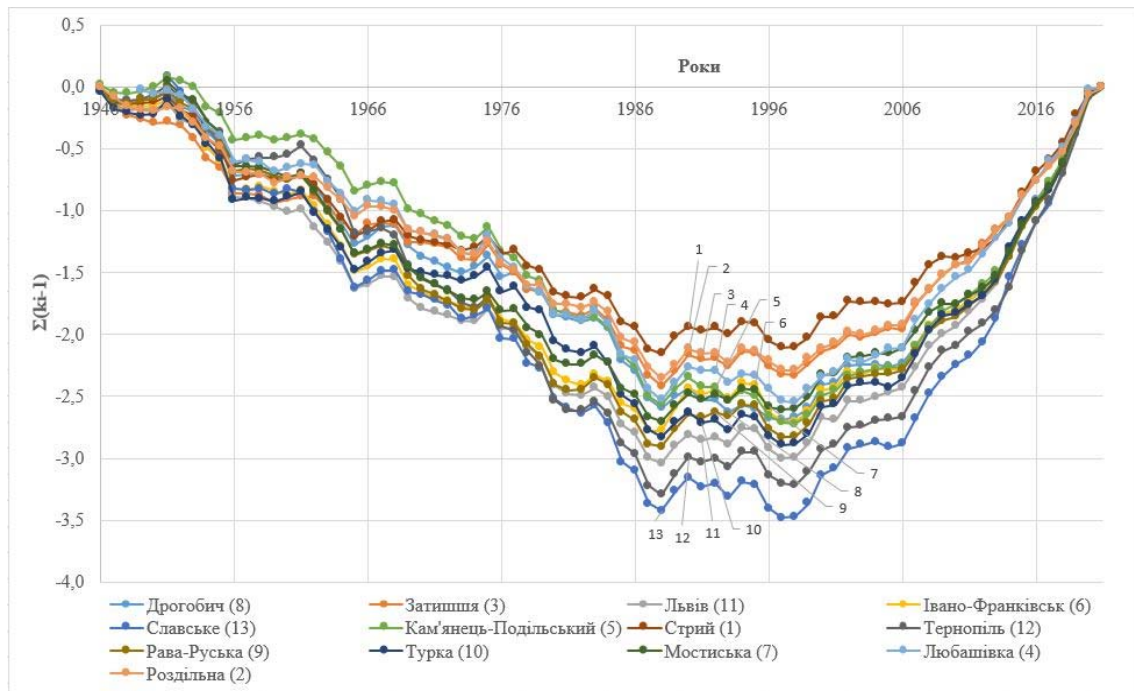


Рис. 1 – Різницево-інтегральні криві середніх річних температур повітря басейну річки Дністер (Україна)
Fig. 1 – Residual mass curves of annual mean air temperatures of the Dniester River basin (Ukraine)

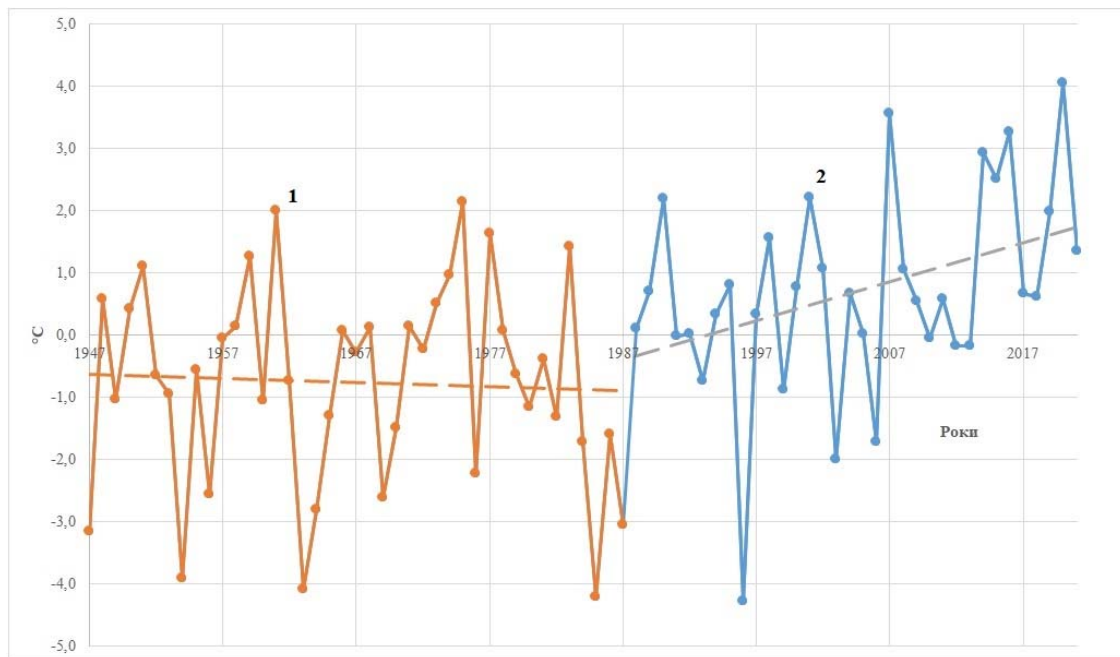


Рис. 2 – Графік хронологічного ходу середніх температур повітря холодного періоду (XI-III) та лінії регресії, метеостанція Дрогобич 1947-2021рр. Коефіцієнт кореляції для періоду 1947-1988 $r=0,047$, коефіцієнт кореляції для періоду 1949-2021 $r=0,27$
Fig. 2 – Chronological chart of cold period mean air temperatures at Drohobych climatological station. Correlation coefficient for the period 1947-1988 $r=0.047$, correlation coefficient for the period 1949-2021 $r=0.27$

Для усіх розглянутих метеорологічних станцій встановлено існування статистично значущих трендів для середніх річних температур повітря за весь період спостережень 1947-2021 рр. та період 1989-2021рр. Для періоду 1947-1988 рр.

статистично значущих трендів не виявлено. Така ж ситуація сформувалася для теплого періоду (VI-X). Для холодного періоду (XI-III) та зимового сезону (XII-II) встановлено існування статистично значущих трендів (табл.1, табл.2) за

весь період спостережень та виявлені позитивні тенденції для періоду 1989-2021рр. За отриманими рівняннями можна зробити висновок, що зростання температур повітря холодного періоду для водозбору Дністра становить у середньому 0,0340 градусів на рік. Зростання температур повітря зимового сезону є більш інтенсивним для метеостанцій верхньої частини водозбору (Славське, Дрогобич, Рава-Руська) і уповільнюється у південному напрямку (Любашівка, Роздільна). Зростання температур

повітря зимового сезону на водозборах Карпат до 1989 року проходило, головним чином, в області від'ємних температур повітря. Наприклад, для метеостанції Славське Гірсько-Карпатського кліматичного району ($H=586$ м) перехід середньої температури зимового сезону у область позитивних значень вперше відбувся лише у 2007 році (рис.4), а для метеостанції Дрогобич ($H=295$ м) Передкарпатського району, кількість таких випадків за період 1989-2021 рр. дорівнює 5 (рис.5).

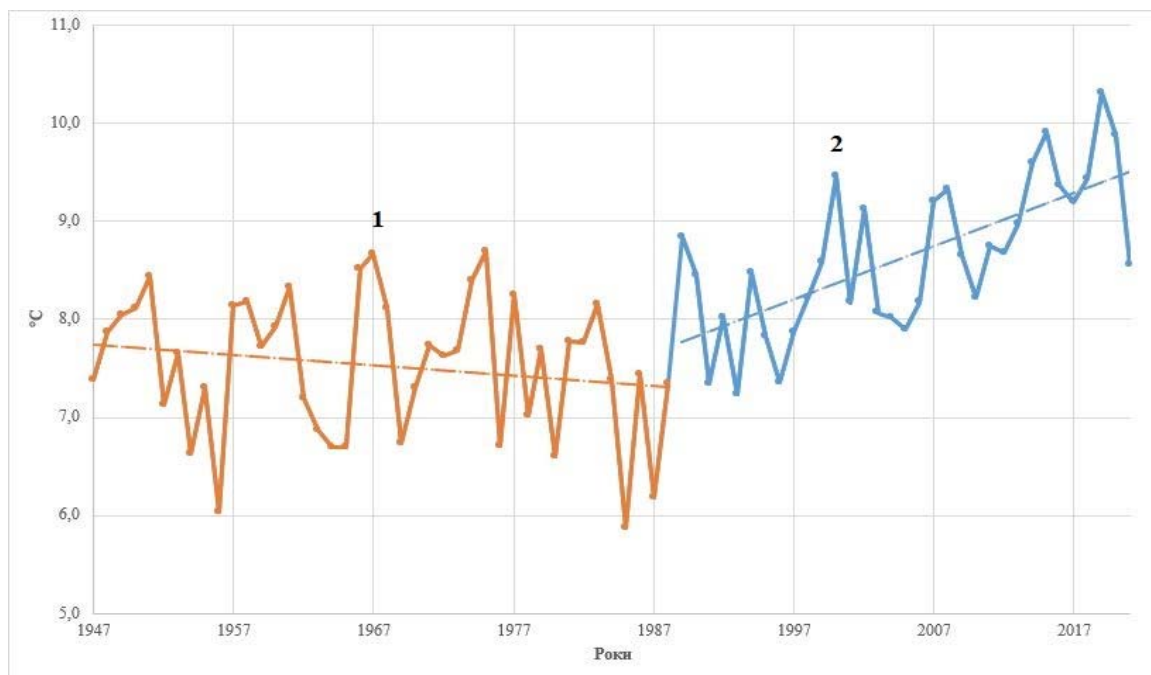


Рис. 3 – Графік хронологічного ходу середніх річних температур повітря метеостанції Дрогобич (1 – період 1947-1988 рр., $r=0,17$; 2 – період 1989-2021 рр., $r=0,70$)

Fig. 3 – Chronological chart of annual mean air temperatures at Drogobych climatological station (1 – period 1945-1988, $r=0,17$; 2 – period 1989-2021, $r=0,70$)

Таблиця 1 – Рівняння регресії для оцінки змін у часі (1947-2021рр.) середніх температур повітря T холодного періоду
Table 1 – Regression equations for determining cold period mean air temperatures changes in time (1947-2021pp.)

Кліматичний район	Метеостанція	Вид рівняння регресії	Коефіцієнт кореляції	Висновок щодо тренду
Карпати, Гірсько-Карпатський кліматичний район	Славське	$T = 0,0330t - 67,3$	0,40	значущий
Карпати, Передкарпатський кліматичний район	Дрогобич	$T = 0,0338t - 67,1$	0,41	значущий
Лівобережжя, зона широколистяних лісів	Рава-Руська	$T = 0,0359t - 71,7$	0,48	значущий
Лівобережжя, лісостепова зона, західний кліматичний район	Любашівка	$T = 0,0351t - 70,4$	0,40	значущий
Лівобережжя, степова зона, північний кліматичний район	Роздільна	$T = 0,0323t - 70,4$	0,41	значущий

Розгляд осереднених місячних витрат води за весняне водопілля (III-V) для водозборів гірської частини Дністра показав, що реакція водозборів на зростання температур повітря зимового сезону на окремих водозборах проявляється безпосередньо з 1989 року (рис.6), або дещо пізніше (рис.7), що може бути пов'язане із впливом підстильної поверхні (рельєф,

залісеність, експозиція схилів, які впливають на умови снігонакопичення на малих гірських водозборах). Слід зазначити, що після 2010 року забезпеченість (ймовірність перевищення) осереднених витрат весняного водопілля приймає значення більші 85%, що свідчить про стійке маловоддя. (рис. 8)

Таблиця 2 – Рівняння регресії для оцінки змін у часі (1947-2021рр.) середніх температур повітря Т зимового сезону
Table 2 – Regression equations for determining winter season mean air temperatures changes in time (1945-2021)

Кліматичний район	Метеостанція	Вид рівняння регресії	Коефіцієнт кореляції	Висновок щодо тренду
Карпати, Гірсько-Карпатський кліматичний район	Славське	$T = 0,0354t - 73,9$	0,34	значущий
Карпати, Передкарпатський кліматичний район	Дрогобич	$T = 0,0364t - 74,3$	0,34	значущий
Лівобережжя, зона широколистяних лісів	Рава-Руська	$T = 0,0381t - 77,8$	0,35	значущий
Лівобережжя, лісостепова зона, західний кліматичний район	Любашівка	$T = 0,0313t - 64,9$	0,30	значущий
Лівобережжя, степова зона, північний кліматичний район	Роздільна	$T = 0,0289t - 59,1$	0,30	значущий

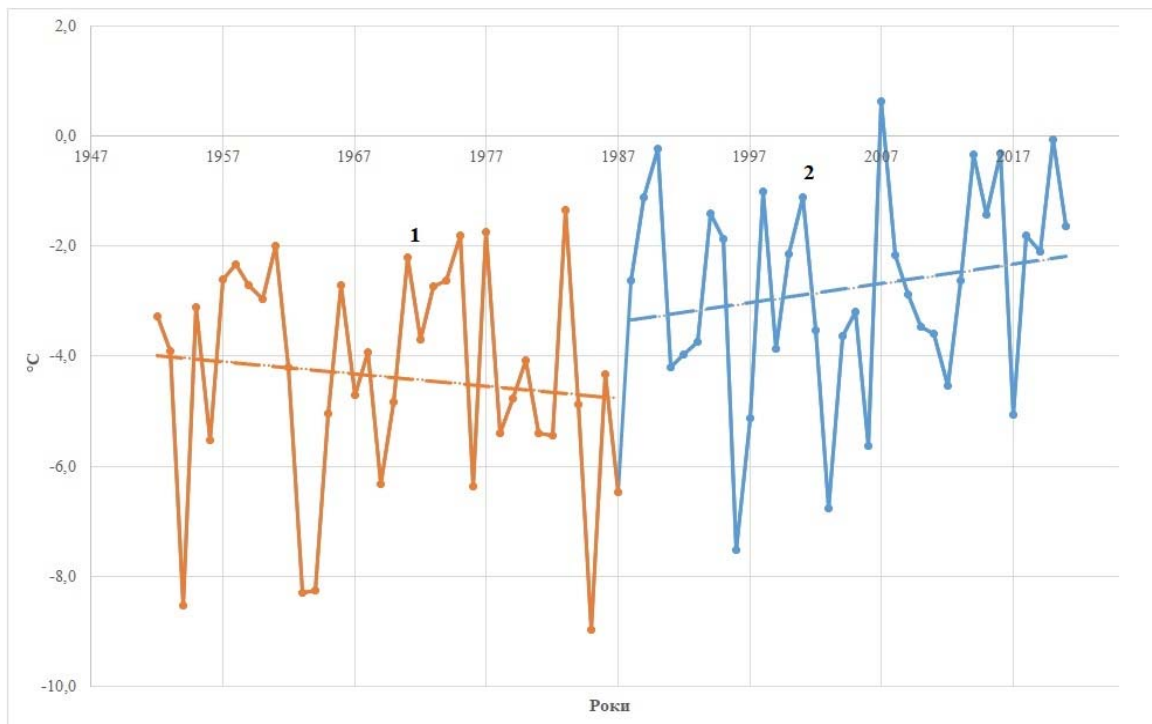


Рис. 4 – Графік хронологічного ходу середніх температур повітря зимового сезону та лінії регресії на метеостанції Славське (1 – період 1947-1988 рр.; 2 – період 1989-2021 рр.)

Fig. 4 – Chronological chart of winter season mean air temperatures and regression lines at Slavske climatological station (1 – period 1947-1988; 2 – period 1989-2021)

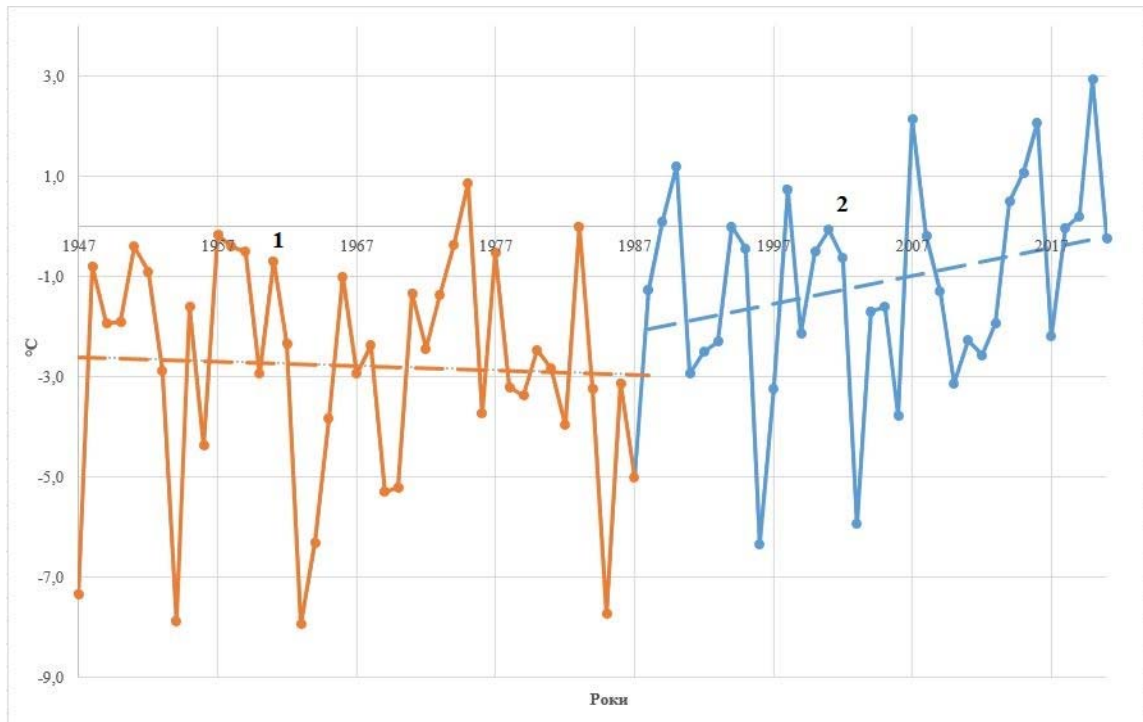


Рис. 5 – Графік хронологічного ходу середніх температур повітря зимового сезону та лінії регресії метеостанції Дрогобич (1 – період 1947-1988 рр.; 2 – період 1989-2021 рр.)

Fig. 5 – Chronological chart of winter season mean air temperatures regression lines at Drohobych climatological station (1 – period 1947-1988; 2 – period 1989-2021)

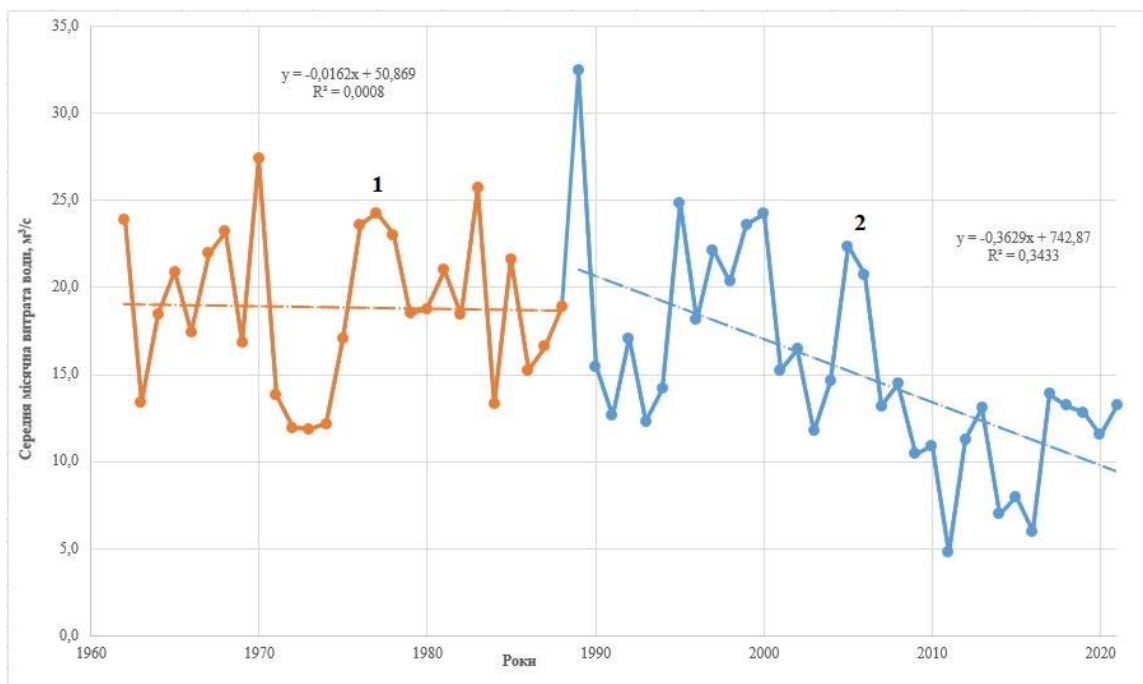


Рис. 6 – Хронологічний графік ходу осереднених місячних витрат води та лінії регресії з відповідними рівняннями за період весняного водопілля (р. Опір – с. Сколе) (1 – період 1947-1988 рр.; 2 – період 1989-2021 рр.)

Fig. 6 – Chronological chart of mean monthly discharge and regression lines with equations during flood period (r. Opir – t. Skole) (1 – period 1947-1988; 2 – period 1989-2021)

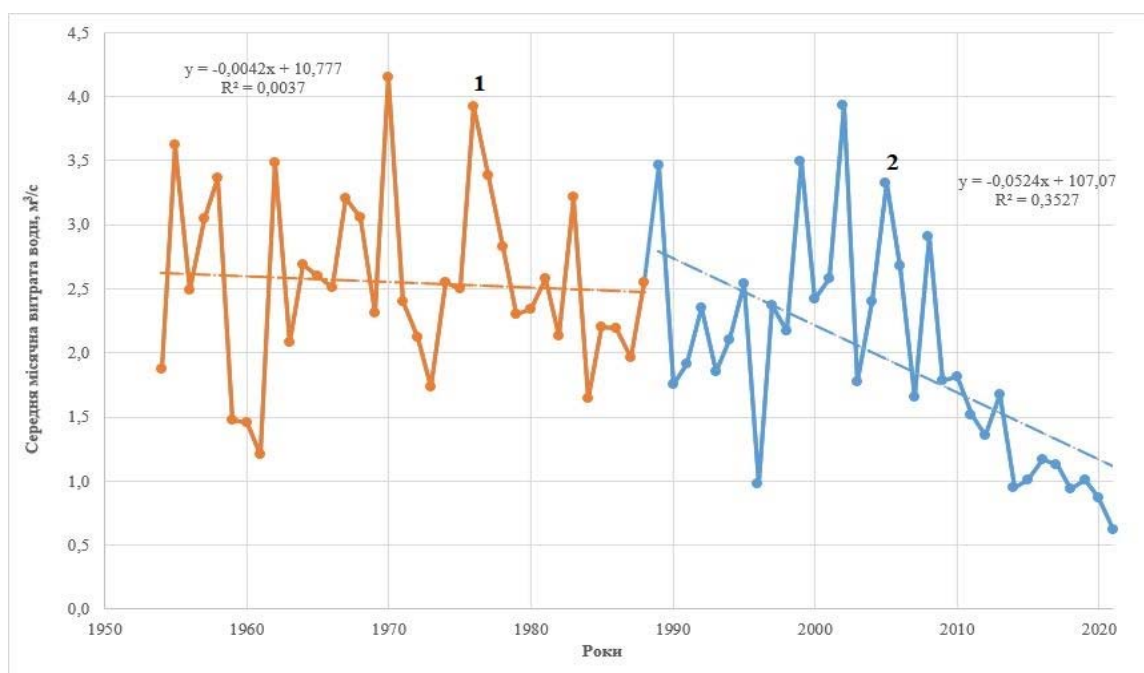


Рис. 7 – Хронологічний графік ходу осереднених місячних витрат води та лінії регресії з відповідними рівняннями за період весняного водопілля (р. Славська –сmt Славське) (1 – період 1947-1988 pp.; 2 – період 1989-2021 pp.)

Fig. 7 – Chronological chart of mean monthly discharge and regression lines with equations during flood period (r. Slavska- Slavska vil.) (1 – period 1947-1988; 2 – period 1989-2021)

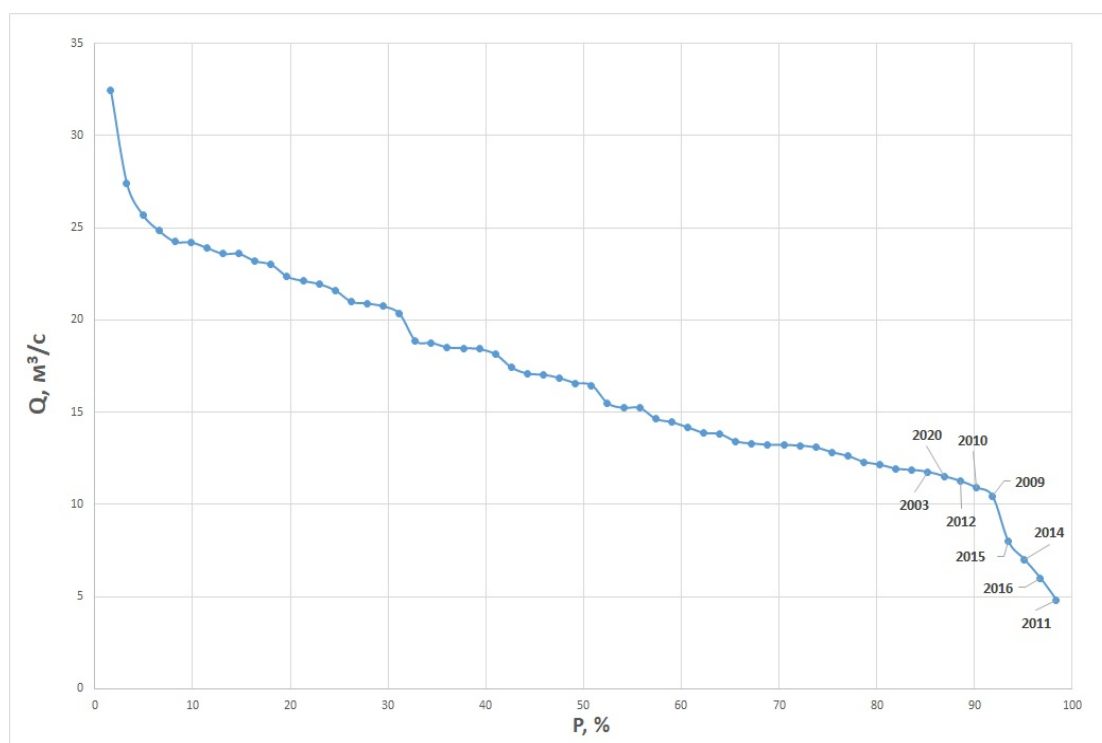


Рис. 8 – Крива забезпеченості осереднених витрат весняного водопілля (р. Опір –с. Сколе)

Fig. 8 – Curve of availability of average flood discharge (r. Opir – t. Skole)

4 ВИСНОВКИ

Установлено, що для режиму середніх річних температур на водозборі річки Дністер 1988 рік є критичним, починаючи з якого зростання температур повітря набуває статистичної значущості.

На основі аналізу різницевого інтегральних кривих середніх річних температур повітря виявлено, що їх коливання відбуваються синхронно не зважаючи на значну протяжність водозбору Дністра з північного заходу на південний схід. На основі регресійного аналізу

установлено існування позитивних статистично значущих трендів для *середніх річних температур* повітря за весь період спостережень 1947-2021 рр. та період 1989-2021рр. Для періоду 1947-1988 рр. статистично значущих трендів не виявлено.

Виявлено існування позитивних статистично значущих трендів у коливаннях середніх місячних температур повітря *теплого періоду* (VI-X) за весь період спостережень 1947-2021 рр. та період 1989-2021рр. Для періоду 1947-1988 рр. статистично значущих трендів не виявлено.

Установлено існування статистично значущих позитивних трендів у коливаннях середніх місячних температур *зимового сезону* (XII-II) та *холодного періоду* (XI-III) за весь період спостережень 1947-2021 рр. До 1989 року існування трендів у цих коливаннях не виявлено. Після 1989 року на високогір'ях Українських Карпат у змінах температурного режиму холодного періоду та зимового сезону формуються позитивні тенденції, оскільки потепління відбувається в області від'ємних температур, проходить дуже уповільнено, стійкого переходу температур повітря у область додатних значень не виявлено.

Відгук гірських водозборів на зростання температур зимового сезону та холодного періоду в цілому проявився через формування статистично значущих убутних трендів у коливаннях стоку весняного сезону.

Подальші дослідження мають більш детально описати закономірності змін коливань опадів на водозборі р. Дністер у просторі та часі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Водна стратегія України на період до 2050 року (схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 9 грудня 2022 р. № 1134-р) URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-%D1%80#Text> (дата звернення 30. 04. 2024)
- План управління річковим басейном Дністра 2025-2030. URL: (дата звернення 10.04.2024)
- Кліматичне районування України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/zoning-12.html#win1> (дата звернення 17.04.2024)
- Гідрологічне районування України. <https://geomap.land.kiev.ua/zoning-7.html> (дата звернення 17.04.2024)
- Гідрохімічний режим та якість поверхневих вод басейну Дністра на території України / В. К. Хільчевський, О. М. Гончар, М. Р. Забокрицька та ін; за ред. В. К. Хільчевського, В. А. Сташука. Київ : Ніка-центр, 2013. 256 с.
- Climate change impact on water availability of main river basins in Ukraine / Didovets I., Krysanova V., Hattermann F. F., Rivas María del Rocío L., Snizhko S., Schmied H. M. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2020. № 32. Pp. 1-13
- Changing climate both increases and decreases European river floods / Blöschl G., Hall J., Viglione A. et al. *Nature*. 2019. № 573. Pp. 108-111.
- Овчарук В. А., Гопченко Є. Д., Траскова А. В. Нормування характеристик максимального стоку весняного водпілля в басейні річки Дністер: моногр. Харків: ФОП Панов А. М., 2017. 252 с.
- Лобода Н. С., Козлов М. О., Катинська І. В. Оцінка змін водних ресурсів Гірського Дністра у XXI сторіччі за сценарієм RCP8.5 на основі моделі «клімат-стік». *Український гідрометеорологічний журнал*. 2021. 28. С. 48-64. <https://doi.org/10.31481/uhmj.28.2021.05>
- Tuchkovenko Y., Khokhlov V., Loboda N. Climate change impact on the freshwater balance of quasi-closed lagoons in the North-Western Black Sea coast. *Journal of Water and Climate Change*. 2023. Vol. 4(7). 2416-2431. <http://doi:10.2166/wcc.2023.109>.
- Лобода Н. С., Розвод, М. Р. Закономірності коливань стоку річки Дністер (Україна) в умовах кліматичних змін на початку XXI сторіччя. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2023. 32. С. 50-62.
- Гопченко Є. Д., Лобода Н. С., Овчарук В. А. Гідрологічні розрахунки: підручник. Одеса : ТЕС, 2014. 484 с.
- Лобода Н. С. Методи статистичного аналізу у гідрологічних розрахунках і прогнозах: навчальний посібник. Одеса: Екологія, 2010. 184 с.
- Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз): монографія. Київ : Ніка-центр, 2010. 316 с.

REFERENCES

- Order № 1134-p of the Cabinet of Ministers of Ukraine of 23 December 2022 On Approval of the Water Strategy of Ukraine until 2050 // Verkhovna Rada of Ukraine. 12.09.2022. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-%D1%80#Text> (Accessed: 04.30.24) (in Ukr.)
- Dniester River Basin Management Plan 2025-2030. // Verkhovna Rada of Ukraine. Available at: https://davr.gov.ua/fls18/tu/RBMP_Dniester/purb_dnis.pdf (Accessed: 04.10.24) (in Ukr.)
- Climatic zoning of Ukraine. Available at: <https://geomap.land.kiev.ua/zoning-12.html#win1> (Accessed: 04.17.24) (in Ukr.)
- Hydrological zoning of Ukraine. Available at: <https://geomap.land.kiev.ua/zoning-7.html> (Accessed: 04.17.24) (in Ukr.)
- Khilchevskiy, V.K., Honchar, O.M., Zabokrytska, M.R. & Stashuk, V.A. (eds). (2013). *Hidrokhimichniy rezhym ta yakist poverkhnevyykh vod baseinu Dnistra na terytorii Ukrainy [Hydrochemical regime and quality of surface waters of the Dniester basin in Ukraine]*. Kyiv: Nika-Centr Publ. (in Ukr.)
- Didovets, I., Krysanova, V., Hattermann, F.F., Rivas María del Rocío, L., Snizhko, S. & Schmied, H.M. (2020) Climate change impact on water availability of main river basins in Ukraine. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 32, pp. 1-13.
- Blöschl, G., Hall, J. & Viglione, A. (2019). Changing climate both increases and decreases European river floods. *Nature*, 573, pp. 108-111.
- Ovcharuk, V.A., Hopchenko, Y.D. & Traskova, A.V. (2017). *Normuvannya kharakterystyk maksymalnoho stoku vesnianoho vodpillia v baseini richky Dnister*

- [Normalization of the characteristics of the maximum spring flood runoff in the Dniester River basin]. Kharkiv: FOP Panov A. M. Publ. (in Ukr.)
9. Loboda, N.S., Kozlov, M.O. & Katynska, I.V. (2021). Otsinka zmin vodnykh resursiv Hirskoho Dnistra u XXI storichchi za stsennariem RCP8.5 na osnovi modeli «klimat-stik» [Assessment of changes in the water resources of the Mountain Dniester in the XXI century under the RCP8.5 scenario based on the climate-runoff model]. *Ukrains'kij gidrometeorologichnij zhurnal* [Ukrainian Hydrometeorological Journal], 28, pp. 48-64. <https://doi.org/10.31481/uhmj.28.2021.05> (in Ukr.)
 10. Tuchkovenko, Y., Khokhlov, V. & Loboda, N. (2023). Climate change impact on the freshwater balance of quasi-closed lagoons in the North-Western Black Sea coast // *Journal of Water and Climate Change*, vol. 14(7), 2416-2431. <http://doi: 10.2166/wcc.2023.109>.
 11. Loboda, N.S., Rozvod, M.R. Patterns of runoff fluctuations of the Dniester river (Ukraine) under conditions of climate change at the beginning of the 21st century. *Ukrains'kij gidrometeorologichnij zhurnal* [Ukrainian hydrometeorological journal], vol. 32, pp. 50-62. (in Ukr.)
 12. Hopchenko, Y.D., Loboda, N.S. & Ovcharuk, V.A. (2014). *Hidrolohichni rozrakhunky* [Hydrological calculations]. Odesa: TES Publ. (in Ukr.)
 13. Loboda, N.S. (2010). Methods of statistical analysis in hydrological calculations and forecasts. Odesa: Ekologiya.
 14. Hrebin, V.V. (2010). *Suchasnyi vodnyi rezhym richok Ukrainy (landshaftno-hidrolohichniy analiz)* [Modern water regime of Ukrainian rivers (landscape and hydrological analysis)]. Kyiv: Nika-Centr Publ. (in Ukr.)

CHANGES IN THE AIR TEMPERATURE REGIME ACROSS THE DNIESTER RIVER BASIN AT THE BEGINNING OF THE 21st CENTURY

N. S. Loboda, M. R. Rozvod

Odessa State Environmental University,
15 Lvivska St., 65016, Odesa, Ukraine,
natalie.loboda@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-0794-9951>

The relevance of the chosen topic is based on the goals and objectives of the Water Strategy of Ukraine until 2050 that provides for promotion of studies on the impact of climate change on the water content of Ukrainian rivers. The Dniester River is a transboundary river. It supplies water to Moldova and several regions of Ukraine. Predicting possible changes in the Dniester River's runoff due to global warming will help our society adapt to new climate conditions and take preventive measures. The research of the mountainous part of the watershed is of particular importance, as it is the area of runoff formation. Warming can change contribution of the snow component to the river's feed pattern and affect the total river flow. The object of the study: changes in air temperature due to global warming. The subject of the study: assessment of changes in the temperature regime within the Dniester watershed and impact of such changes on formation of its mountainous part's runoff. The study is aimed at assessing the changes in the air temperature regime within the Dniester River watershed at the beginning of the 21st century and assessing the impact of warming during winter season on formation of mountain rivers' spring floods. The main research methods include the method of difference integral curves and the method of regression analysis. The research materials include average monthly and annual air temperatures at 13 meteorological stations located within the Dniester watershed for the period of 1947-2021. The research indicated that the Dniester watershed is subject to warming. Statistically significant changes in air temperature began in 1988. Fluctuations in average annual air temperatures occur synchronously. Positive statistically significant trends over the entire observation period (1947-2021) were found for average annual air temperatures, average monthly temperatures of both warm and cold periods, and for the winter season. When considering two measurement periods (before 1989 and after), it was found that no statistically significant trends were observed before 1989. They were formed after 1989. It was also discovered that mountainous watersheds of the Ukrainian Carpathians respond to warming by forming negative trends in the fluctuations of average monthly runoff of spring floods.

Keywords: global warming; rising air temperature; positive trends over a year and its seasons; spring flood runoff.

Подання до редакції: 12.03.2024
Надходження остаточної версії: 20.03.2024
Публікація статті: 25.04.2024

УДК 504

МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ УПРАВЛІННЯ ЕКОСИСТЕМНИМИ РИЗИКАМИ МОРЯ

В. М. Коморін

НДУ «Український науковий центр екології моря»,
Французький бульвар, 89, 65009, Одеса, Україна, vkomorin@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-4847-0496>

У статті представлено результати дослідження, спрямованого на розробку та верифікацію математичної моделі управління екосистемними ризиками морських акваторій. Основною метою дослідження є створення ефективного інструменту для оцінки та управління ризиками, що виникають внаслідок антропогенного впливу, змін клімату та інших природних факторів. Запропонована модель базується на існуючій теорії управління екосистемними ризиками моря та враховує взаємозв'язки між природними і антропогенними факторами, станом морських екосистем, їхньою вразливістю та екосистемними послугами.

Модель використовує математичні методи, зокрема диференціальні рівняння, статистичні аналізи, імітаційне моделювання та мережевий аналіз, що дозволяє створити детальні моделі, які відображають динаміку морських екосистем та їхню реакцію на зовнішні впливи. Для верифікації моделі були проведені чисельні експерименти, які демонструють її здатність прогнозувати зміни у стані морських екосистем під впливом різних факторів. Результати дослідження показують, що запропонована модель може бути ефективним інструментом для оптимізації стратегій управління, мінімізації екосистемних ризиків та підвищення стійкості морських екосистем.

Практичні рекомендації, розроблені на основі результатів дослідження, включають стратегії попередження, мінімізації та адаптації до потенційних загроз, враховуючи специфіку кожного регіону та екосистеми. Запропонована модель допомагає оптимізувати управлінські рішення, знижуючи ризики та покращуючи стан морських екосистем в умовах антропогенного впливу та змін клімату. Вона є надійним інструментом для забезпечення стійкості та збереження морських екосистем. Цей підхід дозволяє забезпечити науково обгрунтоване управління ризиками, що підвищує стійкість морських екосистем та їх збереження для майбутніх поколінь.

Модель також враховує ключові фактори впливу на морські екосистеми, включаючи біологічне різноманіття, якість води, промислове рибальство, туризм та рекреацію, і дозволяє оцінювати ефективність різних управлінських рішень у контексті цих факторів. Застосування цієї моделі в практиці управління екосистемами дозволяє приймати більш обгрунтовані рішення щодо охорони та збереження морських ресурсів, сприяючи їх стійкому розвитку та забезпеченню екосистемних послуг, що мають критичне значення для суспільства.

Ключові слова: екосистемні ризики; управління ризиками; морські акваторії; екологічні соціально-економічні системи; стійкість морських екосистем; математична модель; стратегії управління.

1 ВСТУП

Морські екосистеми є важливою складовою природного середовища, що забезпечує численні екосистемні послуги, які мають критичне значення для людства. Вони сприяють регуляції клімату, підтримці біорізноманіття, забезпеченню рибних ресурсів та виконують важливі рекреаційні функції. Водночас, ці екосистеми піддаються значним ризикам через антропогенний вплив, зміни клімату та інші природні фактори. Основні проблеми, що

виникають внаслідок цих впливів, включають евтрофікацію та її наслідки, втрату біорізноманіття та забруднення вод [1-3]. Ці негативні явища можуть мати довгострокові наслідки для екологічного стану морських вод та економічного благополуччя суспільства [4].

З огляду на зазначені виклики, ефективне управління екосистемними ризиками є надзвичайно важливим завданням. Для цього необхідні сучасні методи та інструменти, що дозволяють не лише оцінювати поточний стан

морських екосистем, але й прогнозувати їх майбутній розвиток під впливом різних факторів. У контексті загострення антропогенного впливу, змін клімату та стихійних лих, завдання, пов'язані з управлінням екосистемними ризиками морських акваторій, набувають особливої важливості.

У статті "Теоретико-методологічні аспекти управління екосистемними ризиками моря" [5] представлено сучасні теоретико-методологічні основи цього наукового напрямку, які є базою для подальших досліджень у цій сфері.

Метою даного дослідження є розробка та верифікація математичної моделі для управління екосистемними ризиками моря на основі існуючої теорії, представленої у публікації [5]. Використання такої моделі надасть можливість оптимізувати стратегії управління, мінімізуючи екосистемні ризики та покращуючи стійкість морських екосистем.

Для досягнення поставленої мети були визначені наступні завдання:

1. Створення математичної моделі управління екосистемними ризиками моря на основі існуючої теорії.
2. Верифікація математичної моделі шляхом чисельних експериментів з використанням існуючих оцінок стану морських екосистем України.
3. Оцінка ефективності моделі та розробка рекомендацій щодо її практичного застосування для оптимізації управлінських рішень у сфері охорони морських екосистем.

У роботі [5] розглядаються основні терміни та принципи, створена концептуальна модель теорії управління екосистемними ризиками моря, здійснено порівняльний аналіз існуючих методологій та стратегій, а також розроблені наукові гіпотези для підвищення теоретичних знань у цій сфері. Здійснено порівняльний аналіз різних методологій та стратегій управління екосистемними ризиками, що визначило найефективніші з них на окремих етапах створення оптимальної стратегії управління екосистемними ризиками.

Таким чином, дана стаття спрямована на представлення результатів дослідження, яке полягає у розробці та верифікації математичної моделі для управління екосистемними ризиками моря на основі існуючої теорії. Це дозволить підвищити ефективність заходів з охорони та збереження морських екосистем, сприяючи їх сталому розвитку та стійкості.

2 МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Методологічний підхід до управління екосистемними ризиками

Методологічний підхід до управління екосистемними ризиками морських акваторій ґрунтується на використанні математичних моделей, які дозволяють точно оцінити та прогнозувати вплив різних факторів на стан морських екосистем. Основою цього підходу є концептуальна модель управління екосистемними ризиками моря [5]. Ця модель враховує взаємозв'язки між природними та антропогенними факторами, станом морських екосистем, їхньою вразливістю та екосистемними послугами.

Центральним елементом цього підходу є математичне моделювання, яке використовується для створення моделей, що відображають динаміку морських екосистем і їх взаємодію з зовнішніми факторами. Математичні моделі дозволяють враховувати фізичні, біологічні, хімічні та соціально-економічні аспекти, що дозволяє всебічно оцінити комплексний вплив на екосистему. Моделювання здійснюється за допомогою диференціальних рівнянь, статистичних методів, імітаційного моделювання та мережевого аналізу.

Диференціальні рівняння є ключовим інструментом для опису динамічних процесів в екосистемах, таких як зміни популяцій морських організмів, розповсюдження забруднюючих речовин та інші екологічні процеси. Використання диференціальних рівнянь дозволяє створити детальні моделі, що відображають часову еволюцію екосистеми під впливом різних факторів [4, 6].

Статистичні методи застосовуються для аналізу наявних даних про стан морських екосистем, виявлення тенденцій та встановлення кореляцій між різними показниками. Це дозволяє ідентифікувати ключові фактори, що впливають на екосистему, та оцінити їхній відносний вплив. Статистичний аналіз також використовується для валідації математичних моделей та перевірки їх відповідності реальним даним.

Імітаційне моделювання дозволяє проводити чисельні експерименти, симулюючи різні сценарії впливу на екосистему та оцінюючи результати впровадження різних стратегій управління ризиками. Це забезпечує можливість прогнозувати наслідки управлінських рішень та

оптимізувати стратегії для мінімізації екосистемних ризиків.

Мережевий аналіз використовується для вивчення взаємозв'язків між компонентами екосистеми, зокрема харчових ланцюгів, потоків енергії та речовин. Цей підхід дозволяє виявити ключові вузли та зв'язки в екосистемі, які є критичними для її стабільності та функціонування. Мережевий аналіз також допомагає оцінити вразливість екосистеми до різних типів впливу та розробити стратегії для підвищення її стійкості.

Моніторинг та оцінка стану екосистем є невід'ємною складовою методологічного підходу. Постійний моніторинг гідрофізичних, гідрохімічних та біологічних показників дозволяє оцінювати стан морського середовища, виявляти зміни, встановлювати тенденції та оцінювати ефективність заходів управління ризиками. Ідентифікація та оцінка ризиків здійснюється на основі зібраних даних та математичних моделей, що дозволяє кількісно оцінювати ризики за допомогою статистичних аналізів та прогнозування можливих сценаріїв.

Розробка стратегій управління ризиками включає створення заходів з попередження, мінімізації та адаптації до потенційних загроз. Ці стратегії враховують специфіку кожного регіону та екосистеми, а також включають адаптивне управління, що передбачає гнучке реагування на зміни в стані екосистеми та внесення коректив на основі нових даних. Постійна оцінка ефективності впроваджених заходів та коригування стратегій на основі результатів моніторингу забезпечує актуальність та ефективність управління екосистемними ризиками.

Загалом, методологічний підхід до управління екосистемними ризиками морських акваторій спрямований на забезпечення науково обґрунтованого управління ризиками, що дозволяє підвищити стійкість морських екосистем та забезпечити їх збереження для майбутніх поколінь.

2.2 Математична модель екосистемних ризиків

В цьому підрозділі запропонована спрощена система рівнянь, яка відображає взаємозалежність між такими компонентами як морська екосистема, система управління екосистемними ризиками, фактори впливу на екосистему, користувачі екосистемних послуг та екосистемні послуги.

Введемо наступні змінні:

E – інтегральний показник стану морської екосистеми;

F – інтегральний показник впливу на екосистему зовнішніх факторів;

I – інтегральний показник екосистемних послуг;

S – показник ефективності системи управління екосистемними ризиками;

St – показник користувачів екосистемних послуг;

M – показник рівня ефективності системи моніторингу.

Розглянемо більш детально показники та їх можливі визначення для морської екосистеми.

Пропонуємо такі інтегральні показники нашої моделі як показник стану морської екосистеми, показник стану екосистемних послуг та показник впливу користувачів екосистемних послуг виразити через відповідні складові індексу здоров'я океану, що оцінює стан морського середовища та його здатність підтримувати різноманітні форми життя [7].

Загалом Індекс здоров'я океану обчислюється на основі 10 цілей, які відображають людське використання океанів та стан морських екосистем:

1. **Біологічне різноманіття** – збереження та зміцнення морського біологічного різноманіття.
2. **Чисті води** – забезпечення чистих морських вод, що не впливають негативно на інші цілі.
3. **Товарні ресурси** – забезпечення використання та вилову морських ресурсів у сталій манері.
4. **Морепродукти** – забезпечення стійкого вилову морепродуктів та споживання.
5. **Карбоновий складник** – збереження біологічного вуглецю в морському середовищі.
6. **Туризм та рекреація** – підтримка туризму та рекреації, що поліпшують досвід людей.
7. **Береговий захист** – забезпечення природного захисту від берегової ерозії та інших природних стихій.
8. **Морська мережа живлення** – підтримка рівноваги в харчових ланцюгах морського життя.
9. **Особливі місця в морі** – збереження особливих місць з природними, культурними чи історичними цінностями.
10. **Живучість спільнот** – підтримка стійких і продуктивних морських спільнот, які здатні пристосуватися до змін.

В розумінні нашої моделі, частина цілей

відповідає компоненті показників стану морської екосистеми, частина – показників, що характеризують екосистемні послуги та їх користувачів (див. табл. 1). Наприклад, інтегральний показник стану морської екосистеми враховує ряд різних показників, включаючи біологічне різноманіття, якість води, доступ до морських ресурсів та стійкість екосистеми.

Таблиця 1 – Співставлення складових моделі управління екосистемними ризиками моря із цілями та підцілями моделі для розрахунку індексу здоров'я океану відповідно до методики [7]

Table 1 – Co-establishment of the components of the marine ecosystem risk management model with the goals and sub-targets of the model to calculate the ocean health index according to the methodology [7]

Складові моделі	Ціль / підціль
Е – показник стану морської екосистеми	Біорізноманіття (BD): Характеристика оселищ (HAB); Характеристика видів (SPP)
	Зберігання вуглецю (CS)
	Якість води (CW)
	Використання продукції, яка видобувається з морських рослин та тварин
І – показник стану екосистемних послуг	Туризм і відпочинок
	Збереження культурної спадщини
	Збереження видів, занесених в червону книгу
	Охорона та відновлення природоохоронних акваторій та територій
	Промислове рибальство (FIS); Марикультура (MAR)
St – показник користувачів екосистемних послуг	Любительська та спортивна риболовля (AO)
	Роль природних формувань, які захищають від руйнування морське узбережжя (CP)
	Прибережне життя і економіка (LE): Заробіток (LIV) Економіка (ECO)

Величина кожної цілі та підцілі розподіляється на шкалі від 0 до 100, де 100 відображає кращий можливий стан для даної цілі.

Показник індексу відповідної складової для кожного регіону (I_{reg}) обчислюється як зважені середні всіх оцінок (G) для кожної цілі (g), таким чином:

$$I_{reg}^i = \sum_{g=1}^N w_g G_g / \sum_{g=1}^N w_g,$$

де w_g - це вага для кожної цілі.

Для глобальної оцінки, ваги цілей (w_g) приймалися рівними. В ідеалі, ці ваги повинні бути виведені емпірично. Деталі можуть варіюватися від регіону до регіону і від часу до часу, в залежності від наявних даних, наукових знань та методологічних змін. Для отримання найновішої та найбільш детальної інформації про специфіку розрахунку.

Бал цілі (G) є середнім між поточним станом (x) та очікуваним станом у майбутньому (x^F):

$$G = (x + x^F) / 2.$$

Поточний стан (x) - це стан цілі відносно до контрольної точки (X_R):

$$x_i = X / X_R.$$

X_R визначається відповідно до контексту (наприклад, фонові або історичні значення, відомі або встановлені цілі).

Очікуваний стан цілі (x^F) залежить від поточного стану (x), недавніх тенденцій (T), поточних тисків (p), та стійкості (r) до цих тисків:

$$x^F = [1 + \beta T + (1 - \beta) (r - p)] x.$$

Тут β (відповідно до [7] β прийнято 0.67) відображає важливість тренду порівняно зі стійкістю та тиском.

Міри тиску та стійкості допомагають зрозуміти очікуваний стан, враховуючи інформацію за рамками недавніх тенденцій. Такі міри можуть відображати кумулятивні ефекти, які ще не проявлені в трендах, або вплив поточних рівнів стійкості та тиску на майбутній стан.

Оцінка тиску, позначена як p , відображає сумарний тиск, який впливає на ціль і негативно впливає на значення її оцінки. Оцінки тиску відрізняються в межах від 0 до 1 і розраховуються для кожного регіону та цілі, і включають як екологічні (pE), так і соціальні тиски (pS). Вони обчислюються за формулою

$$p = \gamma * pE + (1 - \gamma) * pS.$$

Параметр γ являє собою відносну вагу екологічного та соціального тиску, яка дорівнює 0.5 для глобальної оцінки. У більшості цілей на глобальному рівні немає чітких доказів на

користь нерівномірного зважування екологічного та соціального тиску. На регіональному або місцевому масштабах можуть бути докази на користь нерівномірного зважування на окрему ціль і γ слід відповідно коригувати.

Екологічний тиск оцінюється через п'ять широких, глобально важливих категорій екологічних стресорів: рибальський тиск, знищення природних місць існування, зміни клімату (включаючи кислотність морської води), водне забруднення та внесення видів (інвазійні види та генетичні впливи). Кожна категорія тиску може включати декілька стресорів. Інтенсивність кожного стресору в кожному регіоні змінюється від 0 до 1, де 1 вказує на найвищий стрес.

Чутливість кожної цілі або підцілі до кожного стресору (або, коли це можливо, до елемента цілі, наприклад, конкретного місця існування) визначається і ранжується наступним чином: "високий" (оцінка = 3), "середній" (оцінка = 2), "низький" (оцінка = 1) або "немає" (оцінка = NA) вплив. Де це можливо, визначення цих рангів базується на літературних даних, а в інших випадках - на колективному експертному судженні. Ранги тиску базуються на приблизних оцінках глобальної середньої інтенсивності та частоти стресору. Цей підхід може призвести до переоцінки або недооцінки для різних місць на планеті, але для вирішення такої варіації в значущий спосіб потребувало б використання значно більшої кількості даних, ніж в наявності, та можливостей для їх аналізу на масштабі окремого регіону або місця.

Соціальні тиски відображають неефективність уряду та соціальних інститутів. Вони розглядаються для кожного регіону і міряються на шкалі від 0 до 1, де 1 вказує на найвищий тиск. Загальний соціальний тиск розраховується як середнє значення відповідних соціальних стресорів, використовуючи формулу

$$p_s = \frac{\sum_i^N z_i}{N},$$

де z_i - це виміри соціального тиску, специфічні для цілі.

З урахуванням моделі для оцінки індексу здоров'я океану нами створено систему рівнянь для моделювання динаміки системи управління екосистемними ризиками.

$$1. E(t + \Delta t E) = k * E(t) + c_e * (S(t + \Delta t S) - S(t)) - a_e * (F(t + \Delta t F) - F(t)) - b_e * (St(t + \Delta t St) - St(t))$$

Стан екосистеми E моделюється в результаті процесів самовідновлення системи відповідно до коефіцієнту k , змін у стані системи управління ризиками, зовнішніх факторів та користувачів екосистемних послуг, кожна з яких множиться на свій ваговий коефіцієнт (c_e , a_e і b_e відповідно).

$$2. I(t + \Delta t I) = I(t) + e_I * (E(t + \Delta t E) - E(t)) + f_I * (S(t + \Delta t S) - S(t)) - g_I * (F(t + \Delta t F) - F(t))$$

Стан екосистемних послуг I моделюється за допомогою змін у стані екосистеми, системи управління ризиками та зовнішніх факторів, кожна з яких множиться на свій ваговий коефіцієнт (e_I , f_I і g_I відповідно).

$$3. St(t + \Delta t St) = St(t) + g1_st * (I(t + \Delta t I) - I(t)) - g2_st * (F(t + \Delta t F) - F(t)) + g3_st * (M(t + \Delta t M) - M(t))$$

Динаміка користувачів екосистемних послуг St моделюється за допомогою змін у стані екосистемних послуг, зовнішніх факторів та системі моніторингу, кожна з яких множиться на свій ваговий коефіцієнт ($g1_st$, $g2_st$ і $g3_st$ відповідно).

$$4. F(t + \Delta t F) = normal(a_f, F_t0) + t * b_f - c_f * (S(t + \Delta t S) - S(t))$$

Динаміка зовнішніх факторів F описується як нормальний розподіл з параметрами стандартного відхилення нормального розподілу - a_f та середнього значення нормального розподілу - зовнішнього фактору $F(t=0) = F_t0$ із змінами у часі $t * b_f$ та скоригований на різницю між поточним і передбачуваним станами системи управління ризиками.

$$5. \sigma(t + \Delta t \sigma) = (100/141.42) * sqrt((((100 - I(t)) + (100 - E(t)))/2)^2 + ((F(t) + St(t))/2)^2)$$

Невизначеність σ вимірюється за допомогою квадратного кореня з середнього квадрату відхилень від 100 для стану екосистемних послуг I і стану морської екосистеми E , а також середнього значення суми зовнішніх факторів F та користувачів екосистемних послуг St .

$$6. M(t + \Delta t M) = Econ * (h4_m * N/N_max + h5_m * P/P_max + h6_m * D/D_max) * 100$$

Рівень ефективності системи моніторингу M моделюється як доля економічної спроможності здійснити моніторинг та заходи для досягнення або підтримки доброго екологічного стану (ДЕС) від необхідної загальної суми - $Econ$ відповідно

до отриманої інформації від системи моніторингу, помножений на суму відносної кількості станцій моніторингу N , кількості параметрів P та максимальної дискретності вимірювань D , усе це множиться на вагові коефіцієнти $h4_m$, $h5_m$, $h6_m$ відповідно.

$$7. S(t + \Delta tS) = S(t) + f1_s * (M(t + \Delta tM) - M(t)) - f2_s * (\sigma(t + \Delta t\sigma) - \sigma(t))$$

Ефективність системи управління ризиками S моделюється як різниця між поточним і передбачуваним станами системи моніторингу і різниця між поточним і передбачуваним станами невизначеності, кожна з яких множиться на свій ваговий коефіцієнт ($f1_s$ і $f2_s$ відповідно).

В наведеній динамічній моделі управління екосистемними ризиками критично важливі взаємодії між різними компонентами. Стан морської екосистеми (E) у взаємодії з зовнішніми факторами (F), користувачами екосистемних послуг (St) і системою управління екосистемними ризиками (S) створює комплексну систему, яка відображає динаміку як внутрішніх, так і зовнішніх компонент.

Зовнішні фактори (F) в даній моделі відносяться до зовнішніх впливів на екосистему, які не залежать від безпосередньої взаємодії користувачів екосистемних послуг (St). Вони можуть включати:

1. **Кліматичні зміни:** Це включає зміни у шаблонах погоди, такі як температура, опади, рівень моря та екстремальні погодні явища. Кліматичні зміни можуть впливати на екосистему, змінюючи характеристики морського середовища і, як результат, впливаючи на здатність екосистеми виконувати її функції.
2. **Природні катастрофи:** Це може включати землетруси, повені, цунамі, пожежі та інші природні події, які можуть мати значний вплив на екосистему, змінюючи її структуру та функції.
3. **Біологічні інвазії:** Введення іноземних видів може значно вплинути на екосистему, змінюючи взаємозв'язки між видами та змінюючи функціонування екосистем.
4. **Геологічні зміни:** Це можуть бути зміни у ландшафті внаслідок ерозії, осідання або

інших геологічних процесів, які можуть впливати на екосистему.

Всі ці зовнішні фактори впливають на стан екосистеми (E), але вони відділені від дій користувачів екосистемних послуг (St), таких як рибалка, туризм або інші форми людської діяльності, які безпосередньо використовують та впливають на ресурси екосистеми.

Система управління екосистемними ризиками (S) є важливим елементом цієї моделі і відіграє центральну роль у взаємодії між різними компонентами. Вона покликана забезпечувати стійкість екосистеми, реагуючи на різні фактори і зміни у середовищі.

Управління ризиками відображає та контролює вплив різних зовнішніх факторів (F), регулюючи їх вплив на стан екосистеми (E). Зовнішні фактори можуть включати різні природні та антропогенні впливи, включаючи кліматичні зміни, забруднення, людську діяльність тощо. Система управління ризиками повинна бути достатньо гнучкою, щоб адаптуватися до цих змін і забезпечувати стійкість екосистеми.

Система управління ризиками також тісно пов'язана з користувачами екосистемних послуг (St). Користувачі є активними учасниками екосистеми, і їх дії та вплив можуть значною мірою впливати на стан екосистеми. Управління ризиками включає в себе контроль та оптимізацію впливу користувачів на екосистему, з метою забезпечення її стійкості.

Наостанок, система управління ризиками тісно взаємодіє з системою моніторингу (M). Моніторинг є ключовим елементом для ефективного управління ризиками, оскільки він дозволяє ідентифікувати та вчасно реагувати на потенційні загрози. Ефективність системи моніторингу впливає на швидкість і точність відгуку системи управління ризиками.

У сукупності, система управління ризиками відіграє важливу роль у взаємодії та балансуванні різних елементів екосистеми, враховуючи при цьому економічні фактори та зовнішні впливи.

Характеристика показників та Коефіцієнтів математичної моделі управління екосистемними ризиками для українських вод Чорного моря наведені у табл. 2.

Таблиця 2 – Характеристика показників та коефіцієнтів математичної моделі управління екосистемними ризиками для українських вод Чорного моря

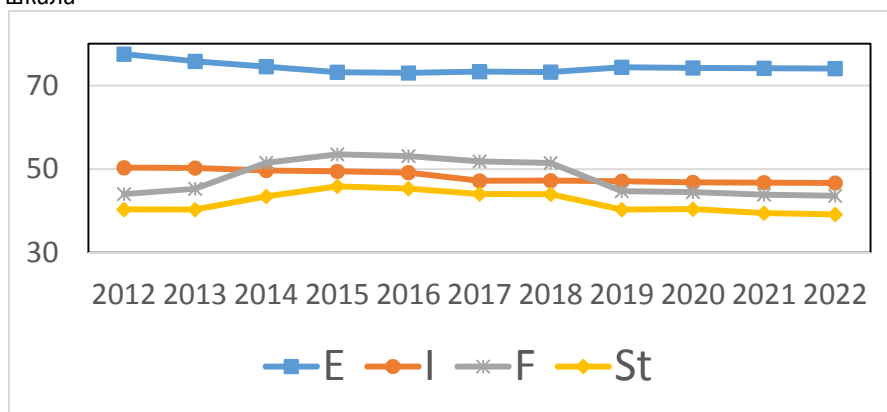
Table 2 – Characteristics of indicators and coefficients of the mathematical model of ecosystem risk management for the Ukrainian waters of the Black Sea

Позначення	Опис	Діапазон значень	Початкове/ прийняте значення	Одиниці виміру
$E(t)$	Стан екосистеми в момент часу $t=0$	Від 0 до 100	74,3	Відносна шкала (0-100)
$F(t)$	Вплив зовнішніх факторів в момент часу $t=0$	Від 0 до 100	43,8	Відносна шкала (0-100)
$St(t)$	Користувачі екосистемних послуг в момент часу $t=0$	Від 0 до 100	37,6	Відносна шкала (0-100)
$S(t)$	Система управління екосистемними ризиками в момент часу $t=0$	Від 0 до 100	20,0	Відносна шкала (0-100)
$\sigma(t)$	Невизначеність в системі в момент часу $t=0$	Від 0 до 100	35,0	Відносна шкала (0-100)
$I(t)$	Стан екосистемних послуг в момент часу $t=0$	Від 0 до 100	53,9	Відносна шкала (0-100)
$M(t)$	Рівень ефективності системи моніторингу в момент часу $t=0$	Від 0 до 100	10	Відносна шкала (0-100)
Δt	Проміжок часу, протягом якого відбувається зміна	Від 0 до $+\infty$	1	Рік
K	Коефіцієнт самовідтворення екосистеми	Від 1 до 2	1	Безрозмірний
a_e	Коефіцієнт впливу зовнішніх факторів на стан екосистеми	Від 0 до 1	0,4	Безрозмірний
b_e	Коефіцієнт впливу користувачів послуг на стан екосистеми	Від 0 до 1	0,4	Безрозмірний
c_e	Коефіцієнт впливу системи управління на стан екосистеми	Від 0 до 1	0,2	Безрозмірний
a_f	Середньоквадратичне відхилення функції нормального розподілу значень зовнішнього фактору F	Від 0 до 20	4	Відносна шкала
b_f	Коефіцієнт часового впливу на зміни зовнішнього фактору F	Від 0 до 10	0	Безрозмірний
c_f	Коефіцієнт впливу системи управління на значення зовнішнього фактору	Від 0 до 1	0	Безрозмірний
$d1$	Коефіцієнт, що характеризує вклад зовнішніх факторів у невизначеність	Від 0 до 1	1	Безрозмірний
$d2$	Коефіцієнт, що характеризує вклад користувачів послуг у невизначеність	Від 0 до 1	1	Безрозмірний
$d3$	Коефіцієнт, що характеризує вклад системи управління у невизначеність	Від 0 до 1	1	Безрозмірний
$d4$	Коефіцієнт впливу різниці кількості користувачів екосистемних послуг на невизначеність σ	Від 0 до 1	1	Безрозмірний
e_I	Коефіцієнт впливу змін у стані екосистеми на стан екосистемних послуг	Від 0 до 1	0,1	Безрозмірний
f_I	Коефіцієнт впливу змін у системі управління ризиками на стан екосистемних послуг	Від 0 до 1	0,1	Безрозмірний
e_g	Коефіцієнт впливу змін у зовнішніх факторах на стан екосистемних послуг	Від 0 до 1	0,1	Безрозмірний
fl_s	Коефіцієнт впливу стану екосистемного моніторингу та ефективності досягнення ДЕС на систему управління	Від 0 до 1	0,7	Безрозмірний

Таблиця 2 – Продовження
Table 2 - Continued

Позначення	Опис	Діапазон значень	Початкове/ прийняте значення	Одиниці виміру
$f2_s$	Коефіцієнт впливу невизначеності на систему управління	Від 0 до 1	0,4	Безрозмірний
$g1_st$	Коефіцієнт впливу стану екосистемних послуг на користувачів послуг	Від 0 до 1	0,1	Безрозмірний
$g2_st$	Коефіцієнт впливу зовнішніх факторів на кількість користувачів послуг	Від 0 до 1	0,1	Безрозмірний
$g3_st$	Коефіцієнт впливу рівня моніторингу на користувачів послуг	Від 0 до 1	0,1	Безрозмірний
$Econ$	доля економічної спроможності здійснити моніторинг та заходи для досягнення або підтримки доброго екологічного стану (ДЕС) від необхідної загальної суми - відповідно до отриманої інформації від системи моніторингу	Від 0 до 1	0,1	Безрозмірний
$h4$	Коефіцієнт впливу кількості виконаних станцій моніторингу N на рівень моніторингу	Від 0 до 1	0,3	Безрозмірний
$h5$	Коефіцієнт впливу кількості вимірюваних параметрів P на рівень моніторингу	Від 0 до 1	0,3	Безрозмірний
$h6$	Коефіцієнт впливу дискретності вимірювань D на рівень моніторингу	Від 0 до 1	0,3	Безрозмірний

Відносна шкала

Рис. 1 - Міжрічна динаміка складових системи управління екосистемними ризиками для морських вод України (відносна шкала) відповідно до даних Ocean Health Index (<https://oceanhealthindex.org/>) [8]Fig. 1 - Interannual dynamics of the components of the ecosystem risk management system for the sea waters of Ukraine (relative scale) according to the Ocean Health Index (<https://oceanhealthindex.org/>) [8]

Початкові значення показників моделі та базові значення коефіцієнтів визначені на базі даних, представлених на сайті Ocean Health Index (<https://oceanhealthindex.org/>) [8]. Для всіх коефіцієнтів у першому наближенні прийнято рівноважність впливів факторів на відповідні змінні по даним для України, які зображено на рис. 1.

Для порівняння показників для чорноморських вод України нами використані

показники для південного океану, а саме океанських вод поблизу Острова Маккуорі (див. рис. 2).

Острів Маккуорі - це океанічний острів у Південному океані, що лежить за 1500 км на південний схід від Тасманії та приблизно на півдорозі між Австралією та Антарктичним континентом. Острів є видимою вершиною підводного хребта Маккуорі, піднятої до свого теперішнього положення, де зустрічаються

тектонічні плити Індо-Австралійська та Тихоокеанська.

Острів Маккуорі є регіональною частиною Океанії та політично належить до Тасманії, Австралії, з 1900 року. В 1978 році він став державним заповідником Тасманії, а у 1997 році був занесений до списку Всесвітньої спадщини ЮНЕСКО.

Загальний бал ОНІ для острова Маккуорі

становить 91 з 100, що вище за середній глобальний бал 69. Це означає, що острів Маккуорі має найвищий рівень здоров'я океану порівняно з іншими регіонами.

На рис. 3 наведена часова динаміка значення ОНІ для України (нижня блакитна лінія) у порівнянні з іншими регіонами.

Відносна шкала

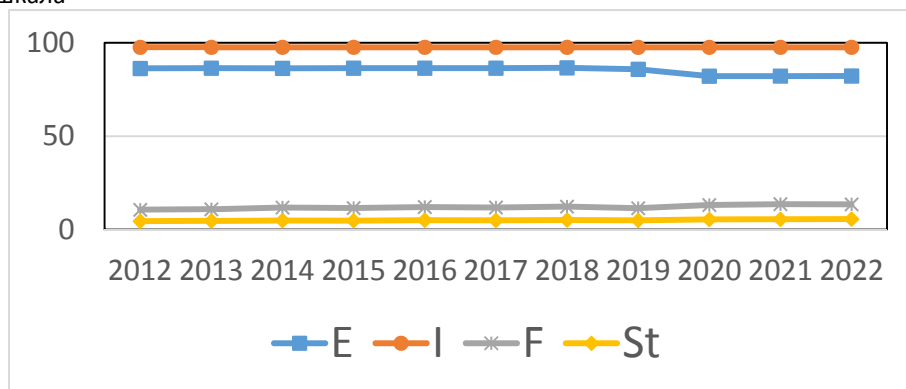


Рис. 2 – Міжрічна динаміка складових системи управління екосистемними ризиками для морських вод Острова Маккуорі відповідно до даних Ocean Health Index (<https://oceanhealthindex.org/>) [8]

Fig. 2 - Interannual dynamics of the components of the ecosystem risk management system for the marine waters of Macquarie Island according to the Ocean Health Index (<https://oceanhealthindex.org/>) [8]

Відносна шкала

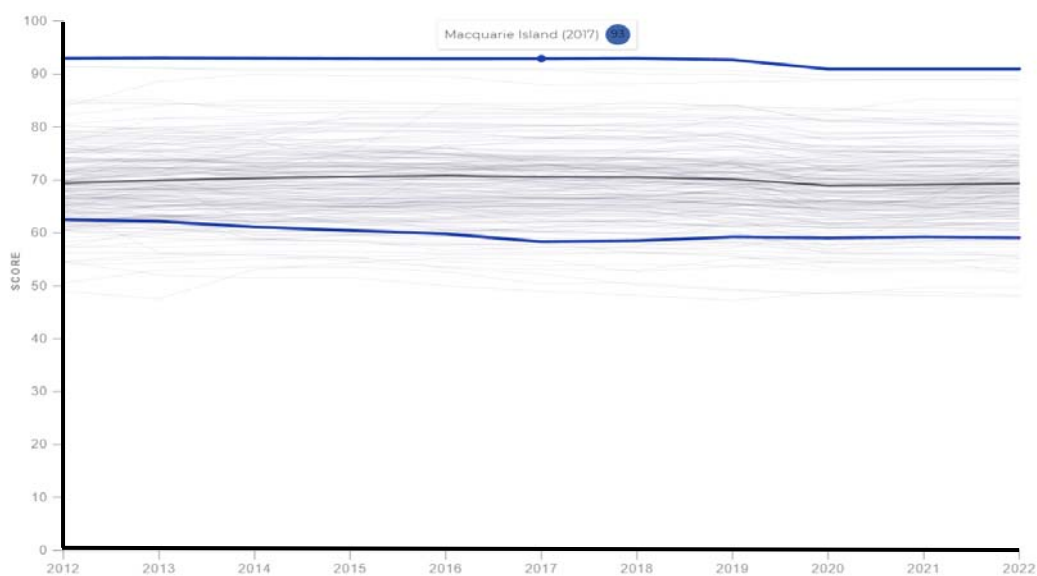


Рис. 3 - Часова динаміка інтегрального значення ОНІ для України (нижня блакитна лінія) у порівнянні з іншими регіонами, товста лінія сірого кольору визначає середнє значення для Землі (Ukraine | OHI (oceanhealthindex.org) - <https://oceanhealthindex.org/regions/ukraine/>) [8].

Fig. 3 - The time dynamics of the integral value of OHI for Ukraine (lower blue line) in comparison with other regions, thick gray line determines the average value for the Earth (Ukraine | OHI (oceanhealthindex.org) - <https://oceanhealthindex.org/regions/ukraine/>) [8].

3 ЧИСЕЛЬНІ ЕКСПЕРИМЕНТИ

3.1 Прогностичні сценарії

Для прогнозування стану морської екосистеми під дією природних та антропогенних факторів з урахуванням системи управління екосистемними ризиками можна виділити наступні прогностичні сценарії:

1. **Базовий сценарій:** сценарій передбачає продовження поточних тенденцій без будь-яких додаткових втручань. Це включає поточний рівень антропогенного впливу, поточні кліматичні тенденції та поточні політики управління.
2. **Оптимістичний сценарій:** сценарій включає максимально можливі втручання для поліпшення ситуації, включаючи суттєві зміни в політиці управління та широкомасштабні заходи з адаптації до зміни клімату. В нашому випадку зменшення значень коефіцієнтів, що характеризують позитивні складові рівняння для зовнішніх факторів впливу (a_f , b_f) і збільшення коефіцієнту E_{con} , що характеризує економічну спроможність здійснення екосистемного моніторингу та заходів по досягненню ДЕС на базі даних моніторингу та коефіцієнту c_f , що показує на скільки система управління впливає на зовнішні фактори.
3. **Песимістичний сценарій:** у сценарії розглядаються найгірші можливі наслідки, якщо ніякі втручання не будуть здійснені, та

антропогенний вплив та зміна клімату збільшують значення коефіцієнтів, що характеризують позитивні складові рівняння для зовнішніх факторів впливу (a_f , b_f). При цьому коефіцієнт E_{con} залишається невинуватим малим.

Кожний з цих сценаріїв дає важливу інформацію, яка може допомогти при виборі оптимальної стратегії управління ризиками. Порівняння результатів цих сценаріїв може допомогти визначити, які стратегії є найефективнішими та найбільш вартими впровадження.

Були проведені чисельні експерименти для розрахунку поведінки системи для морських вод України та для південного океану на 120 років уперед із змінами у значеннях коефіцієнтів a_f , b_f , c_f , E_{con} .

3.2 Результати чисельних експериментів для морських вод України

Результати чисельних експериментів для морських вод України: отримані максимальні значення невизначеності σ та середні значення для E , I , F , ST , S , M наведені у табл. 3.

Результати розрахунків для морських вод України: невизначеності (а), стану морської екосистеми E (б) та зовнішніх факторів впливу F (в), екосистемних послуг I (г) та користувачів екосистемних послуг St (д) наведено на рис. 4.

Таблиця 3 – Результати чисельних експериментів для морських вод України: отримані максимальні значення невизначеності σ та середні значення для E , I , F , ST , S , M

Table 3 – Results of numerical experiments for sea waters of Ukraine: obtained maximal values of σ uncertainty and average values for E , I , F , ST , S , M

№	Сценарій	$\sigma_{\max}$	E середнє	I середнє	F середнє	ST середнє	S середнє	M середнє
1	Варіація 1 - Базовий сценарій	40,0	74,3	54,0	43,7	37,7	21,1	10,0
2	Варіація 2	43,0	71,8	53,1	49,8	37,0	20,3	10,0
3	Варіація 3	58,4	61,8	49,3	74,3	34,2	16,8	10,0
4	Варіація 4	59,0	61,5	49,3	74,2	34,2	16,8	10,0
5	Варіація 5	39,7	76,8	55,0	37,5	38,4	22,0	10,0
6	Варіація 6	38,9	81,7	56,8	25,5	39,8	23,6	10,0
7	Варіація 7	38,2	79,9	57,4	43,7	38,5	49,7	49,7
8	Варіація 8	36,3	86,6	61,6	43,7	39,4	84,9	98,9
9	Варіація 9	41,2	77,4	56,5	49,8	37,7	48,8	49,7
10	Варіація 10	39,3	84,4	60,7	49,8	38,7	84,3	99,3
11	Варіація 11	37,8	82,4	58,4	37,5	39,2	50,5	49,7
12	Варіація 12	38,3	79,8	57,4	43,6	38,5	49,7	49,7

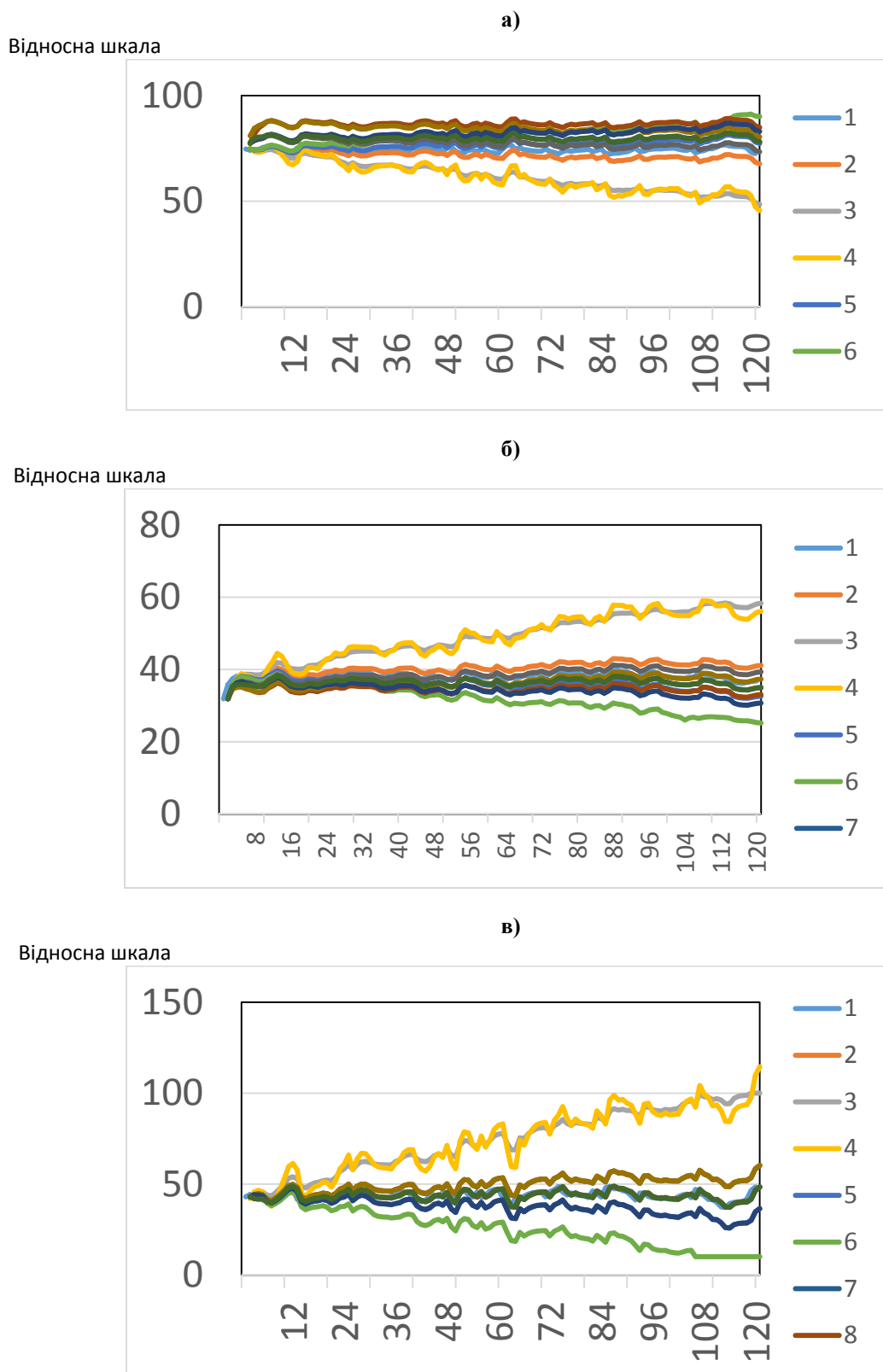


Рис. 4 - Результати розрахунків для морських вод України: невизначеності (а), стану морської екосистеми Е (б) та зовнішніх факторів впливу F (в), екосистемних послуг I(г) та користувачів екосистемних послуг St (д)

Fig. 4 - Results of calculations for the sea waters of Ukraine: uncertainty (a), the state of the marine ecosystem E (b) and external factors of influence F (c), ecosystem services I (d) and users of ecosystem services St (e)

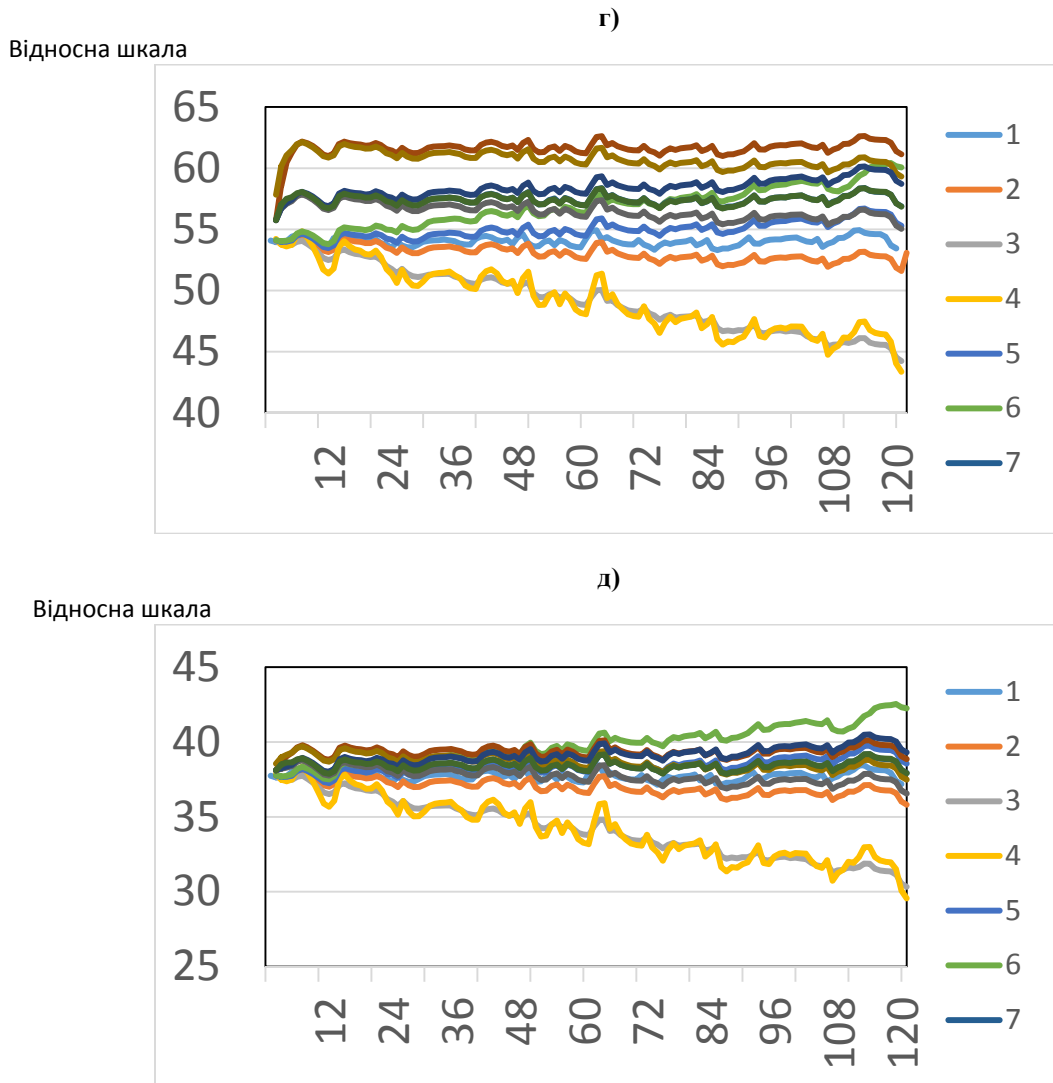


Рис. 4 – Продовження
Fig. 4 - Continued

Наші експерименти виконані з різними значеннями параметрів a_f , b_f , c_f та E_{con} . Розглянемо вплив кожного з цих параметрів на різні аспекти системи управління екосистемними ризиками.

Параметр a_f відповідає за середнє відхилення зовнішніх факторів. Зміна цього параметра з 4 до 10 в сценаріях 3 та 4 призводить до збільшення невизначеності (σ) та зменшення середніх значень E , I та St . Це можна пояснити тим, що велике відхилення зовнішніх факторів може призвести до порушення стійкості екосистеми.

Параметр b_f відповідає за зміну зовнішніх факторів у часі. При зростанні цього параметра від 0 до 0,5 (сценарії 2 та 3) ми бачимо збільшення невизначеності та зниження середніх значень E , I та St . Це може вказувати на те, що зростання зовнішніх факторів може вплинути на

стійкість екосистеми. Однак, зменшення b_f до -0,1 або -0,3 (сценарії 5 та 6) призводить до зменшення невизначеності та покращення середніх значень E , I та St , що вказує на збільшення стійкості екосистеми при зменшенні впливу зовнішніх факторів.

Параметр c_f , який відображає різницю між поточним і передбачуваним станами системи управління ризиками, має базове значення 0 у всіх сценаріях, крім сценарію 12, де він дорівнює 0,5. Проте, в даному наборі даних ми не бачимо змін цього параметра, що не дозволяє нам аналізувати його вплив.

E_{con} - економічна спроможність здійснити моніторинг. Цей параметр збільшується від 0,1 до 1 в сценаріях 7-12. При зростанні цього параметра ми бачимо збільшення середніх значень E , I , St , S та M . Це може свідчити про те, що збільшення економічних ресурсів на

моніторинг може покращити стан екосистеми та ефективність системи управління ризиками.

Загалом, дані демонструють важливість збалансованого управління екосистемами. Потрібно враховувати зовнішні фактори та забезпечити достатню економічну спроможність для проведення моніторингу, щоб підтримувати стійкість екосистеми і ефективність системи управління ризиками.

Математично цільова функція представляє собою вираз, який потрібно максимізувати або мінімізувати, з урахуванням певних обмежень. В залежності від задачі це може бути простий вираз або більш складний.

Нами використана наступна цільова функція для багатоцільової оптимізації:

$$GF(x) = w1E(x) + w2 I(x) + w3S(x) - w4ST(x) - w5F(x),$$

де:

- x є вектором рішень;
- $E(x)$ є функцією, яка вимірює стан морської екосистеми;
- $I(x)$ є функцією, яка вимірює стан екосистемних послуг;
- $S(x)$ є функцією, яка вимірює ефективність системи управління екосистемними

ризиками;

- $w1, w2$ та $w3$ - ваги, які вказують на важливість кожної цільової функції (сума ваг обов'язково повинна дорівнювати 1).

Значення ваг $w1, w2$ та $w3$ відображують важливість кожного компоненту системи.

Завдання складається із необхідності знайти вектор рішень x , який мінімізує функцію невизначеності σ і максимізує функцію загального блага GF .

Це можна виразити як дві окремі задачі оптимізації:

1. Мінімізувати $\sigma(x)$.
2. Максимізувати: $GF(x)$

Ці дві задачі представляють собою багатоцільову оптимізацію, де треба знайти компроміс між мінімізацією невизначеності і максимізацією загального блага. Рішення цієї задачі буде складатися з вектору рішень x , який найкраще задовольняє обидві цілі.

Прийняті коефіцієнти для розрахунку $GF(x)$ для кожної із зазначених цілей наведені у табл. 4.

Результати розрахунку $GF(x)$ для кожної із цілей відповідно до розрахованих раніше сценаріїв наведені у табл. 5.

Таблиця 4 - Прийняті коефіцієнти для розрахунку $GF(x)$ для кожної із зазначених цілей
Table 4 – Adopted coefficients for calculation of $GF(x)$ for each of the specified purposes

Ціль	Завдання	$w1$	$w2$	$w3$	$w4$	$w5$
Збереження біорізноманіття морських екосистем ($GF1(x)$)	Для досягнення цієї цілі, слід максимізувати позитивний вплив управління ризиками на стан екосистеми, мінімізувати вплив зовнішніх факторів та вплив користувачів на екосистему	0,3	0,05	0,3	0,05	0,3
Запобігання негативному впливу на морські екосистеми($GF2(x)$)	Щоб запобігти негативному впливу на морські екосистеми, треба змаксимізувати вплив управління ризиками на зовнішні фактори і мінімізувати вплив зовнішніх факторів та вплив користувачів на стан екосистеми	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3
Збереження екосистемних послуг морських екосистем($GF3(x)$)	Для збереження екосистемних послуг слід максимізувати вплив стану екосистеми на послуги і вплив послуг на користувачів, мінімізуючи вплив зовнішніх факторів на послуги	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1

Таблиця 4 – Продовження
Table 4 - Continued

Ціль	Завдання	w1	w2	w3	w4	w5
Підтримка сталого використання ресурсів морських екосистем (GF4(x))	Включає максимізацію впливу стану екосистеми на послуги, вплив послуг на користувачів та вплив моніторингу на управління ризиками. Також слід мінімізувати вплив зовнішніх факторів на стан екосистеми та вплив зовнішніх факторів на користувачів	0,1	0,3	0,2	0,3	0,1
Захист здоров'я та благополуччя людини (GF5(x))	Для досягнення цілі потрібно максимізувати вплив послуг на користувачів та вплив моніторингу на управління ризиками, мінімізуючи вплив зовнішніх факторів на користувачів та вплив невизначеності на управління ризиками	0,05	0,3	0,3	0,3	0,05

Таблиця 5 - Результати розрахунку GF(x) для кожної із цілей
Table 5 – Calculation results of GF (x) for each purpose

№	Сценарій	σ_{max}	GF1(x)	GF2(x)	GF3(x)	GF4(x)	GF5(x)
1	Варіація 1 - Базовий сценарій	40,0	48.08	45.37	47.82	40.78	44.06
2	Варіація 2	43,0	45.94	43.57	47.12	40.52	43.06
3	Варіація 3	58,4	37.67	39.57	41.38	34.98	35.94
4	Варіація 4	59,0	37.48	39.42	41.23	34.88	35.82
5	Варіація 5	39,7	51.05	46.96	49.61	41.92	45.72
6	Варіація 6	38,9	55.21	47.67	52.28	42.86	47.86
7	Варіація 7	38,2	73.33	60.37	74.45	56.65	59.52
8	Варіація 8	36,3	98.64	72.79	99.56	70.27	73.34
9	Варіація 9	41,2	72.22	60.34	73.43	56.30	59.44
10	Варіація 10	39,3	98.61	73.19	99.54	70.09	73.52
11	Варіація 11	37,8	74.27	59.97	75.50	57.00	60.00
12	Варіація 12	38,3	73.33	60.28	74.45	56.52	59.44

4 ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ

Усі розглянуті сценарії мають свої сильні та слабкі сторони в контексті різних цілей (див. табл. 3 та рис. 4). Наприклад, деякі сценарії найкраще підходять для досягнення цілі збереження біорізноманіття, інші - для підтримки сталого використання ресурсів морських екосистем, і т.д.

Зокрема, сценарій 3 та сценарій 4 виявилися найефективнішими для запобігання негативного впливу на морські екосистеми (див. рис. 4(б)). Це може бути важливим, якщо основна пріоритетна ціль - мінімізувати негативний вплив на морське середовище.

Іншим ключовим висновком є те, що сценарії 7, 8, 9, 10, 11 та 12 є найкращими для досягнення

цілі збереження екосистемних послуг морських екосистем (див. рис. 4(г)). Це підкреслює їх потенційну важливість в контексті збереження екосистем і їхніх послуг для людства.

Щодо забезпечення здоров'я та благополуччя людини, найкращим варіантом є сценарій 6 (див. рис. 4(д)). Цей сценарій може бути особливо корисним в ситуаціях, коли головною пріоритетною ціллю є збереження здоров'я та благополуччя людини.

В кінцевому підсумку, оптимальний сценарій залежить від пріоритетних цілей. Кожен сценарій може бути найкращим варіантом для певних цілей, але може бути менш ефективним для інших. Таким чином, при виборі сценарію слід враховувати різноманітність цілей та їх пріоритети (див. табл. 5).

1. **Мінімізація невизначеності (σ_{max}):** У цьому контексті найкращими варіантами є Варіація 8 і Варіація 10, оскільки обидва сценарії мають найнижчі значення невизначеності (σ_{max}). Це означає, що вони є найбільш стійкими, і їхні результати будуть більш передбачуваними.
2. **Максимізація $GF(x)$ за всіма цілями:** Якщо важливо оптимізувати всі цілі одночасно, то Варіація 8 і Варіація 10 знову виходять на передній план. Вони максимізують $GF(x)$ за всіма цілями і є найкращим вибором для загальної оптимізації.
3. **Окремі цілі:** Якщо керувати окремими цілями, то кілька сценаріїв виходять на передній план. Наприклад, Варіація 7 і Варіація 9 є найкращими для першої, третьої та п'ятої цілей, хоча їхні загальні результати менш вражаючі за інші сценарії.
4. **Сценарії з нижчими показниками:** Сценарії 2, 5, 6, 11 і 12 не є оптимальними з точки зору жодної з цілей і мають більшу невизначеність. Це означає, що результати цих сценаріїв менш передбачувані.

Таким чином, при виборі стратегії управління морською екосистемою, яка би оптимізувала всі цілі та мінімізувала невизначеність, варто вибрати Варіацію 8 або Варіацію 10. Необхідно зазначити, що у зазначених сценаріях доля економічної спроможності здійснити моніторинг та заходи для досягнення або підтримки доброго екологічного стану (ДЕС) дорівнювала максимально можливого значення.

5 ВИСНОВКИ

У даному дослідженні було розроблено та верифіковано математичну модель управління екосистемними ризиками морських акваторій. Модель враховує складні взаємозв'язки між природними та антропогенними факторами, станом морських екосистем, їхньою вразливістю та екосистемними послугами. Основними методами моделювання стали диференціальні рівняння, статистичні аналізи, імітаційне моделювання та мережевий аналіз, що дозволило створити детальну та науково обґрунтовану модель.

Диференціальні рівняння використовувалися для опису динамічних процесів у морських екосистемах, таких як зміни популяцій морських організмів, розповсюдження забруднюючих речовин та інші екологічні процеси. Статистичні методи допомогли аналізувати наявні дані, виявляти тенденції та встановлювати кореляції

між різними показниками, сприяючи ідентифікації ключових факторів впливу на екосистему.

Імітаційне моделювання дало можливість проводити чисельні експерименти, симуючи різні сценарії впливу на екосистему та оцінюючи результати впровадження різних стратегій управління ризиками. Це дозволило прогнозувати наслідки управлінських рішень та оптимізувати стратегії для мінімізації екосистемних ризиків. Мережевий аналіз використовувався для вивчення взаємозв'язків між компонентами екосистеми, включаючи харчові ланцюги, потоки енергії та речовин, що дозволило виявити ключові вузли та зв'язки, які є критичними для стабільності та функціонування екосистеми.

Проведені чисельні експерименти з використанням даних про морські екосистеми України підтвердили здатність моделі точно прогнозувати зміни стану екосистем під впливом різних факторів. Наприклад, сценарії 3 та 4 виявилися найефективнішими для запобігання негативного впливу на морські екосистеми. Це підтверджується максимальними значеннями невизначеності (σ_{max}) та середніми значеннями для стану екосистеми (E) та екосистемних послуг (I).

Іншим ключовим висновком є те, що сценарії 7, 8, 9, 10, 11 та 12 є найкращими для досягнення цілі збереження екосистемних послуг морських екосистем. Це підкреслює їх потенційну важливість у контексті збереження екосистем та їхніх послуг для людства. Щодо забезпечення здоров'я та благополуччя людини, найкращим варіантом є сценарій 6, що показує найвищі значення відповідної цільової функції.

Це дозволяє використовувати модель як ефективний інструмент для оптимізації стратегій управління екосистемними ризиками. Використання моделі дозволяє мінімізувати негативні наслідки антропогенного впливу та природних змін, сприяючи стійкості морських екосистем.

Практичні рекомендації, розроблені на основі результатів дослідження, включають стратегії попередження, мінімізації та адаптації до потенційних загроз, враховуючи специфіку кожного регіону та екосистеми. Запропонована модель допомагає оптимізувати управлінські рішення, знижуючи ризики та покращуючи стан морських екосистем в умовах антропогенного впливу та змін клімату.

Таким чином, математична модель управління екосистемними ризиками морських

акваторій є надійним інструментом для забезпечення стійкості та збереження морських екосистем. Вона може бути використана для оптимізації управлінських стратегій, мінімізації екосистемних ризиків та покращення стану морських екосистем, що є надзвичайно важливим в умовах сучасних викликів, пов'язаних з антропогенним впливом та змінами клімату.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016: Final Scientific Report / J. Slobodnik, B. Alexandrov, V. Komorin, A. Mikaelyan, A. Guchmanidze, M. Arabidze, A. Korshenko, S. Moncheva. Dnipro: Seredniak T.K. 2020a. URL: https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2016_ScReport_ISBN-978-617-7953-60-8-2.pdf
2. 12-Months National Pilot Monitoring Studies in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016-2017: Final Scientific Report / J. Slobodnik, V. Medinets, B. Alexandrov, V. Komorin, A. Mikaelyan, A. Guchmanidze, M. Arabidze, A. Korshenko. Dnipro: Seredniak T.K., 2020b. URL: https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_12_months-2016_2017_ISBN-978-617-7953-58-5.pdf
3. National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2017: Final Scientific Report / J. Slobodnik, B. Alexandrov, V. Komorin, A. Mikaelyan, A. Guchmanidze, M. Arabidze, A. Korshenko. Dnipro: Seredniak T.K., 2020c. URL: https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2017_ScReport_ISBN-978-617-7953-62-2.pdf
4. Komorin V. Assessment of the Black sea shelf ecosystem sustainability with mathematical simulation method. *Geographia Technica*. 2021. Vol. 16(2). Pp. 19–28. https://doi.org/10.21163/GT_2021.162.02
5. Komorin V. M. Theoretical and methodological aspects of managing ecosystem risks in the sea. "Український гідрометеорологічний журнал". 2023. №31. С. 3-54. <https://doi.org/10.31481/uhmj.31.2023.03>
6. Коморін В. М., Попов Ю. І., Український В. В. Оцінка мінливості гідродинамічних характеристик ПЗЧМ.

Вісник Одеського державного екологічного університету. 2008. Вип.5. С. 188-201.

7. Halpern B.S., et al. An index to assess the health and benefits of the global ocean. "Nature", 488, 2012, 615-620.
8. Ocean Health Index. URL: <https://oceanhealthindex.org/> (Accessed 22/05/2024)

REFERENCES

1. Slobodnik, J. et al. (2020a). *National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016: Final Scientific Report*. Dnipro: Seredniak T.K. Available at: https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2016_ScReport_ISBN-978-617-7953-60-8-2.pdf
2. Slobodnik, J. et al. (2020b). *12-Months National Pilot Monitoring Studies in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016-2017: Final Scientific Report*. Dnipro: Seredniak T.K. Available at: https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_12_months-2016_2017_ISBN-978-617-7953-58-5.pdf
3. Slobodnik, J. et al. (2020c). *National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2017: Final Scientific Report*. Dnipro: Seredniak T.K. Available at: https://emblasproject.org/wp-content/uploads/2022/03/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2017_ScReport_ISBN-978-617-7953-62-2.pdf
4. Komorin, V. (2021). Assessment of the Black sea shelf ecosystem sustainability with mathematical simulation method. *Geographia Technica*, 16(2), pp. 19–28. https://doi.org/10.21163/GT_2021.162.02
5. Komorin, V.M. (2023). Theoretical and methodological aspects of managing ecosystem risks in the sea. *Ukrain'skij gidrometeorologičnij žurnal [Ukrainian hydrometeorological journal]*, 2023, 31, pp. 33-54. <https://doi.org/10.31481/uhmj.31.2023.03>
6. Komorin, V.M., Popov, Y.I. & Ukrainskii, V.V. (2008). [Evaluation of the variability of the hydrodynamic characteristics of the SWBS]. *Visnik Odes'kogo deržavnogo ekologičnogo universitetu [Bulletin of Odessa state environmental university]*, вип.5, pp. 188-201 (in Ukr)
7. Halpern, B.S. et al (2012). An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature*, 488, pp. 615-620.
8. Ocean Health Index. Available at: <https://oceanhealthindex.org/> (Accessed 22/05/2024)

MATHEMATICAL MODEL FOR MANAGING MARINE ECOSYSTEM RISKS

V. M. Komorin

SRO "Ukrainian Scientific Center of Ecology of the sea"
French Boulevard, 89, 65009, Odesa, Ukraine, vkomorin@gmail.com
ORCID , <https://orcid.org/0000-0002-4847-0496>

The article presents the results of the research aimed at developing and verifying a

mathematical model for managing the ecosystem risks of marine areas. The main purpose of the research is to create an effective tool for assessing and managing the risks arising from anthropogenic influence, climate change and other natural factors. The proposed model is based on the existing theory of sea ecosystem risks management and takes into account the relationship between natural and anthropogenic factors, condition of marine ecosystems, their vulnerability and ecosystem services.

The model uses mathematical methods, in particular, differential equations, statistical analyses, simulation modeling and network analysis, allowing creation of detailed models that reflect marine ecosystems' dynamics and their response to external influence. Numerous experiments were conducted in order to verify the model. They demonstrate its ability to predict changes in the condition of marine ecosystems under influence of various factors. The results of the research show that the proposed model can be an effective tool for optimizing management strategies, minimizing ecosystem risks and improving sustainability of marine ecosystems.

Practical recommendations developed on the basis of the results of the research include strategies for preventing, minimizing and adapting to potential threats, taking into consideration each region's and ecosystem's specifics. The proposed model helps to optimize management decisions, reducing risks and improving the condition of marine ecosystems affected by anthropogenic impact and climate change. It is a reliable tool for ensuring sustainability and preservation of marine ecosystems. This approach allows for evidence-based risk management that increases sustainability of marine ecosystems and their preservation for future generations.

The model also considers key factors influencing marine ecosystems, including biological diversity, water quality, industrial fisheries, tourism and recreation, and allows evaluation of effectiveness of various management decisions in the context of such factors. The application of this model in ecosystem management practices allows making more informed decisions regarding protection and preservation of marine resources. It contributes to their sustainable development and provision of ecosystem services having critical importance for society.

Keywords: ecosystem risks; risk management; marine areas; environmental socio-economic systems; sustainability of marine ecosystems; mathematical model; management strategies

*Подання до редакції : 10. 04. 2024
Надходження остаточної версії : 15. 04. 2024
Публікація статті : 25. 04. 2024*

УДК 551.468.4

ВПЛИВ РУЙНУВАННЯ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА ОКЕАНОГРАФІЧНІ УМОВИ В ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ МОДЕЛЮВАННЯ

Ю. С. Тучковенко^{1,2}, Д. В. Кушнір¹, А. В. Торгонський¹, В. М. Коморін⁴

¹Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна,
ocean@odeku.edu.ua, <https://orcid.org/0000-0003-3275-9065>

²Інститут морської біології НАН України,
вул. Пушкінська, 37, 65048, Одеса, Україна

⁴НДУ «Український науковий центр екології моря»,
Французький булв.89, 65009, Одеса, Україна, vkomorin@gmail.com

В статті на підставі результатів чисельного математичного моделювання визначені і проаналізовані характерні особливості поширення в акваторії північно-західної частини Чорного моря (ПнЗЧМ) трансформованих і забруднених вод річки Дніпро, які надійшли до моря в результаті екстремально великого штучного паводка, викликаного руйнуванням російськими окупаційними військами греблі Каховського водосховища у червні 2023 року. З паводковим потоком до моря були винесені різноманітні забруднювальні речовини, які містились у водах Каховського водосховища, пониззя Дніпра, донних відкладах, були змиті із затоплених територій. Особлива увага приділяється зміні океанографічних умов в Дніпровсько-Бузькому пригирловому районі (ДБР) Чорного моря, які визначають масштаби забруднення морського середовища. Як показник ступеня проникнення забруднених перехідних вод з лиману до моря використовувалась солоність вод, оскільки найменш трансформованим річковим водам з низькою солоністю відповідає високий рівень їхнього забруднення. Моделювання виконувалося протягом червня 2023 року із застосуванням чисельної моделі Delft3D-Flow Flexible Mesh.

Встановлено, що в перші дні після руйнування греблі Каховського водосховища розповсюдження опріснених і забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману відбувалось в ДБР ПнЗЧМ в межах усієї товщі шару від поверхні до 15-20 м, а не тільки тонкого приповерхневого шару, як зазвичай, що було нетиповим. До середини червня потік перехідних вод із солоністю 4-6 ‰ у північного узбережжя ПнЗЧМ та над Одеською банкою охоплював всю водну товщу від поверхні до дна. Цьому сприяли надвеликі обсяги надходження трансформованих річкових вод Дніпра протягом короткого часу внаслідок руйнування греблі, а також спричинені цим інтенсивні градієнтні течії і перемішування, зумовлене просторовими градієнтами швидкості генерованих течій. Ширина шлейфу опріснених вод і його площа у придонному шарі були меншими, ніж у поверхневому. Найбільші вертикальні градієнти солоності сформувались південніше Одеської банки, де солоність у поверхневому шарі складала 4-6 ‰, а в придонному – 14-17 ‰. Розмивання шлейфу опріснених вод в придонному шарі відбувалось значно інтенсивніше, ніж в поверхневих водах.

Характер циркуляції вод в північній частині ПнЗЧМ в перші дні після надходження перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману визначався стоковими градієнтними течіями, які потім змінилися на вітрові течії в Одеському районі і над Одеською банкою, а південніше – на меандруючий потік градієнтних густинних течій.

Отримані результати сприяють кращому розумінню впливу надходження трансформованих річкових вод з Дніпровсько-Бузького лиману на мінливість океанографічних характеристик і екологічний стан морських вод в Дніпровсько-Бузькому районі північно-західної частини Чорного моря.

Ключові слова: руйнування греблі; Каховське водосховище; Чорне море; північно-західна частина; поширення перехідних вод; моделювання.

1 ВСТУП

Океанографічні і екологічні умови на північній ділянці північно-західної частини Чорного моря (ПнЗЧМ), яка отримала назву Дніпровсько-Бузький пригирловий район [1-3], формуються під впливом стоку Дніпра і Південного Бугу, який надходить через

Кінбурнську протоку з Дніпровсько-Бузького лиману [3-5]. Домінуючим цей вплив є у весняні місяці року, коли річковий стік максимальний, а також в періоди проходження дощових паводків. Дніпровсько-Бузький пригирловий район (ДБР) включає до себе Одеський район ПнЗЧМ та Одеську банку [4-5].

Узбережжя ДБР є пляжною та санаторно-курортною зоною, де розташована велика кількість оздоровчих та рекреаційних об'єктів. З річковим стоком до моря надходить велика кількість біогенних елементів. Тому води ДБР характеризуються значним біологічним різноманіттям і високою біологічною продуктивністю. Однак, з іншого боку, надлишкове надходження біогенних речовин сприяє розвитку процесу евтрофування морських вод і призводить до бурхливого росту (цвітіння) водоростей, що негативно впливає на рекреаційний потенціал прибережних зон, спричиняє виникнення зон гіпоксії і аноксії у придонному шарі акваторії в літній період року і, як наслідок, загибель гідробіонтів через задуху, бактеріальне забруднення вод.

Наприклад, тільки в останній час цвітіння водоростей біля Одеси спостерігалось щорічно влітку 2019-2021 років. Окрім того, разом з паводковим потоком, до моря можуть надходити забруднюючі речовини токсичної дії змиті із затоплених антропогенно перетворених територій, адсорбовані частками зависі і донних відкладів Нижнього Дніпра, акумульовані в гідробіонтах, які з часом гинуть у солоних морських водах.

Через вищевказане, дослідники завжди приділяли увагу розгляду особливостей розповсюдження трансформованих річкових вод з Дніпровсько-Бузького лиману (ДБЛ) на акваторії ПнЗЧМ [1, 4-7]. В [5] зазначається, що при виході з Дніпровсько-Бузького лиману річкові води розтікаються по поверхні моря у вигляді пліуму (шлейфу), який при домінуванні північних та північно-західних вітрів спрямований на південний захід і опріснення вод у берегів Одеси не відбувається, солоність залишається у звичайних межах 14-16 ‰. У разі домінування південно-східних і східних вітрів, пліум опріснених вод поширюється на захід уздовж Одеської банки і північного узбережжя ПнЗЧМ до Одеси, знижуючи солоність вод поверхневого шару до 10 - 12 ‰, а у виняткових випадках – навіть до 3 ‰ [8]. Така ситуація, як правило, має місце в період зростання об'єму річкового стоку в період весняного водопілля, або під час дощових паводків. Можлива також

ситуація, коли річкові води при виході з лиману розтікаються віялоподібно. У таких випадках потік перехідних вод від Кінбурнської протоки розходить по поверхні моря радіально і досить швидко згасає. Лиманні води за солоністю швидко трансформуються в морські. Довжина зони трансформації річкових вод не перевищує двох десятків кілометрів і солоність води в Одеському районі ПнЗЧМ не знижується [1].

В [9] описаний зафіксований в період проведення комплексної океанологічної зйомки Одеського району ПнЗЧМ випадок проникнення опріснених вод з Дніпровсько-Бузького лиману наприкінці червня 2010 року. Пліум був притиснутий до північного берега і не розтікався південніше по акваторії через південно-східний вітер, що перешкоджав цьому. Мінімальна солоність води в пліумі дорівнювала 8,99 ‰. Товщина опрісненого шару становила 2 м.

В [4] за результатами моделювання мінливості океанографічних умов визначена така схема циркуляції вод поверхневого шару ДБР у весняний період, коли вплив прісного стоку є максимальним: після виходу з Дніпровсько-Бузького лиману потік, йдучи за 10-метровою ізобатою, повертає на південь і роздвоюється біля західного узбережжя Кінбурнської коси на два струмені. Один струмінь прямує на захід над Одеською банкою і при досягненні її західного схилу роздвоюється на дві гілки: перша гілка повертає на схід уздовж Дніпровського жолоба і замикає антициклонічний вихор у районі банки, а друга гілка спрямована до мису Великий Фонтан Одеського узбережжя. Другий струмінь потоку, що виходить з Кінбурнської протоки, відразу рухається на південь і, огинаючи північний край Тендрівської коси, повертає спочатку на південний захід, а потім – на північний захід у напрямку м. Великий Фонтан. Таким чином, в акваторії моря на схід від м. Великий Фонтан спостерігається конвергенція двох потоків, які рухаються з північного і південного сходу. Далі, залежно від переважаючих вітрів, цей об'єднаний потік може рухатися на південь уздовж західного узбережжя ДБР, або поділитися на північну та південну гілки. Вищеописана структура течій руйнується під дією сильних вітрів, коли на всій акваторії ДБР починає домінувати вітрова складова сумарних течій.

При такій схемі циркуляції вод у поверхневому шарі виділяються два пліуми опріснених вод, які поширюються від Дніпровсько-Бузького лиману. Перший спрямований уздовж Одеської банки у бік

Одеси, а другий – на південь уздовж Тендрівської коси. При сильних і тривалих вітрах зі східною складовою, пліом спрямований до Одеси стає домінуючим і розширюється до Тендрівської коси, фактично поглинаючи південний – південно-західний потік опріснених вод.

В роботі [6] за результатами аналізу середніх багаторічних показників структури і динаміки перехідних вод Дніпровсько-Бузького лиману зроблено висновок, що поверхнево-адвективний пліом опріснених вод, який виходить з лиману до моря, у середньому багаторічному вимірі навіть влітку під дією лише сил плавучості і Коріолісу, без ефекту тертя у придонному граничному шарі, може поширюватись уздовж берега від Кінбурнської протоки у напрямку Одеської затоки на відстань не більше половини шляху до неї (25,2 км). В той же час відзначається, що потраплянню туди перехідних вод ДБЛ сприяють вітри зі сходу і генеровані ними течії. Зазначається, що південні вітри сприяють притисканню пліому до північного узбережжя ПнЗЧМ. Влітку, коли зростає повторюваність північних і західних вітрів, створюються умови, за яких пліом притискається до виходу з лиману та відтискається на південь від нього. Глибина пліому як у середньому за рік, так і в окремі місяці не досягає мінімальної глибини Кінбурнської протоки (3,7 м).

Вночі 6 червня 2023 року російські окупаційні війська підірвали греблю Каховської гідроелектростанції (ГЕС), розташованої на річці Дніпро, що спричинило екстремальний штучний паводок [10]. В результаті інтенсивного витoku води з резервуару Каховського водосховища через отвір у греблі, станом на 12.06.2023 р. у пониззя Дніпра надійшло $14,4 \text{ км}^3$ води, що становило 72 % від об'єму вод, накопичених у водосховищі до моменту руйнування греблі (рис. 3а) та 27 % від загального об'єму середнього річного природного стоку Дніпра ($53,5 \text{ км}^3$). Для порівняння, за даними [9] місячні об'єми стоку Дніпра в першому півріччі аномально повноводного 2010 р. становили $3,95\text{--}6,66 \text{ км}^3$. За приблизними оцінками, в перші дні після руйнування греблі витрати води через отвір в ній дорівнювали більше 40 тис. $\text{м}^3/\text{с}$.

Мета роботи полягала у визначенні особливостей поширення в акваторії північно-західної частини Чорного моря трансформованих і забруднених вод річки Дніпро, які надійшли до моря в результаті екстремально великого штучного паводка,

викликаного руйнуванням російськими окупаційними військами греблі Каховського водосховища у червні 2023 року. Оскільки ведення бойових дій унеможливило проведення контактних океанографічних досліджень у відкритій частині моря, то для досягнення поставленої мети використовувались методи чисельного термогідродинамічного моделювання океанографічних процесів. Вирішення поставленої задачі є актуальним для оцінки збитків нанесених природним ресурсам моря, визначення масштабів можливого забруднення донних відкладів і, відповідно, вторинного забруднення морського середовища, планування його екологічного моніторингу у майбутньому.

На відміну від [10] в роботі детально розглядаються особливості поширення опріснених перехідних вод не тільки в поверхневому шарі вод, а і в 3-D просторі.

2 МЕТОДИ І МАТЕРІАЛИ

Модельні розрахунки розповсюдження забруднених вод на акваторії ПнЗЧМ, які надійшли з Дніпровського-Бузького лиману після руйнування греблі, виконувались із застосуванням чисельної моделі Delft3D-Flow Flexible Mesh (D-Flow FM) – гідротермодинамічного модуля з інтерпованого пакету програм Delft3D Flexible Mesh Suite (D-HYDRO), розробленого науково-дослідним інститутом Deltares (Делфт, Нідерланди) [11]. Модель застосовує «гнучку» неструктурну розрахункову сітку («flexible mesh») по горизонталі, яка може складатися з елементів трьох-, чотирьох-, п'яти- та шестикутної форми.

Модель D-Flow FM базується на чисельному розв'язанні рівнянь Нав'є-Стокса для нестисливої рідини на мілкій воді в наближенні Бусінеска і гідростатики. Система диференціальних рівнянь моделі складається з рівнянь руху (в горизонтальній площині), рівняння нерозривності, рівняння транспорту (тепла, солей, наносів) і двопараметричної k - ε -моделі турбулентності, що замикає ці рівняння [12]. Для рівняння швидкості вертикального руху приймається гідростатичне наближення. Вертикальні компоненти векторів швидкості течії розраховуються з рівняння нерозривності.

Скінченно-об'ємну апроксимацію рівнянь моделі виконано на неструктурованій розрахунковій сітці. Сітка складається зі з'єднаних гранями вузлів (вершин), які утворюють елементарні розрахункові осередки

різної форми – від трикутників до гексагонів. Скалярні величини (солоність, температура води) задаються в центрах елементарних розрахункових осередків, а нормальні компоненти швидкості течій – на їхніх відповідних гранях. Центри розрахункових осередків визначаються як центри описаних кіл, які містять вузли (вершини) розрахункового осередку.

Для моделювання наслідків прориву дамби Каховської ГЕС була згенерована неструктурована розрахункова сітка (рис. 1а), яка складалась з 23128 вузлів (22494 розрахункових осередків). Сітка покриває всю акваторію Чорного та Азовського морів і містить область деталізації розрахунків для акваторії північно-західної частини Чорного моря (рис. 1б, в), що має криволінійну топологію та перемінний розмір розрахункових осередків. По вертикалі було задано 7 розрахункових рівнів в криволінійній σ -системі координат перемінної товщини (збільшується від поверхні до дна). Рельєф дна ПнЗЧМ показаний на рисунку 2.

Під час проведення розрахунків часовий крок розв'язання рівнянь моделі визначається моделлю динамічно на підставі критерію стабільності Куранта-Фрідрікса-Леві у межах інтервалу, який задає користувач. Початковий часовий крок розв'язання рівнянь моделі приймався рівним 1 секунді, максимальний – 30 секундам.

На верхній (з атмосферою) відкритій границі розрахункової області задавалися (з часовою дискретністю 3 години) змінні у просторі поля зональної та меридіональної компонент швидкості вітру, атмосферного тиску (приведеного до середнього рівня моря), температури та відносної вологості повітря, відсотку хмарності неба на рівномірній $0,25^\circ$ -градусній сітці, які були зчитані з архіву прогнозів глобальної моделі прогнозу погоди GFS (Global Forecast System) через веб-сервіс NOMADS (National Operational Model Archive and Distribution System) [13, 14].

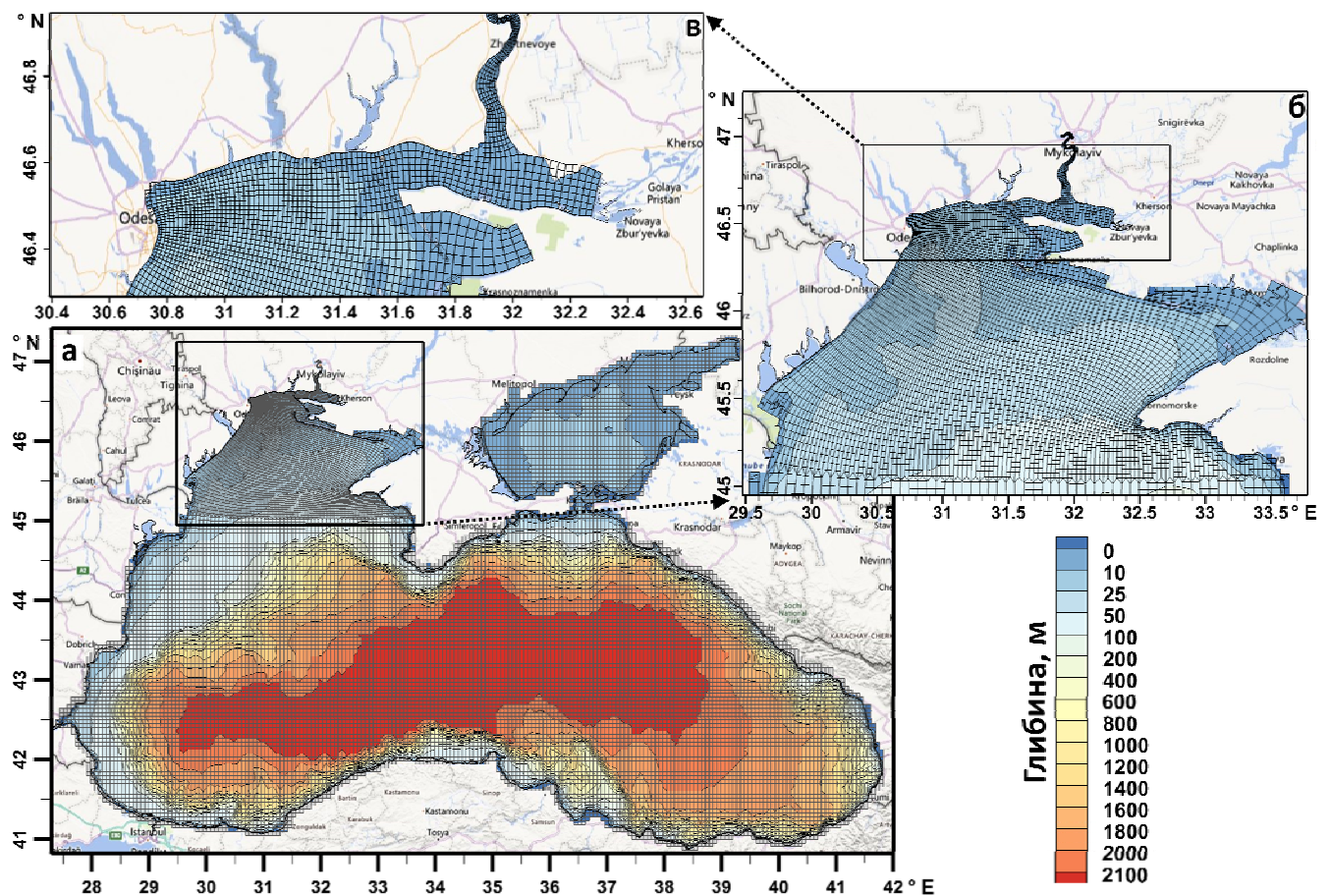


Рис. 1 – Розрахункова сітка з глибинами, що використовується в моделі для Чорного моря (а) та деталізація цієї сітки для північно-західної частини Чорного моря (б) і Дніпровсько-Бузького пригирлового району (в)

Fig. 1 – Calculation grid with depths used in the model for the Black Sea (a), and details of this grid for the northwestern part of the Black Sea (b) and the Dnipro-Bug estuarine area (c)

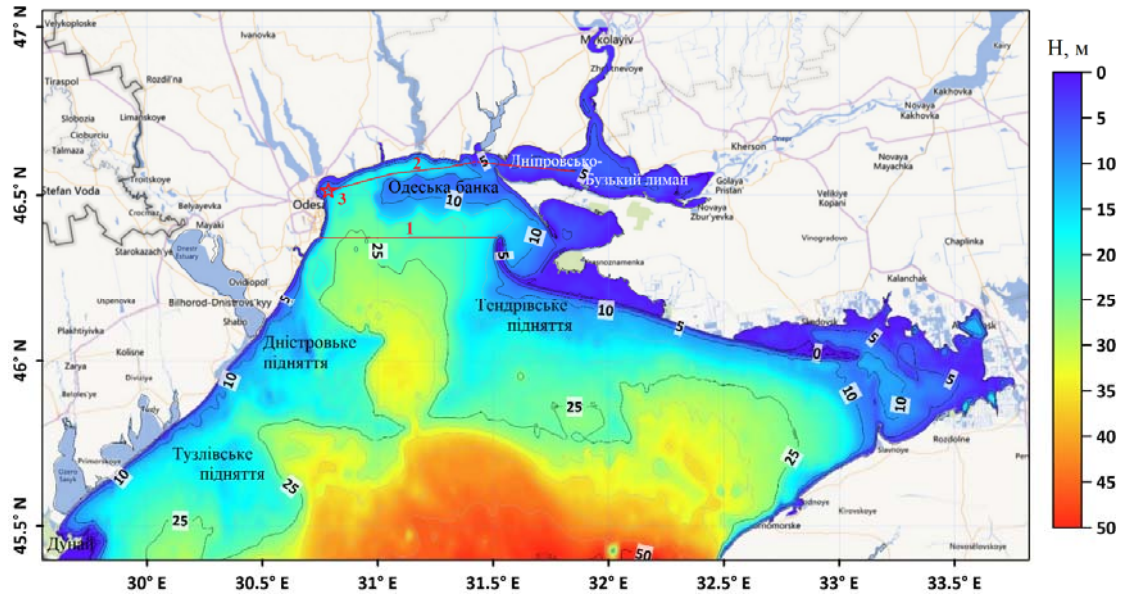


Рис. 2 – Рельєф дна північно-західної частини Чорного моря. Показані лінії перерізу (1, 2), за якими будувались вертикальні профілі солоності води, та положення контрольної точки (3).

Fig. 2 – Seabed relief of the northwestern part of the Black Sea. Shown are the cross-section lines (1, 2), along which vertical profiles of water salinity were constructed, and the position of the control point (3)

На відкритій бічній границі моделі – у гирлі р. Дніпро, задавались коливання рівня води за даними гідрологічного посту «Херсон» (рис. 3). Мінливість температури річкової води задавалась на підставі інформації з гідрологічного посту «Київ» Центральної геофізичної обсерваторії. Мінералізація річкової води приймалась рівною 2 мг/дм^3 . Вплив стоку річок Дністер і Дунай на термохалінну структуру і динаміку морських вод в акваторії ПнЗЧМ не враховувався.

Початковий розподіл температури і солоності морської води, рівня моря задавався у вигляді неоднорідних полів розподілу цих величин, отриманих на підставі даних реаналізу Copernicus Monitoring Environment Marine Service (CMEMS) з горизонтальним кроком $1/40^\circ$ [15].

Розрахунки виконувались для періоду 01.06.2023 р. – 30.06.2023 р. У якості показника проникнення трансформованих річкових вод з Дніпровсько-Бузького лиману до моря використовувалась солоність вод. У нашому випадку солоність вод розглядається як опосередкований показник рівня забруднення акваторії ПнЗЧМ, оскільки найменш трансформованим річковим водам з низькою солоністю, які виходили з лиману, відповідали високі концентрації різного роду забруднюючих речовин, що містились у водах Каховського

водосховища, пониззя Дніпра, донних відкладах, були змиті із затоплених територій [16].

Для верифікації результатів моделювання використовувались дані спостережень за мінливістю солоності води на морській гідрометеорологічній станції «Одеса-порт». На рис. 4 зображена мінливість солоності вод в районі Одеського морського торговельного порту за результатами моделювання і даними спостережень. Видно, що модельні розрахунки задовільно узгоджуються зі спостереженими даними, що свідчить про адекватне відтворення моделлю характеру мінливості солоності вод в Одеському районі ПнЗЧМ.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Обрані результати розрахунків просторово-часової мінливості солоності вод в поверхневому і придонному шарах північно-західної частини Чорного моря і, зокрема, її Дніпровсько-Бузькому районі, показані на рис. 5, 6. За результатами моделювання видно як шлейф опріснених і забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману поширювався на акваторії ПнЗЧМ. 7 червня 2023 р. він вийшов з лиману і поширювався уздовж північного узбережжя ПнЗЧМ і над Одеською банкою на захід в сторону Одеси. 9 червня шлейф досяг узбережжя м. Одеси, а 11 червня – виходу з

Дністровського лиману. Проникненню забруднених вод з Дніпровсько-Бузького лиману уздовж північного узбережжя північно-західної частини Чорного моря в її Одеський район сприяли помірні вітри східного та північно-східного напрямку, які домінували в нічний час з

8 по 10 червня [10]. В світлу пору доби вітри значно слабшали і змінювали свій напрямок, що призводило до розширення зони опріснення (шлейфу) в сторону відкритого моря.

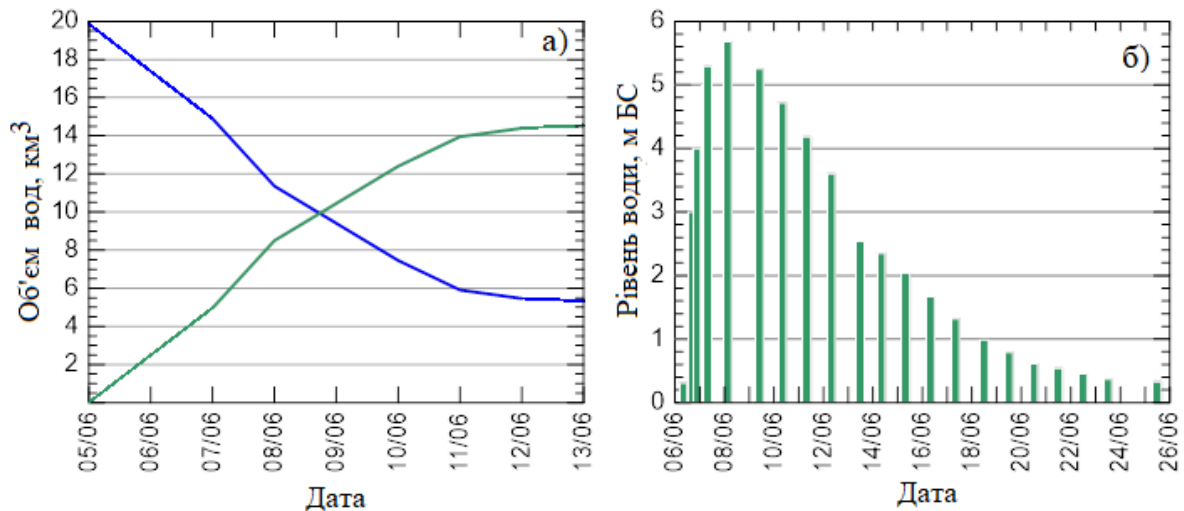


Рис. 3 – Зміни об'єму води, який залишився (блакитна лінія) у Каховському водосховищі і витік з нього (зелена лінія), в km^3 , (а) та відмітки рівня води на гідропосту Херсон (б)

Fig. 3 – Changes in the volume of water remaining (blue line) in the Kakhovske Reservoir and the outflow from it (green line), in km^3 , (a) and water level readings at the Kherson hydropost (b)

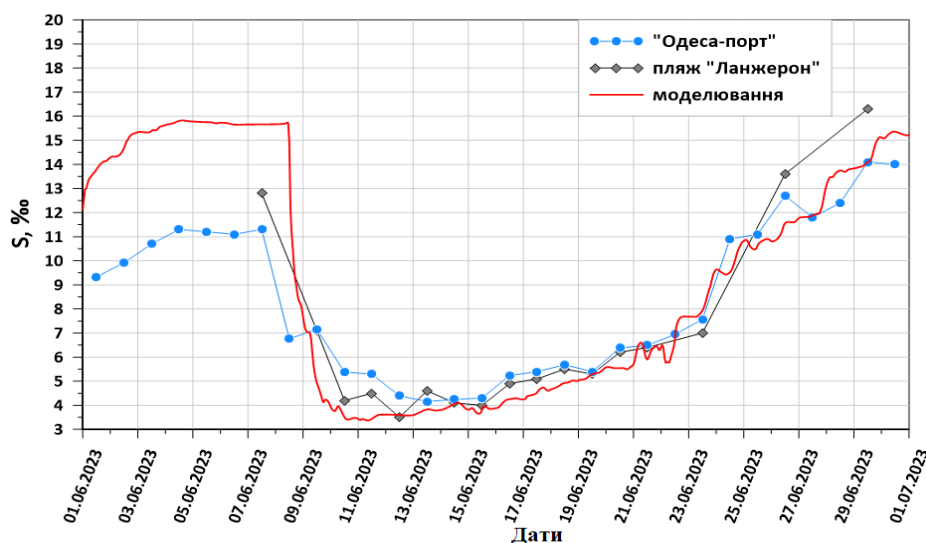


Рис. 4 – Зміни солоності води поблизу порту Одеса у червні 2023 року за даними моделювання та спостережень

Fig. 4 – Changes in water salinity near the port of Odesa in June 2023 according to modeling and observational data

14 червня шлейф опріснених вод із солоністю 6-8 ‰ досяг району розташування Тузловських лиманів. У подальшому вузький шлейф зі зниженою солоністю, витягнутий уздовж західного узбережжя, почав розмиватися у сторону відкритого моря у вигляді «язиків», які утворилися в районах Дністровського та Дунай-Дністровського (Тузлівського) підняття

дна моря (з глибинами меншими за 20 м). Також в приповерхневому шарі моря відбувалось поширення на південь від Одеської банки в сторону відкритого моря шлейфу опріснених вод. В третій декаді червня опріснення вод в шлейфі почало зменшуватися і 27 червня 2023 року в ньому вже не було вод із солоністю меншою за 10 ‰.

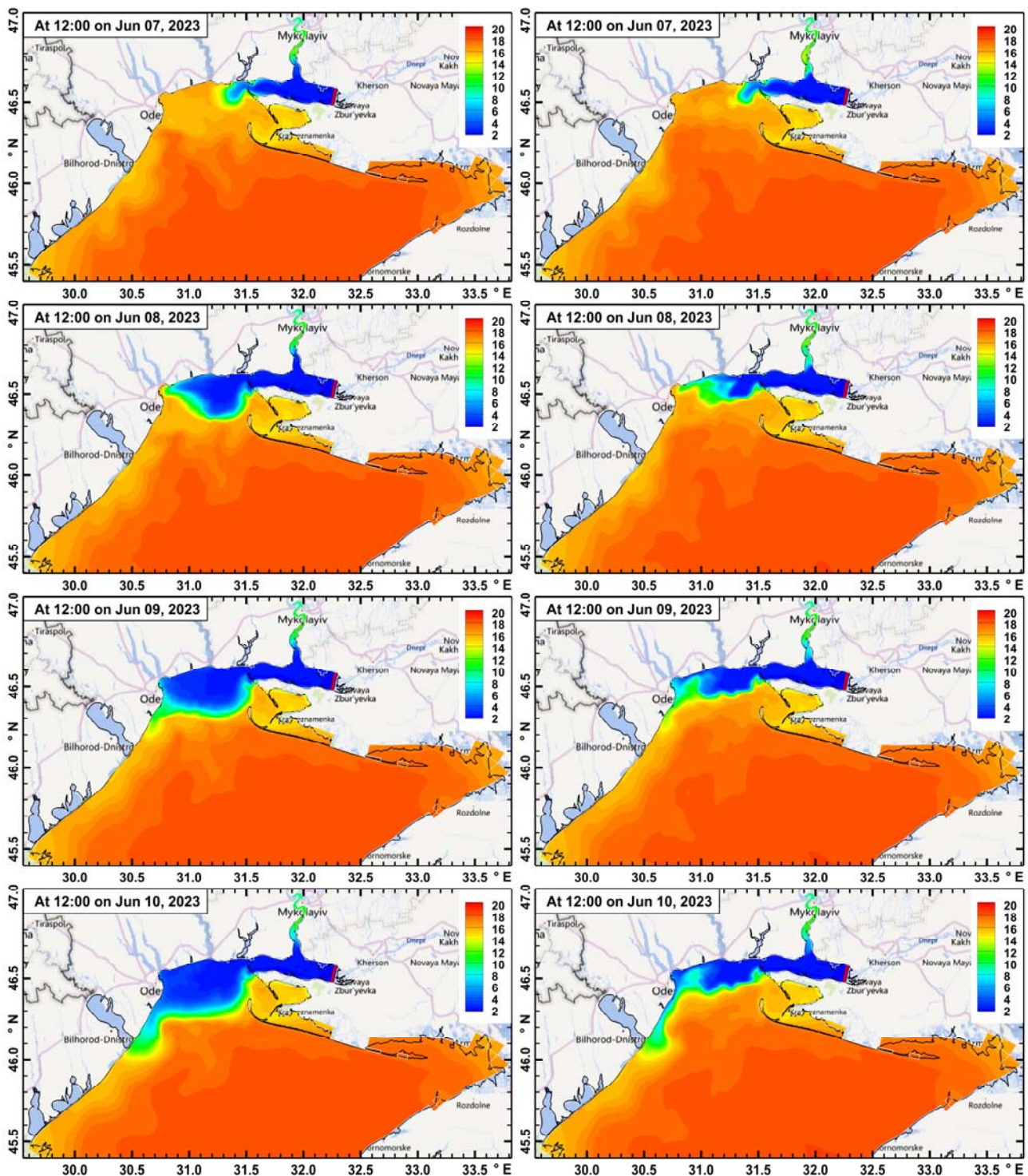


Рис. 5 – Просторовий розподіл солоності морської води на поверхні (ліворуч) і в придонному шарі (праворуч) північно-західної частини Чорного моря з 07 по 10 червня 2023 року (за результатами моделювання)

Fig. 5 – Spatial distribution of sea water salinity at the surface (left) and in the bottom layer (right) of the northwestern part of the Black Sea from June 7 to June 10, 2023 (based on modeling results)

Аналіз особливостей розповсюдження шлейфу опріснених вод з Дніпровсько-Бузького лиману на акваторії ПнЗЧМ в поверхневому і придонному шарах (рис. 5) дозволяє зробити такі узагальнюючі висновки. Ширина шлейфу

опріснених вод і, відповідно, його площа, як і слід було очікувати, у придонному шарі менша ніж у поверхневому. До середини червня потік перехідних вод із солоністю 4-6 ‰ у північного узбережжя ПнЗЧМ та над Одеською банкою

охоплює всю водну товщу від поверхні до дна. Найбільші вертикальні градієнти солоності сформувались південніше Одеської банки, де солоність в поверхневому шарі складала 4-6 ‰, а в придонному – 14-17 ‰. Розмивання шлейфу

опріснених вод в придонному шарі відбувалося значно інтенсивніше, ніж в поверхневих водах, у результаті підтоку солоних морських вод в сторону берега, зокрема, через Одеську котловину.

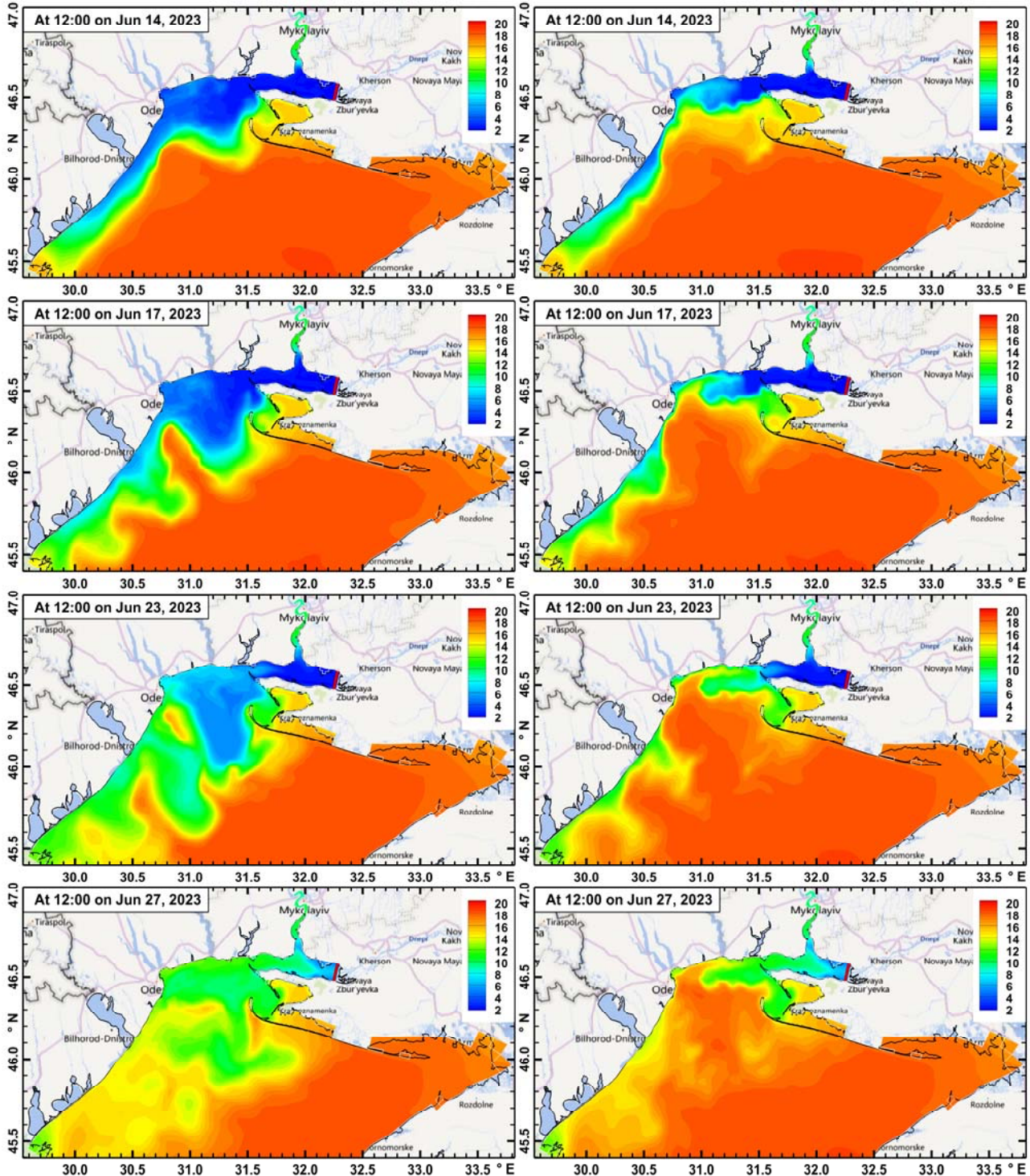


Рис. 6 – Просторовий розподіл солоності морської води на поверхні (ліворуч) і в придонному шарі (праворуч) північно-західної частини Чорного моря з 14 по 27 червня 2023 року (за результатами моделювання)

Fig. 6 – Spatial distribution of sea water salinity at the surface (left) and in the bottom layer (right) of the northwestern part of the Black Sea from June 14 to June 27, 2023 (based on modeling results)

Викладені вище висновки щодо вертикальних градієнтів солоності води підтверджуються наведеною на рис. 7, 8 динамікою вертикального розподілу солоності води. На рис. 7 показані зміни у часі розподілу за глибиною солоності води на вертикальному перерізі №2 (див. рис. 2), орієнтованому уздовж північного узбережжя ПнЗЧМ. Видно, що опріснені перехідні води з Дніпровсько-Бузького лиману поширювались не в поверхневому шарі акваторії, як це відбувається зазвичай, а охоплювали практично всю товщу води у шарі до 15 метрів. Підтік

солоні морської води відбувався спочатку епізодично (наприклад, 11 червня), а потім постійно – з 15 червня, через саму глибоку ділянку перерізу, прилеглу до Одеської котловини, з глибинами більше 15 метрів. З 20 червня солоність почала збільшуватись у всьому стовпі води за рахунок інтенсивного притоку солоних морських вод у придонному шарі. Глибина нижньої границі верхнього перемішаного опрісненого шару зменшилась до 5 метрів.

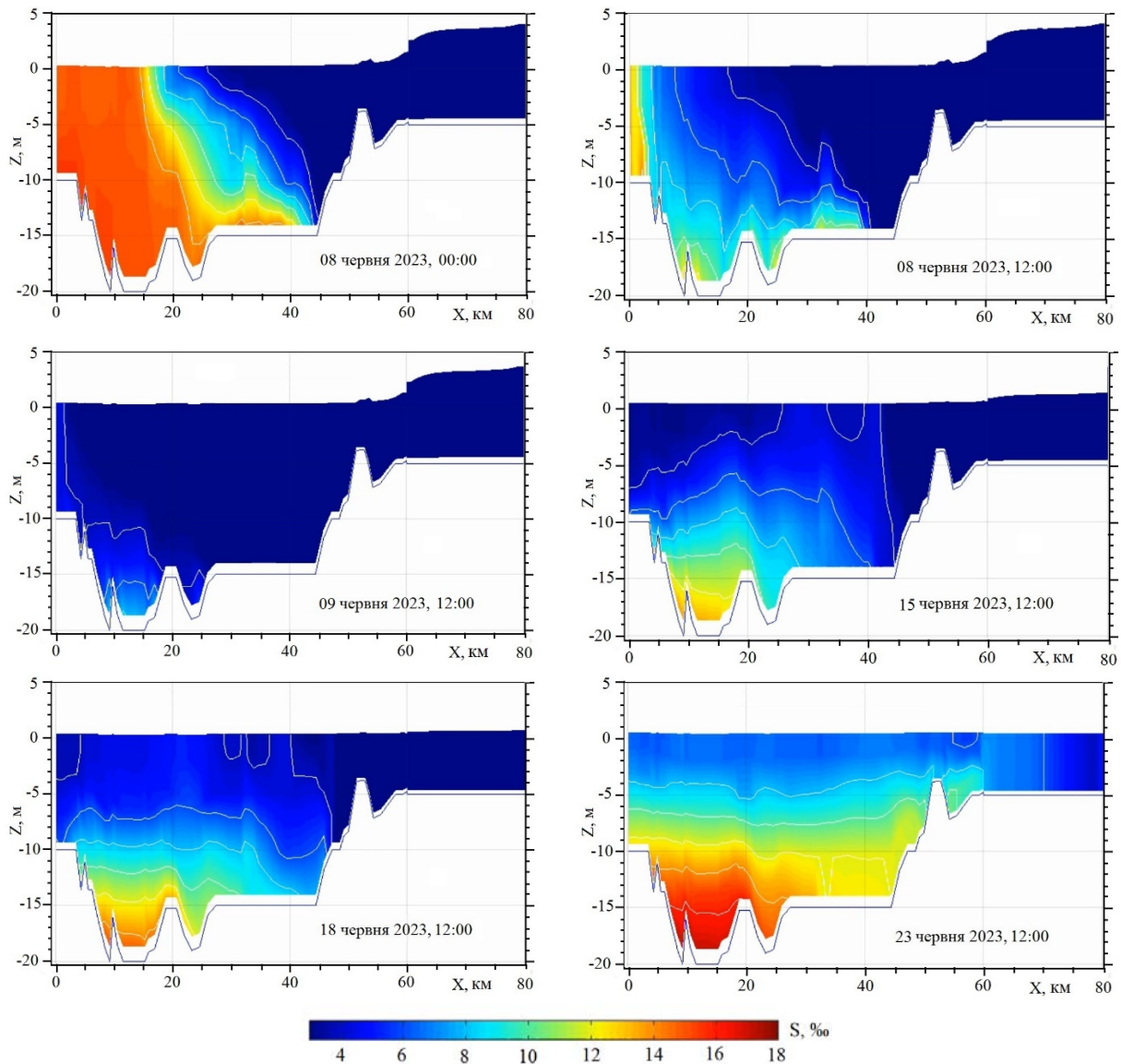


Рис. 7 – Динаміка розподілу за глибиною солоності води, ‰, на перерізі № 2 уздовж північного узбережжя Дніпровсько-Бузького пригирлового району (див. рис. 2)

Fig. 7 – Dynamics of the salinity distribution by depth, ‰, at cross-section No. 2 along the northern coast of the Dnipro-Bug estuarine area (see Fig. 2).

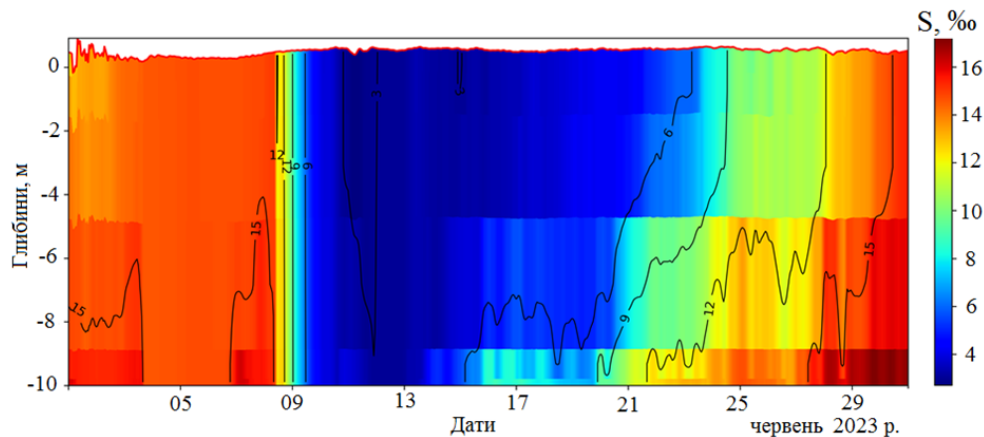


Рис. 8 – Часова мінливість вертикального розподілу солоності води, ‰, у контрольній точці (№3, див. рис. 2) протягом червня 2023 р.

Fig. 8 – Temporal variability of the vertical distribution of water salinity, ‰, at the control point (No. 3, see Fig. 2) during June 2023

Зміни вертикального розподілу солоності в контрольній точці, розташованій поблизу морської границі Одеської затоки, свідчать про різке опріснення з 15 до 6 ‰ всього 10-метрового стовпа води в період 08-10 червня. Значення солоності нижче 9 ‰ в придонному шарі зберігались до 20 червня. Після цього почалося підвищення солоності до 15 ‰ у всьому стовпі води (рис. 8).

Деяко інший характер змін вертикального розподілу солоності води встановлено за результатами моделювання на перерізі мис Великий Фонтан (Одеса) – північний край Тендрівської коси (див. рис. 2). З рис. 9 видно, що проникнення найбільш опріснених перехідних вод до лінії перерізу відбувається уздовж західного узбережжя, де води із солоністю меншою 8 ‰ проникають до глибини 20 м (11-12 червня). В той же час в центральній частині перерізу глибина проникнення опріснених вод із солоністю нижче вказаної зменшується до 10 м, а на східному кінці пересипу (біля Тендрівської коси) солоність залишається вищою за 14 ‰. 15 червня 2023 року поблизу західного узбережжя зафіксовані прояви апвелінгу, який супроводжувався підтоком солоних морських вод в придонному шарі і підйомом вод із солоністю 10-12 ‰ до поверхні моря. З часом уздовж всього перерізу товщина нижнього придонного шару солоних вод збільшується в результаті підтоку морських вод, а товщина і солоність вод верхнього опрісненого шару вод зменшуються.

Описані вище особливості розповсюдження шлейфу опріснених вод зумовлені динамікою вод на акваторії ПнЗЧМ. На рис. 10 показана просторова структура осереднених за глибиною течій в обрані дні після початку надходження

трансформованих забруднених річкових вод з Дніпровсько-Бузького лиману до моря. В перші дні після надходження потоку вод з Каховського водосховища до моря (7-8 червня) в Дніпровсько-Бузькому районі ПнЗЧМ домінували градієнтні стокові течії, максимальні швидкості яких мали місце в Кінбурнській протоці (2,5-3,0 м/с), а над Одеською банкою і до мису Північний Одеський вони досягали значень 0,6-0,8 м/с. Ці течії охоплювали всю товщу води уздовж північного узбережжя ПнЗЧМ і сприяли її опрісненню в результаті гідродинамічного перемішування.

З 9 червня градієнтні течії в межах Одеського району ПнЗЧМ, а пізніше і над Одеською банкою, почали слабшати. Градієнтний потік після виходу з Дніпровсько-Бузького лиману змінив свій напрям із західного (в сторону Одеси) на південний. Збільшився внесок вітрових течій у формування циркуляції вод, в результаті чого почали створюватись циркуляційні структури, наприклад, добре видний антициклонічний колооберт вод над Одеською банкою 14 червня, який пізніше збільшився у розмірах і змістився на південь. Водночас південніше лінії мис Великий Фонтан (Одеса) – північний край Тендрівської коси, домінували градієнтні густинні течії, які сформували інтенсивний струменевий потік на границі фронтального розділу опріснених вод у північній частині ПнЗЧМ (включно з Одеською банкою і Одеським районом) та солоних морських вод південніше. З часом гідрофронт і струмінь градієнтної густинної течії зміщувались на південь. Після 20 червня можна говорити про розмивання градієнтної густинної течії і початок домінування спричиненої вітром циркуляції вод.

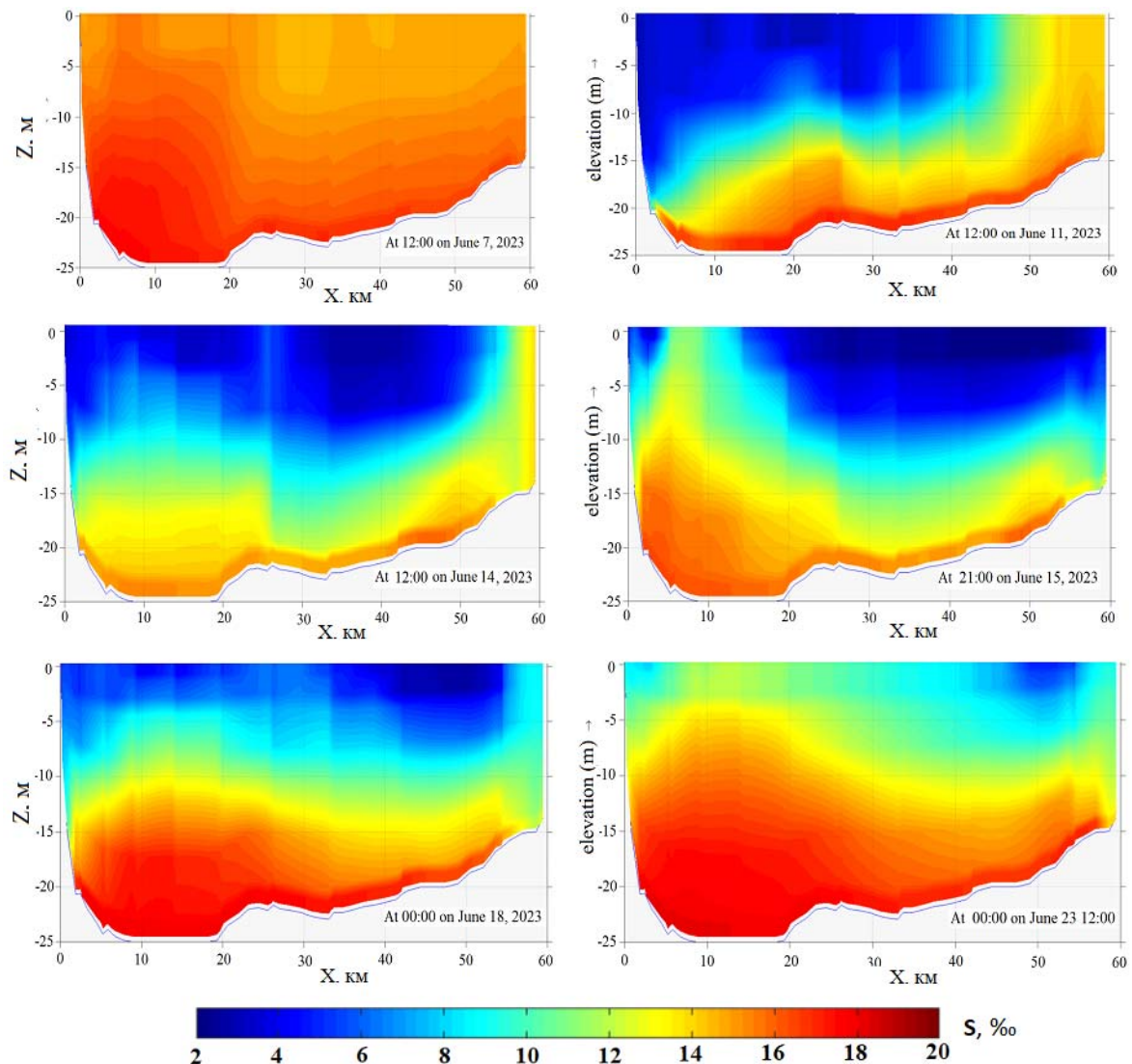


Рис. 9 – Динаміка вертикального розподілу солоності води, ‰, на перерізі №1 мис Великий Фонтан (Одеса) – північний край Тендрівської коси (див. рис. 2)
Fig 9 - Dynamics of vertical distribution of water salinity, ‰, at the cross-section No 1 from Cape Velykyi Fountain (Odesa) to the northern end of Tendra Spit (see Fig. 2)

4 ВИСНОВКИ

Ведення активних бойових дій на акваторії і в прибережних зонах північно-західної частини Чорного моря унеможливило проведення контактних польових експедиційних досліджень для встановлення особливостей надходження до моря великих обсягів опріснених і забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману в результаті підриву російськими окупаційними військами греблі Каховського водосховища у червні 2023 року. Між тим, така інформація є необхідною для передбачення довгострокових наслідків для морської екосистеми надходження

різних типів забруднення вод і донних відкладів, організації екологічного моніторингу, оцінки збитків нанесених природним ресурсам моря і їх мінімізації.

За результатами гідродинамічного моделювання із використанням моделі *Delft3D-Flow Flexible Mesh (D-Flow FM)* встановлено, що в перші дні після руйнування греблі Каховського водосховища розповсюдження опріснених і забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману відбувалося в Дніпровсько-Бузькому районі ПнЗЧМ в межах

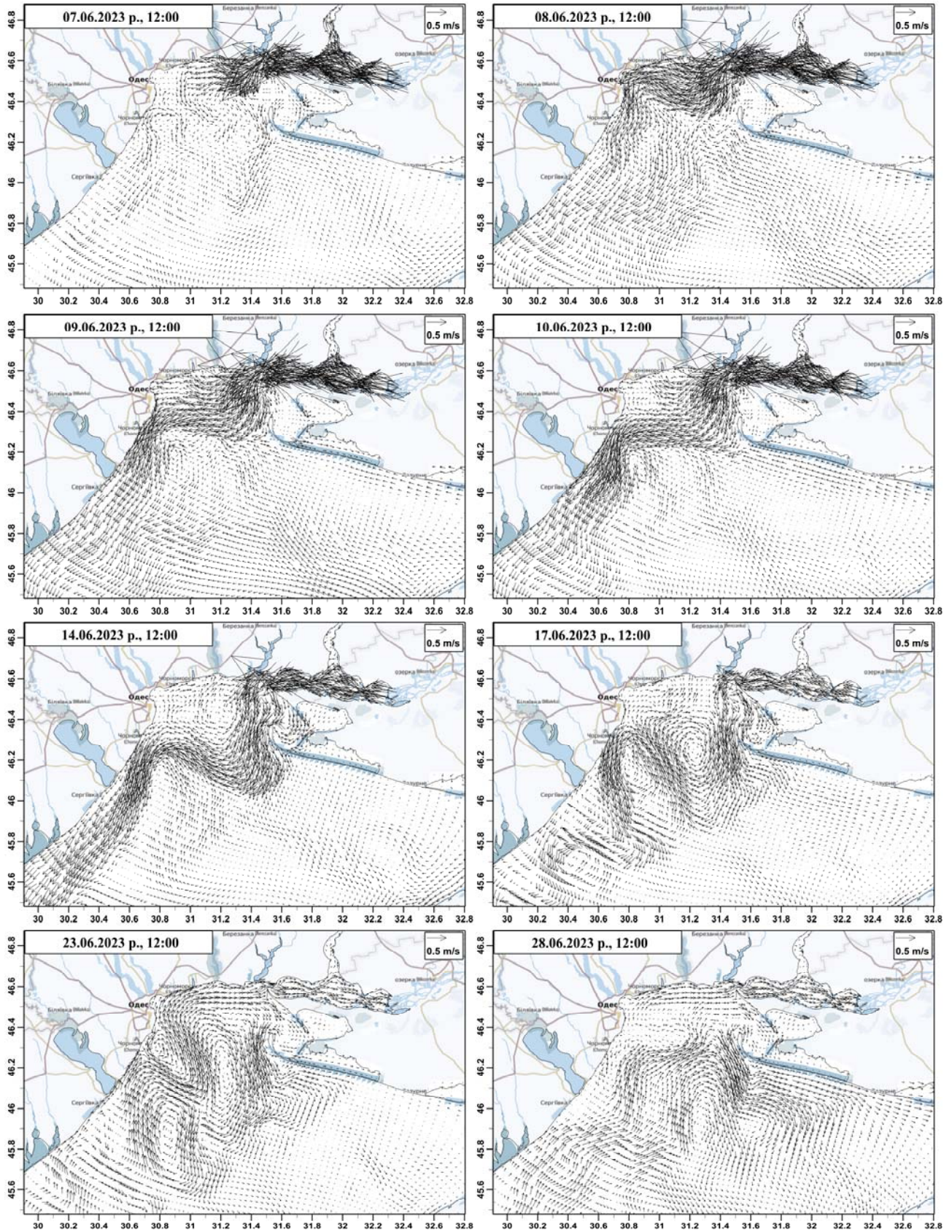


Рис. 10 – Поля векторів осередненої за глибиною швидкості течії, m s^{-1} , на акваторії північно-західної частини Чорного моря в період з 07 по 27 червня 2023 року за результатами моделювання

Fig. 10 – Vector fields of the depth-average current velocity, m/s , in the water area of the northwestern part of the Black Sea from 7 to 27 June 2023 based on simulation results

усієї товщі шару вод від поверхні до 15-20 м, а не тільки тонкого приповерхневого шару, як зазвичай, тобто було нетиповим. До середини червня потік перехідних вод із солоністю 4-6 ‰ у північного узбережжя ПнЗЧМ та над Одеською банкою охоплював всю водну товщу від поверхні до дна. Цьому сприяли надвеликі обсяги надходження трансформованих річкових вод Дніпра протягом короткого часу, внаслідок руйнування греблі, а також спричинені цим інтенсивні градієнтні течії і перемішування, зумовлене просторовими градієнтами швидкості генерованих течій. Отже, забруднені трансформовані річкові води контактували з бентосними організмами і донними відкладами на ділянках акваторії Дніпровсько-Бузького району ПнЗЧМ з глибинами до 15 метрів. Внаслідок цього вони могли негативно впливати на умови існування бентосних організмів, викликати їх пригнічення або загибель, а також призвести до акумуляції забруднювальних речовин в донних відкладах внаслідок адсорбції та біоаккумуляції.

З іншого боку, ширина шлейфу опріснених вод і, відповідно, його площа, закономірно у придонному шарі була меншою, ніж у поверхневому. Найбільші вертикальні градієнти солоності сформувались південніше Одеської банки, де солоність в поверхневому шарі складала 4-6 ‰, а в придонному – 14-17 ‰. Розмивання шлейфу опріснених вод в придонному шарі відбувалося значно інтенсивніше, ніж в поверхневих водах.

Характер циркуляції вод в північній частині ПнЗЧМ в перші дні після надходження перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману визначався стоковими градієнтними течіями, які потім змінилися вітровими течіями в Одеському районі і над Одеською банкою, а південніше – меандруючим потоком градієнтних густинних течій.

Отримані результати сприяють кращому розумінню впливу надходження трансформованих річкових вод з Дніпровсько-Бузького лиману на мінливість океанографічних характеристик і екологічний стан морських вод в Дніпровсько-Бузькому районі північно-західної частини Чорного моря.

У подальшому гідротермодинамічну модель *Delft3D Flow Flexible Mesh* планується використовувати як базову в автоматизованій системі діагнозу і оперативного прогнозу океанографічних та екологічних параметрів

стану морського середовища української частини акваторії Азово-Чорноморського басейну [17].

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Большаков В. С. Трансформация речных вод в Черном море: монография. Киев: Наукова думка, 1970. 328 с.
2. Гаркавая Г. П., Богатова Ю. И., Берлинский Н. А., Гончаров А. Ю. Районирование украинского сектора северо-западной части Черного моря (по гидрофизическим и гидрохимическим характеристикам). *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. Севастополь: НАН Украины, МГИ. 2000. С. 9-24.
3. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология: монография / под ред. Ю. П. Зайцева, Б. Г. Александрова, Г. Г. Миничевой. Киев: Наукова думка, 2006. С. 445-451.
4. Иванов В. А., Тучковенко Ю. С. Прикладное математическое моделирование качества вод шельфовых морских экосистем : монография / Морской гидроф. ин-т НАН Украины, Одес. гос. экол. ун-т. Севастополь : НПЦ ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. 368 с.
5. Влияние гидрологических условий на изменчивость гидрохимических и гидробиологических характеристик вод Одесского региона северо-западной части Черного моря / Тучковенко Ю. С., Доценко С. А., Дятлов С. Е., Нестерова Д. А., Скрипник И. А., Кирсанова Е. В. *Морской экологический журнал*. Севастополь: НАН Украины, МГИ. 2004, 3(4). С. 75 - 85. <http://eprints.library.odenu.edu.ua/id/eprint/2466/>
6. Ільїн Ю. П. Середній стан та сезонна мінливість структури і динаміки перехідних вод Дніпровсько-Бузької гирлової області. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2023. 32. С. 63-79. <https://doi.org/10.31481/uhmj.32.2023.05>
7. Ильин Ю. П. Гидрологический режим распространения речных вод в северо-западной части Черного моря. *Научные труды УкрНИГМИ*. 2006. Вып. 255. С. 242-251.
8. Гидрометеорологические условия шельфовой зоны морей СССР: Справочник. Т. 4. Черное море. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1986. 99 с.
9. Доценко С. А., Адобовский В. В. Аномальные гидрологические явления в Одесском районе северо-западной части Черного моря в первой половине 2010 г. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2011. 25(1). С. 228-233.
10. Особливості розповсюдження в Чорному морі розприснених і забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману після руйнування греблі Каховського водосховища / Тучковенко Ю. С., Кушнір Д. В., Овчарук В. А., Соколов А. В., Коморін В. М. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2023, (32). С. 95-114. <https://doi.org/10.31481/uhmj.32.2023.07>
11. D-Flow Flexible Mesh Module / Deltares. Delft, the Netherlands, 2024. URL: <https://www.deltares.nl/en/software-and-data/products/delft3d-fm-suite/modules/d-flow-flexible-mesh> (дата звернення: 17.06.2024 р.).

12. Deltares. D-Flow Flexible Mesh – Computational Cores and User Interface – User Manual, Version: 2024, Revision: 79054. Delft, the Netherlands URL: https://content.oss.deltares.nl/dhydro/D-Flow_FM_User_Manual.pdf (дата звернення: 17.06.2024 p.).
13. NCEP GFS 0.25 Degree Global Forecast Grids Historical Archive. URL: <https://rda.ucar.edu/datasets/ds084.1/> (дата звернення: 17.06.2024 p.).
14. The GFS Atmospheric Model. URL: <http://www.emc.ncep.noaa.gov/gmb/moorthi/gam.html> (дата звернення: 17.06.2024 p.).
15. Black Sea Physics Analysis and Forecast. E.U. Copernicus Marine Service Information (CMEMS). Marine Data Store (MDS). DOI: https://doi.org/10.25423/cmcc/blksea_analysisforecast_phy_007_001_eas5 (дата звернення: 17.06.2024 p.).
16. Тучковенко Ю. С., Степаненко С. М. Вплив руйнування греблі Каховської ГЕС на екологічний стан Одеського району Чорного моря. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. 2023, 44. С. 71-80. <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2023.44.71-80>
17. Кушнір Д. В., Тучковенко Ю. С., Попов Ю. І. Результати адаптації та верифікації комплексу інтегрованих чисельних моделей для прогнозування мінливості океанографічних характеристик в північно-східній частині Чорного моря. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2019. (23). С. 95-108. <https://doi.org/10.31481/uhmj.23.2019.09>
6. Ilyin, Y.P. (2023). Average condition and seasonal variability of the structure and dynamics of transitional waters in the Dnieper-Bug estuary region. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, (32), pp. 63-79. <https://doi.org/10.31481/uhmj.32.2023.05> (in Ukr.)
7. Ilyin, Yu.P. (2006) *Gidrologicheskiy rezhim rasprostraneniya rechnykh vod v severo-zapadnoy chasti Chernogo morya* [Hydrological regime of river water distribution in the northwestern part of the Black Sea]. *Scientific works of UkrNIGMI*, 255, pp.242-251(in Russ.).
8. *Gidrometeorologicheskie usloviya shel'fovoy zony morey SSSR: Spravochnik. T. 4. Chernoe more. 1986* [Hydrometeorological conditions of the shelf zone of the seas of the USSR: Reference book. T. 4. Black Sea]. Leningrad: Hydrometeoizdat (in Russ.)
9. Dotsenko, S. & Adobovsky, V. (2011) Anomal'nye gidrologicheskie yavleniya v Odesskom rayone severo-zapadnoy chasti Chernogo morya v pervoy polovine 2010 g. [Anomalous hydrological phenomena in the Odessa region of the northwestern part of the Black Sea in the first half of 2010]. *Ekologicheskaya bezopasnost pribrezhnoy i shel'fovoy zon i kompleksnoe ispolzovanie resursov shelfa* [Ecological safety of coastal and the shelf zones and complex use of shelf resources], 25(1), pp. 228–233. (in Russ.).
10. Tuchkovenko, Y.S., Kushnir, D.V., Ovcharuk, V.A., Sokolov, A.V., & Komorin, V.M. (2023). Characteristics of Black Sea dispersion of freshened and polluted transitional waters from the Dnipro-Bug estuary after destruction of the Kakhovka Reservoir dam. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, (32), pp.95-114. <https://doi.org/10.31481/uhmj.32.2023.07>
11. D-Flow Flexible Mesh Module / Deltares. Delft, the Netherlands, 2024. Available at: <https://www.deltares.nl/en/software-and-data/products/delft3d-fm-suite/modules/d-flow-flexible-mesh> (Accessed: 17.06.2024 p.).
12. Deltares (2024). *D-Flow Flexible Mesh – Computational Cores and User Interface – User Manual, Version: 2024, Revision: 79054*. Delft, the Netherlands. Available at: https://content.oss.deltares.nl/dhydro/D-Flow_FM_User_Manual.pdf (Accessed: 17.06.2024 p.).
13. NCEP GFS 0.25 Degree Global Forecast Grids Historical Archive. Available at: <https://rda.ucar.edu/datasets/ds084.1/> (Accessed: 17.06.2024 p.).
14. The GFS Atmospheric Model. Available at: <http://www.emc.ncep.noaa.gov/gmb/moorthi/gam.html> (Accessed: 17.06.2024 p.).
15. *Black Sea Physics Analysis and Forecast. E.U. Copernicus Marine Service Information (CMEMS). Marine Data Store (MDS)*. https://doi.org/10.25423/cmcc/blksea_analysisforecast_phy_007_001_eas5
16. Tuchkovenko, Y. & Stepanenko, S. (2023). The impact of destruction of the Kakhovka dam on the environmental status of the Odesa area of the Black Sea. *Problems of Water supply, Sewerage and Hydraulics*, (44), pp. 71-80. <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2023.44.71-80> (in Ukr.)
17. Kushnir, D. V., Tuchkovenko, Y. S., & Popov, Y. I. (2019). Results of adaptation and verification of the coupled numerical models set for predicting the variation of oceanographic features in the North-Western part of the Black Sea. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, (23), 95-108. <https://doi.org/10.31481/uhmj.23.2019.09>

REFERENCES

THE IMPACT OF THE DESTRUCTION OF THE KAKHOVKA RESERVOIR DAM ON THE OCEANOGRAPHIC CONDITIONS IN THE NORTH-WESTERN PART OF THE BLACK SEA ACCORDING TO THE RESULTS OF MODELING

Yu. S. Tuchkovenko^{1,2}, D. V. Kushnir¹, A. V. Torgonskyi¹, V. M. Komorin⁴

¹Odessa State Environmental University,
15, Lvivska St., 65016 Odesa, Ukraine,
tuch2001@ukr.net, <https://orcid.org/0000-0003-3275-9065>

²Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine,
37 Pushkinska Str., Odesa, 65048, Ukraine

⁴Ukrainian Scientific Center of Ecology of the Sea,
89 Frantsuzsky Blvd., Odesa, 65009, Ukraine, vkomorin@gmail.com

Based on the results of numerical modelling, characteristic features of distribution of transformed and polluted waters of the Dnieper River in the water area of the north-western part of the Black Sea (NWBS) are determined and analyzed. This pollution of the marine environment resulted from the extremely large man-made flood caused by the destruction of the Kakhovka Reservoir dam by the Russian occupation forces in June 2023. Various types of pollutants, which contained in the Kakhovka Reservoir, in the lower Dnieper River and in the bottom sediments, were carried out into the sea by the flood discharge. A significant amount of pollutants was washed into the sea from the flooded areas of the lower Dnieper basin. Special attention is given to changes in oceanographic conditions in the Dnieper-Bug estuary region (DBR) of the Black Sea, which determine the extent of marine pollution. Sea water salinity was used as an indicator of the degree of infiltration of polluted seawater from the estuary into the sea. It was identified that the least transformed river waters with low salinity correspond to high pollution levels. Delft3D-Flow Flexible Mesh hydrodynamic model, developed by Deltares, was used in this study. The simulation was performed for the time period 01 to 30 June 2023.

During the first days after the dam break the desalinated and polluted transitional waters, flowing from the Dnieper-Bug estuary, spread over the entire water column down to 15-20 m depth in the DBR area. In this case, the spreading of transitional waters was atypical, as it usually occurs only within the thin near-surface layer of the sea. By mid-June the flow of transitional water with a salinity of 4-6 ‰ covered the entire water column from surface to bottom near the northern coast of the NWBS and over the Odessa Bank. This was facilitated by the supermassive volumes of transformed Dnieper river waters flowing out over a short period of time due to dam break, as well as by the resulting intense gradient currents and mixing caused by spatial gradients in the velocity of the generated currents. The width of the desalinated water plume and its area in the bottom layer were smaller than in the surface layer. The largest vertical salinity gradients were formed to the south of the Odessa Bank, where salinity was 4-6 ‰ in the surface layer and 14-17 ‰ in the bottom. Dilution of the desalinated water plume in the bottom water layer was much more intensive than in the surface water.

The character of water circulation pattern in the northern part of the NWBS in the first days after the inflow of transient waters from the Dnieper-Bug estuary was determined by the runoff gradient currents, which later were replaced by wind-driven currents in the Odessa area and over the Odessa Bank, and by the meandering flow of gradient density currents further south.

The findings of this study contribute to a better understanding of the impact of the inflow of transformed river waters from the Dnieper-Bug estuary on the variability of oceanographic characteristics and the ecological state of marine waters in the Dnieper-Bug region of the northwestern Black Sea.

Keywords: dam break; Kakhovka Reservoir; Black Sea; north-western part; transitional waters distribution; modeling.

Подання до редакції : 15. 04. 2024
Надходження остаточної версії : 20. 04. 2024
Публікація статті : 25. 04. 2024

UDC 502:504

IMPACT OF MILITARY ACTIVITIES AND HOSTILITIES ON THE ECOSYSTEM SERVICES OF THE NORTH-WESTERN BLACK SEA COASTAL ZONE

T. Safranov¹, A. Chugai¹, O. Stepova²

¹Odessa State Environmental University,
15 Lvivska Str., Odesa, 65106, Ukraine, avchugai@ukr.net
<http://orcid.org/0000-0003-0928-5121>
<http://orcid.org/0000-0002-8091-8430>

²National University "Yuri Kondratyuk Poltava Polytechnic"
24 Pershotravneva Avenue, Poltava, 36011, Ukraine

Satisfaction of human needs for living environment and food, as well as level and quality of life, depend on ecosystem services. The article studies the main methodological principles of ecosystem services assessment for the coastal zone of the North-Western Black Sea region. Reduction of opportunities for using the ecosystem services negatively reflects the growing anthropogenic impact on environmental components due to urbanization processes, development of industry, energy sector, transport, agricultural sector of the economy, etc. and, since February 2022, - due to military activities and hostilities. The research presents the main indicators used to assess the ecosystem services. Prior to the outbreak of hostilities, the environment of Odesa Oblast was subject to the highest anthropogenic pressure across the whole NWBS region. The forecast indicators of anthropogenic pressure on the components of the NWBS's environment for the next 10 years showed that, within Odesa Oblast, there was a trend towards increasing level of anthropogenic pressure for almost all components. As for Mykolaiv Oblast, an increasing load was predicted for air basin and water bodies, and as for Kherson Oblast – for air basin and soil and geological environment. The article considers the groups of ecosystem services and the factors reducing the possibility of their use as a result of ongoing military operations. Affected by military activities and hostilities, the possibilities of using the resource component of the ecosystem services are brought to minimum. Military activities and hostilities practically stopped the recreational and health function within the coastal zone of the NWBS region. The primary task is to determine the needs of local communities in terms of use of ecosystem services, to collect and summarize information on their condition, agree on methods for assessment of services for the NWBS region, and conduct such assessment. It is necessary to identify the ways to transition to the models of natural resource management across the coastal zone of the NWBS region, taking into account the decline in delivery of the ecosystem services due to both anthropogenic load and military activities and hostilities affecting environmental components.

Key words: ecosystem services; coastal zone; military activities; the North-Western Black Sea region.

1 INTRODUCTION

Ecosystem services (ES) usually mean all useful resources and benefits that modern humanity can receive from nature, that is, material benefits that humanity receives from abiotic and biogenic components of various natural ecosystems (NES). Satisfying the needs of mankind for a habitat and food products, as well as a level and a quality of its life depends on ES. In the UN Document "Millennium Ecosystem Assessment", ES is called "a direct and indirect contribution to the human well-being" [1].

All ESs are free because people do not pay for their using or consuming, but some of these services

can be monetized to estimate the extent of losses due to losing the useful properties of the NES components. Assessing ES is necessary to understand how important for the normal human life is to preserve the biological diversity and to maintain natural processes in the environment. Assessing ES is an important step in the direction of determining their contribution to various sectors of the economy, and also it allows to judge the potential opportunities for providing these services in a specific context and for specific recipients of the material requirements. Herewith it is determined how stable ES providing is, as well as the opportunities to identify the thresholds and the

tipping points. The study of ES is important for making decisions that can affect NES, because maintaining the balance of NES depends on the maintenance of the socio-economic possibilities for the human existence. Unfortunately, ES are still absent in the Ukrainian legislation, and taking them into account when making decisions is not a very common phenomenon [2], and therefore assessing the ES of the North-Western Black Sea (NWBS) coastal zone various ecosystems is an urgent ecological and socio-economic problem.

According to the European Commission definition, the coastal zone is a strip of the land and the sea and its width varies depending on the nature of the environment and the management tasks. Sometimes it coincides with the administrative boundaries or planning units. Natural coastal systems and areas, where men carry out their activities, which are closely related to using the coastal resources, can cover both inter-coastal waters and stretch to many kilometers inland. The coastal zone of the NWBS is a universal natural resource, and its development will allow all branches of the economy to develop steadily in the coastal-sea areas of the southern part of Ukraine. Taking into account the fact that the Black Sea affects the climatic conditions of the southern coast of Ukraine (in winter the action of the warm Black Sea extends deep into the territory of Ukraine for 140 – 280 km), most of the territory of the Odesa, Mykolaiv and Kherson regions can be considered as a coastal zone.

2 MATERIALS AND METHODS

Material benefits can be obtained from the abiogenic and biogenic components of various NES of the NWBS coastal zone, but decreasing the possibility of using the ES reflects the growing technogenic impact on the components of the environment due to the processes of urbanization, the development of industrial, energetic, transport and agrarian sectors of the economy, etc., and from February 2022 – as a result of military activities and hostilities.

The main approach for assessing NES in the EU countries is the method described in the analytical report "Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES)" [3], which is based on the selection of the load indicators on the NES and their mapping. The essence of this methodology is that the current state of NES is related to well-being through the ES, and therefore NES should be in the favorable conditions to provide the basic services those, in turn, benefit and increase this same well-

being. At the same time, the destructive forces of the changes can have a positive (for example, maintaining the NES homeostasis) or a negative (technological loading) impact on the state of the NES. The main indicators of the NES state are: 1) indicators of loading on the terrestrial and freshwater ecosystems (a change in the forest areas, the polluted air pool, a balance of the biogenic elements, etc.); 2) the state indicators of the terrestrial and freshwater ecosystems (the percentage of the population exposed to the effects of noise pollution; the content of NO_2 , PM_{10} , $PM_{2.5}$, O_3 and other pollutants in the atmospheric air; a share of the built-up areas; the index of water resources using; the indicator of birds on the agricultural land and etc.); 3) the marine ecosystems state indicators (a level of pollution, suitability for swimming, the fish catch, the spawning stock biomass, the industrial species age and size composition, a number of invasive species annual introductions, etc.).

About half of the indicators used to assess the ecosystem in the EU countries [3, 4] are based on the spatial data and thus they can be marked on the maps that combine loading and state indicators: a number of indicators showing the result of improvement; a number of indicators showing the result of deterioration; a number of indicators showing no change.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Modern society is focused on the causes of losing the ES and the biological diversity, as well as on the responsibility for them. The financial sector is seen as a key lever for influencing on these losses, as well as a mechanism for improving the ES assessment and the management system. Some sectors of the economy are particularly prone to the risk associated with their reduction, and these are primarily sectors that directly depend on the availability of natural products (for example, fishing and forestry), sustainably functioning ecosystems (for example, obtaining the agricultural products, biofuels, food and beverages), or the services derived from them (e.g. water supply, recreation, etc.) [5].

Assessing the ES value can be a tool for monetary evaluating the biological diversity or a concrete value that it provides to support the population and its way of living [6]. The most desirable approach [7] for nature management optimization is the management taking into account that only biological diversity can provide some ES. Currently, there are no studies using quantitative

values of the biological diversity as a tool for forecasting the consequences of alternative management decisions [8], apart from the rare exceptions [9].

In recent years, before the start of hostilities the environment of the Odesa region experienced the maximum technogenic load among the NWBS-regions (Fig. 1). A comprehensive analysis of the technogenic load on the individual components of the environment according to the relevant impact indicators (Fig. 2) showed that, according to the impact indicators on the air basin (M_{AB}) and water bodies (M_{WB}), the maximum load is also experienced by the Odesa region, and according to the impact indicators on the geological environment (M_{GE}) – the Mykolaiv region [10].

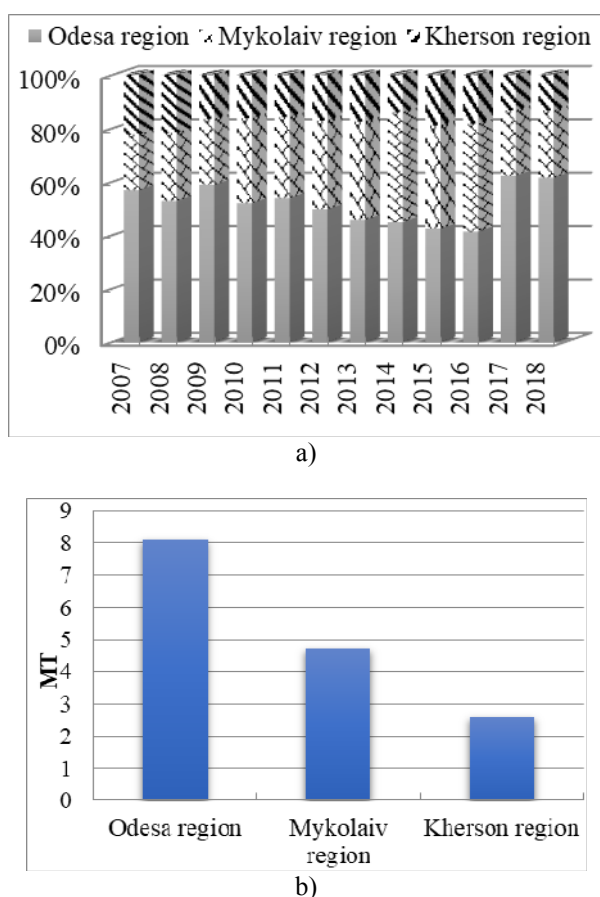


Fig. 1 – Comparative analysis of the level of technogenic loading on the regions of the NWBS for 2007 – 2018 (a) and by average indicators (b)

The assessment of the predicted indicators of technogenic loading on the components of the NWBS environment for the next 10 years showed that in the Odesa region there was a trend towards

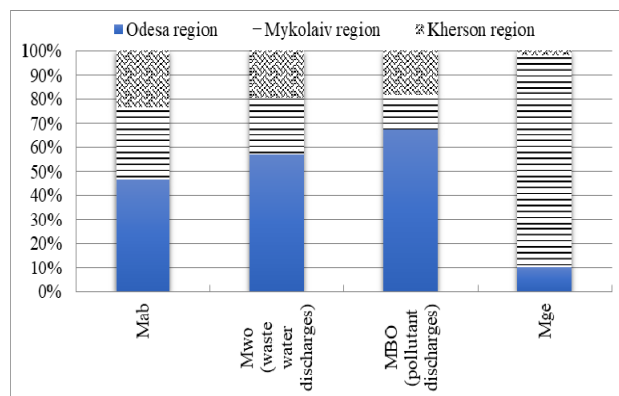


Fig. 2 – Comparative analysis of technogenic loading on the individual environmental components of the NWBS coastal zone

an increase in the level of technogenic loading for almost all components. In the Mykolaiv region, an increase in the load was predicted for the air basin and the water bodies, in the Kherson region – for the air basin and the soil-geological environment [10].

It should also be noted that the ecosystems state individual indicators, given above, are also used to assess the processes of sustainable development, namely the Environmental Dimension Index for Sustainable Development (I_e). The previous studies have shown that among the regions of the NWBS the most unfavorable ecological situation from the point of view of sustainable development was noted in the Odesa region (Fig. 3). The Kherson region, which at the moment has suffered perhaps the greatest destruction and stress as a result of the military operations was characterized by the best conditions. It should be noted that among all the analyzed indicators, the predominant role is played by the policy category "Environmental load" [10].

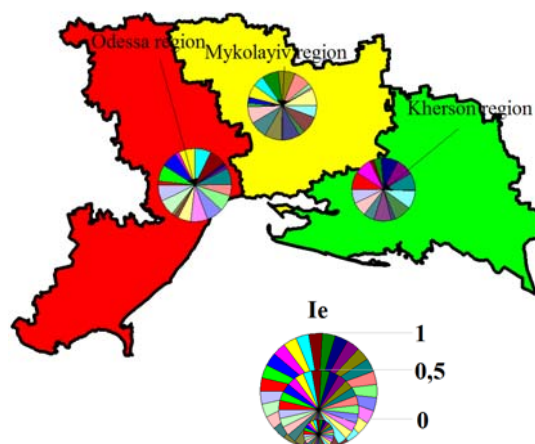


Fig. 3 – Spatial distribution of the environmental dimension index for sustainable development I_e for the NWBS territories

The COVID-19 pandemic also hit the economy of the coastal zone of the NWBS. But it is clear that military actions also significantly contribute to the deterioration of the state and the quality of the components of the environment within the water area and the coast of the NWBS-part.

So far, no large-scale studies have been conducted to assess the ecosystem services of the NWBS coastal zone, with the exception of assessing the state, the problem and the perspectives of the ecosystem services of the northwestern part of the Black Sea [11].

There are the following groups of ecosystem services: 1) resource (wood, food, fresh water, etc., that is, something that has a market value and price); 2) regulatory (for example, forest areas that regulate moisture and prevent floods); 3) cultural and sociological - benefits obtained by admiring nature, while receiving, at the same time, some educational, scientific functions, etc.; 4) supporting (the most complex natural cycles, deep, biogeochemical cycles, soil formation, etc.) A brief description of them using the example of the NWBS coastal zone is below.

Resource services. The NWBS has previously had problems with the toxic and biogenic pollution of anthropogenic origin, as well as with the reduction of biodiversity, but military activities and hostilities have greatly complicated these problems due to ships maneuvering, missiles launching from the submarines, toxic waste rocket fuel dumping into the marine environment, the acoustic and electromagnetic pollution.

Navigation possibilities are very limited due to mining the sea water area. Due to the Russia's war against Ukraine and the hostilities in the Black Sea, the economy of all countries whose goods are exported through the seaports is suffering. Some companies refuse to work with the Russian Federation due to the sanctions, some are simply afraid to enter a dangerous zone where the Russian forces have already fired or captured several merchant ships. 60% of the Ukrainian exports take place through the Black Sea ports, therefore it is pointless to deny the losses of Ukraine itself [12].

An ineffective system of management and handling the solid household waste, uncontrolled recreational activities in the coastal strip have led to the formation of spontaneous dumps, which are the source of forming the marine litter, which transforms in the marine environment and negatively affects the biota. For example, waste plastic materials (microplastics) that have entered the marine environment are gradually destroyed, generating a huge number of microparticles that

pose a danger to the state of the marine environment and biota [13]. Military activities and hostilities have led to a decrease in the efficiency of the system for managing and handling the various production and consumption wastes, and also have led to the pollution of the environment of the NWBS coastal zone with the specific toxic waste.

Biological diversity is negatively affected by intentional and accidental invasion of the biological species. An example of this is the invasion of the *Mnemiopsis leidyi*, which multiplied actively and its biomass was 1 billion tons in 1989 (90% of the total biomass of the Black Sea), which led to the destruction of zooplankton, fish eggs and fry, that is, to the reduction of the fish food base 30 times over two years. As a result of increasing the warships in the waters of the NWBS, the processes of invading the biological species may also become more active.

Explosions, chemical and acoustic pollution have led to the mass death of vulnerable dolphins on the coast of the entire Black Sea. Sinking ships, planes, unmanned aerial vehicles and other military equipment have led to spilling the oil products and other substances which are toxic to the marine biota and can poison the marine environment for many years. An additional threat is posed by ammunition, which can be a source of contamination with heavy metals, white phosphorus and other pollutants. Shell fragments are dangerous to birds, which ingest small rock particles to aid in digestion. Unexploded projectiles and mines have created a danger to the marine environment and the coast, as well as to commercial fishing and recreational activities. In the NWBS coastal zone, there are ecologically dangerous objects (maritime complexes, oil storage facilities, treatment plants, industrial sites, drilling platforms, landfills, etc.), and their damage as a result of shelling have led to the leakage of the dangerous substances into the marine environment. In particular, as a result of the destruction of many sewage treatment plants and the decrease in the efficiency of their operation, the scale of chemical and bacterial pollution of the marine environment has increased. Combat actions have a negative impact on individual hydrobionts, endangering their existence. As a result of the underwater explosions that cause a shock wave, fish and other marine organisms are deafened [14, 15]. As a result of the hostilities, commercial fishing in the NWBS water area was practically stopped.

Thus, as a result of military activities and hostilities, the possibilities for using the resource component of the ecosystem services have been reduced to a minimum.

Regulatory services. Wetlands, which are widely developed in the coastal zone of the NWBS, act as a regulator of such processes as accumulating and keeping fresh water, filtrating the water, absorbing and accumulating carbon from the atmosphere, returning oxygen to the atmosphere, regulating the surface runoff, stabilizing the level of groundwater, participating in forming the climatic conditions, preventing and restraining the erosion processes, supporting and preserving the biodiversity, forming the habitats for various species of plants and animals, including rare and red-listed species, as well as maintaining the maximum biological productivity of the aquatic ecosystems. Biological regulation means to regulate the interaction between the different trophic levels, that helps to maintain a balanced ecological pyramid. This is confirmed by sharp reducing the specific fish and the invertebrate's species as a result of sharp reducing the *Phyllophora crispa* phytomass, which has led to the degradation of the "phyllophore biocenosis". Military activity and hostilities in the NWBS coastal zone had an extremely negative impact on functioning the hydrobionts, in particular ichthyofauna, dolphins. Ecological damage was caused to the phylloporous field of Zernov – a concentration of macrophyte algae, the dominant species among them are red algae of the *Phylloporaceae* family, as well as the entire "phyllophore biocenosis" of this national importance botanical reserve. The hostilities have threatened existing the rare bird species in the Ramsar wetlands, disturbing their peace and impeding their nesting and migration.

Cultural and social services. Within the NWBS coastal zone, there are unique coastal and marine habitats (estuaries, islands, salt flats, lakes, wetlands, etc.), which are a habitat for the rare biological species. A large number of nature-reserved territories and water areas that are under the threat of destruction are located right here (the Black Sea Biosphere Reserve, the "Azov-Syvaskyi" and "Dzharylgatskyi" national nature parks, the "Filophorne Pole of Zernov" national importance botanical reserve, the Kinburnska spit reserve, etc.), and in other nature-reserved territories (the Danube Biosphere Reserve, the Tuzlovsky Limans and the Nizhnyodnistrovsky National Parks, etc.), the functions of the services that ensure the proper protecting and preserving the rare species have become more difficult.

The various ecosystems of the NWBS coastal zone play an important role in providing recreational and health services. The aesthetic value is the attractive marine and coastal landscapes of the

NWBS with the unique visual environment. The Danube and Black Sea Biosphere Reserves, "The Tuzlovsky Limans", "The Kuyalnytskyi Liman" and "The Dzharylgatskyi Liman" national natural parks, the regional landscape parks, nature reserves and other objects and territories of the nature reserve fund can provide the educational services, as they are natural scientific laboratories where it is possible to carry out the research activities in the field.

Comfortable bioclimatic conditions, a considerable length of the beach area and other natural and recreational resources allow to talk about the perspective of the NWBS coastal zone for the various recreational forms, including thalassotherapy (a treatment with the sea climate and swimming combined with sunbathing). However, relatively low salinity, eutrophication and increased sea water pollution, especially in the estuarine areas, limit the possibilities of thalassotherapy, but the presence of pus, therapeutic mud and comfortable bioclimatic conditions in the distribution zones of some individual estuaries determine their high recreational impact. There are deposits of therapeutic mud (mud sulphide peloids) in the coastal zone of the NWBS: the Tuzlovsky Liman (a stock of 35185 m³), the Budaksky Liman (a stock of 4190 m³), the Khadzhibey Liman (a stock of 11048 m³), the Kuyalnytsky Liman (a stock of 15327 m³); the Tyligulsky Liman (a stock of 11276 m³), the Berezansky Liman (a stock of 10910 m³) and others. Only the Kuyalnytskyi Liman and some limans of the Odesa region are currently used for mud treatment and medical preparations, although the potential of other estuaries in the NWBS is very large.

Because numerous technogenic objects that are often coastal sources of pollution are located on a large part of the coast, they underestimate the recreational opportunities of the marine environment. The possibilities of thalassotherapy and mud therapy were also very limited due to mining the NWBS water area. Military activity and hostilities practically stopped the recreational and recreational function within the NWBS coastal zone.

Support services. The marine and coastal ecosystems of the NWBS are habitats and sources of nutrition for numerous organisms. The role of the wetlands protected by the Ramsar Convention (the Kiliy estuary, the Sasyk, the Shagany-Alibey-Burnas, the southern part of the Dniester Liman, the Tyligul Liman, the Yagorlytsk Bay, etc.) is especially important, they are of great importance as a habitat for aquatic and near-aquatic birds and is characterized by the biological diversity. As

regulating services, the wetlands play an important role in producing the primary products and photosynthesis, as well as they are a source of food, raw materials, genetic resources for medicines; they mitigate floods, protect coastlines and increase a resistance to natural disasters, and they also play an important role in developing the transport system and the recreational and tourist activities and in the human cultural and spiritual well-being.

The continued irrational using the natural resources, and even interfering in the course of the processes, as well as military activities and hostilities in the NWBS cause practically irreversible processes of changing the coastal and marine ecosystems, which restoration needs new approaches, oriented not on the temporary economic benefit, but on receiving the sustainable ecosystem services in the future as well.

4 CONCLUSIONS

Thus, based on the lack of information about the state of the ecosystem services of the NWBS coastal zone various ecosystems, the primary task is to determine the needs of the local communities in using the ecosystem services, collecting and summarizing the information about their state, coordinating the methods for assessing services for this region and carrying out this assessment. It is necessary to consider the ways of further transition to the natural resources management models of the NWBS coastal zone, taking into account reducing the ecosystem services due to technogenic loading, military activities and military operations on the components of the environment. To do this, it is necessary to raise the public awareness and to deep the society's understanding concerning the value of the ecosystem services of the NWBS coastal zone, as well as to justify the complex measures to restore the components of the environment.

REFERENCES

1. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. (2005). Washington: DC, Island Press.
2. Vasyliuk, O. & Ilminska, L. (2020). *Ekosystemni posluhy: ohliad. [Ecosystem services: an overview]*. Chernivtsi: Druk-Art. (in Ukr.)
3. Maes, J.A., Teller, M. Erhard et al. (2018). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
4. Maes, J.A., Teller, M. Erhard et al. (2020). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
5. *Bloom or Bust?* (2008). A Document of the UNEP FI Biodiversity & Ecosystem Services Work Stream (BESW). Geneva: UNEP FI.
6. Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B. & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253 – 260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>.
7. Mace, G.M., Norris, K. & Fitter, A.H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27 (1), pp. 19 – 26.
8. Usoltsev, V.A. (2019). Bioraznoobrazie v ekosistemah: kratkiy obzor problemyi [Biodiversity in ecosystems: a brief overview of the problem]. *Ekopotentsial [Ecopotential]*, 1 (25). (in Russ.)
9. Nicholson, E., Collen, B., Barausse, A. et al. (2012). Making robust policy decisions using global biodiversity indicators. *PLoS ONE*, 7 (7), pp. 41128.
10. Chugai, A.V. (2020). *Naukovo-metodolohichni zasady kompleksnoi otsinky tekhnohennoho navantazhennia na polifunktionalni terytorii (na prykladi Pivnichno-Zakhidnoho Prychornomoria): avtoref. dis... d-ra tehn. nauk [Scientific and methodological methods of a comprehensive assessment of technogenic loading on multifunctional territories (on the example of the North-Western Black Sea region): Abstract of Dr. Sc. in Technical]*. Kyiv: National University of Civil Engineering and Architecture. (in Ukr.)
11. Safranov, T.A., Berlinskyi, M.A., Youssef, el Khadri & Slizhe, M.O. (2022). Otsinka ekosystemnykh posluh pivnichno-zakhidnoi chastyny Chornoho moria: stan, problemy ta perspektyvy [An assessment of the ecosystem services of the northwestern part of the Black Sea: a state, problems and prospects]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho universytetu imeni V.N. Karazina Seriiia «Heolohiia. Heohrafiia. Ekolohiia» [Bulletin of Kharkiv National University named after V.N. Karazin. Series "Geology. Geography. Ecology"]*, 56, pp. 255 – 263. (in Ukr.)
12. Gatsenko, A. (2022). *Yak viina v Chornomu mori vplyne na ekonomiku Ukrainy ta susidnykh krain [How the war in the Black Sea will affect the economy of Ukraine and the neighboring countries]*. Available at: <https://economics.segodnya.ua/ua/economics/enews/kak-voyna-v-chernom-more-povliyaet-na-ekonomiku-ukrainy-i-sosednih-stran-1606134.html>. (Accessed: 10 October 2022). (in Ukr.)
13. Safranov, T.A., Berlinskyi, M.A. & Zmienko, D.M. (2020). Plastyk tverdykh pobutovykh vidkhdov pryberezhnoi zony Pivnichno-Zakhidnoho Prychornomoria yak skladova morskoho smittia [Municipal solid waste plastic of the coastal zone of the North-Western Black Sea region as a component of the marine litter]. *Visnyk KhNU imeni V.N. Karazina. Seriiia «Ekolohiia» [Bulletin of Kharkiv National University named after V.N. Karazin. "Ecology" series]*, 23, pp. 57 – 66. (in Ukr.)
14. *Zabrudnennia ta stres dlia tvaryn: yak na stan Chornoho moria vplyvaie ahresiiia RF [Pollution and stress for animals: how the aggression of the Russian Federation affects the state of the Black Sea]*. Available at: <https://suspilne.media/248393-zabrudnennia-ta-stres-dlia-tvarin-ak-na-stan-cornogo-mora-vplyvae-agresia-rf/>. (Accessed: 25 September 2022). (in Ukr.)
15. *Viina i more: yak boiovi dii zahrozhuiut ekosystemam Chornoho ta Azovskoho moriv [War and the sea: how hostilities threaten the ecosystems of the Black and the Azov seas]*. Available at: <https://ecoaction.org.ua/vijna-i-more.html>. (Accessed: 25 September 2022). (in Ukr.)

ВПЛИВ БОЙОВИХ ДІЙ НА ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Т. А. Сафранов¹, А. В. Чугай¹, О. В. Степова²

¹Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна, avchugai@ukr.net
<http://orcid.org/0000-0003-0928-5121>
<http://orcid.org/0000-0002-8091-8430>

²Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка»
просп. Першотравневий, 24, 36011, Полтава, Україна

Від екосистемних послуг залежить задоволення потреб людства в середовищі існування й продуктах харчування, а також рівень та якість його життя. У роботі розглянуто основні методичні засади оцінки екосистемних послуг для території прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я. Зниження можливості використання екосистемних послуг негативно відображає зростаючий техногенний вплив на складові довкілля через процеси урбанізації, розвиток промисловості, енергетики, транспорту, аграрного сектора економіки тощо, а з лютого 2022 року – внаслідок військової діяльності та бойових дій. Наведено основні показники, які використовуються для оцінки екосистемних послуг. До початку військових дій серед регіонів Північно-Західного Причорномор'я максимального техногенного навантаження зазнавало довкілля Одеської області. Прогнозовані показники техногенного навантаження на складові довкілля Північно-Західного Причорномор'я на майбутні 10 років свідчили, що в Одеській області майже по всіх складових відзначався тренд до збільшення рівня техногенного навантаження. У Миколаївській області збільшення навантаження прогнозувалось для повітряного басейну і водних об'єктів, у Херсонській області – для повітряного басейну і ґрунтово-геологічного середовища. Розглянуто групи екосистемних послуг та фактори зниження можливостей їх використання внаслідок військових дій. Внаслідок військової діяльності та бойових дій можливості використання ресурсної складової екосистемних послуг зведені до мінімуму. Військова діяльність та бойові дії практично зупинили рекреаційно-оздоровчу функцію у межах прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я. Першочерговим завданням є визначення потреб місцевих спільнот щодо використання екосистемних послуг, збирання та узагальнення інформації про їх стан, узгодження методів оцінки послуг для Північно-Західного Причорномор'я та проведення цієї оцінки. Необхідним є визначення шляхів переходу на моделі управління природними ресурсами прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я з урахуванням зниження екосистемних послуг внаслідок техногенного навантаження, військової діяльності та бойових дій на складові довкілля.

Ключові слова: екосистемні послуги; прибережна зона; військова діяльність; північно-західна частина Чорного моря.

Подання до редакції : 11. 04. 2024
Надходження остаточної версії : 20. 04. 2024
Публікація статті : 25. 04. 2024

УДК 504.062

ОСОБЛИВОСТІ УПРАВЛІННЯ ТА ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ ВІД РУЙНУВАНЬ В РЕГІОНАХ УКРАЇНИ

Т. А. Сафранов, В. Ю. Приходько, В. І. Михайленко

*Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна,
safranov@ukr.net, vks26@ua.fm, vladislav.mykhailenko@gmail.com*

Обсяг утворення відходів від руйнування під час війни складає 10-12 млн т/рік, що можна порівняти з обсягами щорічного утворення твердих побутових відходів в Україні. Це зумовило формування стихійних звалищ та ускладнило існуючу проблему управління та поводження з відходами виробництва та споживання, а також будівництва та зносу. В зв'язку з цим питання управління та поводження з відходами від руйнування є актуальною екологічною та соціально-економічною проблемою. Метою роботи є оцінка особливостей управління та поводження з відходами від руйнування в регіонах України. Відходи будівництва та зносу утворюються при будівництві нових будівель і споруд громадського будівництва, а також при ремонті або знесенні існуючих будівель та споруд; вони включають споруди загального користування. Вважається, що до початку війни щорічно утворювалося майже 7 млн т/рік відходів будівництва та зносу, більше 50% з яких вивозилися на звалища твердих побутових відходів Спеціалізованих полігонів для їх захоронення в регіонах України практично не було, а тому ці відходи вивозили на полігони твердих побутових відходів або стихійні звалища, незважаючи на їх ресурсоцінний потенціал. Деякі складові відходів будівництва та зносу є токсичними. Відходи від руйнувань – це частини (уламки) пошкоджених (зруйнованих) об'єктів, а також матеріали, предмети, які були всередині або поряд з такими об'єктами у момент пошкодження (руйнування) та/або виконання робіт з демонтажу, та які повністю або частково втратили свої споживчі властивості та не можуть у подальшому використовуватись за місцем їх утворення чи виявлення. Відходи від руйнувань забруднюють довкілля, а тому одним з напрямів зменшення екологічних ризиків є розробка ефективної системи управління та поводження з цими відходами, що дозволить зупинити процеси хаотизації під час проведення демонтажних робіт. Відходи від руйнувань відрізняються від будівництва та зносу наявністю супутніх небезпечних компонентів, що ускладняє створення системи поводження з ними. Основні компоненти відходів від руйнувань доцільно використовувати як вторинну сировину у будівництві, виробництві будівельних виробів та у інших цілях. При наявності відповідних фізико-географічних, інженерно-геологічних, гідрогеологічних, технічних та соціально-економічних умов доцільно створення місць тимчасового зберігання відходів від руйнувань з наступним використанням їх як вторинної сировини у післявоєнний період для п цивільної, промислової та транспортної інфраструктури регіонів України.

Ключові слова: відходи від руйнувань; поводження з відходами; повторне використання; повоєнне відновлення.

1 ВСТУП

Після підписання Угоди про асоціацію між ЄС та Україною у 2014 році наша держава активізувала свої зусилля щодо вирішення екологічних проблем та розпочала екологізацію галузей економіки, але з початком російського вторгнення 24 лютого 2022 року цей процес зупинився. Одними із негативних наслідків війни стало істотне погіршення стану навколишнього середовища та умов проживання населення. В результаті війни було зруйновано або пошкоджено значну кількість об'єктів

цивільної, промислової та транспортної інфраструктури. Велика кількість цих об'єктів не підлягає відновленню та має бути демонтована, а відходи, що утворилися, мають бути вивезені у безпечні місця для подальшої утилізації. Відтак, українські землі почали стрімко заповнюватися відходами від руйнувань.

На сьогодні важливо оцінити загальний обсяг утворення таких відходів, тим паче, що майже щодня утворюються додаткові обсяги відходів від руйнувань, більшість з яких залишаються на

територіях проведення активних бойових дій. За деякими оцінками, обсяг утворення відходів від руйнувань під час війни складає 10-12 млн т/рік, що можна порівняти з обсягами щорічного утворення твердих побутових відходів (ТПВ) в Україні. Так, за перший рік війни утворилося понад 12 млн т відходів від руйнувань, що зумовило формування стихійних звалищ та ускладнило існуючу проблему управління та поводження з відходами виробництва та споживання.

В зв'язку з цим розробка принципів і механізмів управління та поводження з відходами від руйнувань є актуальною екологічною та соціально-економічною задачею.

Метою роботи є оцінка особливостей управління та поводження з відходами від руйнувань в регіонах України.

Варто зазначити, що військові відходи, як і відходи виробництва та споживання, утворюються і в мирний час. Джошуа О. Рино [1] зазначає, що різноманітні військові відходи утворюються у місцях, далеких від полів битви, але максимальні їх обсяги характерні для зон бойових дій – це нерозірвані снаряди та уламки від них, згорілий транспорт та військова техніка, використані одноразові системи NLAW (протитанкового комплексу), акумулятори та інші відходи. Сюди також можна додати відходи укріплень, складів, тимчасових місць проживання військових тощо. Усі ці військові відходи залишаються на урбанізованих територіях та за їх межами і забруднюють всі складові довкілля окремих регіонів України.

Але й в регіонах, де не велися активні бойові дії, утворилися відходи від руйнувань, що посилює існуючу проблему поводження з відходами будівництва та зносу – відходами споруд, будівель, землі, щебню, сталі, бетону, деревини та змішаних матеріалів, що виникли в результаті різних видів діяльності на будівельних майданчиках, включаючи земляні роботи, будівництво, розчищення територій, роботи по знесенню, дорожні роботи, реновацію і реставрацію споруд [2, 3].

З початком війни в Україні з'являється нова категорія відходів – відходи від руйнувань. Найближчими до них є відходи будівництва та зносу. Закон України «Про управління відходами» визначає відходи будівництва та зносу (знесення) як такі, що утворилися внаслідок діяльності з капітального ремонту, будівництва або знесення будівель і споруд. Такі відходи не відносяться до складу побутових відходів [4]. За визначенням А.А. Шуваєва і

О.С. Белоусової [5], відходи будівництва та зносу – це будь-які речовини, матеріали і предмети, природні ресурси, що утворилися в результаті будівництва та зносу, реконструкції, реставрації, ремонту приміщень та споруд, виробництві будівельних матеріалів, а також товарів (продукції) для будівельної галузі, які повністю або частково втратили свої первісні споживчі властивості, є вторинною сировиною для будівельної галузі (і не тільки) і підлягають обов'язковій утилізації з метою повного/або часткового (в залежності від технології переробки та частки корисних складових) повернення у господарський обіг. Це визначення підкреслює, що поняття «відходи будівництва та зносу» і «вторинна сировина» є тотожними, і передбачають, що всі відходи будівництва та зносу мають потенціал (хоча і різний) бути поверненими до повторного господарського обігу. Про це йде мова в Законі України «Про управління відходами» – відходи будівництва та знесення, що не є небезпечними, підлягають підготовці до повторного використання, рециклінгу, іншому матеріальному відновленню, включаючи зворотне заповнення [4].

Існує чимало прикладів вторинного використання відходів будівництва і знесення та окремих їх складових у якості домішок при виготовленні цегли [6] та практичного досвіду використання даного типу відходів у якості наповнювачів для бетонних сумішей [7, 8]. Також дані відходи є перспективним варіантом використання у якості недорогого адсорбенту для очищення води. Зокрема, у роботі [9] доведено, що реактори із фіксованим шаром, заповнені відходами знесення, ефективні для очищення промислових стоків.

Відходи будівництва та знесення утворюються при будівництві нових будівель і споруд громадського будівництва, а також при ремонті або знесенні існуючих будівель та споруд (включаючи роботи з розбирання); вони включають споруди загального користування (дороги, мости, пірси, гідротехнічні споруди тощо). Відходи будівництва та зносу часто містять громіздкі і важкі матеріали (бетон, лісоматеріали, асфальт від дорожніх та покрівельних покриттів, гіпсокартон, метали, цеглини, скло, пластик, двері, вікна, сантехніка та інші компоненти будівлі, дерева, пні, ґрунти та каміння під час розчищення будівельного майданчика тощо).

Вважається, що до початку війни щорічно утворювалося майже 7 млн т/рік відходів будівництва та зносу, більше 50% з яких

вивозилися на звалища ТПВ. В регіонах України не було спеціалізованих полігонів для їх захоронення (за виключенням полігону в Києві та майданчику в Харкові), а тому ці відходи вивозили на полігони ТПВ або стихійні звалища, незважаючи на їх ресурсний потенціал. Відходи будівництва та знесення є також джерелом засмічення і забруднення довкілля. Так, деякі складові відходів будівництва та зносу є токсичними (медичні відходи, будівельне сміття з вмістом азбесту і важких металів, фенолів, смол, нафтопродуктів та ін.) [2], а тому можуть забруднювати навколишнє природне середовище.

З початком військових дій на території України проблема таких відходів набула особливої актуальності, яка посилюється відсутністю об'єктів поводження з такими відходами. Але вона буде актуальною і у післявоєнний період відновлення інфраструктури регіонів України. Якби у мирний час були побудовані полігони для відходів будівництва та зносу, то ця проблема не набула особливої гостроти. Аналогічний досвід негативних наслідків неефективної системи управління та поводження з відходами в контексті відходів війни описано у роботі [6], де описується негативний досвід Лівану; зазначається, що через відсутність ефективної системи поводження з відходами знижувалась ефективність використання їх основних ресурсоцінних складових, а відходи війни спрямовувалися на існуючі полігони ТПВ, що призводило до їх швидкого переповнення та провокувало утворення нових тимчасових звалищ. Негативні наслідки спалювання відходів на головному звалищі Лівану проявилися у тому, що концентрація діоксинів – найтоксичніших забруднюючих речовин, які утворюються в високотемпературних процесах [7] – зросла у 416 разів [8]. Це доводить актуальність питання з розробки ефективної системи управління та поводження з відходами в Україні, зокрема, з урахуванням масштабів та специфіки утворення відходів руйнувань.

Питання правового регулювання та правового забезпечення поводження із відходами, що утворюються внаслідок війни, перебуває на початковому етапі вирішення. Як зазначалося, рамковим законом «Про управління відходами» такі відходи винесені в окрему категорію. Починає формуватися спеціальне законодавство підзаконного характеру у цій сфері. Оновлене законодавство про управління відходами запроваджує розширення переліку інформації

про відходи, що повинна оприлюднюватись у формі відкритих даних. Удосконалена та закріплена на законодавчому рівні термінологія в частині визначення відходів воєнних дій або терактів. Ця інформація не може бути обмеженою, навіть у умовах воєнного стану [9].

Варто зазначити, що розгляд відходів від руйнувань як відходів війни є методологічно складним. В роботі Джошуа О. Рино [1], який описує підхід до вивчення відходів війни в Америці, «відходи війни» більше розглядаються як ті відходи, які утворюються на етапі підготовки до бойових дій, а не ті, які утворилися в наслідок їх проведення. В свою чергу, Програмою ООН з навколишнього середовища (UNEP) розроблено низку звітів по оцінці наслідків війни для довкілля в країнах, які зазнали бойових дій, проте у жодній з них не розглядається питання відходів війни як окреме – лише у контексті загального управління та поводження з відходами [10, 11, 12]. Одна з небагатьох робіт, в якій відходи війни розглядаються як окрема категорія, є робота [13], яка включає у «пост-воєнні відходи» 3 основні категорії: уламки від руйнування, розлив нафти та боєприпаси, що не вибухнули. У всіх інших дослідженнях застосовується термін «*demolition waste*», що може перекладатися як «відходи знесення» або «будівельне сміття після демонтажу» і використовується для опису відходів, що утворюються в результаті знесення будівель та споруд [14, 15].

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Вихідними даними дослідження є опублікована інформація щодо утворення та особливостей відходів від руйнувань в регіонах України, а також результати власних досліджень. Методологія дослідження пов'язана з обробкою, аналізом та узагальненням даних, синтезом та інтерпретацією отриманої інформації в розрізі відходів від руйнувань.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Відповідно до «Порядку виконання робіт з демонтажу об'єктів, пошкоджених (зруйнованих) внаслідок надзвичайних ситуацій, воєнних дій або терористичних актів» [16] та «Порядку поводження з відходами, що утворились у зв'язку з пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд внаслідок

бойових дій, терористичних актів, диверсій або проведенням робіт з ліквідації їх наслідків» [17], відходи від руйнувань – це частини (уламки) пошкоджених (зруйнованих) об'єктів, а також матеріали, предмети, які були всередині або поряд з такими об'єктами у момент пошкодження (руйнування) та/або виконання робіт з демонтажу та які повністю або частково втратили свої споживчі властивості та не можуть у подальшому використовуватись за місцем їх утворення чи виявлення. У свою чергу поводження з ними – це комплекс організаційно-технічних заходів та робіт (операцій), що здійснюються з метою забезпечення екологічно безпечного збирання, перевезення, сортування, зберігання, оброблення (перероблення), утилізації, видалення, знешкодження і захоронення таких відходів.

Організація операцій поводження з відходами від руйнувань може забезпечуватись на територіях, на яких відсутні або завершені активні фази бойових дій: 1) власником об'єкта, в результаті пошкодження (руйнування) якого утворилися такі відходи, або власником чи користувачем земельної ділянки, в межах якої такі відходи розміщені 2) уповноваженим органом щодо відходів від руйнувань, що розміщені на вулицях і дорогах населених пунктів, дорогах загального користування, місцях загального користування, зокрема на територіях парків, площ, майданів, набережних, прибудинкових територій, пляжів, кладовищ (в тому числі тих, що віднесені на зазначені території ударно-повітряною хвилею внаслідок потрапляння засобів ураження, вибухів, пожеж тощо). Уповноважений органом є виконавчий орган сільської, селищної, міської ради (військова адміністрація населеного пункту (населених пунктів) – у разі її утворення відповідно законодавства), що здійснює на відповідній території організацію та координацію поводження з відходами від руйнувань [16]. До речі, до повноважень виконавчих органів сільських, селищних, міських рад у сфері управління відходами належить організація управління відходами будівництва та знесення [4].

Облік відходів від руйнувань здійснюється на місці їх утворення або на місцях тимчасового зберігання чи інших об'єктах поводження з відходами за формою згідно з Додатком 2 Порядку поводження з відходами, що утворились у зв'язку з пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд внаслідок бойових дій, терористичних актів, диверсій або

проведенням робіт з ліквідації їх наслідків [17]. Вказується, що якщо протягом 90 календарних днів після припинення або скасування на території України воєнного стану власником відходів не здійснено заходів з екологічно безпечного поводження з відходами від руйнувань, уповноважений орган приймає рішення щодо поводження з такими відходами з урахуванням положень Цивільного кодексу України та інших законів.

За походженням виділяються: 1) відходи, що утворилися внаслідок пошкодження (руйнування) об'єктів, – повного або часткового порушення їх цілісності внаслідок, зумовлених бойовими діями, зокрема потрапляння засобів ураження, вибухів, пожеж; 2) відходи, що утворилися в результаті виконання робіт з демонтажу пошкоджених (зруйнованих) об'єктів (поетапного контрольованого часткового чи повного розбирання на окремі елементи та вироби або неконтрольованого знесення внаслідок обвалення під час використання бульдозерів, металевої кулі на стрілі, вибухової сили тощо) [17].

Відходи від руйнувань складаються з основних компонентів – частин (уламків, бою) будівельних конструкцій, заповнень дверних та віконних блоків, інженерних мереж, санітарно-технічних приладів тощо, а також з супутніх компонентів – матеріалів, предметів, які були всередині або поряд з об'єктом у момент пошкодження (руйнування) або виконання робіт з його демонтажу, зокрема устаткування, особистих речей, предметів вжитку (меблів, побутової техніки), органічних речовин. У разі виявлення небезпечних відходів на пошкоджених (зруйнованих) об'єктах та/або під час виконання робіт з демонтажу поводження з такими відходами повинне здійснюватись відповідно до законодавчих вимог щодо поводження з такими відходами.

Перелік окремих компонентів відходів від руйнувань та можливі шляхи їх повторного використання у будівництві, промисловості наведено у таблиці 1 [17].

Операції з поводження з відходами від руйнувань охоплюють такі етапи, які можна представити у вигляді послідовності (рис. 1).

Таблиця 1 – Окремі компоненти відходів руйнування та можливі шляхи їх повторного використання [17]
Table 1 – Separate components of destruction waste and possible ways of their reuse [17]

Назва компонентів відходів від руйнування	Можливі шляхи повторного використання компонентів відходів від руйнувань
1. Бетон, цегла, облицювальна плитка і кераміка (засмічення земельних ресурсів на значній площі)	
бетон	заповнювач для бетонів, складова сумішей для насипів автомобільних доріг, заповнення гірничих виробок (пустот), подрібнений бетон як вторинний матеріальний ресурс для виробництва цементного клінкеру, для засипки фортифікаційних споруд тощо;
цегла (цегляний бій)	сировина для влаштування дренажної подушки у заболочених районах; укріплення ґрунтових і лісових доріг; заповнювач для габіонів (силікатна цегла);
облицювальна плитка, черепиця та кераміка	сировина для укріплення ґрунтових і лісових, заповнювач у дорожньому ремонті;
2. Деревина, скло та пластмаси (засмічення земельних ділянок та забруднення продуктами деструкції)	
деревина	арболіт, деревні пластики, теплоізоляційні та звукоізоляційні матеріали (плити), деревостружкові плити, паливні брикети; спорудження тимчасових проїздів під час відновлення руху через перешкоду; вторинний матеріально-енергетичний ресурс для цементного виробництва;
скло (склобій)	порошкоподібний заповнювач для виробництва бетонних виробів, сухих будівельних сумішей, світловідбивних фарб для дорожньої розмітки тощо, вторинна сировина для виробництва скловиробів, оптичних кабелів тощо;
пластмаси	вторинна сировина для виробництва полімерної продукції; вторинний матеріально-енергетичний ресурс для цементного виробництва (за винятком полівінілхлориду)
3. Бітумні суміші, вугільна смола та просмолені вироби (засмічення території і забруднення земельних ресурсів вуглеводнями)	
бітумні суміші, що містять вугільну смолу	компонент асфальтобетонних та бітумомінеральних сумішей для шару основи дорожнього одягу автомобільних доріг III-IV категорій, бітумінозних будівельних матеріалів тощо;
4. Метали та їх сплави (забруднення ґрунтів та ґрунтових вод продуктами корозії металів)	
мідь, бронза, латунь, алюміній, свинець, цинк, чавун і сталь, олово, змішані метали	вторинна сировина для металургійного виробництва;
кабелі, що не містять масла, вугільну смолу або інші небезпечні речовини	виокремлення металевих компонентів для повторної переробки;
металобрухт з залізобетону	сировина для металевих будівельних конструкцій; як вторинна сировина для металургійного виробництва
5. Ґрунти, включаючи ґрунти із забруднених ділянок (засмічення земельних ресурсів)	
ґрунт та каміння, що не містять небезпечні речовини	засипка окремих ділянок, формування ландшафту в рамках планування територій, влаштування насипів автомобільних доріг;
дорожній баласт (щебінь), що не містить небезпечні речовини	влаштування шарів основи дорожнього одягу, влаштування насипів автомобільних доріг;
6. Ізоляційні матеріали та азбестовмісні будівельні матеріали (забруднення азбестом та небезпечними речовинами, вимагають певних методів поводження з небезпечними відходами)	
ізоляційні матеріали, що містять азбест	наповнювачі для виробництва вогнестійких виробів, заповнювачі для бетону, покрівельні вироби;
інші ізоляційні матеріали, що складаються з небезпечних речовин або містять їх (теплоізоляційні матеріали і вироби мінеральні та полімерні)	вторинна сировина для виробництва полімерної та іншої аналогічної продукції, скла, кераміки як заповнювачів та наповнювачі для виробництва бетону тощо;
7. Будівельні матеріали вироби (продукція) на основі гіпсу (забруднення азбестом та небезпечними речовинами)	
будівельні матеріали (вироби (продукція) на основі гіпсу, що не містять небезпечні речовини.	домішки до сухих будівельних сумішей, вторинна сировина для виробництва аналогічної продукції, сировина для виробництва гіпсового в'язучого; вторинний матеріальний ресурс для цементного виробництва.

Відходи від руйнувань, у першу чергу, необхідно відсортувати. Це є ключовим аспектом в подальшій переробці таких відходів. Чим краще вони відсортовані, тим ефективнішою буде їхня переробка і тим вищою буде якість перероблених когломмератів і матеріалів, що переробляються. Однак ступінь розділення значно залежить від можливостей покриття витрат і складу матеріалів (композитні матеріали складно розділити). В цілому, відходи від руйнувань складніше розділити аніж відходи будівництва та знесення. Вони відрізняються від відходів будівництва та зносу, адже металопластик і скло, матеріали оздоблення фасаду, армувальна сітка, мінеральна вата,

матеріали внутрішнього оздоблення, стінові матеріали, покрівля, побутові речі й уламки деревини та інші компоненти могли б бути використані, але всі вони перемішані в розвалах, а тому потребують дуже ретельного сортування. Власне, можна сказати, що відходи від руйнувань – це ТПВ та відходи будівництва і знесення. Тому й підхід до диференціації цієї надскладної суміші має бути відповідний. Можна запропонувати такий комплексний підхід до диференціації суміші відходів від руйнувань з метою подальшої утилізації виділених компонентів (рис. 2).

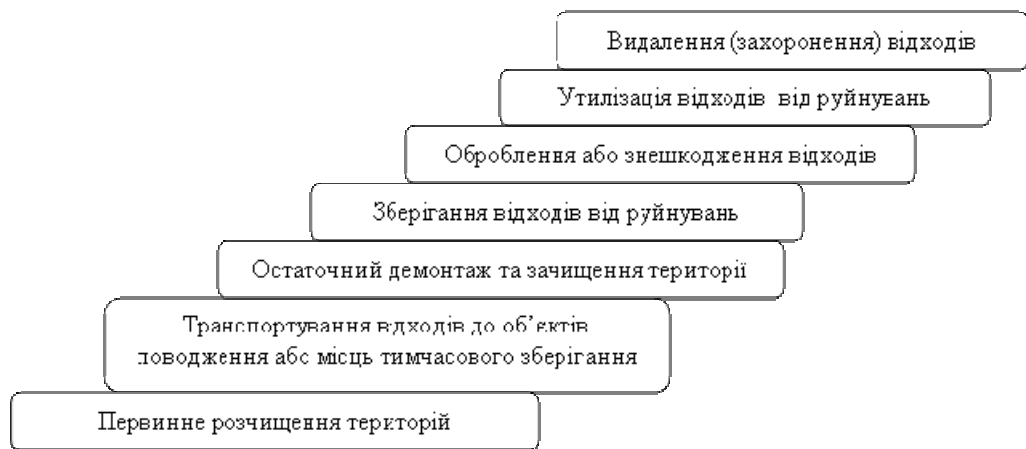


Рис. 1 – Операції поводження з відходами від руйнувань (на основі [17])

Fig. 1 – Demolition waste management operations (based on [17])

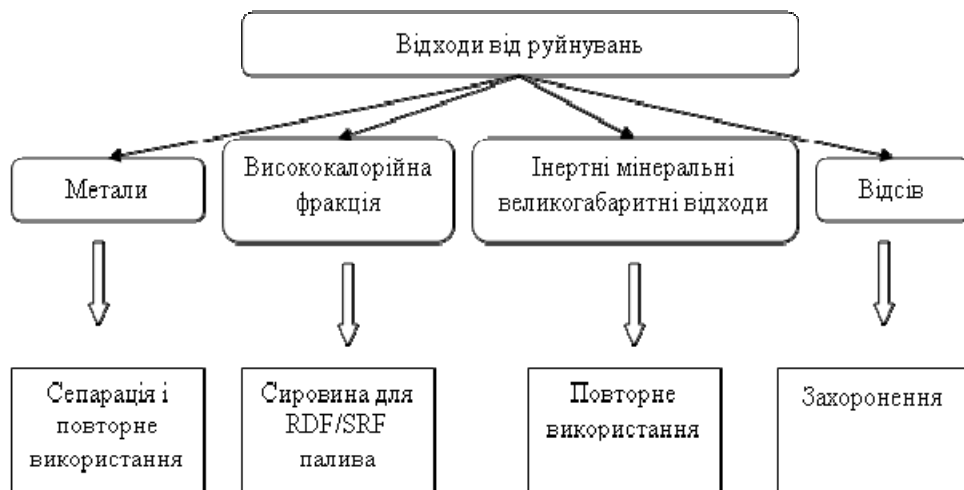


Рис. 2 – Диференціація відходів від руйнувань за основним принципом поводження з окремими компонентами

Fig. 2 – Differentiation of demolition waste according to the basic principle of handling individual fractions

Потік висококалорійної складової можна відсортувати на компоненти: 1) які можуть бути використані як вторинна сировина (скло, деревина, картон, пластик тощо); 2) які не підлягають переробці (не ідентифіковані матеріали, складні суміші, наприклад, термдеформовані елементи теплоізоляції фасаду тощо).

Для зменшення об'єму великогабаритних відходів від руйнувань доцільно їх подрібнювати. Це полегшить вилучення металевих включень, покращить зберігання, транспортування та повторне використання таких відходів. Наприклад, у Харкові для відходів будівництва та знесення використовується спеціальний подрібнювач, який зменшує об'єм відходів у 5-8 разів у залежності від матеріалів, з яких було збудовано будівлю. Комплекс оснащений подрібнювачем та магнітним сепаратором, що дає можливість подрібнювати бетонні плити на щебінь, а потім магнітом відсортовувати металеву арматуру. З Харкова їх вивозять на майданчик комплексу з переробки ТПВ, де великі глиби розламуються на кілька частин, після чого їх можна завантажувати до подрібнювача фактичною потужністю 50-60 м³/год і перспективною потужністю до 250 м³/год.

При розробці ефективних систем управління та поводження з відходами від руйнувань важливим є повернення зібраних компонентів у господарський обіг із використанням їх у якості вторинної сировини: 1) «чернець» – це подрібнений метал, може бути повернутий в обіг після переплавлення; 2) будівельні «кам'яні» – залишки, придатні для виробництва різного виду будівельної продукції (підсіпки під дороги, засипка вирв від розривів снарядів тощо); 3) вцілілі уламки інженерних споруд згодяться як будівельні матеріали; 4) щебінь, отриманий із переробленого бетону, слугує для засипки боліт і котлованів, а також для створення тимчасових доріг; 5) асфальт повторно застосовують у будівництві доріг, але спочатку його термічно обробляють за дуже високої температури; 6) арматуру так само повторно використовують у будівництві й у багатьох інших випадках. Також такі відходи може застосовуватись у будівельних конструкціях для створення бетону низької марки.

Одним з проблемних питань на сьогодні постає поводження з ізоляційними та азбестовмісними матеріалами від руйнувань, які наведені у групі 6 (табл.1). По суті, такі

матеріали мають розглядатися виключно як небезпечні відходи, які підлягають виключно видаленню із дотриманням вимог щодо поводження з небезпечними відходами. Національний перелік відходів визначає азбест як небезпечний компонент відходів, що є обґрунтуванням віднесення таких відходів до небезпечних. Азбести (усі форми, включаючи актиноліт, амозит, антофіліт, хризотил, крокидоліт, фтор-еденітові амфібольні волокна, тремоліт) відносяться до речовин з доведеною канцерогенністю для людини, що можуть спровокувати розвиток пухлин дихальної системи, шлунково-кишкового тракту та репродуктивної системи (відповідно до Переліку речовин, продуктів, виробничих процесів, побутових та природних факторів, канцерогенних для людини).

В примітці до Переліку компонентів відходів від руйнувань вказано, що зібрані (з дотриманням вимог щодо організації збирання) азбестовмісні відходи повинні бути упаковані з метою попередження контакту з довкіллям та транспортовані до місця їх видалення. Після складування азбестовмісних відходів на місці їх видалення вони підлягають покриттю ізолювальним шаром (грунт, глина, подрібнені будівельні відходи тощо) завтовшки не менше ніж 75 см. Отже, питання поводження з азбестовмісними матеріалами у відходах від руйнувань полягає у неможливості розглядати такі матеріали як вторинні матеріальні ресурси.

Не враховуючи розроблені можливі варіанти використання відходів від руйнувань, основним підходом щодо поводження з ними є їх вивезення на полігони або звалища ТПВ, або окремі місця тимчасового зберігання. Місця тимчасового зберігання відходів від руйнувань (місця тимчасового зберігання) – спеціально обладнані або пристосовані земельні ділянки (майданчики), призначені для тимчасового, протягом періоду воєнного стану та одного року з дня припинення або скасування воєнного стану, зберігання відходів від руйнувань до їх утилізації чи видалення у спосіб, що не становить загрози здоров'ю людей та навколишньому природному середовищу [16].

В Порядку поводження з відходами [16] є певні вимоги до розміщення таких місць (наприклад, вони мають бути розміщені на відстані 2 км від об'єктів водного фонду; 0,5 км – від житлової та громадської забудови, об'єктів соціальної інфраструктури; 0,2 км – від сільськогосподарських угідь, доріг загального

користування та залізничних шляхів загальної мережі; 0,05 км – від лісових масивів). Також передбачається наявність покриття, вкритого шаром геологічної мембрани завтовшки не менше ніж 1,5 мм, захищеної від механічних пошкоджень шаром завтовшки не менше 0,5 м; організованого відведення води, що утворюється внаслідок випадання атмосферних опадів (у разі потреби); огороженого периметра (у разі потреби); забезпечення освітлення території та під'їзду до неї тощо. Передбачається можливість сортування відходів від руйнувань, які не відносяться до небезпечних, та облаштування місць для проведення таких операцій. В основному, це сортування, дроблення та фракціонування відходів [16].

Слід зазначити, що звалища та полігони ТПВ в деяких регіонах тепер мають більше навантаження через тимчасове переміщення людей з окупованих територій всередині країни. Крім того, існує проблема поводження з ТПВ на територіях, де велися або ведуться бойові дії. На таких територіях рішенням КМУ від 19.06.2023 р. дозволено організовувати місця тимчасового зберігання ТПВ та відходів руйнувань, а у разі відсутності таких умов, майданчики тимчасового зберігання відходів пропонують організовувати на прибудинкових територіях.

ДП «Державний науково-дослідний інститут будівельних конструкцій» вже розмістило відповідне звернення про можливість використовувати досвід європейських країн із використання бетону з будівельних відходів: 1) при відбудові Варшави після Другої світової війни застосовували матеріали, які залишилися після війни (наприклад, неушкоджену цеглу використовували повторно, а будівельне сміття подрібнювали на бетон, а також із руїн були врятовані такі речі, як ванни, дверні ручки, поручні та багато іншого для встановлення в реконструйованих будівлях); 2) у Данії, Нідерландах, Німеччині існує пряма вимога в новому будівництві використовувати певний відсоток продукції з переробленого сміття; 3) в Австрії переробляється близько 87% відходів будівництва та зносу (збір відходів зазвичай виконується безпосередньо на місці через контейнери, цю роботу провадять оператори з утилізації та знесення); 4) у Нідерландах діє закон, який забороняє звозити на полігони ТПВ будівельні відходи, які можна переробити, а у деяких інших країнах під час приймання відходів на полігон потрібні

офіційні докази того, що ці відходи не піддаються переробці.

Відходи від руйнування в регіонах України і займають близько 1800 га, що негативно впливає на стан довкілля. Створення місць тимчасового зберігання відходів від руйнувань з дотриманням вимог екологічної безпеки, охорони довкілля, раціонального використання і відтворення природних ресурсів на території, зокрема, Одеської області, де вже існує 608 звалищ ТПВ, дуже складна задача тому, що фізико-географічні, інженерно-геологічні, гідрогеологічні, технічні та соціально-економічні умови ділянок лише окремих районів області сприятливі для розміщення нових полігонів (звалищ) відходів [18] тощо.

4 ВИСНОВКИ

На підставі проведених досліджень можна зробити наступні висновки:

1) існуюча проблема поводження з відходами будівництва та зносу посилилася внаслідок утворення великої кількості відходів від руйнувань під час воєнних дій та терактів;

2) відходи від руйнувань відрізняються від відходів будівництва та зносу наявністю супутніх небезпечних компонентів, що ускладняє створення системи поводження з ними;

3) основні компоненти відходів від руйнувань доцільно використовувати як вторинну сировину у будівництві, виробництві будівельних виробів та у інших цілях;

4) звалища та полігони ТПВ в окремих регіонах тепер мають більше навантаження через тимчасове переміщення людей з окупованих територій всередині країни; крім того, існує проблема поводження з ТПВ на територіях, де велися або ведуться бойові дії, а тому на таких територіях доцільно організовувати місця тимчасового зберігання ТПВ та відходів руйнувань;

5) при наявності відповідних фізико-географічних, інженерно-геологічних, гідрогеологічних, технічних та соціально-економічних умов доцільно створення місць тимчасового зберігання відходів від руйнувань з наступним використання їх як вторинної сировини у післявоєнний період відновлення цивільної, промислової та транспортної інфраструктури регіонів України;

6) переробка відходів від руйнування в будівельні матеріали для нових інфраструктурних проєктів потребує величезних

фінансових витрат (порівняно з захороненням на полігонах дорожче приблизно у 32 рази); поки що немає технологій, які дозволяють відсортовувати ці відходи, та виділити корисну складову; відсутні необхідна інфраструктура (майданчики зберігання, дробильне обладнання, сортувальні шредери тощо) та кваліфіковані фахівці; перероблення відходів від руйнування залежить від співпраці чиновників, представників місцевих громад і бізнесу, фахівців з поводження цими відходами, тобто це дуже складна праця, яка потребує ретельного дослідження та підготовки.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Joshua O. Reno. *Military Waste: The Unexpected Consequences of Permanent War Readiness*. 1st edn. California: University of California Press, 2019. 288 p.
- Elgizawy S. M., El-Haggag S. M., Nassar K. Slum Development Using Zero Waste Concepts: Construction Waste Case Study. *Procedia Engineering*. 2016. 145. P. 1306.
- Kambiz G., Syuhaida I., Zainai M. Construction and Demolition Waste: Its Origins and Causes. *Advanced Science Letters*. 2018. 24. P. 4132.
- Закон України «Про управління відходами» від 20.06.2022 №2320-IX. Верховна Рада України URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/card/2320-20> (дата звернення: 21.01.2024).
- Шуваєв А. А., Белоусова О. С. Законодавче регулювання як фактор обмеження залучення відходів будівництва та зносу у повторний господарський обіг. *Міжнародний науковий журнал «Грааль науки»*. 2021. 11. С. 594-595.
- Layla Khalaf-Kairouz Post wars solid waste. *Waste Management*. 2017. 68. P. 1-2. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.006>
- Mykhailenko V., Safranov, T. Estimation of Input of Unintentionally Produced Persistent Organic Pollutants into the Air Basin of the Odessa Industrial-and-Urban Agglomeration. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. 22(9). Pp. 21–31. <https://doi.org/10.12911/22998993/141479>
- SWEEPNET. The Regional Solid Waste Exchange of Information and Expertise Network in Mashreq and Maghreb Countries. Country Report on Solid Waste Management-Lebanon. 2014. 63 p. URL: https://www.retech-germany.net/fileadmin/retech/05_mediathek/laenderinformationen/Libanon_RA_ANG_WEB_Laenderprofile_sweep_net.pdf (дата звернення: 21.01.2024).
- Гафурова О. В., Новак Т. С. Інформація про відходи, що утворюються внаслідок війни: питання правового забезпечення. *Науковий вісник Ужгородського Національного Університету*. Серія Право. 2023. 79 (1). С. 349-355.
- Post-conflict environmental assessment: Albania. United Nations Environment Programme. 2001. URL: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/8615/> (дата звернення: 21.01.2024).
- Afghanistan: Post-conflict Environmental Assessment. United Nations Environment Programme. 2003. URL: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7656> (дата звернення: 21.01.2024).
- Integrating Environment in Post-conflict Needs Assessments: UNEP Guidance Note. United Nations Environment Programme, 2009. URL: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/17457> (дата звернення: 21.01.2024).
- Demolition waste for adsorption of metals: A step towards the circular economy / Vallini J. et al. *Journal of Environmental Management*. 2018. 342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118200>
- Introduction to advances in construction and demolition waste. Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering / Pacheco-Torgal, F. et al. *Advances in Construction and Demolition Waste Recycling*. Woodhead Publishing. 2020. Pp. 1-10. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819055-5.00001-2>
- Roussat N., Dujet C., Méhu J. Choosing a sustainable demolition waste management strategy using multicriteria decision analysis. *Waste Management*. 2009. 1 (29). Pp.12-20. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.010>
- Порядок виконання робіт з демонтажу об'єктів, пошкоджених (зруйнованих) внаслідок надзвичайних ситуацій, воєнних дій або терористичних актів, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 19 квітня 2022 р. № 474. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/474-2022-%D0%BF#Text> (дата звернення: 21.01.2024).
- Порядок поводження з відходами, що утворились у зв'язку з пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд внаслідок бойових дій, терористичних актів, диверсій або проведенням робіт з ліквідації їх наслідків, затверджений Постановою Кабінету Міністрів України від 27 вересня 2022 №1073. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1073-2022-%D0%BF#Text> (дата звернення: 21.01.2024).
- Сафранов Т. А., Черкез Є. А., Шаталін С. М. Оцінка сприятливості території Одеської області для розміщення полігонів твердих побутових відходів. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2018. № 21. С. 98-109

REFERENCES

- Joshua, O. Reno (2019). *Military Waste: The Unexpected Consequences of Permanent War Readiness*. 1st edn. California: University of California Press.
- Elgizawy, S.M., El-Haggag, S.M. & Nassar, K. (2016). Slum Development Using Zero Waste Concepts: Construction Waste Case Study. *Procedia Engineering*, 145, p. 1306.
- Kambiz, G., Syuhaida, I. & Zainai, M. (2018). Construction and Demolition Waste: Its Origins and Causes. *Advanced Science Letters*, 24, p. 4132.
- Verkhovna Rada of Ukraine (2022). *Zakon Ukrainy «Pro upravlinia vidkhodamy» vid 20.06.2022 №2320-IX*. [Law of Ukraine "On Waste Management" on 20.06.2022 №2320-IX]. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/card/2320-20> (Accessed 21.01.2024).
- Shuvaiev, A.A. & Bielousova, O.S. (2021). *Zakonodavche rehuliuвання yak faktor obmezhenia zaluchennia vidkhodiv budivnytstva ta znosu u povtorny hospodarskyi obih* [Legislative regulation as a factor limiting the involvement of construction and demolition waste in the economic cycle]. *Mizhnarodnyi naukovyi zhurnal «Hraal nauky»* [International scientific journal "Grail of

- Science*"], 11, pp. 594-595.
6. Layla Khalaf-Kairouz (2017). Post wars solid waste. *Waste Management*, 68, pp. 1-2. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.006>
7. Mykhailenko, V. & Safranov, T. (2021). Estimation of Input of Unintentionally Produced Persistent Organic Pollutants into the Air Basin of the Odessa Industrial-and-Urban Agglomeration. *Journal of Ecological Engineering*, 22(9), pp. 21–31. <https://doi.org/10.12911/22998993/141479>
8. SWEEPNET (2014). The Regional Solid Waste Exchange of Information and Expertise Network in Mashreq and Maghreb Countries. *Country Report on Solid Waste Management-Lebanon*, 63 p. Available at: https://www.retech-germany.net/fileadmin/retech/05_mediathek/laenderinformationen/Libanon_RA_ANG_WEB_Laenderprofile_sweep_net.pdf (Accessed 21.01.2024).
9. Hafurova, O.V. & Novak, T.S. (2023). Informatsiia pro vidkhody, shcho utvoriuiutsia vnaslidok viiny: pytannia pravovoho zabezpechennia. [Information on waste generated as a result of war: the issue of legal protection.] *Naukovyi visnyk Uzhhorodskoho Natsionalnoho Universytetu. Serii Pravo [Scientific Bulletin of the Uzhhorod National University. Law series]*, 79 (1), pp. 349-355.
10. United Nations (2001). Post-conflict environmental assessment: Albania. *United Nations Environment Programme*. Available at: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/8615/> (Accessed 21.01.2024).
11. United Nations (2003). Post Afghanistan: Post-conflict Environmental Assessment. *United Nations Environment Programme*. Available at: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7656> (Accessed 21.01.2024).
12. United Nations (2009). Integrating Environment in Post-conflict Needs Assessments: UNEP *Guidance Note*. *United Nations Environment Programme*. Available at: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/17457> (Accessed 21.01.2024).
13. Vallini, J. et al. (2018). Demolition waste for adsorption of metals: A step towards the circular economy. *Journal of Environmental Management*, 342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118200>
14. Pacheco-Torgal, F. et al. (2020). Introduction to advances in construction and demolition waste. Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering. *Advances in Construction and Demolition Waste Recycling*. Woodhead Publishing, pp. 1-10. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819055-5.00001-2> (Accessed 21.01.2024).
15. Roussat, N., Dujet, C. & Méhu, J. (2009). Choosing a sustainable demolition waste management strategy using multicriteria decision analysis. *Waste Management*, 1 (29), pp. 12-20. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.010>
16. Cabinet of Ministers of Ukraine (2022). *Poriadok vykonannia robot z demontazhu ob'ektiv, poshkodzhennykh (zruinovanykh) vnaslidok nadzvychainykh sytuatsii, voiennykh dii abo terorystychnykh aktiv, zatverdzhenoho postanovoiu Kabinetu Ministriv Ukrainy vid 19 kvitnia 2022 r. № 474 [The procedure for performing works on the dismantling of objects damaged (destroyed) as a result of emergency situations, military actions or acts of terrorism, approved by the resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated April 19, 2022]* Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/474-2022-%D0%BF#Text> (Accessed 21.01.2024).
17. Cabinet of Ministers of Ukraine (2022). *Poriadok povodzhennia z vidkhodamy, shcho utvorylys u zviazku z poshkodzhenniam (ruinuvanniam) budivel ta sporud vnaslidok boiovykh dii, terorystychnykh aktiv, dyversii abo provedenniam robot z likvidatsii yikh naslidkiv [The procedure for handling waste generated in connection with the damage (destruction) of buildings and structures as a result of hostilities, acts of terrorism, sabotage or carrying out work to eliminate their consequences]*. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1073-2022-%D0%BF#Text> (Accessed 21.01.2024).
18. Safranov, T.A., Cherkez, Ye.A. & Shatalin, S.M. (2018). Otsinka spriiatlyvosti terytorii Odeskoi oblasti dlia rozmishchennia polihoniv tverdykh pobutovykh vidkhodiv [Assessment of the suitability of the territory of the Odesa region for the placement of landfills for solid household waste]. *Ukrainskyi hidrometeorologichnyi zhurnal [Ukrainian hydrometeorological journal]*, 21, pp. 98-109.

CHARACTERISTICS OF DEMOLITION WASTE MANAGEMENT IN THE REGIONS OF UKRAINE

T. A. Safranov, V. Yu. Prykhodko, V. I. Mykhailenko

*Odessa State Environmental University,
15, Lvivska St., 65016 Odesa, Ukraine
safranov@ukr.net, vks26@ua.fm, vladislav.mykhailenko@gmail.com*

The volume of waste left from war-related destruction amounts to 10-12 million tons per year. Such volume is comparable to the annual volume of municipal solid waste generated in Ukraine. This situation led to formation of unauthorized landfills and complicated the existing problem of industrial, consumer, construction and demolition waste management. Consequently, the issue of destruction waste management became a pressing environmental and socio-economic problem. The objective of this research is to assess the characteristics of destruction waste management in the regions of Ukraine. Destruction waste is generated during construction of new buildings and public structures, as well as during renovation or demolition of existing buildings and structures;

including general-use facilities. It is estimated that, before the war, nearly 7 million tons of construction and demolition waste was generated annually, with more than 50% being transported to municipal solid waste landfills. Specialized landfills for its disposal were virtually non-existent in the regions of Ukraine, so this waste, despite its resource value, was taken to municipal solid waste landfills or unauthorized dumps. Some components of construction and demolition waste are toxic. Destruction waste includes parts (fragments) of damaged (destroyed) objects, as well as materials and items that were inside or next to such objects at the time of damage (destruction) and/or during disassembly activities, including those that fully or partially lost their consumer properties and cannot be reused at the place of their origin or discovery. Destruction waste pollutes the environment, so one of the ways to reduce environmental risks is to develop an effective waste management system to stop chaotic processes during disassembly activities. Destruction waste differs from construction and demolition waste by the presence of accompanying hazardous components, complicating the development of a waste management system. The main components of destruction waste should be used as secondary raw materials for construction, production of building materials and other purposes. Provided that appropriate physical-geographic, engineering-geological, hydrogeological, technical, and socio-economic conditions are available, it is advisable to create temporary waste storage sites, with their subsequent use as secondary raw materials in the post-war period for restoration of civil, industrial, and transport infrastructure in the regions of Ukraine.

Keywords: destruction waste; waste management; reuse; post-war restoration

*Подання до редакції : 06. 02. 2024
Надходження остаточної версії : 10. 03. 2024
Публікація статті : 25. 04. 2024*

УДК: 551.5: 633.1

АГРОЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ПОГЛИНАННЯ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТЕХНІЧНИМИ КУЛЬТУРАМИ В УМОВАХ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

П. С. Нікітін, В. Г. Ільїна

Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна, agroecology87@gmail.com,
<https://orcid.org/0009-0004-5755-4116>, <https://orcid.org/0000-0001-5781-701X>

Сучасна агропромислова діяльність, орієнтована на інтенсивні методи сільськогосподарського виробництва, вимагає глибокого розуміння процесів, що відбуваються в агроєкосистемах. Одеська область відрізняється специфічними агрокліматичними умовами та особливостями ґрунтового покриву, що робить дослідження цього питання надзвичайно актуальним. Інтенсивне використання технічних культур потребує знання про поглинання та винос біогенних елементів, таких як азот, фосфор і калій.

Важливість цього дослідження визначається необхідністю розкриття особливостей динаміки поглинання біогенних елементів технічними культурами в умовах Одеської області, враховуючи агрокліматичні та ґрунтові особливості регіону. Результати дослідження покликані сприяти розробці науково обґрунтованих рекомендацій для фермерів та аграрних підприємств щодо ефективного управління агроєкосистемами.

Це дозволить не лише підвищити продуктивність технічних культур, але й забезпечити екологічну стійкість сільськогосподарських практик. Виявлення оптимальних умов для поглинання та вносу біогенних елементів сприятиме поліпшенню родючості ґрунтів та збереженню їх продуктивності на довгострокову перспективу. Висновки та рекомендації, отримані в ході дослідження, можуть бути використані для вдосконалення агротехнічних практик, зменшення екологічного навантаження на довкілля та підвищення ефективності сільськогосподарського виробництва.

Враховуючи сучасні тенденції розвитку сільського господарства, необхідно приділити особливу увагу оптимізації агротехнічних заходів, які дозволять зменшити витрати на добрива та покращити їхню ефективність. Одним з важливих аспектів є впровадження новітніх технологій, що дозволять більш точно визначати потреби рослин у поживних речовинах та забезпечувати їх відповідно до фаз розвитку. Крім того, необхідно враховувати взаємодію між різними елементами живлення, що може впливати на їхню доступність та засвоюваність рослинами.

Ключові слова: технічні культури; динаміка; методика; біогенні елементи; мінеральні добрива; урожайність.

1 ВСТУП

Проблема поглинання біогенних елементів технічними культурами в умовах Одеської області полягає в необхідності забезпечення збалансованого використання та відновлення життєво важливих елементів у ґрунті.

Це важливо для підтримки родючості ґрунтів, підвищення врожайності та мінімізації негативного впливу на навколишнє середовище. Незбалансоване поглинання може призвести до деградації ґрунтів, зниження їх продуктивності та виникнення екологічних проблем.

Ця проблема тісно пов'язана з актуальними науковими та практичними завданнями у сфері агроєкології та сільського господарства.

Наукові дослідження спрямовані на розуміння механізмів поглинання біогенних

елементів рослинами, розробку методів для оптимізації цього процесу та виявлення найефективніших практик для збереження ґрунтів.

Практичні завдання включають впровадження технологій точного землеробства, розробку збалансованих систем удобрення, та застосування екологічно безпечних методів обробки ґрунту.

У контексті сучасних викликів, таких як зміни клімату, деградація земель та зростання потреб у продовольстві, вирішення проблеми збалансованого поглинання біогенних елементів набуває особливого значення.

Це дозволить не лише підвищити продуктивність сільського господарства, але й забезпечити стійкість агроєкосистем та

збереження природних ресурсів для майбутніх поколінь.

Метою дослідження є агроекологічна оцінка поглинання біогенних елементів технічними культурами в умовах Одеської області.

Огляд літератури. В.Г. Мінесв у своїй роботі 1988 року зазначає, що існує поширена хибна думка, що річки та водойми отримують поживні речовини переважно з добрив [1]. Проте, як вітчизняні, так і зарубіжні дослідження показують, що втрати поживних елементів з ґрунту значно перевищують ті, що надходять від добрив.

Основна частина цих елементів потрапляє у водойми через тверді та рідкі стоки. Втрати добрив стають значними при неправильному їх застосуванні, особливо взимку чи ранньою весною. Стоки з полів можуть виносити до 50-100% аміачної селітри, 40-70% калію, 30-40% фосфору від загальної кількості внесених добрив.

Проблема евтрофікації природних вод є дуже складною і вимагає наукового аналізу [2]. Помірно евтрофіковані озера мають кращі умови для рибальства, тому іноді їх штучно удобрюють.

Основним забруднювачем вод є нітратний азот, який піддається денітрифікації та фіксації азоту синьо-зеленими водоростями [3].

При застосуванні добрив важливо точно визначити норми і співвідношення поживних елементів, обрати оптимальні форми добрив, строки і методи їх внесення.

Це допоможе значно підвищити продуктивність використання поживних елементів добрив сільськогосподарськими культурами, зменшити їх втрати та вихід у навколишнє середовище.

Азотні добрива доцільно застосовувати у амонійній та амідній формах, наближати строки внесення до посіву культури або до фаз найбільшого споживання азоту рослинами. Втрати нітратів можна зменшити шляхом регулювання строків і методів внесення добрив, у поєднанні з протиерозійними методами обробітку ґрунту.

Недосконалість хімічних властивостей азотних добрив також сприяє втратам азоту через біологічні та хімічні процеси у ґрунті. Наприклад, втрати азоту при поверхневому внесенні сечовини можна значно зменшити, загортаючи її у ґрунт під час оранки або передпосівної культивування. Також важливо враховувати процес денітрифікації у ґрунті, який призводить до газоподібних втрат азоту до 25% і

більше від внесених норм.

Для запобігання значних втрат азоту рекомендується вносити безводний аміак на глибину 10-15 см. Усі форми азоту з часом переходять у найбільш рухому нітратну форму. Для гальмування процесів нітрифікації широко застосовуються інгібітори, що підвищують коефіцієнт використання азоту добрив і зменшують його втрати. Суттєве зменшення втрат азотних добрив і збільшення коефіцієнту їх використання відбуваються при застосуванні рідких азотних і комплексних добрив.

Вже розроблено систему заходів, які доцільно використовувати для зниження забрудненості поверхневих стоків з полів сполуками азоту й фосфору. Важливим є локальний спосіб внесення добрив, що оптимально задовольняє потреби рослин і зменшує вимивання поживних речовин з ґрунту.

Біологічна та клітинна інженерія свідчать про можливість нових підходів до форм і методів застосування азотних добрив. Синтез індивідуальних генів і їх перенесення у генетичний апарат бактерій дозволяють надавати їм здатність фіксувати молекулярний азот повітря, що є перспективним для багатьох культур, включаючи пшеницю.

Також можливе виробництво бактеріальних добрив, що фіксують азот з повітря. Важливим досягненням є виробництво гранульованих повільно-розчинних форм добрив, включаючи азотовмісні. Багато питань екології мінеральних добрив вже досить розроблені наукою, але ще потребують практичного впровадження у сільське господарство [4].

Вдосконалення асортименту і якості агрохімічних засобів, зокрема мінеральних добрив, сприятиме скороченню міграції біогенних речовин у навколишнє середовище та зменшить негативний вплив добрив на природу і здоров'я людини [5].

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Вихідними даними дослідження є інформація щодо кількісних та якісних характеристик внесення та поглинання біогенних елементів технічними культурами в умовах Одеської області, за період 2010-2021 рр.

Методологія дослідження пов'язана з обробкою, аналізом та узагальненням даних, синтезом та інтерпретацією отриманої інформації в розрізі поглинання біогенних елементів технічними культурами.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Для забезпечення високих та стабільних врожаїв технічних культур в умовах Одеської області, де ґрунти характеризуються низьким вмістом органічної речовини, необхідно застосовувати достатні кількості мінеральних добрив, що містять необхідні біогенні елементи. Ця практика потрібна для поповнення запасів поживних речовин у ґрунті, покращення його родючості та підтримки оптимального росту і розвитку культур. Правильні стратегії удобрення, адаптовані до конкретних потреб ґрунту та культур, можуть значно підвищити продуктивність та стійкість сільського господарства в цьому регіоні.

Враховуючи динаміку виносу біогенних елементів з полів, зайнятих технічними культурами в Одеській області, важливо мати дані про кількісні та якісні показники внесення мінеральних добрив, які представлені на рисунку 1 [6, 7].

Графік відображає зростання динаміки внесення мінеральних добрив аграрними підприємствами Одеської області протягом 2010-2021 років.

Це зростання пов'язане із кількома факторами, включаючи розширення площі оброблюваних сільськогосподарських угідь, підвищення продуктивності культур та погіршення ґрунтових і кліматичних умов.

Аналіз графіка вказує на високий рівень внесення азотних, фосфорних і калійних добрив, що відображає їх ключову роль у рості і розвитку рослин. Загалом, позитивна тенденція внесення мінеральних добрив сприяє підвищенню врожайності та якості сільськогосподарської продукції. Проте важливо врахувати, що надмірне внесення може призвести до деградації ґрунтів та забруднення довкілля.

Ефективність мінеральних добрив у підвищенні сільськогосподарської продуктивності є очевидною, аналіз також підкреслює важливість збалансованих та сталих практик внесення добрив. Аграрним підприємствам важливо впроваджувати інтегровані стратегії управління родючістю ґрунтів, які оптимізують використання добрив, забезпечуючи довгострокову стійкість сільського господарства та захист довкілля.

Розрахунок виносу біогенних елементів з сільськогосподарських угідь проводять на основі відомих агрохімічних залежностей, які зв'язують

кількість речовин, що виносяться з властивостями ґрунту, видами та врожайністю сільськогосподарських культур.

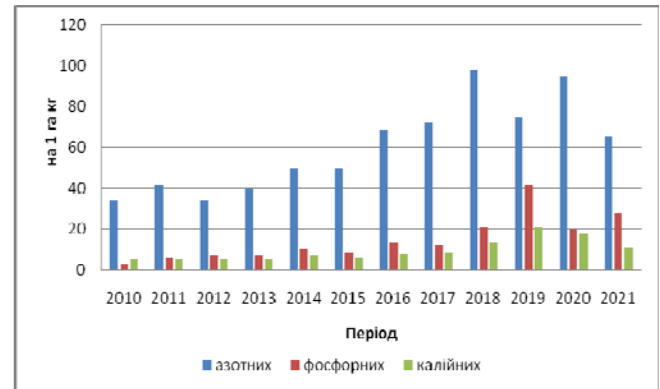


Рис. 1 - Застосування мінеральних добрив аграрними підприємствами Одеської області

Fig. 1 - The use of mineral fertilizers by agricultural enterprises in the Odesa region

Розрахункове рівняння для визначення виносу біогенів з ґрунту базується на врожайності сільськогосподарських культур як на інтегральному показнику стану декількох базових факторів (ґрунт, метеорологічні умови, тривалість вегетаційного періоду, кількість добрив, які використовуються, засобів їх внесення та ін.) [8].

Питомий винос біогенів з площі, зайнятою і-ю сільськогосподарською культурою (R_i), визначають за формулою:

$$R_i = \alpha_N k_i y_i + \alpha_P k_i y_i + \alpha_K k_i y_i, \quad (1)$$

де α_N , α_P , α_K – відповідно коефіцієнти виносу азоту, фосфору та калію для різних ґрунтових умов та сільськогосподарських культур; k_i – винос біогенів з ґрунту з урожаєм, кг/т; y_i – фактична врожайність сільськогосподарської культури.

Розрахунок виконувався для технічних культур, тому за методикою були взяті коефіцієнти:

соняшник - α_N (0,13); α_P (0,12); α_K (0,21); цукровий буряк - α_N (0,28); α_P (0,11); α_K (0,36) (для чорноземів звичайних).

Винос біогенів з ґрунту з врожаєм технічних культур, кг/т які вирощуються на чорноземах звичайних:

соняшник: N (5,0); P_2O_5 (1,5); K_2O (7,0);

цукровий буряк: N (24,5); P_2O_5 (12,0); K_2O (26,0).

$$\sum W_{пл} = \sum_{i=1}^n R_i S_i, \quad (2)$$

де $\sum W_{пл}$ – загальний виніс біогенів з площі водоохоронної зони, кг/у рік; R_i – питомий виніс біогенів з площі, зайнятої сільськогосподарською культурою; n – кількість сільськогосподарських культур на площі водоохоронної зони; S_i – площа, яка зайнята сільськогосподарською культурою, га.

Площу, зайняту культурою, визначають за фактичними даними господарства про структуру посівів у водоохоронній зоні річки.

Початкову кількість внесених біогенних елементів визначають за формулою (3):

$$W_{вих} = \sum_{j=1}^m \Phi_{M_j} W_{CP_j}, \quad (3)$$

де $W_{вих}$ – вихідна кількість внесених у ґрунт біогенів, кг/рік; m – кількість видів добрив; Φ_{M_j} – фізична маса j -го виду добрив, що вносяться, т; W_{CP_j} – середній вміст біогенних елементів у добриві j -го виду.

Фізичну масу добрив розраховують за формулою:

$$\Phi_{M_j} = \sum_{j=1}^m S_j N_j, \quad (4)$$

де S_j – площа внесення j -го добрива, га; N_j – норма внесення j -го добрива, т/га.

Підвищенні втрати біогенів можуть спостерігатись при низьких рівнях технологій використання добрив 16 одиниць.

Використовуючи дані, можна визначити частку втрат біогенних елементів та розрахувати їх сумарний винос з ділянки внаслідок порушень технології ($W_{пот}$, кг/рік) за формулою:

$$\sum W_{пот} = \sum_{j=1}^m W_{вих_j} q_j, \quad (5)$$

де q_j – частка втрат біогенних елементів в наслідок порушень технології внесення j -го добрива (мінеральні, рівень технологій високий – 2, середній – 4, низький – 6).

$W_{вих}$ – вихідна кількість внесення біогенних добрив j -го виду, кг/рік [9].

Загальна величина виносу біогенів ($W_{заг}$, кг/рік) буде складати:

$$W_{заг} = \sum W_{пл} + \sum W_{пот}, \quad (6)$$

а коефіцієнт втрат

$$\alpha_{пот} = W_{заг} / W_{вих}. \quad (7)$$

На рисунку 2 показано динаміку початкової кількості внесених біогенних елементів з сільськогосподарських угідь Одеської області, зайнятих вирощуванням технічних культур. Наступні графіки також відображають дані щодо цієї території та набору вирощуваних культур.

Внесення біогенних елементів у ґрунт є важливим фактором, що впливає на врожайність та якість сільськогосподарських культур.

У цій роботі проведено аналіз динаміки внесення біогенних елементів при вирощуванні цукрових буряків та соняшнику протягом 2010-2021 років.

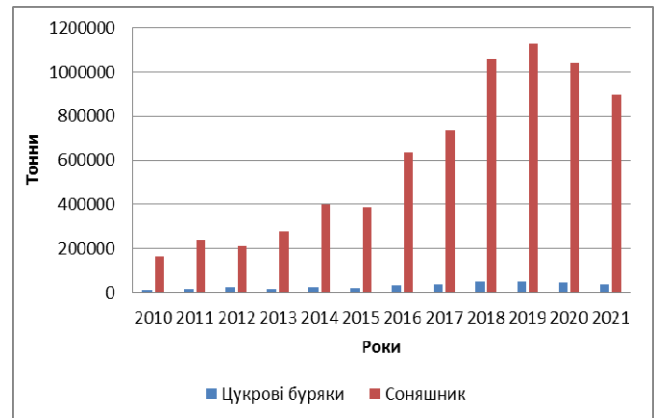


Рис. 2 - Динаміка початкової кількості внесених біогенних елементів

Fig. 2 - Dynamics of the initial amount of introduced biogenic elements

Аналіз динаміки внесення біогенних елементів (добрив) становить ключовий етап у науковому дослідженні, спрямованому на вивчення змін в агротехнологіях, рівні продуктивності сільського господарства та оптимального управління ресурсами.

У цьому контексті аналізується зміна обсягів внесення біогенних елементів для культур цукрових буряків та соняшнику в Одеській області протягом 2010-2021 років, з використанням наданих даних та графічного відображення.

Подані результати вказують на динаміку змін кількості внесених біогенних елементів для цих культур у відповідний період.

Наприклад, відзначається, що для цукрових буряків спостерігається поступове зростання кількості внесених біогенних елементів зі значними коливаннями, тоді як для соняшника спостерігається значне збільшення, а згодом стабілізація обсягів у останні роки дослідження.

У подальшому аналізі розглядаються чотири основних періоди змін, що характеризуються

відповідною динамікою внесення біогенних елементів для обох культур.

Наприклад, виявлено періоди інтенсивного зростання кількості внесених біогенних елементів, що може бути пов'язане з підвищенням ефективності агротехнологій та використанням сучасних методів вирощування.

Далі звертається увага на піки та спади в динаміці внесення біогенних елементів, а також на їх зв'язок з рівнем продуктивності культур.

Наприклад, пікові значення відображають періоди інтенсивного впровадження нових технологій, в той час як зниження може свідчити про оптимізацію агротехнологій та зменшення залежності від біогенних елементів.

Загальна тенденція до збільшення використання біогенних елементів, особливо у вирощуванні соняшника, є одним із ключових результатів аналізу.

Дослідження також вказує на необхідність подальших досліджень, спрямованих на оцінку ефективності використання внесених біогенних елементів та їх вплив на рівень врожайності, якість продукції та екологічну стійкість агросистем.

На рисунку 3 наведена динаміка загального виносу біогенних речовин у з сільськогосподарських угідь Одеської області, зайнятих під вирощуванням технічних культур.

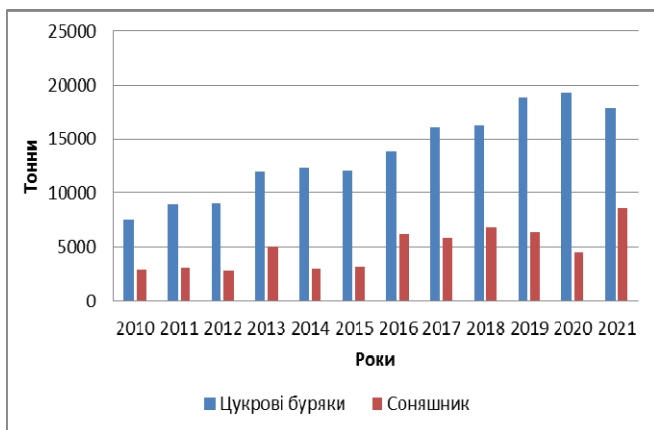


Рис. 3 - Динаміка загального виносу біогенних речовин з водоохоронної зони річки або іншого водного об'єкту

Fig. 3 - Dynamics of total biogenic substance export from the water protection zone of a river or other water body

Засвоєння поживних речовин цукровими буряками варіювалося від 7605 т/рік у 2010 році до 19292 т/рік у 2020 році.

Найвище засвоєння було у 2020 році, що вказує на значний попит на поживні речовини для підтримки врожайності. Найнижче засвоєння було у 2010 році, що може свідчити про можливі

варіації у родючості ґрунту або методах управління.

Засвоєння поживних речовин соняшником варіювалося від 2872 т/рік у 2012 році до 8562 т/рік у 2021 році. Соняшник показав постійне збільшення засвоєння поживних речовин з 2018 по 2021 рік, що вказує на вищий попит на поживні речовини для підтримки росту та врожайності.

Найвище засвоєння було у 2021 році, підкреслюючи важливість доступності поживних речовин для виробництва соняшника.

Обидві культури, цукрові буряки та соняшник, показали коливання у засвоєнні поживних речовин протягом років, що залежало від таких факторів, як стан ґрунту, управління культурами та екологічні змінні.

Соняшник загалом вимагав менших кількостей поживних речовин порівняно з цукровими буряками, з помітним збільшенням засвоєння поживних речовин у 2021 році.

Цей аналіз надає уявлення про потреби цукрових буряків та соняшника у поживних речовинах на чорноземних ґрунтах, підкреслюючи важливість розуміння моделей засвоєння поживних речовин для оптимізації виробництва культур та практик управління ґрунтами.

На рисунку 4 вказана динаміка сумарного виносу біогенних речовин з ділянки внаслідок порушень технології з сільськогосподарських угідь Одеської області, зайнятих під вирощуванням технічних культур.

Внесення біогенних елементів у ґрунт є важливим фактором, що впливає на врожайність та якість сільськогосподарських культур. Однак, надмірне внесення добрив може призвести до порушення балансу елементів у ґрунті та до виносу біогенних речовин з ділянки. У цій роботі проведено аналіз динаміки сумарного виносу біогенних речовин з ділянки при вирощуванні цукрових буряків та соняшнику протягом 2010-2021 років.

Згідно з даними графіка, можна спостерігати загальне зростання виносу біогенних речовин з ділянки як для цукрових буряків, так і для соняшнику протягом 2010-2021 років.

Спочатку слід зазначити, що існує загальна тенденція зростання виносу біогенних речовин з ділянки як для цукрових буряків, так і для соняшнику протягом більшості років, зокрема від 2010 до 2019 року. Однак, в 2020 та 2021 роках спостерігається зниження цього показника, що може бути викликано різноманітними факторами, такими як

кліматичні умови, вплив шкідників та хвороб, або зміни в агротехнологіях.

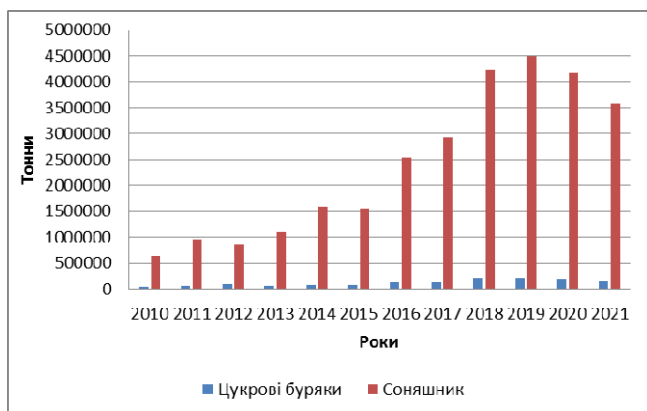


Рис. 4 - Динаміка сумарного виносу біогенних речовин з ділянки внаслідок порушень технології

Fig. 4 - Dynamics of total biogenic substance export from the area due to technological violations

Далі, важливо звернути увагу на співвідношення виносу біогенних речовин між культурами. Наприклад, у перші роки аналізу, такі як 2010-2012 роки, винос біогенних речовин з соняшнику значно перевищує винос з цукрових буряків, але в подальших роках, зокрема після 2013 року, різниця у виносі стає менш виразною.

Також важливо врахувати вплив виносу біогенних речовин на рівень середовища та екосистему. Збільшення виносу може призвести до збільшення навантаження на ґрунт та водні ресурси, що може мати негативні наслідки для біорізноманіття та здоров'я екосистеми. Тому важливо вжити заходи для контролю та зменшення виносу біогенних речовин та вдосконалення агротехнологій з урахуванням екологічних аспектів.

Отже, детальний аналіз наведених даних може сприяти розумінню динаміки виносу біогенних речовин та впливу цього явища на агроєкосистеми, що, в свою чергу, може бути корисним для розробки стратегій управління агроєкологічною стійкістю та сталого розвитку сільського господарства.

Зростання виносу біогенних речовин з ділянки може бути пов'язано з низкою факторів, таких як:

1. Надмірне використання мінеральних добрив, таких як азотні, фосфорні та калійні, сприяє надмірному накопиченню цих елементів у ґрунті. Це створює ситуацію, коли рослини не здатні засвоїти всі внесені добрива, і надлишок біогенних елементів залишається у ґрунті. При випаданні дощів або під впливом зрошення ці елементи можуть вимиватись у глибші шари

ґрунту або потрапляти у ґрунтові води, що призводить до забруднення водних ресурсів.

2. Невідповідність кількості внесених добрив потребам культур, що вирощуються, може призвести до того, що значна частина добрив залишається не використаною рослинами. Нерівномірне внесення добрив по полю сприяє створенню ділянок з надмірною концентрацією біогенних елементів, що посилює ризик їх вимивання. Крім того, вибір добрив, що не відповідають типу ґрунту або культурі, може знизити ефективність їх використання і призвести до надмірного накопичення у ґрунті.

3. Ерозія, викликана водою або вітром, спричиняє втрату верхнього, найбільш родючого шару ґрунту. Цей шар містить високу концентрацію органічних речовин та біогенних елементів, необхідних для росту рослин. Вимивання ґрунту не тільки знижує його родючість, але й сприяє переносу біогенних елементів у водні системи, що може спричинити евтрофікацію водних об'єктів.

4. Органічні добрива, такі як компост, гній або сидерати, відіграють ключову роль у покращенні структури ґрунту. Вони сприяють утворенню агрономічно цінних структурних агрегатів, які покращують водоутримуючу здатність ґрунту та забезпечують кращу аерацію. Органічні добрива також повільно вивільняють біогенні елементи, що дозволяє рослинам ефективніше їх використовувати протягом тривалого часу. Це сприяє зменшенню ризику вимивання біогенних елементів та забезпечує стійкий розвиток агроєкосистем.

5. Зміни кліматичних умов, включаючи підвищення кількості та інтенсивності опадів, можуть призвести до збільшення ерозійних процесів і вимивання біогенних елементів з ґрунту. Підвищення температури може впливати на швидкість розкладання органічної речовини у ґрунті, що також може спричинити зміни у вивільненні та вимиванні біогенних елементів. Це потребує адаптаційних заходів у сільському господарстві для забезпечення стійкості агроєкосистем до кліматичних змін.

Важливо зазначити, що надмірне винос біогенних речовин з ділянки може призвести до виснаження ґрунту, зниження його родючості та погіршення екологічного стану.

На рисунку 5 представлена динаміка загального виносу біогенних речовин з ділянки через порушення технології на сільськогосподарських угіддях Одеської області, що використовуються для вирощування технічних культур.

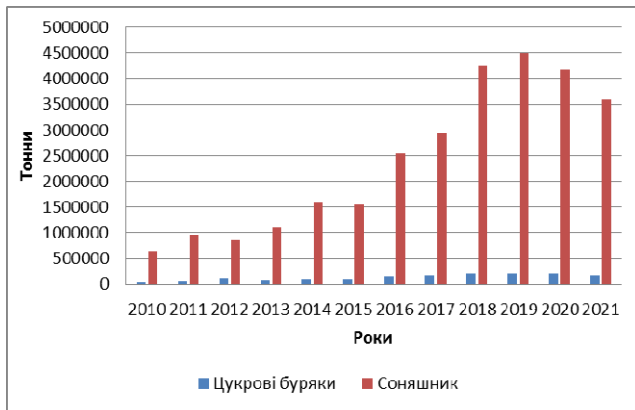


Рис. 5 - Динаміка загального виносу біогенів
Fig. 5 - Dynamics of total biogenic loss

У сучасному сільському господарстві важливим показником є винос біогенів, який визначає ефективність використання земельних ресурсів та вплив на екосистему. Аналіз динаміки виносу біогенів під основними сільськогосподарськими культурами дозволяє виявити тенденції та сприяти покращенню агротехнічних заходів. У даному графіку розглядається винос біогенів під цукровими буряками та соняшниками з 2010 по 2021 роки.

З 2010 по 2021 рік винос біогенів під цукровими буряками характеризувався коливаннями з тенденцією до збільшення до 2019 року. Найвищий показник виносу біогенів був зафіксований у 2019 році і становив 218821 тонн на рік. Найнижчий показник спостерігався у 2010 році, коли винос біогенів складав лише 47828 тонн на рік. Після 2019 року спостерігалось зниження цього показника.

Винос біогенів під соняшниками протягом досліджуваного періоду демонстрував постійне зростання з 2010 року до 2019 року. Найвищий показник було досягнуто у 2019 році і становив 4505410 тонн на рік. Найнижчий показник, аналогічно до цукрових буряків, був у 2010 році і складав 636418 тонн на рік. Після 2019 року також спостерігалось зниження виносу біогенів.

Винос біогенів для соняшника значно перевищував аналогічні показники для цукрових буряків протягом усіх років спостереження. Це свідчить про інтенсивнішу культивування соняшника порівняно з цукровими буряками. Максимальні показники виносу біогенів для соняшника майже в 20 разів перевищують показники для цукрових буряків у ті ж роки.

На рисунку 6 представлена динаміка коефіцієнту втрат біогенів з сільськогосподарських угідь Одеської області, зайнятих під вирощуванням технічних культур.



Рис. 6 - Динаміка коефіцієнту втрат біогенів
Fig. 6 - Dynamics of the biogenic loss coefficient

Аналіз динаміки коефіцієнту втрат біогенів для цукрових буряків та соняшника:

Значення коефіцієнта втрат біогенів цукровими буряками складає 4,77%. З наступними вимірами значення знижується: від 4,77% до 4,33% і далі коливається в діапазоні між 4,38% та 4,48%. Найнижче значення зафіксоване на рівні 4,33%.

Загалом спостерігається тенденція до зниження коефіцієнта втрат біогенів, що може свідчити про покращення умов зберігання або обробки цукрових буряків.

Значення коефіцієнта втрат біогенів соняшником складає 4,02%. Протягом усього періоду вимірювань цей показник коливається в досить вузькому діапазоні від 4,00% до 4,02%. Найнижче значення зафіксоване на рівні 4,00%.

Загалом, втрати біогенів у соняшника залишаються стабільними, з невеликими коливаннями.

У цукрових буряків коефіцієнт втрат біогенів значно зменшився протягом періоду спостереження, що може вказувати на ефективніші методи зберігання або обробки.

У соняшника коефіцієнт втрат біогенів є стабільнішим і змінюється незначно, що може свідчити про стабільніші умови зберігання та менший вплив факторів, що спричиняють втрати.

Загалом, динаміка втрат біогенів у цукрових буряків показує позитивну тенденцію до зменшення, тоді як у соняшника втрати залишаються на стабільно низькому рівні.

Цукрові буряки показали значне зменшення втрат біогенів, що може вказувати на покращення агротехнічних заходів або умов зберігання.

Соняшник демонструє стабільність у втраті біогенів, що є позитивним показником для збереження якості продукту.

Рекомендації можуть включати подальше дослідження методів, які сприяють зниженню втрат біогенів у цукрових буряків, а також підтримання та, можливо, покращення вже стабільних умов зберігання соняшника.

Цей аналіз надає загальне уявлення про динаміку втрат біогенів у цукрових буряків та соняшника, що є важливим для прийняття рішень у сфері агрономії та зберігання сільськогосподарської продукції [10].

4 ВИСНОВКИ

Результати досліджень з оцінки біогенного навантаження, проведених в Одеській області, служать основою для розробки стратегій сільськогосподарського виробництва та забезпечення екологічної стійкості. Ці дані можуть бути використані для наступних цілей:

1. Визначити баланс біогенних елементів у ґрунтах та оцінити вплив сільськогосподарської діяльності на їх стан. Це важливо для розробки заходів щодо охорони ґрунтів та підвищення їх родючості. Оцінка стану ґрунтів надає можливість вчасно виявляти ознаки деградації та вживати необхідних заходів для їх відновлення.

2. Встановити оптимальні норми та строки внесення мінеральних добрив для різних сільськогосподарських культур в умовах області. Це сприяє зменшенню негативного впливу надмірного внесення добрив на навколишнє середовище. Оптимізація використання добрив дозволяє знизити їх витрати, що є економічно вигідним для фермерів, а також зменшує ризик забруднення ґрунтів і водних ресурсів.

3. Може бути підґрунтям для створення екологічно безпечних підходів, таких як органічне землеробство, сидерація та мінімальне обробіток ґрунту. Ці технології сприяють оптимізації використання мінеральних добрив, а також підвищують стійкість сільськогосподарських систем до змін клімату. Екологічно безпечні технології дозволяють забезпечити довгострокову продуктивність агроєкосистем без шкоди для навколишнього середовища.

4. Отримані результати досліджень в Одеській області мають важливе значення для розвитку екологічно орієнтованого сільського господарства. Вони допомагають розробити стратегії раціонального використання мінеральних добрив, збереження родючості ґрунтів та запобігання їх деградації. Впровадження екологічно безпечних технологій дозволяє забезпечити стійкий розвиток

сільськогосподарських систем і мінімізувати їх негативний вплив на довкілля.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Писаренко В. М., Писаренко П. В., Писаренко В. В. Агроєкологія: навчальний посібник. Полтава: ФОП Говорова С.В., 2008. 256 с.
2. Xiao-e Yang, Xiang Wu, Hu-lin Hao, Zhen-li He. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *J Zhejiang Univ Sci B*. 2008 Mar. 9(3). Pp. 197–209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
3. Solomon Oluwaseun Akinawo. Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environmental Challenges*. August 2023. Vol. 12. 100733. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>
4. Soil and the intensification of agriculture for global food security / Peter M. Kopittkea, Neal W. Menzies, Peng Wangb, Brigid A. McKenna, Enzo Lombic. *Environment International*. November 2019. Vol. 132. 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>
5. Intensify production, transform biomass to energy and novel goods and protect soils in Europe—A vision how to mobilize marginal lands / P. Schröder, B. Beckers, S. Daniels, F. Gnädinger, E. Maestri, N. Et al. *Science of The Total Environment*. March 2018. Vol. 616–617. Pp. 1101–1123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.209>
6. Звіти // Департамент екології та природних ресурсів Одеської обласної державної адміністрації. URL: <https://ecology.od.gov.ua/zvity/> (дата звернення: 12.09.2023).
7. Статистична інформація. Сільське, лісове та рибне господарство. Рослинництво (1995–2022) // Головне управління статистики в Одеській області. URL: <http://od.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення: 02.10.2023).
8. Полетаєва Л. М., Юрасов С. М., Льїна В. Г. Моделювання та прогнозування стану довкілля: конспект лекцій. Одеса: Дніпропетровськ: «Економіка», 2005. 179 с.
9. Моделювання та прогнозування стану довкілля: збірник методичних вказівок до практичних робіт / Полетаєва Л. М., Юрасов С. М., Льїна В. Г., Чернякова О.І. та ін. Одеса: ОДЕКУ, 2006. 140 с.
10. Льїна В. Г., Нікітін П. С. Динаміка виносу біогенних елементів з площ зайнятих під зернові та зернобобові культури в умовах Одеської області. *Екологічні науки. Науково-практичний журнал*. 2023. Вип. 6 (51). С. 107–112. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.17>

REFERENCES

1. Pisarenko, V.M., Pisarenko, P.V. & Pisarenko, V.V. (2008) *Agroekolohiia [Agroecology]*. Poltava: FOP Hovorova S.V. (in Ukr.)
2. Xiao-e Yang, Xiang Wu, Hu-lin Hao & Zhen-li He. (2008 Mar). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *J Zhejiang Univ Sci B*, 9(3), pp.197–209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
3. Solomon Oluwaseun Akinawo. (August 2023) Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. *Environmental Challenges*, vol. 12, 100733. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>
4. Peter M. Kopittkea, Neal W. Menzies, Peng Wangb, Brigid A. McKenna & Enzo Lombic. (November 2019) Soil and

- the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, vol. 132, 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>
- Schröder, P. et al. (March 2018) Intensify production, transform biomass to energy and novel goods and protect soils in Europe—A vision how to mobilize marginal lands. *Science of The Total Environment*, vol. 616–617, pp. 1101–1123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.209>
5. Zvity [Reports]. *Departament ekolohii ta pryrodnykh resursiv Odeskoi oblasnoi derzhavnoi administratsii* [Department of ecology and natural resources of the Odesa regional state administration]. Available at: <https://ecology.od.gov.ua/zvity/> (Accessed 12 September 2023).
6. Statystychna informatsiia. Silske, lisove ta rybne hospodarstvo. Roslynnytstvo (1995-2022) [Statistical information. Agriculture, forestry, and fishing. Crop production (1995-2022)]. *Holovne upravlinnia statystyky v Odeskii oblasti* [Main department of statistics in the Odesa region]. Available at: <https://od.ukrstat.gov.ua/> (Accessed 02 October 2023).
7. Polietaeva, L.M., Yurasov, S.M. & Ilina, V.H. (2005). *Modeliuvannia ta prohnozuvannia stanu dovkillia. [Modeling and forecasting of environmental conditions]*. Dnipro: "Economika" (in Ukr.)
8. Poletaieva, L.M., Yurasov, S.M., Ilina, V.H., Cherniakova, O.I. et al. (2006). *Modeliuvannia ta prohnozuvannia stanu dovkillia. [Modeling and forecasting of environmental conditions]*. Odesa. OSEU. (in Ukr.)
9. Ilina, V. & Nikitin, P. (2023). Dynamika vynosu biogennykh elementiv z ploshch zainiatykh pid zernovi ta zernobobovi kultury v umovakh Odeskoi oblasti. [Dynamics of biogeochemical element removal from areas under grain and legume crops in the Odesa region]. *Ekologichni nauky. Naukovo-praktychnyi zhurnal. [Ecological sciences. Scientific and practical journal]*, 6 (51), pp. 107-112. (in Ukr.) <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.17>

AGROECOLOGICAL ASPECTS OF NUTRIENTS ABSORPTION BY INDUSTRIAL CROPS IN THE CONDITIONS OF ODESA REGION

P. S. Nikitin, V. G. Ilina

Odessa State Environmental University,
15, Lvivska St., 65016 Odesa, Ukraine, agroecology87@gmail.com.
<https://orcid.org/0009-0004-5755-4116>, <https://orcid.org/0000-0001-5781-701X>

Modern agroindustrial activities that are focused on intensive methods of agricultural production require a deep understanding of the processes occurring in agroecosystems. Odesa Region is characterised by specific agroclimatic conditions and soil cover features making the study of this issue highly relevant. Intensive use of industrial crops requires knowledge about absorption and removal of biogenic elements such as nitrogen, phosphorus, and potassium.

The importance of this research is determined by the need to reveal the dynamics of biogenic elements absorption by industrial crops in the conditions of Odesa Region, taking into account its agroclimatic and soil characteristics. The results of this research are intended to contribute to development of scientifically grounded recommendations for farmers and agricultural enterprises regarding effective management of agroecosystems.

This will not only increase productivity of industrial crops but also ensure environmental sustainability of agricultural practices. Identifying the optimal conditions for absorption and removal of biogenic elements will contribute to improvement of soil fertility and preservation of its productivity in a long-term perspective. The conclusions and recommendations obtained during the research can be used to improve agronomic practices, reduce environmental impact, and increase efficiency of agricultural production.

Considering current trends of agricultural development, it is necessary to pay special attention to optimization of agrotechnical measures allowing reduction of expenses for fertilizers and improvement of their efficiency. Introduction of new technologies is another important aspect to be considered. It will allow more precise determination of plants' nutrient needs and help to provide them with nutrients according to their growth phases. In addition, it is necessary to consider the interaction between different nutrient elements that can affect their availability and plants' ability to assimilate them.

Key words: industrial crops; dynamics; methodology; biogenic elements; mineral fertilizers; yield.

Подання до редакції: 16. 04. 2024
Надходження остаточної версії: 20. 04. 2024
Публікація статті: 25. 04. 2024

УДК 556.531.4

ОЦІНКА ПРИДАТНОСТІ ВОД РІЧКИ ДНІСТЕР ДЛЯ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

М. Є. Романчук, З. Г. Веслогузова

Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна, mromanchuk67@gmail.com

Дністер є транскордонною річкою між Україною і Республікою Молдова. Це друга за довжиною річка України та дев'ята у Європі. Від витоків до м. Старий Самбір Дністер тече серед Карпатських гір, далі — по рівнинній території України та Молдови.

Басейн Дністра розташований у семи областях на південному заході України (Львівська, Івано-Франківська, Тернопільська, Хмельницька, Вінницька, Чернівецька та Одеська області). Невелика його ділянка у верхів'ях знаходиться у Польщі. Басейн має форму дуже витягнутого, зігнутого по середині овалу завдовжки близько 700 км при середній ширині 120 км [1].

При впадінні до Чорного моря ріка Дністер утворює Дністровський лиман в межах Одеської області (між Одеським та Білгород-Дністровським районами). Гирлова область ріки Дністер являє собою складну ландшафтну систему на контакті "море - річка - суша".

Питна вода — важливий фактор, що визначає стан здоров'я людини. У зв'язку із інтенсивним розвитком промисловості, сільського та комунально-побутового господарства збільшується кількість забруднювачів, які потрапляють у навколишнє середовище та погіршують якість питної води в Україні. Це збільшує ризик прояву токсикаційних та інфекційних захворювань серед населення, яке споживає неякісну воду. Саме тому вирішення проблеми моніторингу питних вод та оцінка її якості є актуальним завданням, що вимагає невідкладних дій.

В роботі розглядається якість води для питних потреб в місці водозабору р. Дністер — м. Біляївка за 2018-2022 роки. Оцінка якості вод проводилася за *ДСТУ 4808: 2007* за середніми та найгіршими значеннями. Методика охоплює 80 показників і у відповідності з санітарним законодавством поділяється на сім окремих груп (блоків). Якість води річки вважається придатною для використання, якщо вона належить до 1-3 класів якості за гігієнічними нормативами. В даній роботі аналіз проводився за 23 показниками, які входять у три групи, тому оцінка вважається орієнтовною: I група -органолептичні показники (кольоровість, каламутність); II група - загально-санітарні показники (сухий залишок (мінералізація), сульфати, хлориди, магній, лужність, водневий показник, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, розчинений кисень, окисність біхроматна (*ХСК*), *БСК₅*); VII група — токсикологічні показники (залізо загальне, марганець, хром (VI), цинк, нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини (*СПАР*), феноли леткі).

Було визначено, що за середніми значеннями якість води Дністра в місці водозабору характеризується як «добра», чиста вода прийнятної якості. За найгіршими показниками вода оцінювалась як перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої.

Ключові слова: питна вода; органолептичні показники; токсичні речовини; загально-санітарні показники; блокові індекси, якість вод.

1 ВСТУП

Питне водопостачання - це діяльність, яка пов'язана з виробництвом, транспортуванням та постачанням питної води споживачам, охороною джерел та систем питного водопостачання [2].

Річка Дністер являється одним з основних джерел прісної питної води Одеського регіону, тому що запаси прісних вод, придатних для використання, в басейні дуже не значні і з кожним роком зменшуються. Якість дністровських вод є дуже важливою і актуальною проблемою сьогодення в Одеському

регіоні та й для всієї території України в цілому.

На хімічний склад природної води можуть впливати наступні фактори: гірські породи, ґрунт, живі організми, клімат, рельєф, водний режим, рослинність, гідрогеологічні та гідродинамічні умови, діяльність людини, тобто природні та антропогенні чинники.

Існуюча система централізованого водопостачання забезпечує населення і народногосподарські об'єкти Одеської промислово-міської агломерації та прилеглих районів в радіусі приблизно 100 км. Знезараження, накопичення і розподіл води в

населених пунктах проводиться локальними системами водопостачання, до складу яких входять резервуари чистої води, насосні станції, хлораторні і розвідні мережі загальною довжиною лише по місту Одеса приблизно 1700 км.

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Оцінка якості вод р. Дністер в місці водозабору (м. Біляївка) проводилась за період спостереження 2018-2022 роки. Основним документом, який класифікує поверхневі води як джерела питного водопостачання, являється *ДСТУ 4808: 2007* «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги до якості води і правила вибору» [3, 4]. Метою дослідження являється визначення класів якості вод за *ДСТУ 4808: 2007* шляхом розрахунків та оцінка отриманих значень. Грунтовне оцінювання якості води з поверхневих джерел питного водопостачання за величинами групових індексів виконують за процедурою, що складається з трьох послідовних етапів: етап групування і оброблення вихідних даних гігієнічних та екологічних показників якості води; етап визначення класів якості води джерела водопостачання; етап узагальнення оцінювання якості води і погодження їх з технологічними прийомами кондиціонування поверхневих вод залежно від фізико-хімічної та мікробіологічної природи забруднювальних домішок. Класифікація якості вод за *ДСТУ 4808: 2007* охоплює 80 показників, які застосовують для оцінювання якості питної води згідно з санітарним законодавством і має сім окремих груп (блоків). В роботі якість води оцінювалась за 23-а показниками, які входили до трьох груп (блоків): органолептичні, загально-санітарні та токсикологічні показники.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Вода р. Дністер – м. Біляївка за сольовим складом на протязі всього періоду спостереження відноситься до гідрокарбонатного класу (за переважаючими аніонами) та кальцієвої групи (за переважаючими катіонами) II типу (за співвідношенням між іонами) [3]. Тільки в серпні 2021 року вода змінила клас на сульфатний.

Мінералізація води р. Дністер в межах району дослідження коливалась від 236,6 мг/дм³

(серпень 2020 р.) до 570,8 мг/дм³ (липень 2019 р.). За критерієм мінералізації вона відносилась до прісних гіпогалинних вод, за виключенням липня 2019 р., коли характеризувалась, як прісна олігогалинна.

Відповідно до *ДСТУ 4808: 2007* [5] вихідні дані були згруповані та обчислені за органолептичними (блок I), загально – санітарними (блок II) та токсикологічними (блок VII) показниками хімічного складу вод.

Були розраховані блокові (I_I, I_{II}, I_{VII}) та інтегральні показники за весь період дослідження. На їх основі складені таблиці узагальненого інтегрального індексу для середніх (табл. 1) та найгірших (табл. 2) значень.

Значення узагальненого інтегрального індексу якості води визначають за формулою:

$$I_{\text{інтегр.}} = (I_I + I_{II} + I_{VII}) / 3,$$

де I_I, I_{II}, I_{VII} – величини групових індексів, виражених у класах; 3 – кількість групових індексів.

В даній роботі аналіз проводився за 23 показниками лише трьох груп, тому оцінка вважається орієнтовною. До цих груп (блоків) входили наступні параметри:

- 1) I група – органолептичні показники (кольоровість, каламутність);
- 2) II група – загально-санітарні показники хімічного складу води (сухий залишок (мінералізація), сульфати, хлориди, магній, лужність, водневий показник, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, розчинений кисень, окисність перманганатна ($KMnO_4$), окисність біхроматна (XCK), BCK_5);
- 3) VII група – токсикологічні показники хімічного складу води (залізо загальне, марганець, хром (VI), цинк, нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), феноли леткі).

За інтегральним індексом ($I_{\text{інтегр.ср.}}$) (середні значення) вода р. Дністер належала тільки до 2-го класу (2)-го підкласу якості і характеризувалась як «добра», чиста прийнятної якості (табл. 1).

За інтегральним індексом ($I_{\text{інтегр.нг.}}$) (найгірші значення) вода належала до 2 та 3 класів якості (табл. 2). Найбільш чистою вода була у 2018 рр. і характеризувалась 2-ім класом 2 (3) підкласом, тобто «добра», чиста вода з ухилом до класу «задовільної», слабо забрудненої прийнятної якості. У 2019-2022 рр. якість води погіршилась

до 3-го класу підкласу 2-3 і оцінювалась як перехідна від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої.

Таблиця 1 – Середні значення узагальненого інтегрального індексу якості води р.Дністер – м.Біляївка за 2018-2022 рр.

Table 1 – Average values of the generalized integral water quality index of the Dniester River – Biliavka for 2018-2022

	Рік	Оцінка якості води (середні значення)			
		значення	клас якості	підклас якості	Характеристика
Інтер.сер.	2018	2,22	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2019	2,06	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2020	2,02	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2021	2,03	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	2022	2,03	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості
	Інтерг. сер. 2018-2022рр.	2,07	2	2	«Добра», чиста вода прийнятної якості

За речовинами, які перевищували верхню межу 3-го класу якості вод р.Дністер – м.Біляївка (за ДСТУ 4808: 2007), були побудовані графіки і тільки за ті роки, в які спостерігались ці перевищення. До 3-го класу якості вод відноситься вода з поверхневих джерелх централізованого питного водопостачання, яка характеризується, як задовільна, прийнятна за якістю, а до 4-го класу - посередня, обмежено придатна, небажаної якості.

На рис.1 наведений графік зміни азоту нітритного за 2018-2022 рр. Норматив 3 класу (верхньої межі) якості вод за ДСТУ 4808: 2007 дорівнює 0,05 мг/дм³. У 2018 році дані наведені поквартально, тому на графіку всього чотири точки. Концентрації азоту нітритного у січні, березні та вересні відносились до 4-го класу якості.

У 2019 році 4-му класу якості відповідало 36,4 % від кількості спостережень за параметром; у 2020 році – 18,2 %; у 2021 – 50 % та у 2022 році – майже третя частина.

Найбільша концентрація азоту нітритного відзначалася у листопаді 2019 року і склала 0,9 мг/дм³. Таке різке збільшення речовини може свідчати про якісь аварійні скиди стічних вод. Чіткої закономірності у внутрішньорічному розподілі азоту нітритного не виявлено.

Таблиця 2 – Найгірші значення узагальненого інтегрального індексу якості води р. Дністер – м. Біляївка за 2018-2022 рр.

Table 2 – The worst values of the generalized integral index of water quality of the Dniester River – Biliavka for 2018-2022

	Рік	Оцінка якості води (найгірші значення)			
		значення	клас якості	підклас якості	Характеристика
Інтер.нг.	2018	2,47	2	2(3)	«Добра», чиста вода з ухилом до класу «задовільної», слабо забрудненої прийнятної якості
	2019	2,61	3	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої
	2020	2,63	3	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої
	2021	2,53	3	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої
	2022	2,59	3	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої
	Інтерг. нг. 2018-2022 рр.	2,57	3	2-3	Вода, перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабо забрудненої

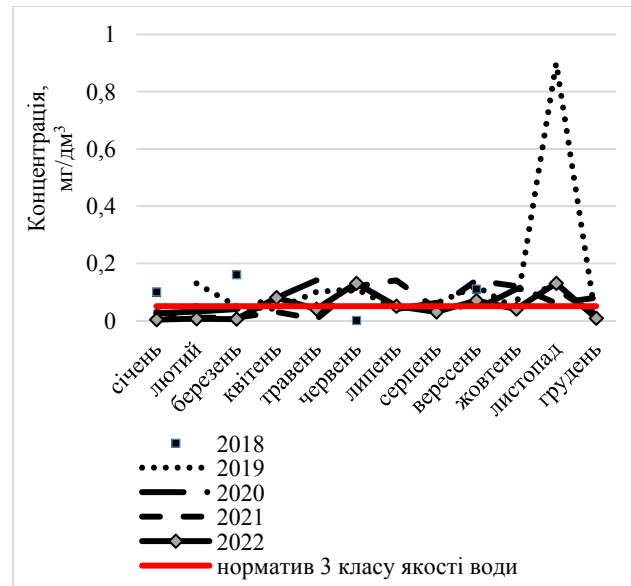


Рис. 1 – Графік зміни азоту нітритного за 2018-2022 роки
Fig. 1 – Graph of changes in nitrite nitrogen for 2018-2022

Графік азоту амонійного був побудований за 2018, 2021-2022 роки (рис. 2), оскільки в іншій період не було перевищення нормативу 3 класу

(верхньої межі) якості вод, який дорівнює $1,0 \text{ мг/дм}^3$.

Можна бачити, що у 2018 році концентрації азоту амонійного відповідали 4-му класу якості вод тільки в січні; у 2021 році – в червні та грудні (по $1,4 \text{ мг/дм}^3$); у 2022 році – в травні та вересні ($1,33$ та $1,11 \text{ мг/дм}^3$ відповідно). У внутрішньорічному розподілі спостерігалось декілька піків збільшення та зменшення концентрацій речовини.

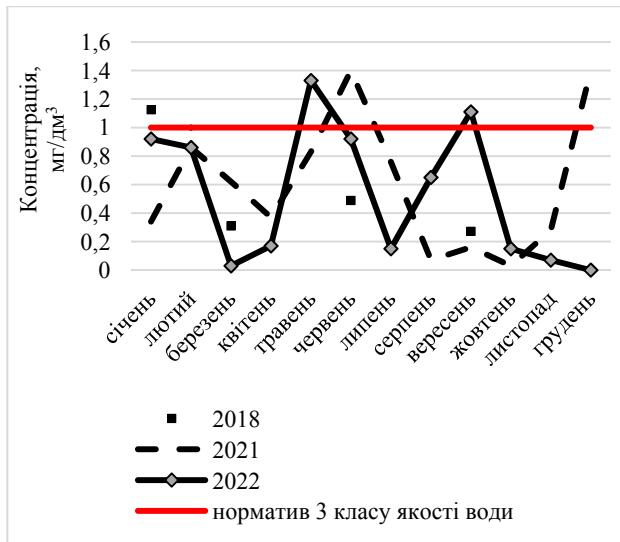


Рис. 2 – Графік зміни азоту амонійного за 2018, 2021-2022 роки

Fig. 2 – Graph of changes in nitrite ammonium for 2018, 2021-2022

За всі роки спостереження побудований графік зміни азоту нітратного (рис. 3).

Верхня межа нормативу 3 класу якості вод дорівнює 1 мг/дм^3 . Практично на протязі всього періоду дослідження концентрації азоту нітратного відповідали 4-му класу якості вод, тобто вода була «небажаною» якості за вмістом цього параметру. У 2018 році концентрації змінювались в межах $1 - 5,05 \text{ мг/дм}^3$ (березень); у 2019 р. від 0 до $5,82 \text{ мг/дм}^3$ (серпень); у 2020 р. від 0 до 6 мг/дм^3 (лютий); у 2021 р. – $3,5 - 6,7 \text{ мг/дм}^3$ (грудень) та у 2022 р. – $1,6 - 6,5 \text{ мг/дм}^3$ (лютий, вересень). Чіткого внутрішньорічного розподілу речовини не виявлено.

Також за весь період дослідження був побудований графік зміни фосфору фосфатів в воді р.Дністер – м.Біляївка (рис. 4). Норматив верхньої межі 3 класу – $0,2 \text{ мг/дм}^3$ (за ДСТУ 4808: 2007). Найбільша концентрація спостерігалась у червні 2018 року і дорівнювала $0,68 \text{ мг/дм}^3$. Це, скоріш за все, пояснюється скидом стічних вод. Найменше значення

($0,05 \text{ мг/дм}^3$) було зафіксовано у листопаді 2022 року.

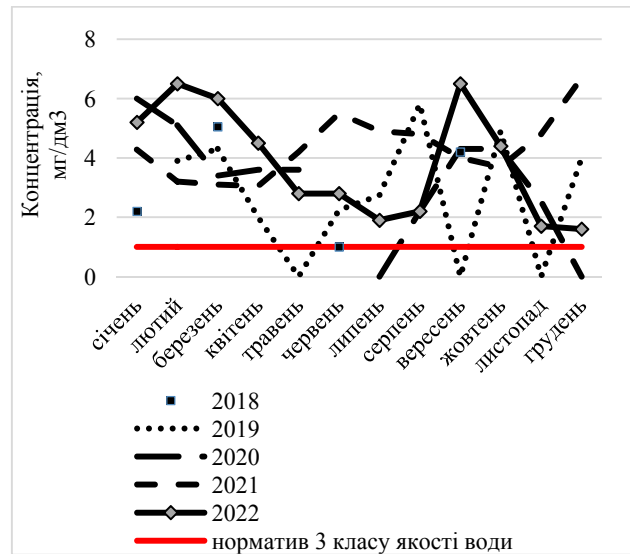


Рис. 3 – Графік зміни азоту нітратного за 2018-2022 роки

Fig. 3 – Graph of changes in nitrate nitrogen for 2018-2022

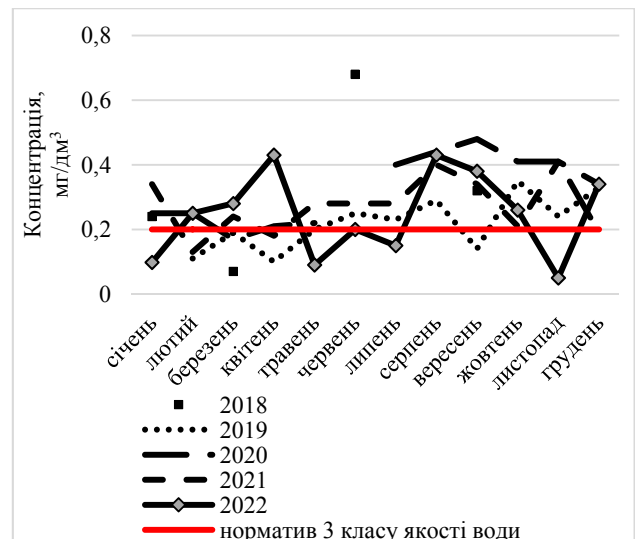


Рис. 4 – Графік зміни фосфору фосфатів за 2018-2022 роки

Fig. 4 – Phosphate phosphorus change graph for 2018-2022

Майже в усі роки зростання фосфору фосфатів відбувається наприкінці літа - початку осені. Це може бути пов'язано з інтенсивністю процесів фотосинтезу та відмиранням водних біонтів. Найменший вміст речовини за період дослідження спостерігався на протязі 2019 року, коли концентрації знаходились в межах $0,1 - 0,35 \text{ мг/дм}^3$.

У відповідності до вимог до складу та властивостей води водойм поблизу пунктів питного водокористування величина ХСК не повинна перевищувати 15 мгО/дм^3 , але за методикою ДСТУ 4808: 2007 верхня межа

нормативу 3 класу якості вод дорівнює 40 мгО/дм^3 . Концентрації ХСК перевищували це значення лише у 2019 році, що представлено на рис. 5.

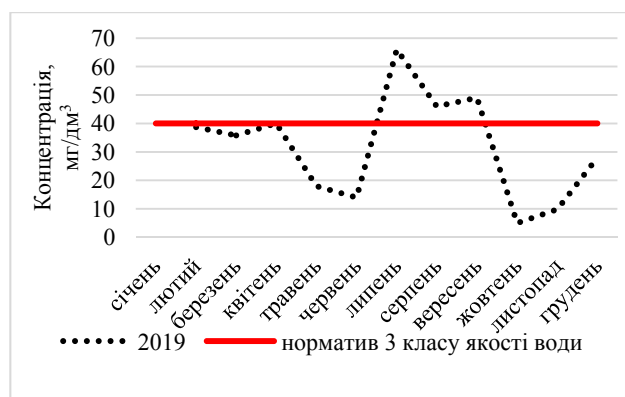


Рис. 5 – Графік перевищення ХСК за 2019 рік
Fig. 5 – Graph of excess COD for 2019

Видно, що підвищені значення спостерігались, в основному, в літній період. Характер змін ХСК визначається, з однієї сторони, гідрологічним режимом та надходженням органічних речовин з водозабором, який від нього залежить, а з іншої – гідробіологічним режимом – коливанням інтенсивності процесів життєдіяльності гідробіонтів. Для покращення якості вод за ХСК проводяться технологічні прийоми кондиціювання.

Перевищення концентрацій СПАР спостерігалось тільки у 2019 році (рис 6). Норматив 3 класу якості вод за цим параметром дорівнює $0,25 \text{ мг/дм}^3$. У березні та серпні концентрації СПАР склали $0,32 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає 4-му класу якості. В цілому, за рік середнє значення параметру відповідало 3 класу якості з підкласом (3) і вода оцінювалась як «задовільна», слабо забруднена прийнятною якості.

За СанПіН 2.2.4-171-10 якість питної води, яка є найкращою для споживання людиною, повинна відповідати фізіологічній повноцінності [6]. В табл. 3 приведені показники фізіологічної повноцінності вод р. Дністер в місці водозабору.

З усіх показників тільки значення загальної лужності були у межах нормативних значень на протязі періоду спостереження.

Загальна жорсткість перевищувала норму тільки один раз: у 2021 році верхня межа склала $8,0 \text{ ммоль/дм}^3$ при нормативному значенні в 7 ммоль/дм^3 .

Вміст кальцію в воді р. Дністер перевищував норму тільки у 2018 році (90 мг/дм^3).

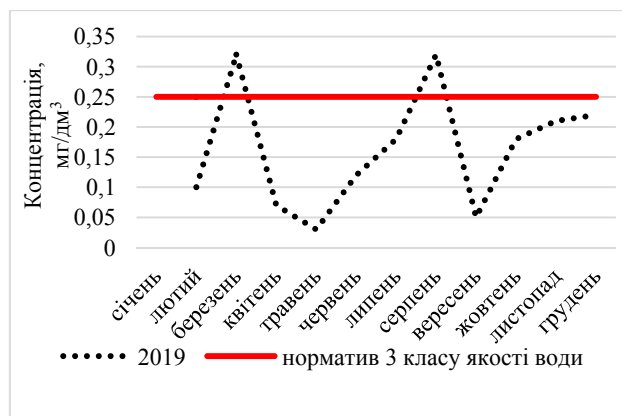


Рис. 6 – Графік перевищення СПАР за 2019 рік
Fig. 6 – Graph of surfactant excess for 2019

Також лише один раз вище верхнього діапазону нормативних значень була концентрація сухого залишку: у 2019 році цей показник дорівнював $570,76 \text{ мг/дм}^3$.

Таблиця 3 – Діапазон показників фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води р. Дністер

Table 3 – Range of indicators of physiological value of the mineral composition of drinking water in the Dniester River

Найменування показників	Одиниці виміру	Діапазон фактичних значень	Діапазон нормативних значень
Загальна жорсткість	ммоль/дм ³	4,0 – 8,0↑	1,5 – 7,0
Загальна лужність	ммоль/дм ³	2,6 – 3,1	0,5 – 6,5
Кальцій	мг/дм ³	40 – 90↑	25 – 75
Магній	мг/дм ³	9,1↓ – 30,4	10 – 50
Натрій	мг/дм ³	15 – 45,08↑	2 – 20
Сухий залишок	мг/дм ³	236,62 – 570,76↑	200 – 500

Концентрація магнію була менше норми один раз - у 2020 році ($9,1 \text{ мг/дм}^3$).

Концентрації натрію перевищували верхню межу нормативних значень 15 разів на протязі 2019-2022 років.

4 ВИСНОВКИ

В результаті виконаного дослідження можна зробити такі висновки:

За інтегральним індексом (середні значення) якість води р. Дністер - м. Біляївка за період 2018-2022 роки відноситься до 2-го класу з підкласом 2 і характеризується як «добра», чиста вода прийнятною якості.

Погіршення класу якості вод відбувалось за рахунок зменшення кількості досліджуваних речовин блоку токсикологічних показників та збільшення концентрацій показників загально-

санітарного блоку (речовин азотної групи, фосфору фосфатів).

За період 2018-2022 роки середнє значення інтегрального індексу (найгірші показники) якості вод р. Дністер – м. Біляївка дорівнювало 2,58. З 2019 по 2022 рр. вода характеризувалась як перехідна за якістю від «доброї», чистої до «задовільної», слабко забрудненої (2 клас, 2-3 підклас). Найкращою за якістю вода була тільки у 2018 році («добра», чиста з ухилом до класу «задовільної», слабко забрудненої прийнятної якості).

Отримані результати можна порівняти з даними за 1998-2012 роки [7]. В місці водозабору м. Біляївка вода р. Дністер за інтегральним індексом (середні значення) за цей проміжок часу також оцінювалась другим класом якості (відрізнялись тільки підкласи) і характеризувалась як: 1998-2007 рр. - вода - «добра», чиста з ухилом до класу «задовільної», слабкозабрудненої прийнятної якості (згідно з ДСТУ 4808: 2007); 2010-2012 рр. - вода - «добра», чиста прийнятної якості.

Можна сказати, що протягом достатньо тривалого часу якості вод р. Дністер – м. Біляївка знаходиться у стабільному стані.

Незадовільний технічний стан водопровідно-каналізаційних мереж та аварійні ситуації обумовлюють вторинне забруднення питної води, ускладнення санітарно-епідемічної ситуації та підтоплення територій населених пунктів в окремих регіонах [8].

Для покращення якості вод питного водопостачання необхідно проводити комплекс заходів, щодо обробляння води залежно від класу її якості в місці водозабору. В нашому випадку це стосується доочищення речовин, які належать до 2, 3 та 4 класів якості хімічного складу загально-санітарних та органолептичних показників [3].

Також треба зменшити потрапляння речовин азотної групи та фосфору з прилеглих сільськогосподарських територій.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Міжнародний день Дністра. Державне агентство водних ресурсів України. Хмельницький, 2021. URL: <https://rovkrhm.gov.ua/%D0%BC%D1%96%D0%B6%D0%BD%D0%B0%D1%80%D0%BE%D0%B4%D0%BD%D0%B8%D0%B9-%D0%B4%D0%B5%D0%BD%D1%8C-%D0%B4%D0%BD%D1%96%D1%81%D1%82%D1%80%D0%B0/> (дата звернення: 10.04.2024).
- Про питну воду та питне водопостачання: Закон України від 10.01.2002 № 2918-III (Чинний). URL: <https://ips.ligazakon.net/document/T022918?an=418> (дата звернення: 15.05.2024).
- ДСТУ 4808: 2007 - Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. Київ: Видавництво стандартів, 2007. 42 с. URL: https://online.budstandart.com.ua/catalog/docpage?id_doc=53159 (дата звернення: 15.05.2024).
- Магась Н. І. Оцінка рівня екологічної безпеки поверхневих вод річки Південний Буг як джерела питного водопостачання у Миколаївській області. *Екологічні науки: науково-практичний журнал* / за ред. Бондар О. І. Київ: Видавничий дім «Гельветика», 2023. № 1(46). С. 37-42.
- Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. Київ: СИМВОЛ-Т, 1998. 28 с.
- Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10): Закон України від 01 липня 2010 р. № 452/17747. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10> (дата звернення: 15.05.2024).
- Романчук М. С., Ткач К. С., Полішук А. А.. Оцінка якості води р. Дністер-водозбір за гідрохімічними показниками на протязі 1998-2012 рр. та особливості змін біогенних речовин за характерні роки водності. *Вісник ОДЕКУ*. 2015. № 19. С. 114-119.
- Маценко О. М., Чигрин О. Ю., Тарановський В. І., Долгодуш А. І.. Соціо-еколого-економічні проблеми водопостачання в Україні. *Механізм регулювання економіки: міжнародний науковий журнал*. 2011, № 4. С. 264-271.

REFERENCES

- Derzhavne Ahenstvo Vodnykh Resursiv Ukrainy. (2021). *Mizhnarodnyi den Dnistra. [International Dniester Day]*. Available at: <https://rovkrhm.gov.ua/%D0%BC%D1%96%D0%B6%D0%BD%D0%B0%D1%80%D0%BE%D0%B4%D0%BD%D0%B8%D0%B9-%D0%B4%D0%B5%D0%BD%D1%8C-%D0%B4%D0%BD%D1%96%D1%81%D1%82%D1%80%D0%B0/> (Accessed 10 April 2024) (in Ukr.)
- Pro pytnu vodu ta pytne vodopostachannia: Zakon Ukrainy vid 10.01.2002 № 2918-III (Chynnyi)*. [On drinking water and drinking water supply: Law of Ukraine dated January 10, 2002 No. 2918-III]. Available at: <https://ips.ligazakon.net/document/T022918?an=418> (Accessed 15 May 2024) (in Ukr.)
- DSTU 4808: 2007 - Dzherela tsentralizovanoho pytnoho vodopostachannia. Hihienichni ta ekolohichni vymohy shchodo yakosti vody i pravyla vybyrannia (2007)*. [DSTU 4808: 2007 - Sources of centralized drinking water supply. Hygienic and ecological requirements for water quality and selection rules] Available at: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=53159 (Accessed 15 May 2024) (in Ukr.)
- Mahasy, N. I. (2023). Otsinka rivnia ekolohichnoi bezpeky poverkhnelykh vod richky Pivdennyi Buh yak dzherela pytnoho vodopostachannia u Mykolaivskii oblasti. [Assessment of the level of ecological safety of the surface waters of the Southern Bug River as a source of drinking water supply in the Mykolaiv region]. *Ecological sciences: a scientific and practical journal*, 2023, 1(46), pp. 37–42. (in Ukr.)
- Romanenko, V. D., Zhukynskiy, V. M., Oksiiuk, O. P. et al. (1998). *Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti*

- poverkhnevyykh vod za vidpovidnymi katehoriiami. [Methodology of environmental assessment of surface water quality by relevant categories]. Kyiv: SYMVOL-T, 1998. (in Ukr.)*
6. *Pro zatverdzhennia Derzhavnykh sanitarnykh norm ta pravyl "Hihienichni vymohy do vody pytnoi, pryznachenoi dlia spozhyvannia liudynoiu" (DSanPiN 2.2.4-171- 10)»: Zakon Ukrainy № 452/17747.01.07.2010. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10> (Accessed 15 May 2024) (in Ukr.)*
 7. Romanchuk, M.Ye., Tkach, K.S. & Polishchuk, A.A. (2015). Otsinka yakosti vody r.Dniester-vodozabir za hidrokhimichnymi pokaznykamy na protiazi 1998-2012 rr. ta osoblyvosti zmin biohennykh rehovyn za kharakterni po vodnosti roky. [Assessment of the water quality of the Dniester river intake by hydrochemical indicators during 1998-2012 and the peculiarities of changes in biogenic substances during the years characterized by water content]. *Visnik Odes'kogo derzhavnogo ekolohichnogo universitetu [Bulletin of Odessa state environmental university]*, 19, pp. 114-119 (in Ukr.)
 8. Matsenko, O.M., Chyhryn, O.Yu., Taranovskyi, V.I. & Dolhodush, A.I. (2011). Sotsio-ekoloho-ekonomichni problemy vodopostachannia v Ukraini. [Socio-ecological and economic problems of water supply in Ukraine]. *Mekhanizm rehulivannia ekonomiky [Economy regulation mechanism]*, 4, pp. 264-271.

ASSESSMENT OF SUITABILITY OF THE DNIESTER RIVER'S WATER FOR DRINKING WATER SUPPLY

M. Ye. Romanchuk., Z. H. Veslohuzova

Odessa State Environmental University,

15, Lvivska St., 65016 Odesa, Ukraine,

mromanchuk67@gmail.com , zлата01200108@gmail.com

The Dniester is a transboundary river between Ukraine and the Republic of Moldova. It is the second longest river in Ukraine and the ninth in Europe. From its source to a town of Stryi Sambir, the Dniester flows through the Carpathian Mountains, then across the flat territory of Ukraine and Moldova.

The Dniester Basin extends across seven regions in southwestern Ukraine (Lviv, Ivano-Frankivsk, Ternopil, Khmelnytskyi, Vinnytsia, Chernivtsi and Odesa regions). A small area of the river in its upper reaches is located in Poland. The basin's shape is a very elongated oval that is curved in the middle, about 700 km long with an average width of 120 km.

As it flows into the Black Sea, the Dniester River forms the Dniester estuary in Odesa region (between Ovidiopol and Bilhorod-Dnistrovskiy districts). The estuary area of the Dniester River is a complex landscape system at the sea-river-land contact.

Drinking water is an important factor determining a person's health. Due to the intensive development of industry, agriculture and utility services, the number of pollutants that enter the environment and worsen the quality of drinking water in Ukraine keeps increasing. This increases the risk of toxic and infectious diseases spread among the population that consumes such low-quality water. That is why solving the problem of drinking water monitoring and assessment of its quality is a pressing task requiring urgent action.

The article examines the quality of water for drinking needs at the water intake site of the Dniester River, a town of Biliavka, for 2018-2022. Water quality assessment was carried out according to DSTU 4808: 2007 based on average and worst values. The methodology covers 80 indicators and, in accordance with sanitary legislation, is divided into seven separate groups (blocks). According to hygienic standards, the quality of river water is considered suitable for use if it belongs to quality classes 1-3. In this research, the analysis was carried out according to 23 indicators included in three groups, so the assessment is considered as tentative: Group I - organoleptic indicators (chromaticity, turbidity); Group II - general sanitary indicators (dry residue (mineralization), sulfates, chlorides, magnesium, alkalinity, hydrogen index, ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, phosphate phosphorus, dissolved oxygen, bichromate oxidation (COD), BSK₅); Group VII – toxicological parameters (total iron, manganese, chromium (VI), zinc, petroleum products, synthetic surface active agents (surfactants), volatile phenols).

It was determined that, according to the average values, the water quality of the Dniester at the water intake site is characterized as "good", which means it has clean water of acceptable quality. As for the worst indicators, the water was assessed as transitional in quality from "good" (clean) to "satisfactory" (slightly polluted).

Key words: drinking water, organoleptic indicators, toxic substances, general sanitary indicators, block indices, water quality.

Подання до редакції : 16. 04. 2024

Надходження остаточної версії : 20. 04. 2024

Публікація статті : 25. 04. 2024

УДК 502.3/7:314.1

ЕКОЛОГІЧНІ ФАКТОРИ ВПЛИВУ НА СМЕРТНІСТЬ НАСЕЛЕННЯ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Н. В. Грабко, А. В. Колісник

Одеський державний екологічний університет,
вул. Львівська, 15, 65016, Одеса, Україна, grabkonatalyavikt@gmail.com

Представлене дослідження охоплює значну частину періоду пандемії COVID-19 і присвячено ролі екологічних факторів у формуванні смертності населення від основних причин. Основними причинами смертності населення Одеської області у досліджений період є хвороби системи кровообігу, COVID-19, новоутворення, зовнішні причини, хвороби органів травлення й хвороби органів дихання, які на 94-95 % визначають смертність від усіх причин в Одеській області. Але з цих шістьох класів захворювань тільки хвороби системи кровообігу, COVID-19 й хвороби органів дихання та деякі їх нозологічні форми мають одночасні максимуми смертності, протягом яких смертність населення Одеської області від усіх причин збільшується майже у два рази. У часі відбувається певний перерозподіл частоти причин смертності між шістьма основними захворюваннями-причинами смертності населення регіону. Смертність від COVID-19 посіла друге місце, посунувши смертність від новоутворень та інші причини. Але виникнення одночасних максимумів смертності від хвороб системи кровообігу, COVID-19 й хвороб органів дихання цим не пояснюється.

Формування одночасних максимумів смертності від неінфекційних й інфекційних хвороб не можна пояснити впливом факторів соціального або техногенного характеру. Це вказує на необхідність звернути увагу на ряд таких екологічних факторів природного походження як метеорологічні, біометеорологічні й геліокосмічні. У представленому дослідженні показана можливість лінійного статистичного зв'язку між цими екологічними факторами природного походження й смертністю населення Одеської області від таких класів хвороб як хвороби системи кровообігу, COVID-19 й хвороби органів дихання, а також таких нозологічних форм хвороб системи кровообігу як ішемічна хвороба серця і цереброваскулярні хвороби, а також хвороб органів дихання як грип й пневмонії.

Ключові слова: смертність; хвороби системи кровообігу; COVID-19; хвороби органів дихання; метеорологічні фактори; біометеорологічні фактори; геліокосмічні фактори; коефіцієнт кореляції.

1 ВСТУП

Дослідження демографічного характеру показують, що в Україні високий рівень смертності від хвороб неінфекційного походження (наприклад, хвороби системи кровообігу) поєднаний із високим рівнем смертності від таких зовнішніх причин, як, наприклад, нещасні випадки, травми, отруєння, інфекційні й паразитарні хвороби та ін. Основними причинами смертності в Україні тривалий час (десятьки років) були такі класи хвороб як хвороби системи кровообігу, новоутворення та зовнішні причини (нещасні випадки, травми, отруєння та ін.).

Але 2020 рік став початком пандемії COVID-19 в багатьох країнах світу, у тому числі й в Україні і не тільки викликав багато смертей, але й принципово вплинув на структуру смертності.

З'явилася не тільки необхідність вивчення змін у структурі смертності, але й залишилася

досить складна багатопланова проблема виявлення й оцінки факторів різноманітної природи, які впливають на цей показник. Останнє є вкрай важливим завданням і має безумовне практичне значення.

В цьому дослідженні проведено аналіз ролі певних метеорологічних, біометеорологічних і геліомагнітних факторів у формуванні основних причин смертності населення Одеської області. Такі фактори розглядаються як стрес-фактори, а отже їх дослідження спрямовано на виявлення самого впливу, а не його механізмів.

В наш час відомі численні дослідження ролі різноманітних екологічних факторів у формуванні смертності або захворюваності населення на різні класи хвороб, проте більшість з цих досліджень не надають однозначної відповіді на питання про те, які з них слід вважати вирішальними або найбільш важливими. Отже дослідження подібного

спрямування залишатимуться актуальними до остаточного вирішення проблеми.

Метою дослідження стало виявлення статистичних зв'язків між метеорологічними, біометеорологічними, геліомагнітними умовами, які супроводжували формування смертності в Одеському регіоні в останні роки. Для досягнення цієї мети вирішувалися такі завдання: характеристика основних причин смертності населення Одеської області в останні роки за її структурою й у часі; характеристика певних метеорологічних, біометеорологічних, геліокосмічних умов в Одеській області; оцінка зв'язків між вказаними екологічними факторами й основними за структурою причинами смертності населення Одеської області.

Об'єктом дослідження стали, з одного боку, перелічені вище екологічні фактори, а з іншого – смертність від основних класів хвороб. Предметом дослідження є зв'язки між цими показниками.

Частково поставлені завдання вже вирішувалися в контексті метеорологічних й біометеорологічних умов та їх ролі у формуванні смертності від усіх хвороб, хвороб системи кровообігу й COVID-19 [1-2], які показали наявність слабких статистичних залежностей, а також синхронність показників смертності, спричиненої хворобами системи кровообігу й COVID-19 (ці класи хвороб мають, відповідно, неінфекційну й інфекційну природу, а отже такі зв'язки самі по собі вимагають пояснення).

Роль метеорологічних або біокліматичних умов у формуванні смертності або захворюваності на COVID-19 представлена переважно у дослідженнях зарубіжних авторів. Так, робота [3] показує можливі механізми впливу окремих кліматичних умов на зараження, сприйнятність й важкість COVID-19. У наступному дослідженні [4] представлені статистичні підходи для виявлення зв'язку між денною кількістю заражень на COVID-19 й рядом біокліматичних індексів (нажаль, через різницю у вихідних даних авторам такі підходи застосувати не вдалося). Зв'язок між окремими метеорологічними параметрами (температура повітря, відносна вологість й атмосферний тиск) показані в [5], а деякі висновки, отримані в цьому дослідженні суперечать результатам авторів, представлених у [1]. Що стосується іншого регіону [7], то представлені результати (для окремих метеорологічних факторів) в цілому близькі до результатів [1]. Досліджень вітчизняних авторів, присвячених ролі метеорологічних або біометеорологічних

факторів у формуванні смертності або захворюваності населення на COVID-19 поки не знайдено. Проте представлені посилання на роль цих факторів у формуванні інших захворювань (як неінфекційної, так і інфекційної природи) [8]. Що стосується геліомагнітних умов, то їх роль у формуванні захворювань інфекційної природи була показана у роботах О.Л. Чижевського на початку XX століття.

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Під час виконання дослідження як вихідні дані були використані матеріали, представлені на сайті Головного управління статистики (ГУС) в Одеській області [8]. За допомогою представлених матеріалів було визначено кількість випадків смерті від усіх причин, а також від різних класів хвороб й певних нозологічних форм протягом кожного календарного місяця періоду з січня 2020 року по січень 2022 року (після початку бойових дій розміщення цих даних припинилося).

Досліджувалася смертність від усіх причин, у тому числі, від перших шістьох класів хвороб (за Медичною класифікацією 10 перегляду) – основних причин смерті населення Одеської області: хвороби системи кровообігу, COVID-19, новоутворення, зовнішні причини смерті, хвороби органів травлення і хвороби органів дихання, які разом охоплюють близько 94-95 % смертності населення області від усіх причин.

В роботі використовувалися значення кількості випадків смерті за кожен місяць періоду з січня 2020 року по січень 2022 року (використовувати коефіцієнт смертності, тобто визначати показник на 1000 населення недоцільно через невелику мінливість кількості мешканців області від місяця до місяця протягом всього періоду часу).

Характеристика метеорологічних умов Одеської області здійснювалася за такими показниками як температура повітря T , швидкість вітру V , відносна вологість f й атмосферний тиск P . А біометеорологічні умови за допомогою таких біометеорологічних (біокліматичних) індексів як еквівалентно-ефективна температура EET й ваговий вміст кисню в атмосферному повітрі P_O . Біокліматичний індекс EET визначається за формулою А. Міссенарда:

$$EET = 37 - \frac{37 - T}{0,68 - 0,0014f + \frac{1}{1,76 + 1,4V^{0,75}}} - 0,29T \left(1 - \frac{f}{100} \right), \quad (1)$$

де T - температура повітря, °C;

f - відносна вологість повітря, %;

v - швидкість вітру, м/с.

P_O визначався за формулою Клапейрона у редакції В.Ф. Овчарової:

$$P_O = 0,232\mu(P - e)/(KT_k) \quad (2)$$

де P_O - ваговий вміст кисню в атмосферному повітрі, г/м³;

P - атмосферний тиск, Па;

e - парціальний тиск водяної пари в атмосферному повітрі, Па;

M - молярна маса повітря ($M = 28,98$ г/моль - середня молярна маса сухого повітря);

T_k - абсолютна температура повітря, К;

$T_k = 0,273,15 + T$; T - температура повітря, °С;

$K = 8,31$ Дж/(моль К) - молярна газова стала;

0,232 - масова доля кисню в сухому повітрі.

Для перерахунку відносної вологості (f) у парціальний тиск водяної пари (e) були використані формули Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation Всесвітньої метеорологічної організації.

Метеорологічні й біометеорологічні характеристики представляють собою середньомісячні значення кожного з вказаних показників за період з січня 2020 року по січень 2022 року, осереднені за даними 10 метеорологічних станцій (Одеса, Білгород-Дністровський, Роздільна, Любашівка, Затишся, Сербка, Сарата, Болград, Вілково, Ізмаїл) Одеської області, окрім швидкості вітру (окремо досліджувалися матеріали по Одесі й по 9 іншим станціям). Їх значення визначалися авторами в межах попереднього дослідження [1].

Для характеристики геліокосмічних умов використовувалися такі матеріали як рівень випромінювання з довжиною хвилі $\lambda = 10,7$ см (SFU) й кількість сонячних плям за кожен місяць досліджуваного періоду, які представляють собою загальнопланетарні дані і отримані з графічних матеріалів, представлених в [9].

У дослідженні використовувалися графічні й порівняльні методи. Статистичні оцінки проведені за допомогою кореляційного аналізу.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1 Причини смертності населення Одеської області

У першій частині роботи проводилося дослідження показників смертності від усіх причин й від основних класів захворювань (а також деяких їх нозологічних форм), що на

94-95 % визначали структуру смертності Одеської області у 2020-2021 роках й у січні 2020 року.

На рис. 1 представлена діаграма повторюваності випадків смерті населення Одеської області від основних причин – це класи хвороб, які посідають перші 6 місць за внеском у смертність населення в Одеській області. На рис. 1 показані дані 2021 року (у 2020 році та у січні 2022 року ситуація майже ідентична даним рис. 1).

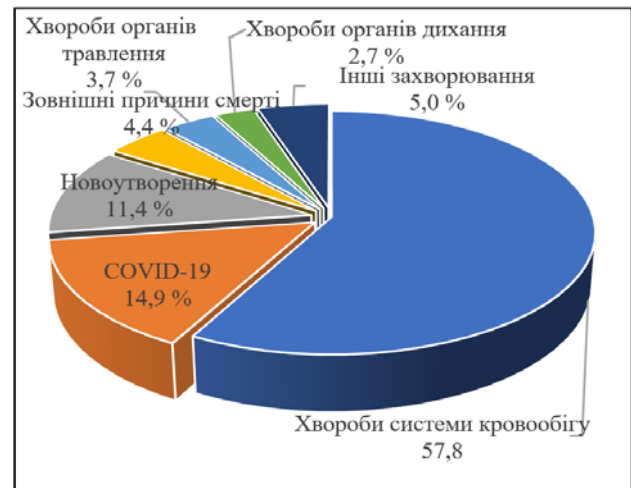


Рис. 1 – Структура смертності (основні причини) населення Одеської області (2021 рік)

Fig. 1 - Mortality structure (main causes) of the population of Odesa Oblast (2021)

Основною причиною смертності населення є хвороби системи кровообігу (57,8 % випадків); друге місце посіла смертність від COVID-19 (14,9 % випадків – у 2020 році показник був меншим); на третьому місці знаходилися новоутворення (у 2020 році вони посідали друге місце); на інших місцях знаходилися зовнішні причини смерті (4,4 % випадків), хвороби органів травлення (3,8 % випадків) й хвороби органів дихання (2,7 % випадків). Повторюваність цих перших шістьох класів хвороб протягом 2021 року склала 95 % випадків і в окремі місяці змінювалася не більше, чим на 2,5 %.

Далі причини смертності населення в Одеській області від основних класів хвороб досліджувалися у часі і з врахуванням нозологічних форм для деяких класів хвороб. На рис. 2 представлена динаміка хвороб системи кровообігу (ХСК), а також таких нозологічних форм цього класу хвороб як ішемічна хвороба серця (ІХС) та цереброваскулярні хвороби (ЦВХ) (у період з січня 2020 по січень 2022 років).

На рис. 2 можна побачити, що для даного періоду часу спостерігаються дуже істотні коливання показника смертності – якщо порівнювати різні місяці періоду з січня 2020 року по січень 2022 року, то різниця у кількості померлих складала майже 2 рази. Помітні, але значно менш виражені коливання показника смертності протягом періоду дослідження спостерігаються для хвороб системи кровообігу, а також двох нозологічних форм цього класу хвороб. Смертність – досить сталий показник. Такі істотні коливання свідчать про наявність певного фактору, який їх викликав.

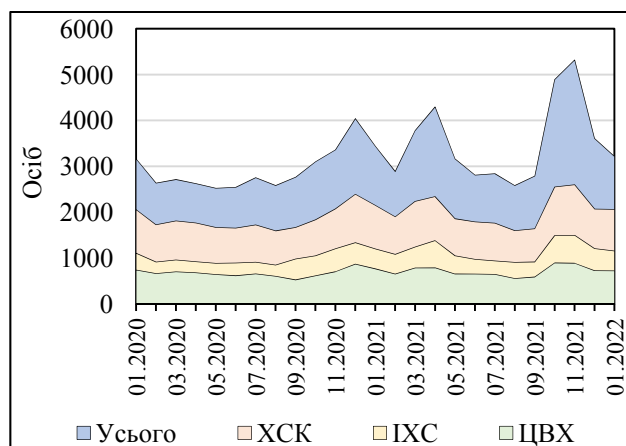


Рис. 2 – Динаміка смертності від хвороб системи кровообігу на тлі смертності від усіх причин

Fig. 2 - Dynamics of mortality from diseases of the circulatory system against all-cause mortality

Динаміка смертності від усіх причин в Одеській області характеризується трьома вираженими максимумами – у грудні 2020 року, квітні 2021 року, а також у жовтні й листопаді 2021 року (ці максимумами вже були описані у [1]). Як вже зазначалося у [1], і, як можна побачити на рис. 2, ці максимумами повністю дублюються у динаміці ХСК, а також у динаміці її нозологічних форм – ІХС й ЦВХ. Розраховані коефіцієнти кореляції між смертністю від усіх хвороб й від ХСК складає 0,958, смертністю від усіх хвороб й від ІХС – 0,967, а між смертністю від усіх хвороб й від ЦВХ – 0,876 (усі отримані коефіцієнти кореляції є статистично значущими). Цим показано, що ХСК вносять істотний внесок не тільки у формування рівня загальної смертності Одеської області, а й її динаміки протягом досліджуваного періоду.

COVID-19 слід вважати другою за значенням причиною смертності населення Одеської області (за даними рис. 1). На рис. 3 представлена порівняльна динаміка смертності населення регіону від усіх причин й від COVID-

19. Можна побачити, що перші випадки смерті від COVID-19 були зареєстровані у травні 2020 року. А сам показник протягом періоду з січня 2020 року по січень 2022 року зазнає дуже істотних коливань.

Якщо не зважати на початок періоду пандемії, то у літні місяці 2020 й 2021 років смертність від COVID-19 складала декілька десятків випадків, проте, значно збільшувалася (до сотень, і навіть тисяч випадків) у місяці пікових значень, які повністю відповідають місяцям максимальних значень для смертності від ХСК і двох нозологічних форм, а, отже, й від усіх причин.

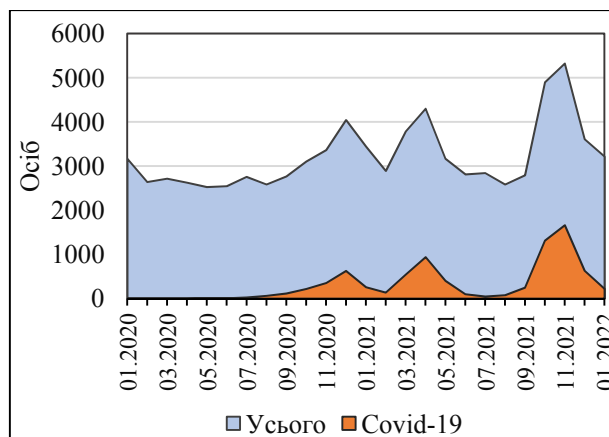


Рис. 3 – Динаміка смертності від COVID-19 на тлі смертності від усіх причин

Fig. 3 - Dynamics of mortality from COVID-19 against all-cause mortality

Внесок COVID-19 у формування смертності населення Одещини складав у грудні 2020 року 15,4 %, у квітні 2021 року – 21,8 %, а у жовтні й листопаді 2021 року – 26,8-21,2 % випадків. У літні місяці 2021 року цей показник дорівнював 2-4 % випадків. Коефіцієнт кореляції між смертністю від COVID-19 й від усіх хвороб складає 0,865 й є статистично значущим. Отже, смертність від COVID-19 є важливою складовою смертності населення області від усіх причин.

На рис. 4 представлена динаміка смертності населення від таких класів хвороб як новоутворення, зовнішні причини (ЗПС) й хвороби органів травлення (ХОТ) на тлі смертності від усіх причин. Внесок смертності від новоутворень у формування смертності від усіх хвороб протягом досліджуваного періоду в середньому складав 13,2 % випадків, від зовнішніх причин – 5,0 % випадків, а від хвороб органів травлення – 4,2 % випадків. Для більш наочного представлення динаміки показників смертності від цих трьох класів хвороб на рис. 4, вони показані за допомогою допоміжної осі У.

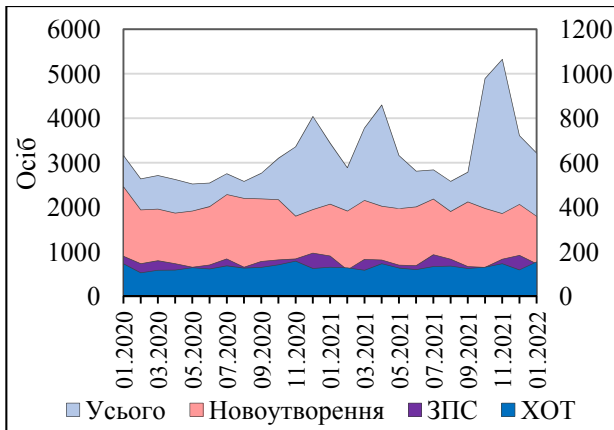


Рис. 4 – Динаміка смертності від новоутворень, зовнішніх причин і хвороб органів травлення на тлі смертності від усіх причин

Fig. 4 – Dynamics of mortality from neoplasms, external causes and diseases of the digestive system against all-cause mortality

На рис. 4 видно, що смертність від новоутворень, зовнішніх причин і хвороб органів травлення характеризується досить незначними коливаннями, які майже не співпадають із найбільш вираженими максимумами смертності від усіх хвороб. Оцінка коефіцієнтів кореляції між смертністю від кожного з цих трьох класів хвороб й від усіх захворювань показала, що вони статистично незначущі. Тому під час аналізу впливу екологічних факторів на стан смертності населення Одеської області цим класам захворювань доцільно приділяти менше уваги.

На рис. 5 представлена динаміка смертності населення Одеської області від останнього з шістьох основних класів хвороб – хвороб органів дихання (ХОД), а також від грипу й пневмоній (нозологічна форма ХОД).

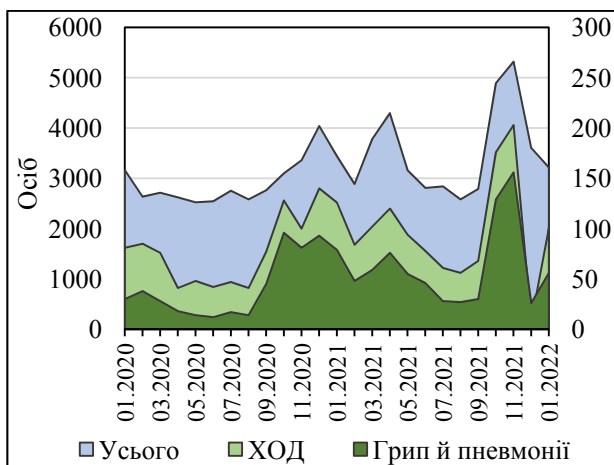


Рис. 5 – Динаміка смертності від хвороб органів дихання на тлі смертності від усіх причин

Fig. 5 - Dynamics of mortality from diseases of the respiratory system against all-cause mortality

Внесок ХОД у формування загальної смертності Одещини досить невеликий – 2,6 %, а грипу й пневмоній – 1,5 % в середньому за період досліджень. Через це динаміка цих двох показників смертності на рис. 5 представлена за допомогою допоміжної осі У. Так видно, що саме вони відрізняються дуже високою мінливістю – у 28 разів для хвороб органів дихання й у 13 разів для грипу й пневмоній.

На графіку видно, що максимума смертності дуже добре накладаються на піки, виявлені у смертності від усіх хвороб, від ХСК й COVID-19 (перший максимум смертності від ХОД, а також грипу й пневмоній починається раніше – ще у вересні 2020 року й розтягнутий у часі на три місяці). Коефіцієнт кореляції для смертності від усіх хвороб й від хвороб органів дихання складає 0,808, від усіх хвороб та від грипу й пневмоній – 0,876. Незважаючи на найменший внесок у смертність від усіх хвороб, смертність від ХОД також дублює більшість її тенденцій.

Було встановлено, що класи хвороб, які є першими шістьма причинами смертності населення Одеської області, можна поділити на 2 групи. У групу 1 увійшли ХСК (а також 2 нозологічні форми), COVID-19 й ХОД (і 1 нозологічна форма), які дублюють особливості динаміки одна одної й визначають основні коливання смертності від усіх хвороб. Група 2 – новоутворення, зовнішні причини й ХОТ, смертність від яких не має статистичного зв'язку зі смертністю від усіх хвороб, а її мінливість мінімальна. Для уточнення ситуації для кожного з шістьох класів захворювань за кожен місяць періоду досліджень була розрахована повторюваність випадків відносно смертності від усіх хвороб. Далі ці показники були просумовані у межах кожної з двох виділених груп. Результати можна побачити на рис. 6.

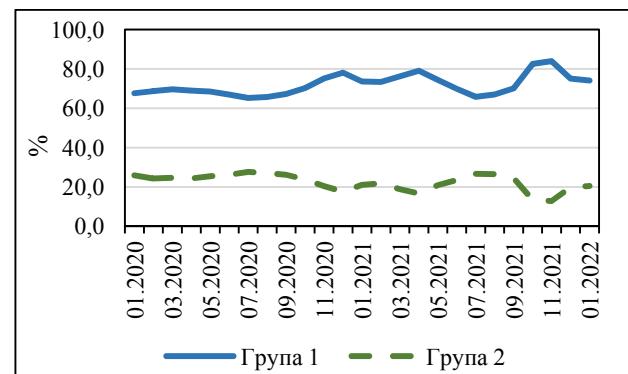


Рис. 6 – Динаміка внеску хвороб групи 1 і групи 2 у формування смертності від усіх причин

Fig. 6 - Dynamics of the contribution of group 1 and group 2 diseases to all-cause mortality

Хід двох кривих, що представляють групу 1 і групу 2 синхронний й протилежний. Їх синхронність характеризується коефіцієнтом кореляції $-0,996$, а такий тісний статистичний зв'язок не може бути випадковим.

Подібний зв'язок існує і всередині групи 1 (між внеском у загальну смертність хвороб системи кровообігу й COVID-19 коефіцієнт кореляції складає $-0,929$), це може означати, наприклад, що формування показника смертності від COVID-19 відбувалося за рахунок осіб, важко хворих на інші хронічні хвороби, у тому числі ХСК, новоутворення, ХОТ. Смертність від ХОД статистично не пов'язана із смертністю від COVID-19, а смертність від грипу й пневмоній, навпаки, має середній статистичний зв'язок із смертністю від COVID-19 і характеризується статистично значущим коефіцієнтом кореляції $0,634$. Останнє повністю відповідає схожій природі обох захворювань.

Проте, все це жодним чином не пояснює одночасні зростання й падіння смертності від таких хронічних захворювань як ХСК й захворювань інфекційної природи, таких як COVID-19 та грип й пневмонії.

Зрозуміло, що поясненням таких максимумів смертності мають бути зовнішні фактори, які з одного боку майже одночасно впливають на все населення Одеської області, а з іншого боку – є фактором, серйозно обтяжуючим стан здоров'я хворих як на ХСК, так і COVID-19 та ХОД.

Слід зазначити, що досліджувався період до початку бойових дій на території України, а отже жодних досить масштабних факторів соціального або техногенного походження, які могли б пояснити ці максимуми, не відомо. Тому слід звернутися до екологічних факторів природного походження, які досліджені далі.

3.2 Метеорологічні, біометеорологічні й геліокосмічні умови

До екологічних факторів, які здатні впливати на протікання хронічних хвороб (ХСК, психічні розлади та ін.) і різноманітних хвороб інфекційного характеру (COVID-19, грип, пневмонії і т.п.) відносять метеорологічні умови (їх поєднують у вигляді біометеорологічних показників, які одночасно враховують різні метеопараметри і відображають їх вплив на організм людини), а також геліокосмічні умови, роль яких у виникненні епідемій давно відома.

Для аналізу ролі метеоумов території використані такі метеорологічні характеристики як температура повітря, швидкість вітру,

відносна вологість, атмосферний тиск. Середньомісячні значення цих параметрів в Одеській області визначалися в межах дослідження [2] і представлені на рис. 7-9.

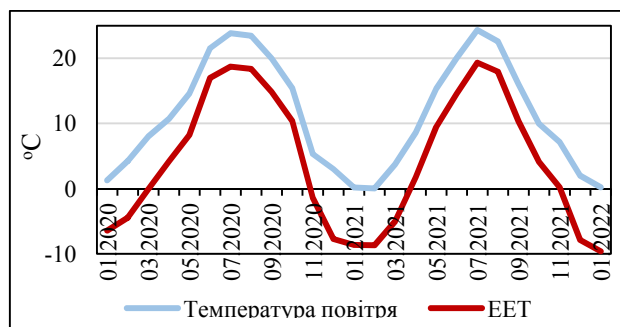


Рис. 7 – Динаміка середньомісячних значень температури повітря й еквівалентно-ефективної температури

Fig. 7 - Dynamics of mean monthly values of air temperature and air effective temperature

Аналіз часового ходу середньомісячних значень температури повітря й близької до неї за сенсом ЕЕТ (рис. 7) показав, що їх розподіл за період з січня 2020 року по січень 2022 року має характерний вигляд – з вираженими мінімумами в холодний період року й максимумами у теплий. Якихось помітних відхилень від сезонного ходу жоден з цих показників не має.

Динаміка швидкості вітру (рис. 8) в Одесі й на інших дев'ятих метеорологічних станціях Одеської області представлені окремо (необхідність цього показана у [2]).

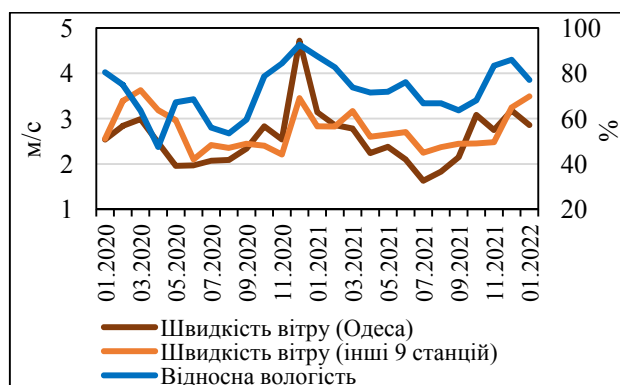


Рис. 8 – Динаміка середньомісячних значень швидкості вітру й відносної вологості

Fig. 8 - Dynamics of mean monthly values of wind speed and relative humidity

На графіку видно, що сезонний хід швидкості вітру в Одесі й на інших станціях області виражений досить умовно, максимуми дуже часто не співпадають (хоча увагу привертає максимум у грудні 2020 року, найбільш виражений для станції Одеса), а значення

істотно відрізняються. На рис. 8 представлена і відносна вологість, яка також має помірно виражений сезонний хід з деякими відхиленнями. Як і у випадку із швидкістю вітру, привертає увагу максимум цього показника у грудні 2020 року. Мінімуми швидкості вітру й відносної вологості найбільш виражені у теплий період року.

На рис. 9 показана динаміка зміни атмосферного тиску й пов'язаного з ним вагового вмісту кисню в атмосферному повітрі. Атмосферний тиск має досить умовний сезонний хід з найбільш вираженими максимумами у січні 2020 року, листопаді 2020 року й жовтні 2021 року, а сезонність ходу вагового вмісту кисню в повітрі більш помітна (через врахування температури). Максимуми P_0 трохи зміщені у часі на наступні місяці. Мінімуми P і P_0 (особливо, P_0) спостерігаються переважно у теплий період року.

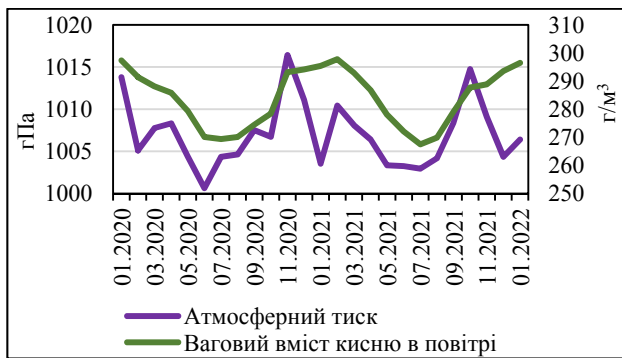


Рис. 9 – Динаміка середньомісячних значень атмосферного тиску й вагового вмісту кисню в атмосферному повітрі
Fig. 9 - Dynamics of mean monthly values of atmospheric pressure and oxygen content in atmospheric air

Перший випадок COVID-19 в Україні було зареєстровано у березні 2020 року, а офіційна об'ява про закінчення карантину відбулася 1 липня 2023 року. Якщо звернутися до архівних даних щодо сонячної активності [9], то можна зазначити, що у грудні 2019 року закінчився 24 цикл сонячної активності й почався 25 цикл. Отже період 2018-2020 років характеризується мінімальними значеннями таких показників сонячної активності як Міжнародне число сонячних плям, рівень випромінювання (SFU) з довжиною хвилі $\lambda=10,7$ см, кількістю спалахів С-класу (третій клас потужності сонячних спалахів, ще більш потужні спалахи М- й Х-класу не спостерігалися взагалі). Період 2018-2020 років характеризується найменшою кількістю днів без сонячних плям. У 2018 році таких днів було 222, у 2019 – 284, а у 2020 – 213. Протягом періоду 2019-2020 років не

спостерігалось сильних, жорстких або екстремальних геомагнітних бурь, а виключно слабкі й помірні. Кількість днів з такими бурями також була мінімальною (18 – у 2019 році й 9 у 2020 році). Перша жорстка геомагнітна буря відбулася лише 2021 році, а далі – вже у 2023 році [9]. На рис. 10 представлені рівень випромінювання $\lambda=10,7$ см (SFU) й кількість сонячних плям за даними [9].

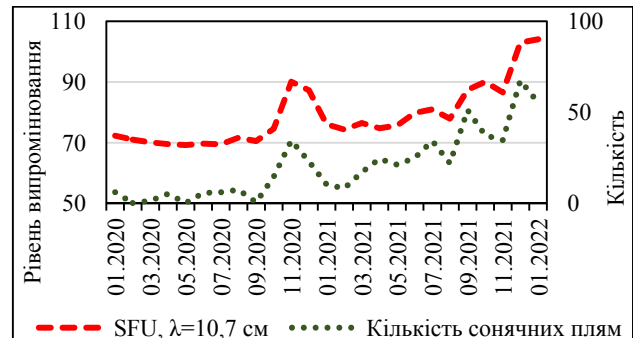


Рис. 10 – Динаміка місячних значень геліокоосмічних показників (планетарні дані)
Fig. 10 - Dynamics of monthly values of heliocosmic factors (planetary data)

Вперше питання про геліокоосмічні умови висвітлено О.Л. Чижевський, який показав, що найбільш відомі в історії людства епідемії (чуми та ін.) спостерігалися у роки з високою сонячною активністю (велика кількість плям на сонці). Цей ефект був відкритий у 1935 році й отримав назву «ефект Чижевського-Вельховера». А певні наукові дані про роль сонячної активності у протіканні ряду хвороб неінфекційної природи (ХСК, психічні розлади та ін.) вказують на доцільність вивчення ролі й цього фактору.

На графіку (рис. 10) часового ходу двох геліокоосмічних показників можна побачити, що зростання рівня випромінювання (SFU, $\lambda=10,7$ см) й кількості сонячних плям починається після вересня 2020 року. Згідно із графіком, у листопаді 2020 року спостерігався максимум сонячної активності, який проявився у вигляді максимуму рівня випромінювання (SFU, $\lambda=10,7$ см) й кількості сонячних плям, далі перший показник характеризується повільним зростанням з незначним максимумом у жовтні 2021 року і вираженим максимумом у грудні 2021 року – січні 2022 року, кількість сонячних плям зростає і характеризується слабо-вираженими максимумами у квітні й липні, а далі більш вираженими у вересні й грудні 2021 року. З вересня 2020 року спостерігалось повільне зростання сонячної активності.

Результати, отримані під час аналізу метеорологічних, біометеорологічних й геліокосмічних умов, вказують на можливість їхнього внеску у формування смертності населення Одеської області, що й буде проаналізовано у наступному розділі.

3.3 Зв'язки між смертністю населення Одеської області й екологічними умовами

Для проведення аналізу можливої ролі досліджених попередньо метеорологічних, біометеорологічних й геліокосмічних умов у формуванні смертності населення Одеської області використано метод накладання вершин (порівняння основних екстремумів динаміки екологічних факторів й показників смертності).

Розглядалися показники смертності від таких класів захворювань як ХСК, COVID-19 і ХОД, які внесли помітний внесок у мінливість смертності населення Одеської області протягом періоду з січня 2020 року по січень 2022 року.

Перший максимум смертності від ХСК (включаючи ІХС й ЦВХ) й COVID-19 у грудні 2020 року співпадає із вираженим максимумом швидкості вітру (як на метеостанції Одеса, так і на інших 9 метеостанціях області) й відносною вологістю, який спостерігався у цьому ж місяці. Для атмосферного тиску й вагового вмісту кисню цей максимум спостерігається на місяць раніше (у листопаді 2020 року). Помітний максимум рівня випромінювання (SFU , $\lambda=10,7$ см) й кількості сонячних плям також спостерігається на місяць раніше, ніж перший максимум смертності. А відповідний максимум смертності від ХОД та грипу й пневмоній почався ще у вересні 2020 року й співпадає лише із мало вираженим максимумом швидкості вітру (станція Одеса) і відносною вологістю.

Другий максимум смертності (квітень 2020 року) співпадає лише із слабо вираженим максимумом кількості сонячних плям у цьому ж місяці. Третій максимум смертності (жовтень-вересень 2021 року) співпадає із слабо вираженим максимумом швидкості вітру (метеостанція Одеса), який спостерігався на місяць раніше. Цей максимум смертності також співпадає з максимумом рівня випромінювання ($\lambda=10,7$ см) у вересні-жовтні й кількості сонячних плям напередодні (у вересні).

Для усіх представлених екологічних факторів (окрім температури повітря й ЕЕТ з їх згладженим часовим ходом) спостерігаються інші максимуми, які жодним чином не проявляються у вигляді максимумів смертності.

Отже, перераховані екологічні фактори, ймовірно за все, впливають на формування смертності населення Одеської області разом з іншими факторами (на погляд авторів, також природного походження), які поки не виявлені.

Далі для періоду з січня 2020 року по січень 2022 року оцінювалися парні коефіцієнти кореляції (з оцінкою їх значущості) між досліджуваними причинами смерті населення Одеської області й екологічними факторами.

Результати такої оцінки показали, що смертність від ХОД, в тому числі від ІХС характеризується значущими коефіцієнтами кореляції із рівнем випромінювання (SFU , $\lambda=10,7$ см), швидкістю вітру на метеостанції Одеса, відносною вологістю, атмосферним тиском й ваговим вмістом кисню в повітрі (їх значення знаходяться в діапазоні 0,402 – 0,638), температурою повітря й ЕЕТ (відповідно, -0,573 і -0,621). З кількістю сонячних плям корелює смертність від ішемічної хвороби серця (0,439).

Смертність від ХОД і його нозоформи характеризуються значущими коефіцієнтами кореляції зі швидкістю вітру в Одесі (відповідно, 0,469 й 0,496), відносною вологістю (відповідно, 0,467 й 0,530), а також з атмосферним тиском (відповідно, 0,476 й 0,484).

Аналіз смертності від COVID-19 проводився з травня 2020 року (zareєстровані перші випадки смерті від цієї хвороби), а закінчувався також у січні 2022 року. Значущі коефіцієнти кореляції між смертністю на COVID-19 спостерігалися для температури повітря (-0,442), атмосферного тиску й вагового вмісту кисню (0,466). Після виключення з дослідження місяців з піковими значеннями смертності від COVID-19 коефіцієнти кореляції стали значущими (належать діапазону 0,512-0,703, а для T і EET відповідно -0,561 й -0,657) для усіх факторів, окрім атмосферного тиску, коефіцієнт кореляції якого зменшився до 0,317 й став незначущим.

Отримані коефіцієнти кореляції вказують на наявність слабких статистичних зв'язків між дослідженими причинами смерті й екологічними факторами. А результати повністю співпадають з думкою фахівців ВООЗ про внесок екологічних факторів у формування здоров'я населення.

4 ВИСНОВКИ

1. Серед шістьох основних причин загальної смертності населення Одеської області, які її визначають на 94-95 % знаходяться хвороби системи кровообігу, COVID-19, новоутворення, зовнішні причини, хвороби органів травлення й

системи органів дихання. Смертність від цих хвороб істотно відрізняються не тільки за значеннями показника й за мінливістю у часі.

2. Динаміка таких класів хвороб як хвороби системи кровообігу, COVID-19 й хвороби органів дихання (та їх нозологічних форм) характеризується вираженими максимумами у грудні 2020 року, квітні 2021 року й жовтні-вересні 2021 року. Відбувається перерозподіл у часі внеску основних причин смерті у смертність від усіх причин. Проте, це не пояснює виникнення цих одночасних максимумів смертності й того, що під їх час смертність від усіх причин збільшується у 2 та більше рази.

3. Наявність цих одночасних максимумів смертності від неінфекційних (хвороби системи кровообігу, деякі форми хвороб органів дихання) й інфекційних (COVID-19, грип й пневмонії) хвороб не можна пояснити будь-якими причинами соціального або техногенного характеру, а отже, їх слід шукати серед природних екологічних умов.

4. Аналіз таких екологічних факторів як швидкість вітру, температура повітря відносна вологість, атмосферний тиск, еквівалентно-ефективна температура й ваговий вміст кисню в повітрі, а також рівень випромінювання ($\lambda=10,7$ см) й кількість сонячних плям показали деякі співпадіння максимумів досліджених екологічних факторів із показниками смертності населення.

5. Результати кореляційного аналізу між показниками смертності від основних хвороб й досліджених екологічних факторів показали наявність слабких кореляційних зв'язків між ними, що повністю відповідає уявленню ВООЗ про роль екологічних умов у формуванні здоров'я населення.

6. Вилучення з вибірки досліджень максимумів смертності на прикладі COVID-19 показало, що збільшується кореляційна залежність між нею й усіма дослідженими метеорологічними факторами (окрім атмосферного тиску), біометеорологічними й геокосмічними факторами. Це може означати, що усі ці фактори у першу чергу визначають трендові характеристики смертності від COVID-19, а атмосферний тиск «відповідальний» за формування пікових значень цієї смертності.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Грабко Н. В., Колісник А. В. Попередня оцінка ролі метеорологічних і біометеорологічних умов у формуванні смертності від COVID-19 в Одеській області. *Екологічні науки*. 2024. № 1 (52). Том 2.

С. 129-134.

2. Грабко Н. В., Колісник А. В. Роль факторів навколишнього середовища у формуванні смертності населення Одеської області від COVID-19. *Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування*: матеріали Міжнародної наукової конференції за участю молодих науковців. Одеса: ОДЕКУ, 2024. С. 86-91.
3. Environmental Factors Influencing COVID-19 Incidence and Severity / Weaver A.K., Head J.R., Gould C.F., Carlton E.J., Remais J.V. *Annu Rev Public Health*. 2022 Apr 5; 43:271-291. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-052120-101420>. Epub 2022 Jan 4. PMID: 34982587; PMCID: PMC10044492. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC10044492/> (Accessed 9.05.2024)
4. Preliminary Results of a Study on the Impact of Some Simple Thermal Indices on the Spread of COVID-19 in Tbilisi / Avtandil G., Amiranashvili en al. *Journal of the Georgian Geophysical Society, Physics of Solid Earth, Atmosphere, Ocean and Space Plasma*. 2022. Vol. 25(2). Pp. 59-68.
5. Abdullrahman M. The effect of meteorological conditions on the spread of COVID-19 cases in six major cities in Saudi Arabia. *J. Comm. Med. and Pub. Health. Rep*. 2022. 3(01). 6 p. <https://doi.org/10.38207/JCMPHR/2022/FEB/03010410>
6. Impact of Selected Meteorological Factors on COVID-19 Incidence in Southern Finland during 2020–2021 / L. Haga et al. *J. Environ. Res. Public Health*. 2022. 19(20). 13398. URL: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/20/13398> (Accessed 10.05.2024)
7. Катеруша Г. П., Сафранов Т. А., Катеруша О. В. Можливі зміни біокліматичних умов зимового періоду в Україні. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2018. Вип. 30. С. 17–27.
8. Державна служба статистики України. Головне управління статистики в Одеській області. Статінформація. URL: <https://www.od.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення 11.05.2024)
9. SpaceWeatherLive.com. Real-time auroral and solar activity. Графік сонячного циклу. URL: <https://www.spaceweatherlive.com/uk/sonyachna-aktivnist/sonyachniy-cikl.html> (дата звернення 20.05.2024)

REFERENCES

1. Hrabko, N.V. & Kolisnyk, A.V. (2024) Poperednya otsinka roli meteorologichnykh i biometeorologichnykh umov u formuvanni smertnosti vid COVID-19 v Odeskii oblasti [Preliminary assessment of the role of certain meteorological and biometeorological conditions in the formation of mortality from COVID-19 in the Odessa region]. *Ekologichni nauky [Ecological sciences]*, 1 (52), vol. 2, pp. 129-134 (in Ukr.)
2. Hrabko, N.V. & Kolisnyk, A.V. (2024) Rol faktoriv navkolyshniho seredovyshcha u formuvanni smertnosti naselennya Odeskoi oblasti vid COVID-19 [The role of environmental factors in the formation of dead rate of the Odessa region population from COVID-19]. *Proceedings of the International Scientific Conference with the participation of young scientists : Regional Problems of Environmental Protection and Balanced Nature Management*. Odessa: OSENU, pp. 86-91 (in Ukr.)
3. Weaver, A.K. et al. (2022) Environmental Factors Influencing COVID-19 Incidence and Severity. *Annu Rev*

- Public Health*, Apr 5; 43: 271-291. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-052120-101420>. Epub 2022 Jan 4. PMID: 34982587; PMCID: PMC10044492. Available at: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC10044492/> (Accessed 9.05.2024)
4. Avtandil, G. Amiranashvili et al. (2022) Preliminary Results of a Study on the Impact of Some Simple Thermal Indices on the Spread of COVID-19 in Tbilisi. *Journal of the Georgian Geophysical Society, Physics of Solid Earth, Atmosphere, Ocean and Space Plasma*, vol. 25(2), pp. 59-68.
 5. Abdullrahman, M. (2022) The effect of meteorological conditions on the spread of COVID-19 cases in six major cities in Saudi Arabia. *J. Comm. Res. Med. and Pub. Health.*, 3(01), 6 p. <https://doi.org/10.38207/JCMPHR/2022/FEB/03010410>
 6. Haga, L. et al. (2022) Impact of Selected Meteorological Factors on COVID-19 Incidence in Southern Finland during 2020–2021. *J. Environ. Res. Public Health*, 19(20), 13398. Available at: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/20/13398> (дата звернення 10.05.2024)
 7. Katerusha, H.P., Safranov, T.A. & Katerusha, O.V. (2018) *Mozhlyvi zminy bioklimatychnykh umov zymovoho periodu v Ukrayini* [Possible changes in the bioclimatic conditions of the winter period in Ukraine]. *Man and environment. Issues of neoecology*, 30, pp. 17–27. (in Ukr.)
 8. *Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy. Holovne upravlinnya statystyky v Odeskii oblasti. Statinformatsiia* [State Statistics Service of Ukraine. Main Department of Statistics in Odesa Region. Statistical information]. Available at: <https://www.od.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення 10.05.2024) (in Ukr.)
 9. SpaceWeatherLive.com. Real-time auroral and solar activity. *Hrafik sonyachnoho tsykladu* [Solar cycle graph]. Available at: <https://www.spaceweatherlive.com/uk/sonyachna-aktivnist/sonyachniy-tsikl.html> (дата звернення 10.05.2024) (in Ukr.)

ENVIRONMENTAL FACTORS AFFECTING THE MORTALITY OF POPULATION IN ODESA REGION

N. V. Hrabko, A. V. Kolisnyk

*Odessa State Environmental University,
15, Lvivska St., 65016 Odesa, Ukraine, grabkonatalyavikt@gmail.com*

The presented research covers a significant part of the period of the COVID-19 pandemic and studies the role of environmental factors in formation of population mortality from main causes. The main causes of mortality among the population of Odesa Region during the studied period include diseases of circulatory system, COVID-19, neoplasms, external causes, diseases of digestive organs and diseases of respiratory organs. The aforesaid causes constitute 94-95% of all causes of mortality in Odesa Region. However, out of these six classes of diseases, only diseases of circulatory system, COVID-19 and diseases of respiratory organs and some of their nosological forms have simultaneous peaks in mortality, during which mortality of the Odesa Region population from all causes almost doubles. Over time, there is a certain redistribution of frequency of the causes of mortality among the six main causing diseases of the population's mortality in the region. But this does not explain occurrence of simultaneous peaks in mortality from diseases of circulatory system, COVID-19, and diseases of respiratory organs.

Formation of simultaneous peaks in mortality from non-infectious and infectious diseases cannot be explained by the influence of social or anthropogenic factors. This indicates the need to address a number of environmental factors of natural origin – meteorological, biometeorological and heliocosmic. The study shows the possibility of an existing linear statistical connection between these environmental factors and the mortality of the Odesa Region population from such classes of diseases as diseases of circulatory system, COVID-19 and diseases of respiratory organs, as well as the relevant nosological forms. The results of the correlation analysis between mortality rates from major diseases and the environmental factors studied showed weak correlations between them. It is fully consistent with the World Health Organization's view of the role of environmental conditions in shaping public health.

Key words: mortality; diseases of circulatory system; COVID-19; respiratory diseases; meteorological factors, biometeorological factors; heliocosmic factors; correlation coefficient.

*Подання до редакції: 10. 04. 2024
Надходження остаточної версії: 15. 04. 2024
Публікація статті: 25. 04. 2024*

Видання зареєстровано в Державному комітеті інформаційної політики, телебачення та радіомовлення України. Реєстраційне свідоцтво серія **КВ 23515-13355ПР** від 25.07.2018

The state registration of print media is **КВ 23515-13355ПР**, originating date is 25.07.2018

Рекомендовано до друку вченою радою Одеського державного екологічного університету, протокол № 3, 25. 04. 2024 р.

Recommendations from Science Council of Odessa State Environmental University, Protocol no.3, 25. 04. 2024

Адреса редакційної колегії:

65016, м. Одеса, вул. Львівська, 15,
Одеський державний екологічний університет,
тел.: (0482)-35-73-71
redactor@odeku.edu.ua

Editorial board address:

65016, Odesa, 15 Lvivska st.
Odessa State Environmental University
tel.: (0482)- 35-73-71
redactor@odeku.edu.ua

Видавець і виготовлювач

Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016
тел./факс: (0482) 32-67-35
E-mail: info@odeku.edu.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 5242 від 08.11.2016

ISSN 2311-0902 (print). Український гідрометеорологічний журнал. 2024. № 33. 1 – 125.

ISSN 2616-7271 (online). Ukraïns'kij gidrometeorologičnij žurnal. 2024. № 33. 1 – 125.
Український гідрометеорологічний журнал
Ukrainian Hydrometeorological Journal