



No 1(7) | 2025

ISSN (print) 2786-9415
ISSN (online) 2786-9423

МЕТЕОРОЛОГІЯ
ГІДРОЛОГІЯ
МОНІТОРИНГ ДОВКІЛЛЯ

METEOROLOGY
HYDROLOGY
ENVIRONMENTAL MONITORING

МЕТЕОРОЛОГІЯ. ГІДРОЛОГІЯ. МОНІТОРИНГ ДОВКІЛЛЯ

№ 1 (7) • 2025

METEOROLOGY. HYDROLOGY. ENVIRONMENTAL MONITORING

EDITORIAL BOARD

Editor-in-Chief

Volodymyr Osadchyi, *D.Sci. in Geography,
Academician of the NAS of Ukraine*

Deputy Editors-in-Chief

Yurii Nabyvanets, *Ph.D.*

Oleksii Shevchenko, *D.Sci. in Geology*

Members of Editorial Board

Oleg Voitsekhovych, *Ph.D.*

Liudmyla Gorbachova, *D.Sci. in Geography*

Vasyl Grebin', *D.Sci. in Geography*

Svitlana Krakovska, *Ph.D.*

Peter Linnik, *D.Sci. in Chemistry*

Vazira Martazinova, *D.Sci. in Phys.&Math.*

Valeriya Ovcharuk, *D.Sci. in Geography*

Natalia Osadcha, *D.Sci. in Geography*

Valentyn Protsak, *Ph.D.*

Mykhailo Savenets, *Ph.D.*

Viktor Samoilenko, *D.Sci. in Geography*

Oleg Skrynyk, *Ph.D.*

Sergiy Snizhko, *D.Sci. in Geography*

Valentyn Khilchevskiy, *D.Sci. in Geography*

Valeriy Khokhlov, *D.Sci. in Geography*

Olga Shevchenko, *D.Sci. in Geography*

Vitalii Shpyg, *Ph.D.*

Tatiana Solovey, *D.Sci. in Geography
Research Institute "Polish Geological Institute",
Warsaw, Poland*

Petäjä Tuukka, *Ph.D.
Institute for Atmospheric and Earth System
Research (INAR), University of Helsinki, Finland*

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Головний редактор

В.І. Осадчий, *д.геогр.н., професор,
академік НАН України*

Заступники головного редактора

Ю.Б. Набиванець, *к.геогр.н.*

О.Л. Шевченко, *д.г.н.*

Члени редколегії

О.В. Войцехович, *к.геогр.н.*

Л.О. Горбачова, *д.геогр.н., професор*

В.В. Гребінь, *д.геогр.н., професор*

С.В. Краковська, *к.ф.-м.н.*

П.М. Линник, *д.х.н., професор*

В.Ф. Мартазінова, *д.ф.-м.н., професор*

В.А. Овчарук, *д.геогр.н., професор*

Н.М. Осадча, *д.геогр.н., професор*

В.П. Процак, *к.т.н.*

М.В. Савенець, *к.геогр.н.*

В.М. Самойленко, *д.геогр.н., професор*

О.Я. Скриник, *к.ф.-м.н.*

С.І. Сніжко, *д.геогр.н., професор*

В.К. Хільчевський, *д.геогр.н., професор*

В.М. Хохлов, *д.геогр.н., професор*

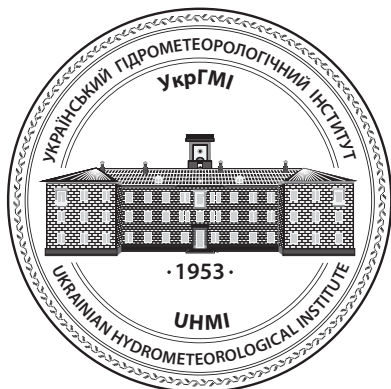
О.Г. Шевченко, *д.геогр.н.*

В. М. Шпиг, *к.геогр.н.*

Т.В. Соловей, *д. геогр. н., професор
НДІ "Польський Геологічний Інститут",
Варшава, Польща*

П. Туукка, *Ph.D., професор*

*Інститут системних досліджень атмосфери
і Землі, Університет Гельсінкі, Фінляндія*



МЕТЕОРОЛОГІЯ • ГІДРОЛОГІЯ • МОНІТОРИНГ ДОВКІЛЛЯ

Київ. 2025. № 1 (7). 112 с.

Засновник та видавець

УКРАЇНСЬКИЙ
ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИЙ ІНСТИТУТ
ДСНС УКРАЇНИ ТА НАН УКРАЇНИ

Журнал засновано
25 листопада 2021 року.
Виходить 2 рази на рік.

Внесено до переліку фахових видань
України (категорія "Б") за спеціальністю
Е4 (103) Науки про Землю
згідно наказу МОН України
№ 1721 від 10.12.24.

Адреса редакції:

Україна, проспект Науки, 37, Київ, 03028
e-mail: journal@uhmi.org.ua
тел. +38 044 525 1250

Відповідальний редактор:

Олексій Шевченко

Дизайн обкладинки:

Катерина Сурай

Рекомендовано до друку

Вченою Радою Українського
гідрометеорологічного інституту
ДСНС України та НАН України
(№ 5-П/95 від 17.06.2025 р.)

Рішенням Національної ради України
з питань телебачення і радіомовлення
№ 478 від 29.02.2024 р. присвоєно
ідентифікатор медіа R30–02943

Видання представлене
у розділі наукової періодики
на сайті Національної бібліотеки
ім. В.І. Вернадського

Editorial office address

37, Prospect Nauky, Kyiv, 03028, Ukraine
e-mail: journal@uhmi.org.ua
phone: +38 044 525 1250

Responsible editor:

Oleksii Shevchenko

Cover design:

Kateryna Surai

Підписано до друку 19.06.2025 р. Формат 60×84/8. Друк офсетний. Папір крейдований.
Ум. друк. арк. 13,02. Наклад 100 прим. Зам. № УГІ-01-25.

Оригінал-макет та друк ТОВ "ДІА": 03022, Київ-22, вул. Васильківська, 45.

Цілковите або часткове розмноження в будь-який спосіб матеріалів,
опублікованих у цьому виданні, допускається лише з письмового дозволу видавця.

КЛІМАТОЛОГІЯ

**Краковська С.В., Шпиталь Т.М.,
Савчук С.В., Чигарева А.Ю., Криштоп Л.Ю.**

Кліматичні характеристики
термічних періодів в Україні до кінця XXI ст.
Частина III: період активної вегетації рослин

АГРОМЕТЕОРОЛОГІЯ

Кирнасівська Н.В., Здек А.В.

Агрокліматична оцінка біологічної
продуктивності земель Дніпропетровської
області в умовах змін клімату

УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ

**Бончковський А.С.,
Осипов В.В., Осадча Н.М.**

Навантаження біогенними елементами у басейні
р. Сула та основні заходи для його зменшення

**Шевченко О.Л.,
Твердий І.П., Орещенко А.В.**

Вирішення гідрогеологічних задач в контексті
оцінки ресурсних втрат та доцільності
відновлення каховського водосховища

**Хільчевський В.К.,
Беженару Г.А., Гребінь В.В.**

Гідрографія та водні ресурси Молдови:
стан, використання, управління

ЧИСЛОВІ МЕТОДИ ТА МОДЕЛІ
В ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЇ

Христюк Б.Ф., Горбачова Л.О.

Моделювання дощових паводків річки Стрий
за допомогою штучної нейронної мережі

МОНІТОРИНГ І ПРОБЛЕМИ
ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

**Кіреєв С.І., Нікітіна Т.І., Самойлов Д.А.,
Бунтова О.Г., Федоренко О.А.,
Пилипчук Т.В., Лясківський В.В.**

Радіаційний стан зони відчуження
в 2024 році за результатами радіаційно-
екологічного моніторингу

МЕТОДИ І ЗАСОБИ ГІДРО-
МЕТЕОРОЛОГІЧНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

**Шкляренко В.В.,
Шевченко О.Л., Щеглов О.А.**

Розпізнання гідрогеологічних посух
за індексами SPI і SGI в басейні
річки Південний Буг

CLIMATOLOGY

**Krakovska S.V., Shpytal T.M.,
Savchuk S.V., Chyhareva A.Yu., Kryshtop L.Yu.**

Climatic characteristics of thermal periods
in Ukraine until the end of the 21st century.
Part III: period of active vegetation

AGROMETEOROLOGY

Kyrnasivska N.V., Zdekx A.V.

Agroclimatic assessment of land biological
productivity of the Dnipropetrovsk region
in the conditions of climate change

WATER RESOURCES MANAGEMENT

**Bonchkovskyi A.S.,
Osypov V.V., Osadcha N.M.**

Nutrient load in the Sula river basin and measures
to mitigate its effects

**Shevchenko O.L.,
Tverdyi I.P., Oreshchenko A.V.**

Solving hydrogeological problems in the context
of assessing resource losses and the feasibility
of restoration of the Kakhovka reservoir

**Khilchevskyi V.K.,
Bezhenaru H.A., Hrebin V.V.**

Hydrography and water resources of Moldova:
condition, use, management

NUMERICAL METHODS AND MODELS
IN HYDROMETEOROLOGY

Khrystiuk B.F., Horbachova L.O.

Simulation of rain floods of the Stryi river
by an artificial neural network

MONITORING AND PROBLEMS
OF ENVIRONMENTAL POLLUTION

**Kiriev S.I., Nikitina T.I., Samoilov D.A.,
Buntova O.H., Fedorenko O.A.,
Pylypchuk T.V., Liaskivskyi V.V.**

Radiation state of the exclusion zone
of 2024 in accordance with the results
of radiation environmental monitoring

METHODS AND MEANS OF HYDRO-
METEOROLOGICAL OBSERVATIONS

**Shkliarenko V.V.,
Shevchenko O.L., Shcheglov O.A.**

Recognition of hydrogeological droughts
by SPI and SGI indices
in the Southern Bug river basin

С.В. Краковська^{1*}

ORCID: 0000-0001-9972-0937
krasvit@ua.fm,

Т.М. Шпиталь¹

ORCID: 0009-0001-7731-4521
tetianashpytal@gmail.com,

С.В. Савчук¹

ORCID: 0009-0007-7861-9419
svetlanasvs120676@gmail.com,

А.Ю. Чигарева^{1,2}

ORCID: 0000-0003-0195-751X
achyhareva@gmail.com,

Л.Ю. Криштон^{1,3}

ORCID: 0009-0003-8863-9422
lidiia.kryshpton@gmail.com

УДК 551.583

DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.004>

КЛІМАТИЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ТЕРМІЧНИХ ПЕРІОДІВ В УКРАЇНІ ДО КІНЦЯ ХХІ ст.

Частина III: ПЕРІОД АКТИВНОЇ ВЕГЕТАЦІЇ РОСЛИН

З огляду на сучасну зміну клімату, оновлення кліматичних сценаріїв та зростання роздільної здатності регіональних кліматичних моделей (РКМ) виникла потреба у детальній оцінці тривалості та зміні дат початку та закінчення термічних періодів, ключових для різних секторів економіки. У попередніх публікаціях було досліджено зміни теплового (температура вище 0°C) та вегетаційного (температура вище 5°C) періодів. Ця стаття є наступною у циклі досліджень змін термічних періодів в Україні до кінця ХХІ століття та зосереджена на аналізі характеристик періоду активної вегетації рослин (ПАР), який визначається стійким переходом середньої добової температури повітря вище за 10°C, і є важливим показником для характеристики умов розвитку теплолюбних рослин та планування розвитку агротехнічних заходів. **Метою дослідження** було проаналізувати просторово-часові характеристики ПАР та їхні зміни у майбутньому. На основі даних бази E-Obs розраховано дати початку, завершення та тривалість активного вегетаційного періоду в Україні у стандартний кліматичний період 1961–1990, а також зміни цих характеристик у 1991–2010. Крім того, проведено оцінку майбутніх змін для трьох періодів: 2021–2040, 2041–2060 та 2081–2100 за сценаріями помірних (RCP 4.5) та високих (RCP 8.5) концентрацій парникових газів. Аналіз здійснено на основі ансамблю 34 РКМ проєкту Euro-CORDEX із найкращим доступним просторовим розділенням 12×12 км, що охоплює понад 7300 вузлів на території України. Для періоду 1991–2010 тривалість ПАР в Україні змінилась, порівняно з 1961–1990, особливо на північному заході країни, де зросла на 10 днів і більше. У 2021–2040 за RCP 4.5 тривалість ПАР зростає на 7 днів на всій території України, в степовій частині Криму, на півдні Одеської області та в Карпатах — на 7–14 днів; за сценарієм RCP 8.5: переважно на 7–14 днів, у Карпатах — 14–21, у Дніпропетровській області — до 7 днів. Упродовж 2041–2060 тривалість ПАР за сценарієм RCP 8.5 очікується суттєво більшою: у середньому зростання на 14–21 день, а на заході країни, в Криму та півдні Одеської області — до 30. В Україні сценарій RCP 4.5 у 2081–2100 передбачає тривалість ПАР подібно до сценарію RCP 8.5 у період 2041–2060. За сценарієм RCP 8.5 зміна тривалості ПАР відносно 1991–2010 може сягати 31–70 днів, зростаючи зі сходу на захід. Збільшення тривалості вегетаційного періоду і ПАР може посилити агрокліматичний потенціал України у майбутньому і сприятиме отриманню більших врожаїв сільськогосподарських культур за умови забезпечення рослин вологою, тобто вчасного запровадження сучасних методів адаптації до зміни гідротермічного режиму та інших агротехнологій для захисту рослин.

Ключові слова: термічний режим, зміна клімату, сценарії RCP, проєкції кліматичних характеристик, дата стійкого переходу температури повітря, Euro CORDEX.

ВСТУП

Актуальність визначення періоду активної вегетації (ПАР) рослин, що охоплює час, коли середні за добу температури перевищують +10°C, обумовлена впливом зміни клімату на його тривалість, початок і завершення. Цей період є критично важливим для теплолюбних культур, таких як кукурудза, соняшник,

соя, рис, виноград, а також деякі овочеві (помідори, перець, баклажани) і плодові культури (персики, абрикоси). Саме за таких температур відбуваються основні фізіологічні та біохімічні процеси, необхідні для їхнього росту, розвитку та формування врожаю. У країні середня річна кількість днів із середньою добовою температурою вище +10°C становить при-

близко 150–200 днів (за виключенням Карпат), що створює сприятливі умови для теплолюбних культур (Веgetаційний період: Довідник...). Згідно словників та навчальних посібників із агрономії, сума активних температур вище $+10^{\circ}\text{C}$ — головний показник теплозабезпеченості регіону, що впливає на можливість вирощування окремих культур і в рівнинних районах країни варіює від 1600°C до $3800\text{--}3900^{\circ}\text{C}$. За кордоном за сумами активних температур або "Growing Degree Days" (GDD) моделюють зростання та прогнозують необхідність зміни культур через глобальне потепління. Це дозволяє порівнювати теплові умови та виявляти вплив регіональних коливань клімату на продуктивність культур (Yamasaki et al., 2002).

Оцінка зміни рослинного покриву через потепління за допомогою дистанційного зондування виявила ранній початок і подовження тривалості вегетаційного періоду в Україні, особливо в її південних та центральних регіонах. Це впливає на врожайність сільськогосподарських культур і зростання лісів, змінює рівні поглинання CO_2 , що впливає на місцевий і регіональний баланс парникових газів (Lyalko et al., 2009). Аналіз супутникових даних і вимірювань валового первинного виробництва свідчить, що оптимальна температура для активності рослин підвищується приблизно на $0,63^{\circ}\text{C}$ за десятиліття. Тобто рослинні екосистеми акліматизуються до потепління, що впливає на їх функціонування та здатність накопичувати вуглець (Wan et al., 2024). Дослідження фізіологічних аспектів і механізмів реагування рослин на зміну температури вказують, що для більшості вищих рослин оптимальний діапазон росту приблизно варіює від $+10^{\circ}\text{C}$ до $+30^{\circ}\text{C}$, тому поріг $+10^{\circ}\text{C}$ є дійсно стартовим для активної вегетації (Nievola et al., 2017).

Важливість впливу температурного режиму на рослини підтверджують деякі міжнародні дослідження щодо механізмів реагування рослин на температурний стрес, а також впливу високих і низьких температур на їх ріст і розвиток (Lee et al., 2024). У лісовому господарстві вивчення коливань термічних періодів залежно від кліматичних флуктуацій дозволить зменшити уразливість лісів України до зміни клімату (Швиденко та ін., 2018).

Із потеплінням розширюються можливості садівництва, зокрема стосовно екзотичних для України теплолюбних рослин. При перенесенні в інші географічні та кліматичні умови істотно змінюється ритм їх росту та розвитку. Тому селекціонери виводять нові, адаптовані сорти рослин, і згідно Державного реєстру виведено 88 сортів малопоширених конкурентоспроможних видів, зокрема овочевих і плодових культур, як харчових продуктів, які багаті

на мінерали, вітаміни, поживні речовини тощо. (Шубенко та ін., 2024). ПАВ у вітчизняних дослідженнях є підґрунтям сільськогосподарського планування для регулювання фаз росту, дозрівання та адаптації рослин. Дослідження змін у тривалості ПАВ дозволяє адаптувати агротехнічні заходи, включаючи вибір сортів, строки посіву, удобрення та зрошення, а також сприяє підвищенню врожайності цих культур. Це особливо актуально для України, яка є провідним виробником багатьох із цих культур і її економіка значною мірою залежить від сільськогосподарського виробництва. Крім того, дані про ПАВ необхідні для прогнозування змін екосистем, управління земельними ресурсами та забезпечення продовольчої безпеки країни.

Досягнення продовольчої безпеки з урахуванням наслідків зміни регіонального клімату з раннім настанням весни, запізненням осені, подовженням вегетаційного періоду та ПАВ, збільшенням кількості хвиль тепла, спеки, посух, безморозних днів та зміною режиму опадів потребує адаптації, зокрема впровадження методів "кліматично розумного" сільського господарства. Реалізована вона може бути за допомогою диверсифікації культур, удосконалення методів збереження ґрунту, селекції жаростійких культур, інтегрованих систем управління водними ресурсами, особливо в регіонах із дефіцитом води або екстремальною мінливістю погоди, а саме у Південній (середземноморський регіон, включаючи Іспанію та Італію) та Східній Європі. У Північній (скандинавські країни: Швеція, Норвегія, Фінляндія), Західній (Німеччина) та Центральній (Польща) Європі може підвищитись продуктивність деяких культур (кукурудза та пшениця) і з'явитись можливість для вирощування нових, однак тепловий стрес, екстремальні кліматичні умови, підвищені ризики спалахів розвитку популяцій шкідників обмежать довгострокові прибутки. Водночас, лише за сценарієм RCP 2.6 глобальне потепління обмежене температурою нижче за 2°C і за ним очікується помірна користь для аграрного сектора, але нерівномірна між регіонами та культурами в Європі. А згідно до сценарію RCP 8.5 з вищим рівнем глобального потепління вплив на продовольчу безпеку через екологічні стреси негативний (IPCC, 2019, 2021, 2022).

Вочевидь існує причинно-наслідковий зв'язок між сучасним потеплінням клімату та збільшенням кількості сонячної радіації, що надходить до земної поверхні, як одного з кліматоутворюючих чинників. Зміна обох чинників призводить до збільшення кількості посух на значній території України, зокрема тривалістю понад місяць за вегетаційний період. Почали їх фіксувати також у місяці холодного періоду

року. Збільшення окремих складових радіаційного режиму (тривалості сонячного сйва, прямої та частково сумарної сонячної радіації та радіаційного балансу) інтенсифікує тривалі масштабних посухи. Так, особливістю посух у 1991–2020 роках були найбільші додатні відхилення, щодо періоду 1961–1990 рр., тривалості сонячного сйва та прямої радіації не тільки на півночі, північному сході та сході країни, але й на заході та в Закарпатті, де раніше вони майже не відмічались (Рибченко та ін., 2015, 2023а, 2023б).

Сучасні дослідження ПАВ рослин зосереджені на вивченні впливу кліматичних змін на тривалість та інтенсивність цього періоду, а також на адаптації агротехнічних заходів для забезпечення стабільної врожайності.

Одним із напрямків є аналіз тривалості вегетаційного періоду різних сортів сільськогосподарських культур залежно від технологічних заходів вирощування. Зокрема, дослідження (Фурман, 2019) показало, що тривалість вегетаційного періоду сої варіює залежно від генетичних особливостей сорту, екологічних умов регіону та застосування конкретних елементів технології вирощування. Встановлено, що вегетаційний період досліджуваних сортів сої під впливом удобрення, інокуляції насіння та погодних умов варіював у межах 100–117 діб.

Інше дослідження стосується впливу атмосферних і ґрунтових посух на тепловий режим ґрунту та рослин, зокрема сої та соняшника у Каховському районі Херсонської області. Під час експериментальних досліджень було встановлено, що у ПАВ спостерігалися періоди з високими середніми добовими температурами повітря, що іноді досягали 25°C, а максимальні температури повітря у такі дні піднімалися до 30–35°C. Ці умови підвищують температуру підстильної поверхні, що, у свою чергу, збільшує співвідношення між непродуктивною частиною теплової енергії, яка витрачається на турбулентний обмін повітря в посівах, і продуктивною складовою, спрямованою на випаровування (число Боуена) та процеси формування продукції. У цілому зауважується необхідність вчасного поливу рослин і контролю за вологозапасами ґрунту в період ПАВ (Жовтоног та ін., 2020).

Дослідження тривалості вегетаційного періоду кукурудзи показали, що скоростиглість є складною полігенною ознакою, яка пов'язана з низкою показників: інтенсивністю розвитку на початкових етапах вегетації, тривалістю періоду сходи-цвітіння качанів та вегетації взагалі, кількістю листків на рослині, вологістю зерна під час дозрівання та збирання, інтенсивністю накопичення сухої речовини, сумою температур, необхідною для визрівання. Правильне

визначення групи стиглості зразка дозволяє обрати напрям його використання у тій чи іншій природно-кліматичній зоні (Черчель та ін., 2020).

ПАВ є також критично важливим для виноградарства та садівництва, оскільки він визначає фази росту, розвитку та плодоношення рослин. Для винограду вегетація починається навесні, коли середня добова температура стабільно перевищує +10°C, що активізує процеси сокоруху, набрякання та розпускання бруньок. Цей період охоплює весну, літо та частину осені, закінчуючись із настанням стійкого похолодання восени, коли середня добова температура знижується до +10°C і нижче. У виноградарстві період вегетації поділяється на шість основних фаз: сокорух ("плач" винограду), ріст пагонів і суцвіть, цвітіння, ріст ягід, досягання ягід і визрівання пагонів, листопад. Кожна з цих фаз має свої агротехнічні особливості та потребує відповідного догляду (Костенко та ін., 2025). Слід зауважити, що через значну зміну температурного режиму в Україні виноградарство вже практикується практично по всій території країни, як-от в Харківській області (Шуліка, 2013).

У садівництві, зокрема при вирощуванні яблунь, період вегетації також починається з підвищенням температури навесні та включає фази набрякання бруньок, розпускання листя, цвітіння, формування та досягання плодів, а завершується листопадом восени. Тривалість цього періоду залежить від сорту та кліматичних умов регіону.

Розуміння та контроль ПАВ дозволяють оптимізувати агротехнічні заходи, такі як обрізка, підживлення та захист рослин, що сприяє підвищенню врожайності та якості продукції як у виноградарстві, так і в садівництві. Загалом, сучасні дослідження підкреслюють важливість комплексного підходу до вивчення ПАВ, враховуючи генетичні особливості рослин, агротехнічні заходи та змінні кліматичні умови.

Нагальним є виявлення впливу конкретних температурних діапазонів на різні види рослин, вивчення стійкості культур до температурних стресів. В умовах глобального потепління оптимальна температура для росту може зростати. Українські та зарубіжні вчені доводять, що поріг +10°C і його моніторинг має практичне значення для сільського господарства, при дослідженнях фізіології рослин, для оцінки теплового забезпечення регіону необхідного для росту, дозрівання, адаптаційних можливостей рослинних екосистем, оптимізації строків сівби та збору врожаю. Тому метою цієї частини дослідження було визначення просторових змін характеристик ПАВ (тривалості, дати початку та закінчення) за минулі періоди (стандартної кліма-

тичної норми — 1961–1990 і базовий — 1991–2010) і у майбутні періоди (2021–2040, 2041–2060, 2081–2100) згідно проєкцій за оновленими сценаріями репрезентативних траєкторій концентрацій парникових газів й їх часових коливань відносно базового періоду в Україні.

ПОЧАТКОВІ ДАНІ ТА МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ

Методика, алгоритм та підходи до візуалізації отриманих результатів були аналогічні тим, що описані в попередніх роботах авторів щодо теплового і вегетаційного періодів у межах цього циклу публікацій про термічні періоди та їхні проєкції для України до кінця ХХІ століття (Краковська та ін., 2023, 2024). Зокрема, як вихідні дані використовувалися середні добові температури повітря з Європейської бази E-OBS 20.0e (Cornes et al., 2018). Для побудови проєкцій до 2100 року застосовувалися середні добові температури повітря з 34 регіональних кліматичних моделей (PKM) за сценаріями помірного (RCP 4.5) та високого (RCP 8.5) рівнів концентрацій парникових газів із бази даних Euro-CORDEX (Jacob et al., 2014), розробленої в рамках проєкту CMIP5 (Taylor et al., 2012; The WCRP..., 2011). Просторове розділення даних бази E-OBS і PKM має однаковий горизонтальний крок близько 12×12 км, що охоплює понад 7300 вузлів на території України.

Обробка даних здійснювалася із використанням методів математичної статистики, зокрема квартильного мапування, яке застосовувалося для корекції відхилень на етапі підготовки даних провайдерами (Breakout group..., 2015). Для додаткової корекції похибок ("bias-adjustment") прогнозованих значень, отриманих за ансамблем PKM, використовувався адитивний (дельта) метод зсуву, базові значення для якого були розраховані за даними E-OBS (Шедеменко та ін., 2012; Паламарчук & Краковська, 2018; Розроблення..., 2021, 2024).

Розрахунки дат стійкого (шість і більше діб поспіль) переходу температури через порогові значення, встановлені в цьому дослідженні на рівні 10°C, виконувалися за допомогою функції `eca_gsl` програмного пакету CDO (Climate Data Operator) (Schulzweida, 2019). Для усунення різниць масок між E-OBS та ансамблем PKM, що виникли через відмінності в кількості точок координатних сіток, зокрема вздовж прибережної лінії, застосовувалися інструменти геоінформаційної системи QGIS 3.28. Ця ж система використовувалася для картографування, візуалізації та аналізу результатів, які були представлені у вигляді карт у електронному атласі за допомогою JavaScript-бібліотеки Leaflet (Краковська та ін., 2023, 2024).

Розрахунки показників проводилися окремо для кожної PKM, після чого визначалися зміни цих показників у майбутні періоди відносно базового, а потім усереднювалися значення змін за ансамблем із 34 PKM для кожного з 20-річних періодів ХХІ століття (Паламарчук & Краковська, 2018; Розроблення..., 2021, 2024; Краковська та ін., 2016а, 2016б, 2018, 2023, 2024). Отримані зміни додавалися до значень базового періоду, що дозволяло визначити дати початку, закінчення та тривалості періоду активної вегетації в Україні, а також їхні зміни для кожного з обраних 20-річних періодів майбутнього відносно базового періоду 1991–2010 років.

Вибір 20-річних періодів узгоджувався з методологією, запропонованою у Шостому звіті Міжурядової групи експертів зі зміни клімату (IPCC) (Summary..., 2022a, 2022b; Technical..., 2023). Через зменшення кількості метеорологічних станцій в Україні після анексії АР Крим та частини східних областей у 2014 році, базовий період завершувався найближчим "нульовим" роком, для якого були доступні дані по всій території країни, тобто 2010 рік, що відповідає рекомендаціям Всесвітньої метеорологічної організації (ВМО) (WMO, 2017; Краковська та ін., 2016а, 2016б, 2018, 2023, 2024).

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХНІЙ АНАЛІЗ

Тривалість періоду активної вегетації.

У **1961–1990** короткий період активної вегетації, 100–120 та 120–140 днів, відмічався у південно-східній високогірній частині Українських Карпат (60–80 та 80–100 на вершинах) (рис. 1). На решті території Карпат, на Головному пасмі Кримських гір, у західній частині Волинської області, частково у Львівській та Тернопільській, на північному сході Чернігівської та у північній частині Сумської областей цей період тривав 140–160 днів. На переважній території країни період активної вегетації спостерігався протягом 160–180 днів. На півдні України (в Одеській, Миколаївській, Херсонській, західній частині та півдні Запорізької, південних районах Дніпропетровської та Донецької областей, АР Крим та Закарпатті — 180–200 днів.

У **1991–2010** тривалість періоду активної вегетації у 100–120 та 120–140 днів (80–100 на вершинах) спостерігалась, переважно, у високогірних частинах Карпат, 140–160 — на решті території гірської країни, а також на крайній півночі Сумської області та вздовж Головного пасма Кримських гір (рис. 1). На значній території України ця тривалість коливалася у межах 160–180 днів. 180–200 днів активної вегетації відмічались у Закарпатті та південній частині України (Одеській, Миколаївській, Херсонській, Запорізькій, значних площах Дніпропетровської,

південних районах Донецької, частині Луганської області та АР Крим). На сході Кримського півострова та в осередку на півдні Одеської області — 200–220 днів.

Згідно сценарію **RCP 4.5**, у **2021–2040** на значній території Карпат активний вегетаційний сезон триватиме 140–160 днів, у південно-східних високір'ях — 120–140, на окремих хребтах — 100–120 (рис. 1). Загалом, у північній та західній частинах України та Головному пасмі Кримських гір, даний сезон буде ймовірним протягом 160–180 днів. 180–200 днів активний вегетаційний сезон триватиме у південній частині країни: у Луганській (крім північних районів), Донецькій, Запорізькій, Херсонській, Дніпропетровській, Миколаївській областях, південних частинах Харківської, Полтавської та Вінницької, східній частині Черкаської, північній частині Одеської, місцями у Київській та Львівській, на більшій частині території Хмельницької, Чернівецької та Кіровоградської, південно-східних районах Тернопільської області, на Закарпатській низовині, у Кримських горах та Тарханкутському півострові. У південній частині Одеської області, в АР Крим та на крайньому півдні Закарпаття — 200–220 днів, а в районі Херсонесу — ймовірно до 220–240.

За сценарієм **RCP 8.5**, у **2021–2040** активний вегетаційний сезон триватиме у південно-східній частині Карпат 120–140 днів (на окремих хребтах — 100–120), 140–160 — на решті території гір (рис. 1). 160–180 днів даний сезон буде спостерігатися на схилах Карпат, у східній частині Львівської області, західній Тернопільської, значній території Рівненської, у Волинській, Житомирській, Чернігівській, Сумській областях, північних районах Київської, Вінницької, Полтавської та Харківської областей. У південній частині Одеської області, Закарпатській низовині та АР Крим тривалість активного вегетаційного сезону прогнозується 200–220 днів, у районі Херсонесу — 220–240. У Кримських горах та на переважній території країни даний сезон буде тривати 180–200 днів.

Згідно сценарію **RCP 4.5**, у **2041–2060** активний вегетаційний сезон тривалістю 180–200 днів буде відмічатись майже на всій території України (рис. 1). Коротшим, 160–180 днів, даний сезон буде в районах Львівської, Тернопільської, Житомирської областей, у північних частинах Чернігівської і Сумської області. А також в Українських Карпатах: 140–160 на значній території Карпат, 120–140 — у південно-східному високогір'ї (на окремих хребтах 100–120), вздовж схилів Карпатських гір — 160–180 днів. Довшим сезон очікується у Закарпатті, південній частині Одеської області, південно-східній Херсонської, у західних районах Запорізької, уздовж узбережжя

Донецької та Запорізької областей, на значній території АР Крим (200–220) та в локаціях на південному заході та у центрі Кримського півострова (220–240 та 240–260 днів).

Сценарій **RCP 8.5** для **2041–2060** прогнозує тривалість активного вегетаційного сезону у 180–200 днів на переважній території України (рис. 1). Нижчі значення будуть відмічатись у південно-східній частині Українських Карпат (140–160 днів, в окремих високогір'ях 122–140), на решті території Карпат та на крайній півночі Сумської і північному сході Чернігівської областей (160–180 днів). Вищі значення (200–220 днів) вірогідні у Закарпатті, районі що охопить східну частину Чернівецької, південь Хмельницької та південно-західні райони Вінницької областей, на заході Миколаївської, південних районах Донецької та Дніпропетровської областей, в Одеській, Херсонській, Запорізькій (крім півночі та сходу) областях, а також у північно-східній частині АР Крим, Керченському півострові та Кримських горах (за винятком Головного пасма). На решті території АР Крим та на крайньому півдні Одеської області вірогідна тривалість у 220–240 днів з максимальним значенням 246 днів.

Проекції за сценарієм **RCP 4.5** для **2081–2100** практично аналогічні сценарію **RCP 8.5** для **2041–2060** (рис. 1).

За сценарієм **RCP 8.5**, у **2081–2100** активний вегетаційний сезон тривалістю у 200–220 днів очікується на значній території України (рис. 1). Менші значення відмічатимуться у Карпатах: 140–160 — у окремих високогір'ях, 160–180 — у південно-східній частині, 180–200 — на решті території гір. У північно-східних районах Чернігівської, на півночі та сході Сумської областей даний сезон триватиме 180–200 днів. Вищі значення, 220–240 днів, ймовірні у Закарпатті, осередку на заході Львівської області, ареалі, що охопить східну частину Чернівецької, південну частину Хмельницької та південно-західні райони Вінницької областей, на значній території Одеської та Херсонської областей, на заході Миколаївської та Запорізької, вздовж узбережжя Запорізької та Донецької областей, а також у північно-східній частині АР Крим та Кримських горах (за винятком Головного пасма). На решті території АР Крим та у південних районах Одеської області активний вегетаційний сезон триватиме 240–282 дні.

Початок (день року) періоду активної вегетації.

У **1961–1990** на значній території України активний вегетаційний сезон починався на 110–120 день (рис. 2). Пізніше, на 120–130 день, даний сезон розпочинався на північному сході та заході України: на півночі та сході Сумської та у північно-східних

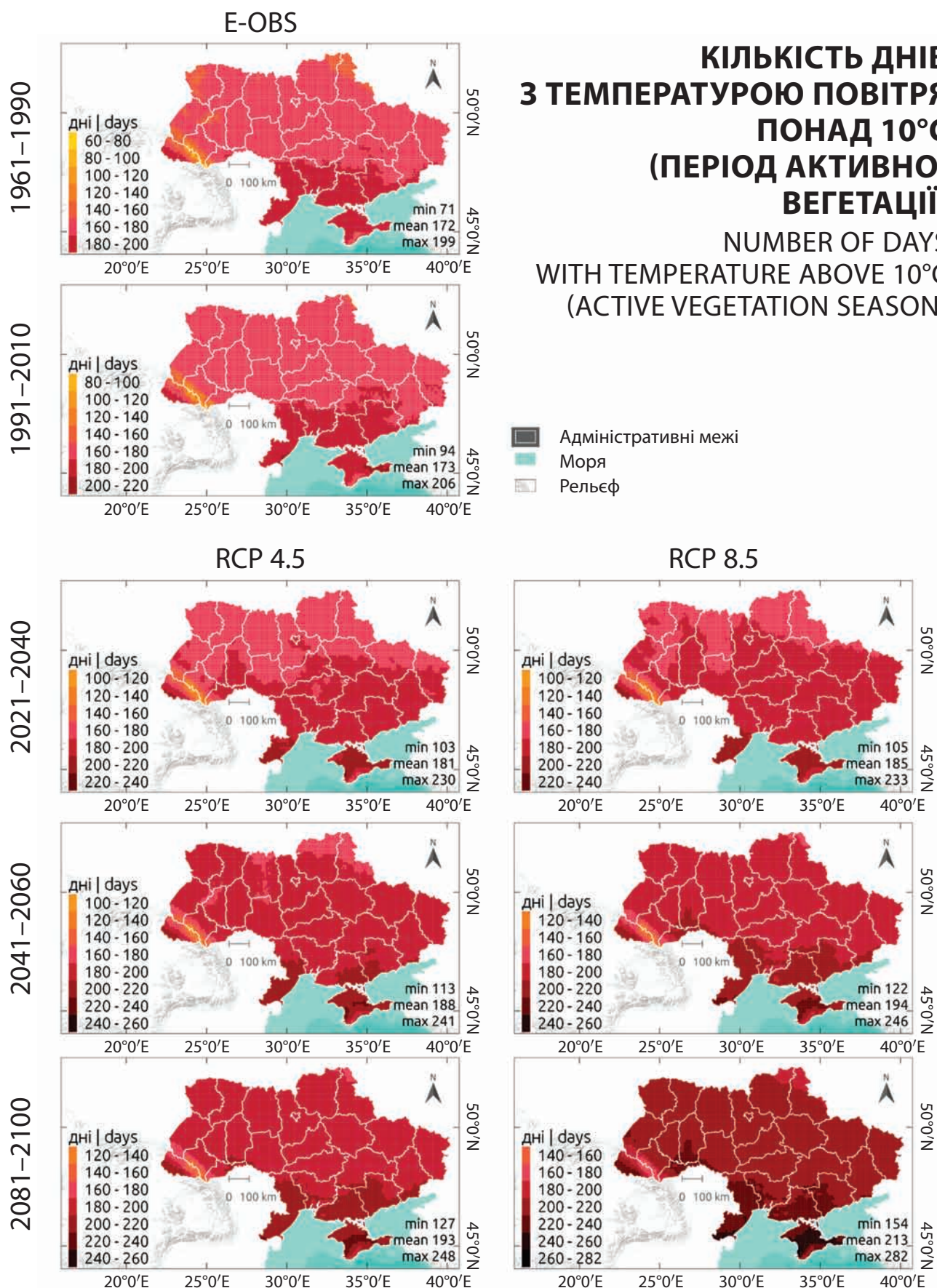


Рис. 1. Тривалість періоду активної вегетації за даними E-Obs, сценаріями RCP 4.5 та RCP 8.5 у вказані періоди XX-XXI ст.

районах Чернігівської областей, у Волинській, на заході Рівненської, північній частині Тернопільської, в окремих районах Львівської та Хмельницької областей, у північно-західній частині Карпат та на їх схилах. У південно-східній частині Карпат — на 130–140, а у високих горах найпізніше — на 140–160 день. Раніше, на 100–110 день, починався сезон активної вегетації у Закарпатті, в районах південного заходу Одеської області, у центральних районах Миколаївської та західних Херсонської областей, в осередку на півдні Донецької області, на південному заході АР Крим, в осередках над Каховським водосховищем та на Акмонайському перешийку.

У **1991–2010**, як і в попередньому кліматичному періоді, на переважній території України активний вегетаційний сезон починався на 110–120 день (рис. 2). Лише у Карпатах та Кримських горах даний сезон приходив пізніше, на 120–130 та 130–140 день, а на височинах — на 140–150 та 150–160 день. Більш ранній початок активного вегетаційного сезону, на 100–110 день, відмічався у північних районах та на півдні Одеської області, на значній території Миколаївської, вздовж Каховського водосховища, в осередках Донецької та Луганської областей, на Акмонайському перешийку.

Згідно сценарію **RCP 4.5**, у **2021–2040** самий пізній початок ПАВ вірогідний у Карпатах: на 150–160 та 140–150 день у високогірній частині, 130–140 — у південно-східній частині, 120–130 — на решті території гірської країни (рис. 2). У північних, західних та частково центральних областях України даний сезон розпочнеться на 110–120 день. Такий процес охопить області Північного регіону, північ Полтавської, Харківської, Луганської областей, значні території Черкаської, Кіровоградської (крім західних районів), Вінницької (за винятком південних районів), а також Кримські гори та місцями у Миколаївській, Херсонській, Запорізькій, Луганській областях. У Західному регіоні — Волинську область, Рівненську, Львівську, Тернопільську (крім південно-східної частини), північну частину Хмельницької, Івано-Франківську (крім гірських територій), передгірські райони Чернівецької області, Вулканічний хребет. На решті території країни та місцями у Львівській, Київській, Черкаській та Кіровоградській областях — на 100–110 день. Також необхідно відзначити, що у центральній частині АР Крим, на півдні Закарпатської низовини і в межах Одеської області буде спостерігатись самий ранній початок активного вегетаційного сезону — на 90–100 день.

За сценарієм **RCP 8.5** у **2021–2040** очікується найпізніший початок ПАВ у Карпатах: на 150–160 та 140–150 день у високогір'ї, на 130–140 у південно-східній і на 120–130 день у північно-західній час-

тині (рис. 2). На схилах Карпат та у Чернігівській, Сумській, Житомирській, Волинській, Рівненській областях, значних територіях Львівської та Тернопільської, Івано-Франківської, сході Чернівецької, північних районах Луганської, Харківської, Полтавської, Київської, Вінницької областей та у Кримських горах даний сезон починатиметься на 110–120 день. На решті території — на 100–110 день за винятком Закарпаття, крайнього півдня Одеської області та місцями у межах АР Крим, де початок ймовірний на 90–110 день.

За сценарієм **RCP 4.5** у **2041–2060** на переважній території країни ПАВ починатиметься на 100–110 день (рис. 2). Пізніший початок, на 110–120 день, буде спостерігатись у Волинській області, північних та південно-західних частинах Рівненської, на сході Львівської, західній частині Тернопільської, на значних територіях Житомирської, у північних частинах Вінницької, Чернігівської та Сумської областей, у Кримських горах. А також у Карпатах: на 110–120 день вздовж схилів, 120–130 — на значній території гір, 130–140 — у південно-східному високогір'ї. У Закарпатті, південній частині Одеської області та центральній території АР Крим даний сезон почнеться на 90–100 день.

Сценарій **RCP 8.5** у **2041–2060** прогнозує, що ПАВ розпочнеться на 100–110 день (від початку календарного року) на більшій частині території України (рис. 2). На крайній півночі Сумської та північному сході Чернігівської областей та переважній території Карпат — на 110–120 день, у південно-східній частині — 120–130, у високих горах — 130–140 день. На 90–100 день ПАВ розпочнеться в Закарпатті, на півдні та заході Одеської області, а також на сході Чернівецької, південних районах Вінницької, Хмельницької та Тернопільської областей, в АР Крим (крім Тарханкутського та Керченського півостровів та Кримських гір).

Сценарій **RCP 4.5** для **2081–2100** аналогічний сценарію RCP 8.5 для 2041–2060 (рис. 2). Відмінності: ПАВ почнеться на 90–100 день місцями на заході Запорізької та півдні Донецької областей, а також на всій території АР Крим, крім Кримських гір, а в районі Херсонесу вірогідно на 80–90 день. Лише в невеликому осередку на крайній півночі Сумської області даний сезон почнеться на 110–120 день.

Сценарій **RCP 8.5** у **2081–2100** прогнозує початок ПАВ вже на 90–100 день на переважній території України (рис. 2). Пізніше, на 100–110 день, вірогідний початок на крайній півночі Сумської та північному сході Чернігівської областей та практично на всій території Карпат, у південно-східній частині гірської країни — на 110–120, в окремих горах — на 120–130 день. Раніше, на 80–90 день, ПАВ почнеться

в Закарпатті, на заході Львівської області, на значній частині території Чернівецької області, півдні Хмельницької, у південних районах Вінницької та Тернопільської областей, Одеській області (крім півночі), на півночі та північному заході АР Крим і Керченському півострові. У центральній частині АР Крим і півдні Керченського півострова, місцями в Закарпатті та півдні Одеської області ймовірний початок ПАВ на 70–80 день.

Закінчення (день року) періоду активної вегетації.

У **1961–1991** найраніше, на 228–270 день (від початку календарного року), закінчився ПАВ у південно-східному високогір'ї Карпат, на 270–280 — на решті території гірської країни та на півночі Чернігівської та Сумської областей (рис. 3). Переважно у південній частині України даний сезон закінчився на 290–300 день, а саме: у Миколаївській, Херсонській, Запорізькій областях (крім їх південних районів), на півдні Донецької та Дніпропетровської, північній частині Одеської, на крайньому півдні Кіровоградської та Вінницької областей, у Кримських горах, а також на Закарпатті, на сході Чернівецької та крайньому півдні Тернопільської та Хмельницької областей. Ще південніше, на південному заході Запорізької області, у південних районах Херсонської та місцями у Миколаївській, у центральних та південних частинах Одеської області та в АР Крим період активної вегетації завершувався найпізніше, на 300–310 день. На решті території країни, значній її частині від східних до західних кордонів, закінчення даного періоду відмічалось на 280–290 день.

У **1991–2010** на значній території Карпат найраніше закінчення ПАВ, на 228–270 день, спостерігалось у північно-західній частині Карпат, вздовж схилів, та на півночі Сумської та на північному сході Чернігівської області — на 270–280 день (рис. 3). У південній частині України: Миколаївській та Запорізькій областях (крім їх південних районів), північній частині Одеської та Херсонської, південній частині Донецької, Дніпропетровській (за виключенням північних районів), Кримських горах, а також Закарпатті закінчення сезону активної вегетації відмічалось на 290–300 день. У південній частині Одеської та Херсонської областей, на крайньому півдні Миколаївської та Запорізької, в АР Крим період активної вегетації тривав найдовше, до 300–310 дня, а в локації на південному сході Одеської області та сході Кримського півострова — до 310–320 дня. На решті території країни, яка включала області 4-х регіонів (крім Південного), даний сезон закінчувався на 280–290 день.

За сценарієм **RCP 4.5**, у **2021–2040** закінчення ПАВ очікується на 228–270 день у південно-східній

частині Карпат, на 270–280 — на решті території гірської країни (рис. 3). На 280–290 день — у передгір'ях Карпат та здебільшого на території північної частини України: у всіх областях Північного регіону (крім окремих районів у центрі та півдні Київської області), північних частинах Полтавської, Луганської та Вінницької областей, у Харківській (за винятком південних районів), Рівненській, Волинській (крім заходу), на північному сході та у центральних і гірських районах Львівської, у західній частині Тернопільської, гірських та північних районах Івано-Франківської області. На Закарпатті та на півдні країни, а саме: у південній та центральній частинах Одеської області, на південному сході Херсонської, на південному заході Запорізької, вздовж узбережжя у межах Миколаївської, Херсонської, Запорізької та Донецької областей закінчення даного сезону очікується на 300–310 день, місцями на південному сході Одеської — на 310–320. На решті території країни період активної вегетації закінчиться на 290–300 день. В АР Крим на Головному пасмі закінчення цього періоду ймовірне на 290–300 день, на решті території Кримських гір та у північній та північно-західній частині півострова — на 300–310, на решті території — на 310–320.

Сценарій **RCP 8.5** у **2021–2040** прогнозує закінчення ПАВ у високогірній частині південно-східних Карпат на 228–270 день, на північно-західних хребтах — на 270–280, на решті території Карпат та у Сумській, Чернігівській (крім районів на півдні та південному заході), на крайній півночі Харківської, Полтавської, Київської та Вінницької областей, на значній території Житомирської, у північних та південно-західних районах Рівненської, на сході Волинської та Львівської, на заході Тернопільської — на 280–290 день (рис. 3). В Одеській і Херсонській областях (крім їх північних частин), на заході Запорізької, вздовж узбережжя у межах Миколаївської, Запорізької та Донецької областей, а також в Закарпатті закінчення даного сезону ймовірне на 300–310 день, на південному сході Одеської області — 310–320. На значній частині території України (із заходу на схід) даний сезон буде закінчуватись на 290–300 день. В АР Крим закінчення ПАВ очікується в Кримських горах на 290–300 день, у північно-західній частині на 300–310 день і на 310–320 день на решті території півострова.

Згідно сценарію **RCP 4.5**, у **2041–2060** найраніше закінчення ПАВ прогнозується у високих горах південно-східних Карпат — на 228–270 день, по хребтах гірської країни — на 270–280, на решті території Карпат і також на півночі Сумської і Чернігівської областей, та місцями на півночі Житомирської області — на 280–290 (рис. 3). В Одеській, Запорізь-

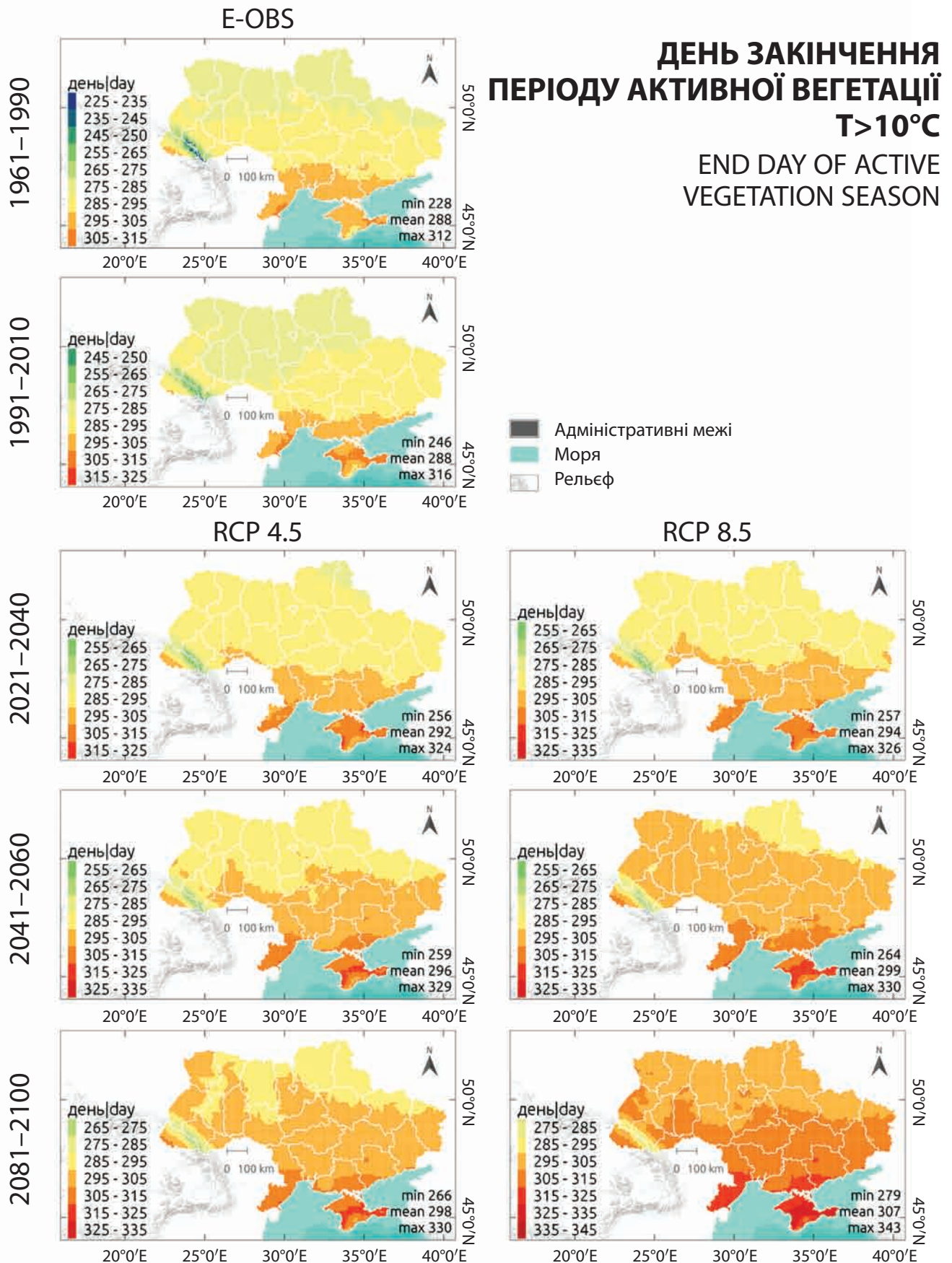


Рис. 3. Закінчення (день року) періоду активної вегетації за даними **E-OBS**, сценаріями **RCP4.5** та **RCP 8.5** у вказані періоди ХХ–ХХІ ст.

кій, Миколаївській областях (крім їх північних районів), у Херсонській, на півдні Донецької області, на Тарханкутському півострові, у Кримських горах та на Закарпатті кінець даного сезону очікується на 300–310 день, на решті території АР Крим та на півдні Одеської області — на 310–320, поблизу мису Херсонес — на 320–330. На решті території України, що охоплює практично всі її регіони (Південний — найменшою мірою), сезон активної вегетації закінчуватиметься на 290–300 день.

Сценарій **RCP 8.5 у 2041–2060** передбачає закінчення ПАВ у південно-східних Карпатах на 270–280 день (у високогірній частині — на 228–270), на решті території гірської країни та місцями на крайній півночі Чернігівської та Сумської областей — на 280–290 (рис. 3). У південній частині України даний період закінчиться на 300–310 день. Такий процес охопить Миколаївську, Херсонську, Запорізьку області, північну частину Одеської, південь Донецької та Хмельницької, Дніпропетровську (крім північних районів), південні райони Луганської, Кіровоградської та Вінницької, південний схід Тернопільської, східну частину Чернівецької області, Закарпаття та Кримські гори. На 310–320 день прогнозується закінчення ПАВ у південній частині Одеської області, в АР Крим, та вздовж узбережжя Херсонської та Запорізької областей, на 320–330 — в окремих районах на сході та південному заході Кримського півострова. На решті території України, в областях чотирьох регіонів (крім Південного) закінчення цього сезону прогнозується на 290–300 день.

За сценарієм **RCP 4.5, у 2081–2100** у південно-східній частині Карпат ПАВ закінчиться найраніше, на 270–280 день, місцями — на 228–270, на решті території Карпат та на північному сході Чернігівської та півночі Сумської областей — на 280–290 (рис. 3). До 300–310 дня триватиме сезон активної вегетації в Миколаївській (окрім півночі), Одеській, Херсонській, Запорізькій областях, у південних частинах Дніпропетровської та Донецької, на півдні Луганської, Вінницької та Хмельницької, у східній частині Чернівецької, в Закарпатті та Кримських горах і Тарханкутському півострові, а вздовж Арабатської стрілки та в районі мису Херсонес — до 310–320. На значній території України у всіх регіонах, крім Південного, даний період закінчиться на 290–300 день від початку календарного року.

Сценарій **RCP 8.5 у 2081–2100** передбачає саме раннє закінчення ПАВ у південно-східних Карпатах — на 280–290 день, на решті території гірської країни та у північній частині Сумської і північному сході Чернігівської областей — на 290–300 (рис. 3). На 310–320 день закінчиться даний сезон у Микола-

ївській, Одеській, Запорізькій областях (крім їх районів на півночі), у Херсонській, південних районах Луганської, Вінницької та Хмельницької, у східній частині Чернівецької областей, на Закарпатті, Кримських горах і поблизу Тарханкутського півострова. До 320–330 дня триватиме ПАВ на значній частині АР Крим та на південному сході Одеської області, місцями на сході та південному заході Кримського півострова — до 330–340. Закінчення сезону, на 310–320 день, буде спостерігатись в областях чотирьох регіонів України, крім Південного.

ВИСНОВКИ

Тривалість періоду активної вегетації у 1991–2010 рр. порівняно з **1961–1990** на значній території України становила переважно 160–180 днів і у середньому змінилася лише на один день, але її мінімальне значення у високогір'ї Карпат зросло на понад 20 днів, а максимальне в АР Крим — на 7 днів.

В короткостроковій перспективі в період **2021–2040** за обома сценаріями отримано збільшення тривалості ПАВ на 7–14 днів майже на всій території країни, в Карпатах — на 14–21, у Дніпропетровській області — до 7 днів порівняно з періодом **1991–2010**.

На середину сторіччя у період **2041–2060** очікується, що тривалість ПАВ в Україні за сценарієм **RCP 4.5** буде аналогічна сценарію **RCP 8.5** у попередній період **2021–2040** майже на всій території України і становитиме 180–200, на півдні та Закарпатті — 220, в окремих степових районах Криму — 240 днів і лише в Карпатах та на північному сході країни — менше 180 днів.

До кінця століття **тривалість ПАВ** зростатиме на всій території країни, істотно посилючись наприкінці століття, особливо при реалізації сценарію **RCP 8.5**, коли майже на всій території країни тривалість ПАВ на кінець ХХІ століття може сягнути 200–240, а в Криму та на півдні Одеської області — 240–285 днів. Такі кліматичні умови ні в середині ХХ ст., ні на початку ХХІ ст. в Україні не спостерігались. Найбільша тривалість ПАВ у минулому столітті і в сучасний кліматичний період сягала близько 200 днів лише в окремих районах південного узбережжя Криму.

Збільшення тривалості ПАВ відбувається й очікується у майбутньому, більшою мірою за рахунок пізнішого закінчення, ніж ранішнього початку, але у цілому триваліший ПАВ може посилити агрокліматичний потенціал України у майбутньому та сприятиме отриманню більших врожаїв сільськогосподарських культур за умови забезпечення рослин вологою, тобто вчасного запровадження сучасних

методів адаптації до зміни гідротермічного режиму й інших агротехнологій для захисту рослин.

ПОДЯКА. Дослідження виконано в Українсько-му гідрометеорологічному інституті ДСНС України та НАН України в рамках НДР 2/23 “Розроблення оновлених сценаріїв зміни кліматичних характе-

ристич термічних періодів в Україні до кінця ХХІ ст. для потреб енергетичного, сільськогосподарського та інших секторів економіки” (№ держ. реєстрації 0123U100461). Автори щиро вдячні ЗСУ та всім, хто захищає Україну і допомагає фронту, за можливість продовжувати наукову діяльність.

ЛІТЕРАТУРА

- Вегетаційний період: Довідник. *Аграрна Платформа*. URL: https://aoplatforma.com/reference/agro-dictionary/page/vegetaciiiii-period?utm_source=chatgpt.com.
- Жовтоног О.І., Полищук В.В., Филиппенко Л.А., Салюк А.Ф., Бутенко Я.О., Чорна К.І. (2020). Дослідження прояву посухи та її впливу на тепловий режим вегетаційної поверхні сільськогосподарських культур при зрошенні. *Меліорація і водне господарство*, **2**, 39–48. <https://doi.org/10.31073/mivg202002-263>.
- Костенко М. (2025). Виноградна рослина: догляд крок за кроком. *Пропозиція* — Головний журнал з питань агробізнесу. URL: <http://propozitsiya.com/ua/vynogradna-roslyna-doglyad-krok-za-krokom>
- Краковська С.В., Гнатюк Н.В., Шпиталь Т.М., Паламарчук Л.В. (2016а). Проекції змін приземної температури повітря за даними ансамблю регіональних кліматичних моделей у регіонах України в ХХІ столітті. *Наук. праці УкрГМІ*, **268**, 33–44.
- Краковська С.В., Паламарчук Л.В., Шпиталь Т.М. (2016б). Електронні бази метеорологічних даних та результати чисельних кліматичних моделей у визначенні спеціалізованих кліматичних показників. *Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія*, **3**(42), 95–105.
- Краковська С.В., Шпиталь Т.М. (2018). Дати переходу температури повітря через 0, 5, 10 і 15°C та тривалість відповідних кліматичних сезонів з другої половини ХХ до середини ХХІ ст. в Україні. *Геоінформатика*, **4**(68), 74–92.
- Краковська С.В., Шпиталь Т.М., Чигарева А.Ю., Писаренко Л.А., Криштоп Л.Ю. (2023). Кліматичні характеристики термічних періодів в Україні до кінця ХХІ ст. Частина I: теплий період. *Метеорологія. Гідрологія. Моніторинг довкілля*, **2**(4), 35–50. <http://doi.org/10.15407/Meteorology2023.04.035>
- Краковська С.В., Шпиталь Т.М., Чигарева А.Ю., Савчук С.В., Криштоп Л.Ю. (2024). Кліматичні характеристики термічних періодів в Україні до кінця ХХІ ст. Частина II: вегетаційний період. *Метеорологія. Гідрологія. Моніторинг довкілля*, **2**(6), 33–49. URL: https://journal.uhmi.org.ua/article/2_6_2024_3/.
- Паламарчук, Л.В., Краковська, С.В. (2018). *Регіональні зміни клімату України: методичні вказівки до навчального курсу для студентів географічного факультету спеціальності “Метеорологія та кліматологія”*. Київ: Прінт-Сервіс
- Рибченко Л.С., Савчук С.В. (2015). Особливості радіаційного режиму найбільш інтенсивних засух за 1991–2010 рр. в Україні. *Часопис картографії*, **12**, 185–193. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ktvsh_2015_12_18.
- Рибченко, Л.С., Савчук, С.В. (2023а). Складові радіаційного режиму сонячної радіації при посухах за 1991–2020 рр. в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, **2**(68), 63–74. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2023.2.7>
- Рибченко Л., Савчук С. (2023б). Сонячна радіація при посухах у холодний період року протягом 1991–2020 рр. в Україні. *Метеорологія. Гідрологія. Моніторинг довкілля*, **1**(3), 4–13. <http://doi.org/10.15407/Meteorology2023.03.004>.
- Розроблення оновлених сценаріїв зміни кліматичних характеристик термічних періодів в Україні до кінця ХХІ ст. для потреб енергетичного, сільськогосподарського та інших секторів економіки: звіт про НДР (остаточний). (2024). Шифр роботи 2/23. К.: УкрГМІ. 194 с. № ДР 0123U100461.
- Розроблення оновлених сценаріїв зміни характеристик регіонального клімату України до кінця ХХІ ст.: звіт про НДР (остаточний). (2021). К.: УкрГМІ. 231 с. № ДР 0119U001123.
- Фурман О.В. (2019). Тривалість вегетаційного періоду та фаз росту і розвитку рослин сої залежно від технологічних заходів вирощування. *Таврійський науковий вісник: Землеробство, рослинництво, овочівництво та баштанництво*. **109**(1), 148–154. <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2019.109-1.23>
- Черчель В., Боденко Н., Таганцов М. (2020). Зміна тривалості вегетаційного періоду кукурудзи: яке ФАО обрати? Агробізнес сьогодні. *Газета підприємців АПК*, **6**(421), 58–62. URL: <https://agro-business.com.ua/agro/ahronomiia-sohodni/item/19510-zmina-tryvalosti-vehetatsiinohoperiodu-kukurudzy-i-ake-fao-obraty.html>
- Швиденко А.З., Букша І.Ф., Краковська С.В. (2018). *Уразливість лісів України до зміни клімату*: монографія. Київ: Вид-во “Ніка-Центр”.
- Шедеменко І.П., Краковська С.В., Гнатюк Н.В. (2012). Верифікація даних Європейської бази E-OBS щодо приземної температури та кількості опадів адміністративних областях України. *Наук. пр. УкрНДГМІ*, **262**, 71–90.
- Шубенко Л. (2024). Вплив зміни клімату на поширення нових плодово-овочевих культур в Україні. *Агробізнес сьогодні. Газета підприємців АПК*, **23-24** (534–535). URL: <https://agro-business.com.ua/agro/ahronomiia-sohodni/item/31280-vplyv-zminy-klimatu-na-poshyrennia-novykh-plodovoovochevykh-kultur-v-ukraini.html>
- Шуліка, Б. (2013). Фази розвитку винограду в контексті типів погоди селища високий. *Проблеми безперервної географічної освіти і картографії*, **18**, 176–181. URL: <https://periodicals.karazin.ua/pbgok/article/view/4193>
- Breakout Group 3bis: Bias Correction (pp. 21–23) in IPCC (2015): Workshop Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Workshop on Regional Climate Projections and their Use in Impacts and Risk Analysis Studies [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, and M. Tignor (eds.)]. *IPCC Working Group I Technical Support Unit*, University of Bern, Bern, Switzerland, pp. 171. https://archive.ipcc.ch/pdf/supporting-material/RPW_WorkshopReport.pdf (Accessed: 10.12.2023).
- Cornes, R.C., van der Schrier, G., van den Besselaar, E.J.M., & Jones, P.D. (2018). An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Data Sets. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **123**(17), 9391–9409. <https://doi.org/10.1029/2017JD028200>
- IPCC Special Report on Climate Change and Land (SRCCL). (2019). <https://www.ipcc.ch/srccl/>
- IPCC AR6 Working Group II Report (2022). *Impacts, Adaptation, and Vulnerability: IPCC AR6 WGII Repor*. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O.B., Bower, L.M., Braun, A., Colette, A., Déqué, M., Georgievski, G.,

- Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K., Kovats, S., ... Yiou, P. (2014). EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, **14**(2), 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>
- Lee, Z., Lim, J., Harikrishna, J. et al. (2024). Regulation of Plant Responses to Temperature Stress: A Key Factor in Food Security and for Mitigating Effects of Climate Change. *Int. J. Plant Prod.* **18**, 141–159. <https://doi.org/10.1007/s42106-024-00282-7>
- Lyalko, V.I., Artemenko, I.G., Zholobak, G.M., Kostyuchenko, Y.V., Levchik, O.I., Sakhaty, O.I. (2009). Evaluating Vegetation Cover Change Contribution into Greenhouse Effect by Remotely Sensed Data: Case Study for Ukraine. In: *Groisman, P.Y., Ivanov, S.V. (eds) Regional Aspects of Climate-Terrestrial-Hydrologic Interactions in Non-boreal Eastern Europe*. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2283-7_17.
- Nievola, C.C., Carvalho, C.P., Carvalho, V., & Rodrigues, E. (2017). Rapid responses of plants to temperature changes. *Temperature*, **4**(4), 371–405. <https://doi.org/10.1080/23328940.2017.1377812>
- Predicting the Distribution of Invasive Plants in the Ukrainian Carpathians under Climatic Change. (2021). *Cambridge University Press*.
- Schulzweida, Uwe. (2019, October 31). CDO User Guide (Version 1.9.8). <http://doi.org/10.5281/zenodo.3539275>
- Summary for Policymakers. (2022a). In *Global Warming of 1.5°C* (pp. 1–24). *Cambridge University Press*. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.001>
- Summary for Policymakers. (2022b). In *Climate Change and Land* (pp. 1–36). *Cambridge University Press*. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.001>
- Taylor, K.E., Stouffer, R.J., & Meehl, G.A. (2012). An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **93**(4), 485–498. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>
- Technical Summary. (2023). In *Climate Change 2021 — The Physical Science Basis* (pp. 35–144). *Cambridge University Press*. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.002>
- The WCRP Coupled Model Intercomparison Project — Phase 5 (CMIP5) — CLIVAR Exchanges Special Issue. (2011). **56**(16), 32 pp.
- Wang, Y., Sarmah, S., Singha, M., Chen, W., Ge, Y., Liang, L.L., et al. (2024). Increasing optimum temperature of vegetation activity over the past four decades. *Earth's Future*, **12**, e2024EF004489. <https://doi.org/10.1029/2024EF004489>.
- WMO Guidelines on the Calculation of Climate Normals. (2017). *WMO-No. 1203*. 574 p.
- Yamasaki, T., Yamakawa, T., Yamane, Y., Koike, H., Satoh, K., & Kato, S. (2002). Temperature acclimation of photosynthesis and related changes in photosystem II electron transport in winter wheat. *Plant physiology*, **128**(3), 1087–1097. <https://doi.org/10.1104/pp.010919>.

REFERENCES

- Vegetation period: Reference book. *Agrarian Platform*. URL: https://aoplatforma.com/reference/agro-dictionary/page/vegetacini-period?utm_source=chatgpt.com [in Ukrainian]
- Zhovtonog, O., Polishchuk, V., Filipenko, L., Saliuk, A., Butenko, Y., & Chorna, K. (2020). Study of drought manifestation and its effect on the thermal regime of vegetation surface of crops under irrigation. *Land Reclamation and Water Management*, **2**, 39–48. <https://doi.org/10.31073/mivg202002-263> [in Ukrainian]
- Kostenko M. (2025). Grape plant: care step by step. *Proposal — Main journal on agribusiness issues*. URL: <http://propozitsiya.com/ua/vynogradna-roslyna-doglyad-krok-za-krokom> [in Ukrainian]
- Krakovska, S.V., Gnatiuk, N.V., Shpytal, T.M., Palamarchuk, L.V. (2016a). Projections of surface air temperature changes based on data of regional climate models' ensemble in the regions of Ukraine in the 21st century. *Science Proceedings of UHMI*, **268**, 33–44 [in Ukrainian]
- Krakovska, S.V., Palamarchuk, L.V., Shpytal, T.M. (2016b). Electronic databases and results of numerical simulations in defining specialized climate indices. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, **3**(42), 95–105 [in Ukrainian]
- Krakovska, S.V., Shpytal, T.M. (2018). Dates of air temperature transition over 0, 5, 10 and 15°C and corresponding lengths of climatic seasons from the second part of the 20th to the middle of the 21st century in Ukraine. *Geoinformatika*, **4**(68), 74–92 [in Ukrainian]
- Krakovska, S., Shpytal, T., Chyhareva, A., Pysarenko, L., Kryshstop, L. (2023). Climatic characteristics of thermal periods in Ukraine until the end of the 21st century. Part I: warm period. *Meteorology. Hydrology. Environmental monitoring*, **2**(4), 35–50. <http://doi.org/10.15407/Meteorology2023.04.035> [in Ukrainian]
- Krakovska, S., Shpytal, T., Chyhareva, A., Savchuk, S., Kryshstop, L. (2024). Climate characteristics of thermal periods in Ukraine until the end of the 21st century. Part II: growing season. *Meteorology. Hydrology. Environmental monitoring*, **2**(6), 33–49. URL: https://journal.uhmi.org.ua/article/2_6_2024_3/ [in Ukrainian]
- Palamarchuk, L.V., Krakovska, S.V. (2018). Regional changes in the climate of Ukraine: methodological guidelines for the study course for students of the Faculty of Geography majoring in "Meteorology and Climatology". Kyiv: Print-Service. [in Ukrainian]
- Rybchenko L.S., Savchuk S.V. (2015). Peculiarities of the radiation regime of the most intense droughts for 1991–2010 in Ukraine. *Journal of cartography*, **12**, 185–193. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ktvsh_2015_12_18 [in Ukrainian].
- Rybchenko, L.S., Savchuk, S.V. (2023a). Components of the radiation regime of solar radiation during droughts for 1991–2020 in Ukraine. *Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology*, **2**(68), 63–74. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2023.2.7> [in Ukrainian].
- Rybchenko L., Savchuk S. (2023b). Solar radiation during droughts in the cold period of the year during 1991–2020 in Ukraine. *Meteorology. Hydrology. Environmental monitoring*, **1**(3), 4–13. <http://doi.org/10.15407/Meteorology2023.03.004> [in Ukrainian].
- Development of updated scenarios of changes in climatic characteristics of thermal periods in Ukraine until the end of the 21st century. for the needs of the energy, agricultural and other sectors of the economy: Report on scientific research work (final). (2024) Job code 2/23. K.: UHMI. 194 p. State Registration № 0123U100461. [in Ukrainian]
- Development of updated scenarios of changes in the characteristics of the regional climate of Ukraine by the end of the 21st century: Report on scientific research work (final). (2021) K.: UHMI. 231 p. State Registration № 0119U001123. [in Ukrainian]
- Furman, O.V. (2019). The duration of the growing season and phases of growth and development of soybean plants de-

- pending on the technological measures of cultivation. *Taurian scientific bulletin: Agriculture, plant growing, vegetable growing and melon growing*. **109**(1), 148–154. <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2019.109-1.23> [in Ukrainian]
- Cherchel, V., Bodenko, N., Tagantsov, M. (2020). Change in the duration of the growing season of corn: which FAO to choose? *Agribusiness today. Newspaper of entrepreneurs of the agricultural sector*, **6**(421), 58–62. URL: <https://agro-business.com.ua/agro/ahronomiia-sohodni/item/19510-zmina-tryvalosti-vehetatsiinoho-periodu-kukurudzy-iake-fao-obraty.html> [in Ukrainian]
- Shvydenko, A., Buksha, I., Krakovska, S. (2018). *Vulnerability of Ukraine's forests to climate change: monograph*. Kyiv: Nika-Center Publishing House. [in Ukrainian]
- Shedemenko, I.P., Krakovska, S.V., Gnatiuk, N.V. (2012). Verification of surface temperature and precipitation from European gridded data set E-OBS for administrative regions in Ukraine. *Science Proceedings of UHMI*, **262**, 71–90. [in Ukrainian]
- Shubenko L. (2024). The impact of climate change on the spread of new fruit and vegetable crops in Ukraine. *Agribusiness today. Newspaper of entrepreneurs of the agricultural and industrial complex*, **23–24** (534–535). URL: <https://agro-business.com.ua/agro/ahronomiia-sohodni/item/31280-vplyv-zminy-klimatu-na-poshyrennia-novykh-plodovoovochevykh-kultur-v-ukraini.html> [in Ukrainian]
- Shulika, B. (2013). Phases of the development of grapes in the context of the types of weather in the village of Vosko. *Problems of continuous geographical education and cartography*, **18**, 176–181. URL: <https://periodicals.karazin.ua/pbgok/article/view/4193> [in Ukrainian]
- Breakout Group 3bis: Bias Correction (pp. 21–23) in IPCC. (2015). Workshop Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Workshop on Regional Climate Projections and their Use in Impacts and Risk Analysis Studies [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, and M. Tignor (eds.)]. *IPCC Working Group I Technical Support Unit*, University of Bern, Bern, Switzerland, pp. 171. https://archive.ipcc.ch/pdf/supporting-material/RPW_WorkshopReport.pdf (Accessed: 10.12.2023).
- Cornes, R.C., van der Schrier, G., van den Besselaar, E.J.M., & Jones, P.D. (2018). An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Data Sets. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **123**(17), 9391–9409. <https://doi.org/10.1029/2017JD028200>
- IPCC Special Report on Climate Change and Land (SRCCL). (2019). <https://www.ipcc.ch/srccl/>
- IPCC AR6 Working Group II Report. (2022). *Impacts, Adaptation, and Vulnerability: IPCC AR6 WGII Repor*. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O.B., Bouwer, L.M., Braun, A., Colette, A., Déqué, M., Georgievski, G., Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K., Kovats, S., ... Yiou, P. (2014). EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, **14**(2), 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>
- Lee, Z., Lim, J., Harikrishna, J. et al. (2024). Regulation of Plant Responses to Temperature Stress: A Key Factor in Food Security and for Mitigating Effects of Climate Change. *Int. J. Plant Prod.* **18**, 141–159. <https://doi.org/10.1007/s42106-024-00282-7>
- Lyalko, V.I., Artemenko, I.G., Zholobak, G.M., Kostyuchenko, Y.V., Levchik, O.I., Sakhatsky, O.I. (2009). Evaluating Vegetation Cover Change Contribution into Greenhouse Effect by Remotely Sensed Data: Case Study for Ukraine. In: *Groisman, P.Y., Ivanov, S.V. (eds) Regional Aspects of Climate-Terrestrial-Hydrologic Interactions in Non-boreal Eastern Europe*. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2283-7_17
- Nievol, C.C., Carvalho, C.P., Carvalho, V., & Rodrigues, E. (2017). Rapid responses of plants to temperature changes. *Temperature*, **4**(4), 371–405. <https://doi.org/10.1080/23328940.2017.1377812>
- Predicting the Distribution of Invasive Plants in the Ukrainian Carpathians under Climatic Change. (2021). Cambridge University Press
- Schulzweida, Uwe. (2019, October 31). CDO User Guide (Version 1.9.8). <http://doi.org/10.5281/zenodo.3539275>
- Summary for Policymakers. (2022a). In *Global Warming of 1.5°C* (pp. 1–24). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.001>
- Summary for Policymakers. (2022b). In *Climate Change and Land* (pp. 1–36). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.001>
- Taylor, K.E., Stouffer, R.J., & Meehl, G.A. (2012). An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **93**(4), 485–498. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>
- Technical Summary. (2023). In *Climate Change 2021 — The Physical Science Basis* (pp. 35–144). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.002>
- The WCRP Coupled Model Intercomparison Project — Phase 5 (CMIP5) — CLIVAR Exchanges Special Issue. (2011). **56**(16), 32 pp.
- Wang, Y., Sarmah, S., Singha, M., Chen, W., Ge, Y., Liang, L.L., et al. (2024). Increasing optimum temperature of vegetation activity over the past four decades. *Earth's Future*, **12**, e2024EF004489. <https://doi.org/10.1029/2024EF004489>
- WMO Guidelines on the Calculation of Climate Normals. (2017). WMO-No. **1203**. 574 p.
- Yamasaki, T., Yamakawa, T., Yamane, Y., Koike, H., Satoh, K., & Katoh, S. (2002). Temperature acclimation of photosynthesis and related changes in photosystem II electron transport in winter wheat. *Plant physiology*, **128**(3), 1087–1097. <https://doi.org/10.1104/pp.010919>

Svitlana KRAKOVSKA^{1*}

ORCID: 0000-0001-9972-0937
krasvit@ua.fm,

Tetiana SHPYTAL¹

ORCID: 0009-0001-7731-4521
tetianashpytal@gmail.com,

Svitlana SAVCHUK¹

ORCID: 0009-0007-7861-9419
svetlanasvs120676@gmail.com,

Anastasia CHYHAREVA^{1,2}

ORCID: 0000-0003-0195-751X
achyhareva@gmail.com,

Lidiia KRYSHTOP^{1,3}

ORCID: 0009-0003-8863-9422
lidiia.kryshstop@gmail.com

¹ Ukrainian Hydrometeorological Institute
of the State Emergency of Ukraine and the National
Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv

² National Antarctic Scientific Center of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv

³ UNIGIS, Vrije Universiteit Amsterdam, Netherlands

CLIMATIC CHARACTERISTICS OF THERMAL PERIODS IN UKRAINE UNTIL THE END OF THE 21ST CENTURY.

Part III: PERIOD OF ACTIVE VEGETATION

With the ongoing climate change, updated climate scenarios, and higher-resolution Regional Climate Models (RCMs), there is a growing need for a detailed assessment of the duration and changes in start and end dates of thermal periods, which are critical for various economic sectors. Previous studies have analyzed changes in the warm period (when temperatures stay above 0°C) and the growing season (above 5°C). This article is the next part in the series examining shifts in thermal periods across Ukraine till the end of the 21st century, focusing specifically on the Period of Active Vegetation (PAV) which is defined by the persistent transition of daily average temperatures above 10°C and is a key factor in determining suitable conditions for heat-loving crops and plays a crucial role in planning agricultural practices. The goal of this study was to analyze the spatial and temporal characteristics of the PAV and how they are changing over time. Using data from the E-Obs database, we calculated duration, the start and end dates of the PAV across Ukraine for the baseline climate period of 1961–1990 and assessed changes in 1991–2010. Additionally, we estimated future shifts for three periods: 2021–2040, 2041–2060, and 2081–2100, using Representative Concentration Pathways of both

moderate (RCP 4.5) and high (RCP 8.5) concentrations. The analysis is based on an ensemble of 34 RCMs from the Euro-CORDEX project, with a spatial resolution of approximately 12×12 km that corresponds to over 7300 grid nodes in Ukraine. In period 1991–2010, the duration of the PAV in Ukraine increased compared to 1961–1990, particularly in the northwest, where it extended by at least 10 days. By 2021–2040, under RCP 4.5, the PAV is expected to lengthen by about 7 days across most of Ukraine and by 7–14 days in the steppe regions of Crimea, southern Odesa Oblast, and the Carpathians. Under RCP 8.5, the increase is projected to be mostly 7–14 days, with the Carpathians seeing an increase of 14–21 days, and up to 7 days in Dnipropetrovsk Oblast. By 2041–2060, under RCP 8.5, the PAV is expected to increase significantly—by an average of 14–21 days, and up to 30 days in western Ukraine, Crimea, and southern Odesa Oblast. In 2081–2100, under RCP 4.5, the duration of the PAV in Ukraine is projected to resemble that of the RCP 8.5 scenario for 2041–2060. Under RCP 8.5, the extension of this period relative to 1991–2010 could range from 31 to 70 days, with the most pronounced increases occurring from east to west. Increasing the duration of the growing season and PAV can strengthen the agroclimatic potential of Ukraine in the future and will contribute to obtaining higher crop yields, if plants will be provided with moisture, that is, the timely implementation of modern methods of adaptation to changes in hydrothermal conditions and other agrotechnologies for plant protection.

Keywords: thermal regime, climate change, RCP scenarios, climate characteristic projections, date of persistent air temperature transition, Euro CORDEX.



Н.В. Кирнасівська

ORCID: 0000-0002-5179-6163
nkirnasivska@gmail.com

А.В. Здох

Z-av@ukr.net

УДК 551.586:551.583

DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.019>

АГРОКЛІМАТИЧНА ОЦІНКА БІОЛОГІЧНОЇ ПРОДУКТИВНОСТІ ЗЕМЕЛЬ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ В УМОВАХ ЗМІН КЛІМАТУ

Одеський національний
університет ім. І.І. Мечникова

У статті представлена агрокліматична оцінка біокліматичного потенціалу Дніпропетровської області в контексті сучасних кліматичних змін. На основі фізико-статистичної моделі Д.І. Шашко визначено біокліматичний потенціал (БКП) території області для середніх багаторічних умов ("базовий період") за даними Агрокліматичного довідника по Дніпропетровській області: 1986–2005 рр. Наведено порівняльний аналіз його змін у майбутньому (2021–2050 рр.) у порівнянні з базовим за даними кліматичних сценаріїв репрезентативної траєкторії концентрацій (Representative Concentration Pathways — RCP4.5 (середній) та RCP8.5 (жорсткий)). Із досліджень встановлено, що очікується значне зменшення суми опадів у теплий період року, та збільшення у холодний, що спричинить зменшення показника зволоження Шашко і в області на період до 2050 року очікуються посушливі та сухі умови зволоження на фоні сум температур за теплий період, наближених до "базового періоду" за умов реалізації даних сценаріїв. Отримані значення БКП в "базовому періоді" характеризують середні та помірно-високі умови біологічної продуктивності клімату. В умовах оптимального зволоження біокліматичний потенціал зростає та характеризує підвищену біологічну продуктивність клімату. За реалізації сценаріїв родини RCP в обох випадках до 2050 року очікується зниження БКП у Дніпропетровській області на 12–26% (за сценарієм RCP 4.5) та 17–34% (за сценарієм RCP 8.5) у порівнянні з "базовим періодом" та відповідатиме понижений та дуже низькій біологічній продуктивності клімату. За умов оптимального зволоження біокліматичний потенціал також знижується. Отримано оцінку балів бонітету із урахуванням виду основних сільськогосподарських культур (зернові, соняшник, цукровий буряк) в області як для "базового періоду" так і за умов реалізації родини сценаріїв RCP. В "базовому періоді" найвищий бал бонітету буде мати соняшник (145 балів), далі йдуть зернові культури (116 балів) і на третьому місці цукрові буряки — 66 балів. Встановлено, що за умови реалізації сценаріїв родини RCP до 2050 року очікується зниження кількості балів, але тенденція розподілення їх за культурами зберігається. Із-за посилення посушливості клімату області рекомендується для підвищення балу продуктивності вводити посухостійкі сорти для соняшнику та зернових культур та зрошення в критичний період вегетації, особливо для цукрових буряків.

Ключові слова: агрокліматичні умови, біокліматичний потенціал, зміни клімату, бал бонітету, агрокліматичні умови, сільськогосподарські культури.

ВСТУП

Визначення стратегії розвитку регіону, вибір галузей сільського господарства, що найбільш ефективно використовують усі фактори виробництва саме на даній території, що володіє унікальними природно-кліматичними умовами, дозволить значно підвищити конкурентні переваги регіональних агропродовольчих систем у процесі імпортозаміщення, особливо в умовах змін клімату.

Для практичного застосування в аграрному виробництві доцільніше використовувати узагальнені

оцінки кліматичних умов вирощування сільськогосподарських культур ніж аналіз окремих кліматичних показників. У цьому контексті одним із найпростіших та найбільш зручних методів оцінки придатності території для вирощування сільськогосподарських культур у найближчому майбутньому є визначення її біокліматичного потенціалу (БКП).

Питання оцінки продуктивних сил землі давно займали увагу видатних вчених, які розробили наукові передумови обліку і використання біокліматичного потенціалу (В.В. Докучаєв (1948), К.А. Тимірязєв

(1957), П.І. Колосков (1962, 1971), С.А. Сапожникова (1963, 1979), Д.І. Шашко (1967, 1985), Ф.З. Баталов (1980). Так як показник БКП розроблявся для оцінки агрокліматичних умов на території колишнього СРСР, тому він отримав поширення в країнах даного регіону, а після розпаду було проведено відносно мало досліджень.

Наприклад, оцінка біокліматичного потенціалу за методом О.В. Сиротенко (1995) базуються на використанні імітаційної системи “клімат — ґрунт — урожай”. Під біокліматичним потенціалом тут розуміється величина наземної біомаси в сухій речовині. Основними показниками БКП є: радіаційно-термічний потенціал (РТП) — фундаментальна характеристика ґрунтового-кліматичних ресурсів, яка обмежена та не піддається регулюванню в умовах відкритого ґрунту надходженням ФАР і термічним режимом при оптимальному мінеральному харчуванні, а також гідротермічний потенціал (ГТП), який враховує умови природного зволоження.

У роботах Е.К. Зоїдзе (1993); Зоїдзе та Овчаренко (2000) БКП визначається як “сільськогосподарський бонітет клімату” або “сільськогосподарський потенціал клімату”. Згідно з цією концепцією, сільськогосподарський потенціал клімату (СПК) — це максимальні можливості природного середовища, визначені комплексом показників: тепло- та вологозабезпеченості, радіаційного режиму, несприятливих агрокліматичних явищ, родючості ґрунту та рельєфу. Кінцевий результат оцінюється узагальненими балами бонітету за всіма ресурсами, їхніми групами (блоками) або окремими показниками.

Для території України фактично оцінкою біологічної продуктивності клімату займається наукова школа, керівництво якою здійснювала професор кафедри агрометеорології та агроєкології З.А. Міщенко. У монографії (Міщенко, Кирнасівська, 2011) викладені дослідження із регіональної оцінки та районування показників біокліматичного потенціалу на прикладі України, де за основу прийнято фізико-статичну модель розрахунку БКП Д.І. Шашко (1985) із подальшим удосконаленням її для регіональної оцінки біокліматичного потенціалу на обмежених територіях в умовах складного рельєфу, а також на рівнинних землях із великою плямистістю ґрунтів. Авторами запропоновано модифікаційні формули розрахунку біокліматичного потенціалу з урахуванням цих абіотичних факторів та побудовано комплексні агрокліматичні карти розподілення БКП та його супутніх показників по території України за умов природного та оптимального зволоження у середньому масштабі.

В розвиток даного напрямку досліджень науковцями опубліковано низку робіт, які стосуються

оцінки біологічної продуктивності окремих адміністративних областей України із подальшим районуванням, оцінки використання біокліматичного потенціалу рядом сільськогосподарських культур та роботи, які враховують вплив на БКП складного рельєфу, мікроклімату ґрунтів, змін клімату (Кирнасівська, 2016, 2022, 2023, Вольвач, 2011).

Якщо звернутися до зарубіжних досліджень, то в них простежується загальна оцінка продуктивності клімату в умовах його зміни. Наприклад, вчені Китаю досліджують кліматичний потенціал продуктивності наземних екосистем та їх реакцію на зміну клімату (L.I. Meng D. et al., 2010; Cao et al., 2020). В статті (Y. Qin et al., 2013) розглядається просторово-часова зміна продуктивності орних земель і кліматичного потенціалу в північному Китаї протягом 1990–2010 рр. Ряд робіт присвячений потенційній продуктивності сільськогосподарських культур та продовольчій безпеці (R.A. Brown, N.J. Rosenberg (1999), Lu Yanyu et al., 2022). Досліджується також потенційна продуктивність клімату території Північної Африки (M. Bi et al., 2023) та визначається потенційна продуктивність тихоокеанських північно-західних лісів під впливом кліматичних змін (G. Latta et al., 2009).

Опираючись на матеріали світової статистики, зміна клімату, яка сьогодні спостерігається, вже має глибокий і різносторонній вплив на глобальну продовольчу сферу, впливаючи на виробництво, розподіл і доступ до продуктів харчування. Наслідки можуть відчуватися в усіх регіонах, але особливо вразливими є країни, де сільське господарство є основою економіки. Деякі ключові аспекти впливу змін клімату на продовольчу сферу включають: зниження врожайності, загрози біорізноманіттю та хвороби рослин і тварин, вплив на водні ресурси, зростання цін на продукти харчування, регіональні нерівності (Степаненко та Польовий, 2018).

У сучасних умовах потепління клімату одним із ключових факторів підвищення ефективності сільськогосподарського виробництва, поряд із раціональним і ощадливим використанням природних ресурсів, є точне визначення біокліматичного потенціалу кожного району, зони, області чи регіону. Своєчасна й професійна оцінка цього показника дозволяє створити науково обґрунтовану систему землеробства й тваринництва, а також оптимально підібрати структуру та асортимент сільськогосподарських культур і видів тваринництва. Це, в свою чергу, допомагає визначити потребу в переробних підприємствах, техніці, обладнанні, а також у засобах для зберігання і транспортування продукції.

Метою дослідження є оцінка впливу змін клімату на біокліматичний потенціал земель сільсько-

господарського призначення Дніпропетровській області та використання його основними сільсько-господарськими культурами.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Розрахунки біокліматичного потенціалу території Дніпропетровської області проводилися за фізико-статистичною моделлю Д.І. Шашко. Алгоритм розрахунку БКП наведено в наукових роботах Наталії Кирнасівської (2011, 2016, 2023). Вихідними даними є матеріали, які наведені в Агрокліматичному довіднику Дніпропетровської області (Агрокліматичний..., 2011) за період 1986–2005 рр. (прийнятий як “базовий період”). Для вивчення зміни біокліматичного потенціалу в майбутньому проведено оцінки за період 2021–2050 рр. за кліматичними сценаріями зміни клімату RCP4.5 (середній) та RCP8.5 (жорсткий) за даними ансамблю PKM міжнародної ініціативи euro-CORDEX (Giorgi F. et al., 2009; Evans J.P., 2011) і проведено порівняльний аналіз із “базовим періодом”. Розрахунки проводилися за даними полів середньодадних температур, декадних сум опадів, дефіцитів насичення водяної пари, отриманих за сценарними даними сімейства RCP по станціям Дніпропетровської області: Губиниха, Дніпро, Лошкарівка, Синельниково. Дані сценарії є найбільш адекватним відображенням можливої зміни концентрації парникових газів в атмосфері в найближчому майбутньому до 2050 р. (Степаненко та Польовий, 2015, 2018).

У рамках даної роботи також проведено розрахунок величини балів бонітету з урахуванням виду основних сільськогосподарських культур (Мет. реком..., 2016) у Дніпропетровській області, як для “базового періоду” так і з визначення їх зміни у майбутньому в порівнянні з базовим.

Бонітет в балах для кожної культури розраховувався за формулою:

$$Б = А \cdot V \cdot \frac{\sum T > 10^{\circ}\text{C} \cdot КУ}{КК + В}, \quad (1)$$

де $\sum T > 10^{\circ}\text{C}$ — середньорічний коефіцієнт температури вище 10°C ; КУ — середньорічний коефіцієнт зволоження (за Івановим І.І.); КК — показник континентальності (за Івановим І.І.); А і В — середньостатистичні емпіричні коефіцієнти, які диференціюють розрахункову залежність за видами культур:

зернові:

$$Бз = 8,0 \cdot V \cdot \frac{\sum T > 10^{\circ}\text{C} \cdot КУ}{КК + 70}; \quad (2)$$

цукровий буряк:

$$Бц.б. = 4,3 \cdot V' \cdot \frac{(\sum T > 10^{\circ}\text{C} + 200) \cdot (КУ - 0,2)}{КК}; \quad (3)$$

соняшник:

$$Бс = 6,8 \cdot V \cdot \frac{\sum T > 10^{\circ}\text{C} \cdot (КУ + 0,2)}{КК + 50}; \quad (4)$$

Тут V — щільність будови ґрунтів г/см^3 ;

$$V' = \frac{4V - 1}{3}; \quad (5)$$

$$КУ = \frac{P}{Ео}, \quad (6)$$

де P — річна сума опадів; $Ео$ — випаровуваність.

$$Ео = 0,0018(Tв + 25)^2 \cdot (100 - h); \quad (7)$$

$$КК = \frac{360 \cdot (t_{\max} - t_{\min})}{\varphi + 10} \cdot 100, \quad (8)$$

де $t_{\max}$ — середньомісячна температура повітря найтеплішого місяця; $t_{\min}$ — середньомісячна температура найхолоднішого місяця; φ — широта.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ АНАЛІЗ

Використовуючи алгоритм розрахунку біологічної продуктивності земель за моделлю Д.І. Шашко на першому етапі нами отримані значення біокліматичного потенціалу у відносних величинах і балах для території Дніпропетровської області, які характеризують “базовий період” за середньобагаторічними даними 1986–2015 рр. Значення біокліматичного потенціалу у відносних одиницях і балах (БКП, Бк, Бк(оп)) та супутніх показників (сума опадів за рік, $\sum P$; сума температур за теплий період, $\sum T > 10^{\circ}\text{C}$; показник зволоження Шашко, $Мд$; коефіцієнт росту, $Кр$) розраховані для умов відкритого рівного місця при природному і оптимальному зволоженні.

Аналізуючи отримані дані в “базовому” періоді (рис. 1) встановлено, що наприклад, на ст. Губиниха, Дніпро та Комісарівка за рік випадає 509–570 мм опадів. При цьому коефіцієнт зволоження Шашко складає 0,30–0,36, що характеризує напівзасушливі умови зволоження даних районів, а коефіцієнт росту коливається в межах 0,78–0,86. За теплий

період накопичується 3040–3124 $^{\circ}\text{C}$ сум активних температур (рис. 2). Отримані значення біокліматичного потенціалу складають 2,35–2,65 умовних одиниці, або 129 балів на ст. Комісарівка та 144 і 146 на ст. Губиниха і Дніпро відповідно. Якщо звернутися до агрокліматичного районування показника біокліматичного потенціалу, яке виконане для території України (Кирнасівська Н.В., 2011), то на ст. Комісарівка біокліматичний потенціал відповідає середнім умовам біологічної продуктивності клімату, а на ст. Губиниха та Дніпро — помірно-високим. Значну роль у підвищенні БКП зіграли річні суми опадів, які на даних станціях є більшими у порівнянні з сусідніми.

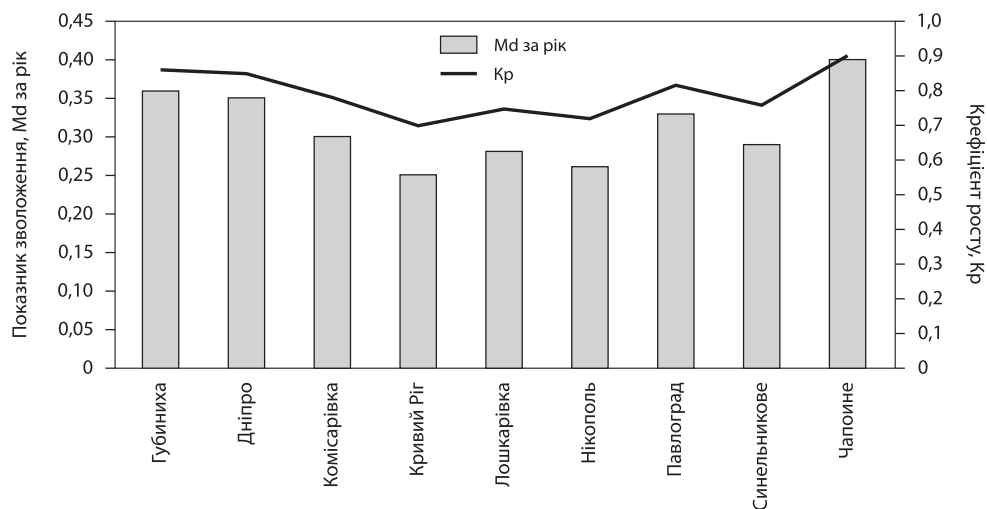


Рис. 1. Показники зволоження на території Дніпропетровської області за “базовий період” 1986–2015 рр.

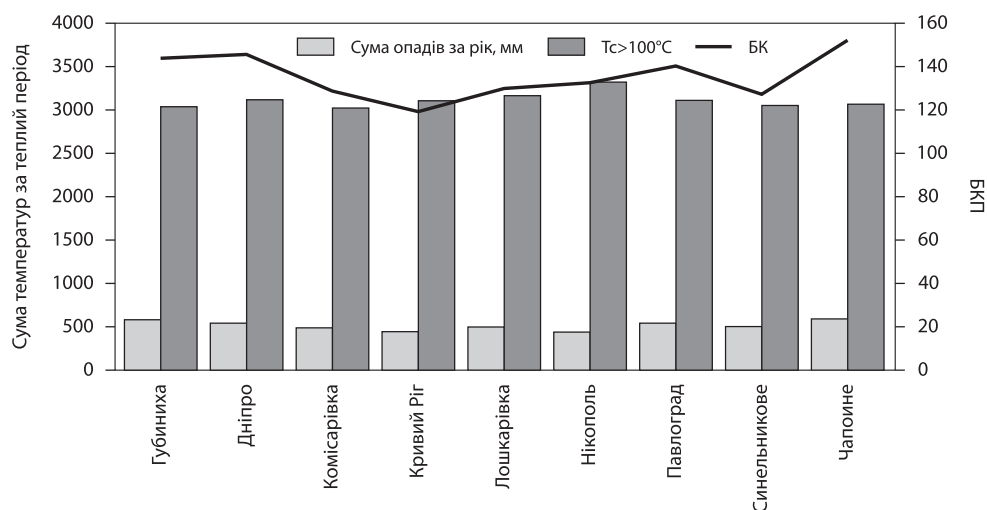


Рис. 2. Показники теплових ресурсів та біокліматичного потенціалу в Дніпропетровській області за “базовий період” 1986–2005 рр.

В умовах оптимального зволоження біокліматичний потенціал на даних станціях зростає до 166–172 балів, що характеризує підвищену біологічну продуктивність клімату (рис. 3). Різниця (Бк – Б'к) складає (–23) – (–37) балів. Для покращення кліматичних умов для сільськогосподарського виробництва в якості меліоративних заходів рекомендується періодичне зрошення.

На ст. Лошкарівка, Кривий Ріг, Нікополь, Синельникове в “базовому періоді” випадає меза кількість опадів за рік та складає 460–496 мм, показник зволоження Шашко не перевищує 0,25–0,29, що також характеризує напівзасушливі умови зволоження. При цьому коефіцієнт росту знижується в даних районах до 0,70–0,76 (рис. 1). Сума активних температур за теплий період року складає 3059–3358°C. Дані кліматичні умови в середньому багаторічному

формують підвищену біологічну продуктивність клімату, при відносному показникові БКП 2,18–2,42 та БКП рівному 120 — 133 бали (рис. 2).

Якщо ж в даних районах складуться умови оптимального зволоження, то біокліматичний потенціал зростає до 168–174 балів, що сформує підвищену та відносно високу продуктивність клімату, а на ст. Нікополь на фоні високих температур теплового періоду — помірно-високу (186 балів) (рис. 3).

Отже, в умовах природного зволоження біокліматичний потенціал зменшується на 40–52 бали в порівнянні з оптимальними, тому для покращення вирощування сільськогосподарських культур у даних районах рекомендується проводити періодичне зрошення, а на ст. Нікополь — систематичне.

На станціях Павлоград та Чаплине, у “базовий період” випадає в середньому 543–607 мм опадів,

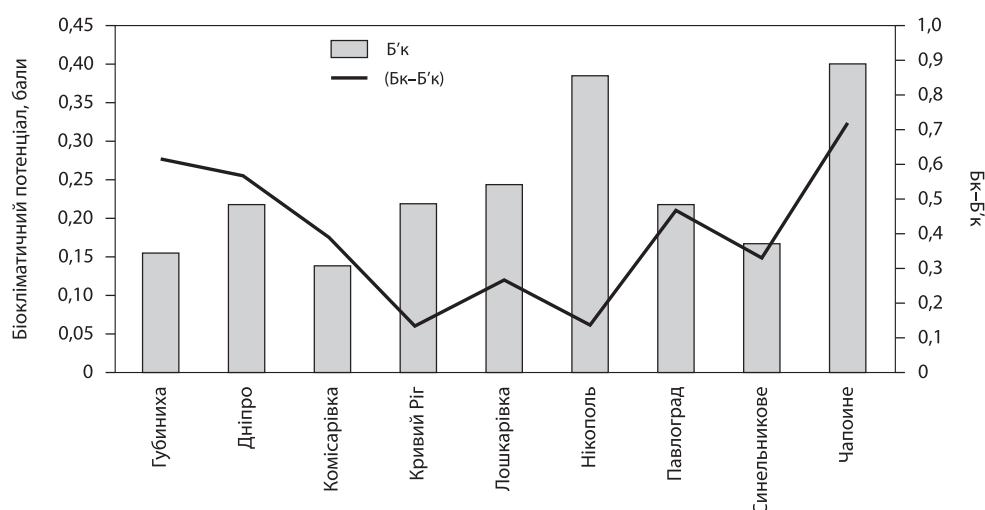


Рис. 3. Біокліматичний потенціал території Дніпропетровської області в умовах оптимального зволоження за “базовий період” 1986–2005 рр.

а показник зволоження Шашко складає 0,33–0,40, що характеризує дану територію як область недостатнього зволоження. Коефіцієнт продуктивності найвищий в області та складає 0,82–0,90 (рис. 1). Сума активних температур за теплий період коливається від 3072 до 3115°C. Дані умови тепло та вологозабезпечення, які складаються в окремі роки в середньому багаторічному формують помірно-високу та високу біологічну продуктивність клімату (БКП = 140–152 бали) (рис. 2).

В умовах оптимального зволоження в районі даних станцій сформується підвищена та відносно-висока біологічна продуктивність клімату. Біокліматичний потенціал складає 172–169 балів. Різниця

(Бк – Б'к) від'ємна і складає (–32) – (–17) балів (рис. 3). Тобто спостерігається недобір біокліматичного потенціалу в умовах природного зволоження. Для покращення кліматичних умов при вирощуванні сільськогосподарських культур рекомендується періодичне та систематичне зрошення.

Для оцінки змін біокліматичного потенціалу в майбутньому проведено порівняльний аналіз показників БКП, які розраховані за кліматичними сценаріями RCP4.5 та RCP8.5 за період 2021–2050 рр. (табл. 1) з показниками “базового періоду” в умовах природного зволоження (рис. 1 та 2).

Встановлено, що за реалізації сценаріїв родини RCP в обох випадках буде спостерігатися зниження

Таблиця 1. Агрокліматична оцінка біокліматичного потенціалу Дніпропетровської області за умов реалізації сценаріїв родини RCP

Показники	ΣP за рік, мм	$\Sigma T_{>10^{\circ}C}$	Md, за рік	Kp	БКП	Бк	БКП'	Б'к	(Бк – Б'к)
Губиниха									
3a RCP 4.5	505	2882	0,30	0,77	2,22	122	2,88	159	–36
3a RCP 8.5	487	2994	0,28	0,74	2,23	122	2,99	165	–42
Дніпро									
3a RCP 4.5	560	2999	0,26	0,72	2,16	119	3,00	165	–45
3a RCP 8.5	461	3091	0,25	0,70	2,17	119	3,09	170	–51
Лошкарівка									
3a RCP 4.5	440	3026	0,23	0,66	2,01	110	3,03	166	–56
3a RCP 8.5	441	3124	0,23	0,66	2,08	114	3,12	172	–58
Синельникове									
3a RCP 4.5	471	2916	0,26	0,72	2,09	115	2,92	160	–43
3a RCP 8.5	389	3041	0,18	0,55	1,68	93	3,04	167	–75

біокліматичного потенціалу в Дніпропетровській області. Аналіз складових біокліматичного потенціалу (теплозабезпеченості та вологозабезпеченості) чітко показує тенденцію до зменшення у порівнянні з “базовим періодом” кількості опадів особливо в теплий період на фоні сум температур, які залишаються наближеними до “базового періоду”. Так, за умови реалізації сценарію RCP 4.5 суми опадів за рік складатимуть на досліджуваних станціях 440–505 мм, показник зволоження Md зменшиться на 0,03–0,09% від норми і становитиме 0,23–0,30, при цьому коефіцієнт росту зменшиться до 0,66–0,77. Сума температур за теплий період коливатиметься у межах 2916–3026°C, та є наближеною до сум температур “базового періоду”. За таких агрокліматичних умов біокліматичний потенціал в умовах природного зволоження становитиме 2,01–2,22 відн. од. або 110–122 бали, що на 12–26% менше за БКП “базового періоду” та відповідатиме пониженої біологічній продуктивності клімату (табл. 3).

За умов оптимального зволоження БКП складатиме 159–166 балів, що відповідає умовам середньої та підвищеної біологічної продуктивності клімату. Якщо порівнювати з базовим періодом, то зменшення складатиме 8 балів. У даних умовах для покращення ведення сільськогосподарського виробництва рекомендується періодичне зрошення. Різниця (Бк – Б’к) складає 36–56 балів (табл. 1).

За умов реалізації сценарію RCP 8.5 до 2050 р. на досліджуваних станціях буде випадати 389–487 мм, що на 11–22% менше за суму опадів періоду 1986–2015 рр. на фоні сум температур за теплий період, наближених до “базового періоду”, які коливатимуться у межах 2994–3124°C. Показник зволоження Md знизиться на 0,05–0,11% в порівнянні з періодом 1986–2005 рр. та становитиме 0,18–0,28, що характеризує засушливу та дуже суху зону зволоження. Як наслідок, за умов природного зволоження біокліматичний потенціал даних станцій зменшиться на 17–34% від БКП базового періоду і становитиме 93–122 бали, що характеризує умови від пониженої до дуже низької біологічної продуктивності клімату (табл. 2).

В отриманих даних також помітно, що за умов реалізації сценаріїв RCP 4.5 та RCP 8.5 на ст. Губиниха та Дніпро очікуються однакові значення біокліматичного потенціалу. Це пояснюється тим, що значення БКП залежить від поєднання теплових ресурсів та ресурсів вологозабезпеченості території. У даному випадку на ст. Губиниха за умов реалізації сценарію RCP 4.5 ключову роль зіграють суми опадів за рік, які очікуються більшими на фоні менших сум кліматичних температур у порівнянні з надходженням меншої кількості опадів на фоні навпаки більших сум кліматичних температур за сценарієм RCP 8.5. Аналогічна ситуація прослідковується і на ст. Дніпро.

Таблиця 2. Порівняльна оцінка показників біокліматичного потенціалу за умови реалізації сценаріїв родини RCP

Станція	Біокліматичний потенціал				
	базовий період	за RCP 4.5	відх. в % від базового	за RCP 8.5	відх. в % від базового
Губиниха	143	122	–21	122	–21
Дніпро	145	119	–26	119	–26
Лошкарівка	131	110	–21	114	–17
Синельниково	127	115	–12	93	–34

Таблиця 3. Бал бонітету основних сільськогосподарських культур в Дніпропетровській області в умовах змін клімату

Показник	КК	КУ	Бз, бали	Бц.б., бали	Бс, бали
Базовий період	157	0.77	116	66	145
RCP 4.5	153	0,73	93	60	108
Різниця	–4	–0,04	–23	–6	–37
RCP 8.5	154	0,76	100	65	118
Різниця	–3	–0,01	–16	–1	–27

На ст. Лошкарівка за умов реалізації сценарію RCP 8.5 очікується підвищення БКП в порівнянні зі значеннями, отриманими за сценарієм RCP 4.5. У даному випадку ключову роль відіграє сума температур за теплий період, яка в сценарії RCP 8.5 очікується вищою на фоні однакових сум опадів за рік.

На ст. Синельниково за умов реалізації сценарію RCP 8.5 за рахунок значного зменшення сум опадів за рік у порівнянні із опадами, які очікуються за умов реалізації сценарію RCP 4.5 очікується зниження БКП на фоні майже однакових сум температур за теплий період.

На останньому етапі даної роботи отримано оцінку балів бонітету з урахуванням виду основних культур у Дніпропетровській області (табл. 3).

Визначення балу бонітету основних сільськогосподарських культур проводилося для “базового періоду” 1986–2005 рр. за середніми обласними показниками Дніпропетровської області та за умов реалізації родини сценаріїв RCP. При цьому щільність будови ґрунтів (г/см³) прийнята рівною 1,2, як середнє значення показника для орних земель (Назаренко І. І та ін, 2004).

Встановлено, що при сумі температур за теплий період по Дніпропетровській області 3112°C та сумі опадів за рік 523 мм при коефіцієнті зволоження за І.І. Івановим 0,77 найвищий бал бонітету буде мати соняшник (145 балів), далі йдуть зернові культури (116 балів) і на третьому місці цукрові буряки — 66 балів.

За умови реалізації сценарію RCP 4.5 за теплий період сума температур складатиме 2956°C, за рік випадатиме 472 мм опадів, а коефіцієнт зволоження зменшиться на 0,04 в порівнянні з базовим періодом. Встановлено, що величина бальної оцінки основних культур розподіляється аналогічно до величин “базового періоду”, але з меншими балами. Так за реалізації даного сценарію до 2050 року біокліматичний потенціал зернових зменшиться на 23 бали, цукрових буряків на 6 балів, а соняшнику на 37 балів. Таке зниження у першу чергу лімітується посиленням посушливих умов у Дніпропетровській області в порівнянні з базовим періодом.

За умов реалізації сценарію RCP 8.5 за теплий період сума температур складатиме 3062°C, за рік випадатиме 444 мм опадів, а коефіцієнт зволоження складатиме 0,76. Із отриманих даних бачимо, що при реалізації сценарію RCP 8.5 величина бальної оцінки для соняшнику зменшиться на 27 балів, для зернових культур на 16 балів, а для цукрових буряків залишиться на рівні “базового періоду”. Дана бальова оцінка є вищою, ніж при умовах реалізації сценарію RCP 4.5, а поміж тим нижчою за бальову

оцінку для середньорічних умов за період 1986–2005 рр.

ВИСНОВКИ

Отримані значення біокліматичного потенціалу за Шашко в середньому багаторічному (“базовий період”) характеризують середні та помірно-високі умови біологічної продуктивності клімату в Дніпропетровській області. В умовах оптимального зволоження біокліматичний потенціал зростає та характеризує підвищену біологічну продуктивність клімату. Для покращення кліматичних умов для сільськогосподарського виробництва в якості меліоративних заходів рекомендується періодичне зрошення. За умов реалізації сценаріїв родини RCP буде спостерігатися зниження біокліматичного потенціалу в області. За умови реалізації сценарію RCP 4.5 БКП становитиме 110–122 бали, що на 12–26% менше за БКП “базового періоду” та відповідатиме пониженої біологічній продуктивності клімату. За умов оптимального зволоження БКП зменшиться на 8 балів.

За умов реалізації сценарію RCP 8.5 до 2050 р. біокліматичний потенціал зменшиться на 17–34% у порівнянні з базовим періодом і становитиме 93–122 бали, що характеризує умови від пониженої до дуже низької біологічної продуктивності клімату. За умов оптимального зволоження біокліматичний потенціал також знижується.

Розраховані величини балів бонітету з урахуванням виду основних сільськогосподарських культур у Дніпропетровській області показують, що в “базовому періоді” найвищий бал бонітету буде мати соняшник (145 балів), далі йдуть зернові культури (116 балів), далі цукрові буряки — 66 балів. За умов реалізації родини сценаріїв RCP до 2050 року очікується зниження кількості балів, але тенденція розподілення їх за культурами зберігається. Отримані результати вказують на погіршення агрокліматичних умов на території Дніпропетровської області, що призведе у майбутньому до зниження у кожному з двох варіантів балу бонітету для основних сільськогосподарських культур. Отже в області із-за посилення посушливості клімату рекомендується розширювати площі під соняшник та зернові культури, з веденням посухостійких сортів, так як для даних культур відмічається значне зниження балу бонітету. Для підвищення балу продуктивності цукрових буряків рекомендується вводити зрошення в критичний період області.

Дані результати доцільно активно впроваджувати у практику при використанні землі як товару в умовах ринкової економіки, під час планування сільськогосподарського виробництва, а також у

процесі розробки систем ведення господарства у сучасних кліматичних умовах Дніпропетровської області. Дані щодо біокліматичного потенціалу та

рівня його використання мають бути невід'ємною складовою земельного та агрокліматичного кадастрів.

ЛІТЕРАТУРА

- Агрокліматичний довідник по Дніпропетровській області: (1986–2005 рр.) (2011) / за ред. О.Т. Прохоренко, Т.І. Адаменко. Дніпропетровськ: "Поліграф – Медіа".
- Вольвач О. В. (2011). Оценка биоклиматического потенциала лесостепных областей Украины применительно к возделыванию кукурузы. *Український гідрометеорологічний журнал*, **8**, 162–169.
- Кирнасівська, Н. В. (2022). Оцінка біокліматичного потенціалу земель в складному рельєфі у Львівській області. Modern research in world science. Proceedings of the 4th International scientific and practical conference. SPC "Sci-conf.com.ua". (2022, Lviv, Ukraine). 379–385. URL: <https://sci-conf.com.ua/iv-mizhnarodna-naukovo-praktichna-konferentsiya-modernresearch-in-world-science-10-12-07-2022-lviv-ukrayina-arhiv/>.
- Кирнасівська, Н.В. (2016). Агрокліматична оцінка та районування біокліматичного потенціалу території Одеської області. *Наукові праці українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*, **269**, 158–166.
- Кирнасівська, Н.В., Шелестюк, О.Г. (2023). Агрокліматична оцінка біокліматичного потенціалу Вінницької області в умовах змін клімату. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*, **3**(48), 71–77. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.11>
- Кліматичні зміни та їх вплив на сфери економіки України: колективна монографія (2015) / за ред. С.М. Степаненка, А.М. Польового. Одеса: Вид-во "ТЕС".
- Кліматичні ризики функціонування галузей економіки України в умовах зміни клімату: колективна монографія (2018) / за ред. С.М. Степаненка, А.М. Польового. Одеський державний екологічний університет. Одеса: Вид-во "ТЕС".
- Методичні рекомендації для організації практичних робіт за темою "Бонітування ґрунтів і якісна оцінка земель" (2016). Упорядник: Я. Г. Цицюра. Вінниця: ВНАУ.
- Мищенко, З.А., Кирнасовская, Н.В. Агроклиматические ресурсы Украины и урожай: монографія (2011). Одесса: "Экология".
- Назаренко, І.І., Польчина, С.М. Нікорич, В.А. Ґрунтознавство: підручник. Чернівці: Книги XXI, 2004. 400 с.
- Bi, M., Wan, L., Zhang, Z., Zhang, X. (2023). Spatio-temporal variation characteristics of North Africa's climate potential productivity, **12**(9), 1710. <https://doi.org/10.3390/land12091710>
- Brown, R.A., Rosenberg, N.J. (1999). Climate change impacts on the potential productivity of corn and winter wheat in their primary United States growing regions. *Climatic Change*, **41**, 73–107.
- Dan Cao, Jiahua Zhang, Hao Yan, Lanan Xun. (2020). Regional Assessment of Climate Potential Productivity of Terrestrial Ecosystems and Its Responses to Climate Change Over China From 1980–2018. D. Cao et al.: *Regional Assessment of CPP of Terrestrial Ecosystems and Its Responses to Climate Change*, **8**, 11138–11151.
- Giorgi, F., Colin Jones and Ghassem, R. Asrar (2009). Addressing climate information needs at the regional level: the CORDEX framework. *WMO Bulletin*, **58**(3), 175–183.
- Evans, J.P. (2011). CORDEX — An international climate downscaling initiative. *19th International Congress on Modelling and Simulation*. Perth (Australia), 2705–2711.
- Latta, G., Temesgen, H., Barrett, T.M. (2009). Mapping and imputing potential productivity of Pacific Northwest forests using climate variables. *Canadian Journal of Forest Research*, 17 June, <https://doi.org/10.1139/X09-046>
- Lu Yanyu, Sun Wei, F. Yanqiu, T. Weian (2022). Estimating the climatic potential productivity and the climatic capacity of food security based on the cropping structure in Anhui Province. *Ecology and Environment*, **31**(7), 1293–1305. DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2022.07.002
- Meng, L.I.; Yong, Zhu; Wei, Huang. (2010). Influence of Climate Change on Climate Potential Productivity in Yunnan[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, **31**(3), 442–446.
- Qin, Y., Liu, J., Shi, W., Tao, F., Yan, H. (2013). Spatial-temporal changes of cropland and climate potential productivity in northern China during 1990–2010. *Food Security*, **5**, 499–512.
- Ecosystems and Its Responses to Climate Change Over China From 1980–2018. D. Cao et al.: *Regional Assessment of CPP of Terrestrial Ecosystems and Its Responses to Climate Change*, **8**, 11138–11151.
- Giorgi F., Colin Jones and Ghassem, R. Asrar (2009). Addressing climate information needs at the regional level: the CORDEX framework. *WMO Bulletin*, **58**(3), 175–183.
- Evans J.P. (2011). CORDEX — An international climate downscaling initiative. *19th International Congress on Modelling and Simulation*. Perth (Australia), 2705–2711.
- Kyrnasivska N. V. (2022). Assessment of the bioclimatic potential of lands in complex terrain in the Lviv region. *Modern research in world science*. Proceedings of the 4th International scientific and practical conference. SPC "Sci-conf.com.ua". (2022, Lviv, Ukraine). (pp. 379–385). URL: <https://sci-conf.com.ua/iv-mizhnarodna-naukovo-praktichna-konferentsiya-modernresearch-in-world-science-10-12-07-2022-lviv-ukrayina-arhiv/>.
- Kyrnasivska N.V. (2016). Agroclimatic assessment and zoning of

REFERENCES

- Agroclimatic Handbook for the Dnipropetrovsk Region: (1986–2005) (2011) / edited by O.T. Prokhorenko, T.I. Adamenko. Dnipropetrovsk: "Polygraph – Media".
- Bi, M., Wan, L., Zhang, Z., Zhang, X. (2023). Spatio-temporal variation characteristics of North Africa's climate potential productivity, **12**(9), 1710. <https://doi.org/10.3390/land12091710>
- Brown R.A., N.J. Rosenberg (1999). Climate change impacts on the potential productivity of corn and winter wheat in their primary United States growing regions. *Climatic Change*, **41**, 73–107.
- Climate change and its impact on the Ukrainian economy: collective monograph (2015) / edited by CM. Stepanenko, A.M. Polovoy. Odessa: Publishing House "TES".
- Climatic risks of the functioning of Ukrainian economic sectors in the context of climate change: a collective monograph (2018) / edited by S.M. Stepanenko, A.M. Polyovoy. Odessa State Ecological University. Odessa: Publishing House "TES".
- Dan Cao, Jiahua Zhang, Hao Yan, Lanan Xun. (2020). Regional Assessment of Climate Potential Productivity of Terrestrial

- the bioclimatic potential of the territory of Odessa region. *Scientific works of the Ukrainian Research Hydrometeorological Institute*, **269**, 158–166.
- Kyrnasivska N.V., Shelestyuk O.G. (2023). Agroclimatic assessment of the bioclimatic potential of Vinnytsia region under climate change conditions. *Ecological Sciences: Scientific and Practical Journal*, **3**(48), 71–77. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.3-48.11>
- Latta G., H. Temesgen, T.M.Barrett (2009). Mapping and imputing potential productivity of Pacific Northwest forests using climate variables. *Canadian Journal of Forest Research*, 17 June, <https://doi.org/10.1139/X09-046>
- Lu Yanyu, Sun Wei, F. Yanqiu, T Weian (2022). Estimating the climatic potential productivity and the climatic capacity of food security based on the cropping structure in Anhui Province. *Ecology and Environment*, **31**(7), 1293–1305. DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2022.07.002
- Meng, L.I., ZHU Yong, HUANG Wei (2010). Influence of Climate Change on Climate Potential Productivity in Yunnan[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, **31**(3), 442–446.
- Methodological recommendations for organizing practical work on the topic "Soil grading and qualitative assessment of lands" (2016). Compiled by: Ya. G. Tsytsyura. Vinnytsia: VNAU.
- Myshchenko Z.A., Kirnasovskaya N.V. (2011). Agroclimatic resources of Ukraine and harvest: monograph Odessa: "Ecology".
- Nazarenko I. I., Polchyna S. M. Nikorych V. A. (2004). Soil Science: Textbook. Chernivtsi: Knygy XXI, 400.
- Qin Y., J. Liu, W. Shi, F. Tao, H. Yan. (2013). Spatial-temporal changes of cropland and climate potential productivity in northern China during 1990–2010. *Food Security*, **5**, 499–512.
- Volvach, O. V. (2011). Assessment of the bioclimatic potential of forest-steppe regions of Ukraine in relation to corn cultivation. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, **8**, 162–169.

Nataliia KYRNASIVSKA*

ORCID: 0000-0002-5179-6163

nkirnasivska@gmail.com

Andriy ZDEKX

Z-av@ukr.net

Odessa I.I. Mechnikov National University

AGROCLIMATIC ASSESSMENT OF LAND BIOLOGICAL PRODUCTIVITY OF THE DNIPROPETROVSK REGION IN THE CONDITIONS OF CLIMATE CHANGE

The article considers the bioclimatic potential of the Dnipropetrovsk region in the context of modern climate change. Based on the physical and statistical model of D.I. Shashko, the bioclimatic potential (BCP) of the region for average long-term conditions ("base period") is determined according to the Agroclimatic Handbook for the Dnipropetrovsk region: 1986–2005. A comparative analysis of its changes in the future (2021–2050) is presented in comparison with the baseline according to the climate scenarios of the representative concentration trajectory (Representative Concentration Pathways — RCP4.5 (medium) and RCP8.5 (hard)). The studies have established that a significant decrease in the amount of precipitation in the warm period of the year and an increase in the cold period are expected, which will cause a decrease in the moisture index of Shashko and in the region for the period until 2050, arid and dry moisture conditions are expected against the background of the

sums of temperatures for the warm period, close to the "base period" under the conditions of the implementation of these scenarios. The obtained BCP values in the "base period" characterize the average and moderately high conditions of the biological productivity of the climate. Under conditions of optimal moisture, the bioclimatic potential increases and characterizes the increased biological productivity of the climate. Under the implementation of the scenarios of the RSP family in both cases, a decrease in BCP is expected by 2050 Dnipropetrovsk region by 12–26% (under the RCP 4.5 scenario) and 17–34% (under the RCP 8.5 scenario) compared to the "base period" and will correspond to a reduced and very low biological productivity of the climate. Under conditions of optimal moisture, the bioclimatic potential also decreases. An assessment of the quality scores was obtained taking into account the type of main agricultural crops (cereals, sunflower, sugar beet) in the region both for the "base period" and under the conditions of the implementation of the RCP family of scenarios. In the "base period", the highest quality score will be sunflower (145 points), followed by cereals (116 points) and in third place sugar beet — 66 points. It was established that under the conditions of the implementation of the RCP family of scenarios, a decrease in the number of points is expected by 2050, but the trend of their distribution by crops remains. Due to the increasing aridity of the region's climate, it is recommended to introduce drought-resistant varieties for sunflower and grain crops and irrigation during the critical growing season, especially for sugar beets, to increase productivity.

Keywords: bioclimatic potential, climate change, bonitet score, agroclimatic conditions, agricultural crops.



А.С. Бончковський

ORCID: 0000-0002-3275-6772
andriybonch19@gmail.com

В.В. Осипов

ORCID: 0000-0003-4853-8021
valery.osypov@gmail.com

Н.М. Осадча

ORCID: 0000-0001-6215-3246
nosad@uhmi.org.ua

Український гідрометеорологічний інститут Державної служби України з надзвичайних ситуацій та Національної академії наук України, Київ

УДК 556.5:504:004.94

DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.028>

НАВАНТАЖЕННЯ БІОГЕННИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ У БАСЕЙНІ Р. СУЛА ТА ОСНОВНІ ЗАХОДИ ДЛЯ ЙОГО ЗМЕНШЕННЯ

Сполуки нітрогену і фосфору надходять у водні об'єкти від точкових і дифузних джерел. У практиці управління водними ресурсами України до цього часу приділялася увага передусім точковим джерелам забруднення, тоді як визначення ролі дифузних джерел тривалий час залишалося поза увагою дослідників. Для врахування ролі дифузних джерел у світі використовують модельні підходи. Тому в роботі представлено визначення навантаження біогенними елементами басейну Сули за двома різними методами — розрахунковим (масового балансу) та моделлю MONERIS з метою обґрунтування ефективних заходів з поліпшення екологічного стану водозбірної басейну. Розрахований методом масового балансу емісійний потік біогенних елементів у водозбірному басейні Сули складає $921,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ для нітрогену та $312,9 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ для фосфору. За розрахунками моделі MONERIS загальна емісія нітрогену для водозбірної басейну Сули складає $1809,8 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$, тоді як емісія фосфору — $196,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$. На основі отриманих результатів запропоновано заходи зі зменшення антропогенного навантаження, які включають: покращення якості каналізаційних систем та очисних споруд; зниження обсягів застосування мінеральних добрив; зниження частки орних земель шляхом їх переведення у пасовища та ліси; імплементація методів органічного землеробства; демаркація прибережних захисних смуг та суворе їх дотримання; відновлення природних водно-болотних угідь та природних русел річок. Засобами моделі MONERIS встановлено, що найбільше зниження емісії нітрогену та фосфору можливе шляхом застосування заходів із контурної оранки та суміщення сільськогосподарських культур.

Ключові слова: емісія нітрогену та фосфору, річка Сула, метод масового балансу, модель MONERIS, заходи зі зменшення біогенного навантаження.

ВСТУП

Біогенні елементи є вкрай важливими для забезпечення життєдіяльності біоти та підтримки функціональності біогеохімічного кругообігу речовин. Порушення біогеохімічних циклів нітрогену та фосфору внаслідок дії антропогенних чинників зумовлює евтрофікацію водойм за рахунок збільшення продуктивності рослинних організмів, що, як наслідок, веде до утворення гіпоксії у придонних шарах, втрати біорізноманіття, суттєвого погіршення якості води, загибелі іхтіофауни та у кінцевому результаті впливають на здоров'я населення (Savić et al., 2022).

Надмірне антропогенне навантаження на водні екосистеми з боку промисловості, сільського та житлово-комунального господарства в Україні призвели до того, що явища "цвітіння" води трапляються ледь не щороку, будучи індикатором тенденції до погіршення якості довкілля. Як наслідок, виникає потреба в налагодженні системи еколо-

гічного моніторингу за станом водойм, розробки та імплементації методів із кількісної оцінки навантаження біогенними елементами водозбірних басейнів. Незважаючи на те, що основна частка біогенних елементів надходить із дифузних джерел, в Україні досі головна увага приділяється точковим джерелам забруднення (Осадчий та ін., 2002). Дифузне надходження біогенних елементів виміряти надзвичайно складно, але можливо розрахувати модельними методами, серед яких найбільш перспективними слід вважати метод масового балансу (Osadcha et al., 2022), напівемпіричну модель MONERIS (Behrendt et al., 2007; Venohr et al., 2009), а також фізико-математичну модель SWAT (Arnold et al., 2012). Апробація цих моделей для водозбірних басейнів України розпочалася лише нещодавно, але дозволила зібрати велику кількість інформації про надходження біогенних елементів у водойми, що стала основою для планування заходів із поліпшення екологічного стану водойм. Зокрема, модель

MONERIS було використано для оцінки емісії біогенних елементів у басейні Західного Бугу (Terekhanova, 2009; Tränckner et al., 2012; Helm et al., 2013) та Сули (Бончковський та Осадча, 2024), а також частково для транскордонних водозбірних басейнів України — Дунаю (Schreiber et al., 2003, 2005) та Тиси (Fischer et al., 2018). Для умов України також виконано налаштування фізико-математичної моделі SWAT, а результати її практичного застосування для річкових басейнів висвітлено у роботах (Osyrov et al., 2016, 2023; Осипов та ін., 2020).

Збір якісних та достовірних даних про навантаження водозбірних басейнів біогенними елементами — це відправна точка для менеджменту водозбірними басейнами та впровадження заходів із поліпшення їх екологічного стану. Як показує досвід багатьох європейських держав, впровадження ефективних заходів із мінімізації емісії біогенних елементів — це довготривалий, дороговартісний і болючий для багатьох галузей економіки процес, який відрізняється залежно від комплексу факторів усередині кожного водозбірного басейну та інституційної спроможності державних органів.

Тому, **метою статті** є кількісна оцінка навантаження сполуками нітрогену і фосфору в басейні річки Сула з метою обґрунтування розроблення

заходів із мінімізації винесення біогенних елементів з водозбірної площі. Проблему кількісної оцінки навантаження біогенними елементами басейну Сули частково було висвітлено у публікаціях (Бончковський та Осадча, 2024; Бончковський та Осипов, 2024), тому в цій статті ми акцентуємо увагу на практичному аспекті проблеми навантаження біогенними елементами.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ

Коротка характеристика басейну. Річка Сула — ліва притока Дніпра завдовжки 363 км (рис. 1), що бере початок на схилах Середньоруської височини в Сумській області і впадає у Кременчуцьке водосховище.

Падіння річки становить 75 м, а похил — $0,21 \text{ м} \cdot \text{км}^{-1}$; площа водозбірного басейну — 19600 км^2 . Басейн Сули асиметричний (усі великі притоки є правими), розташований переважно у межах Дніпрово-Донецької западини із загальним похилом території з північного-сходу на південний-захід. Абсолютні висоти в межах басейну складають 130–190 м над рівнем моря. Попри незначні абсолютні висоти, рельєф басейну Сули розчленований яружно-балковою мережею. Клімат помірно-континентальний із середньорічною температу-

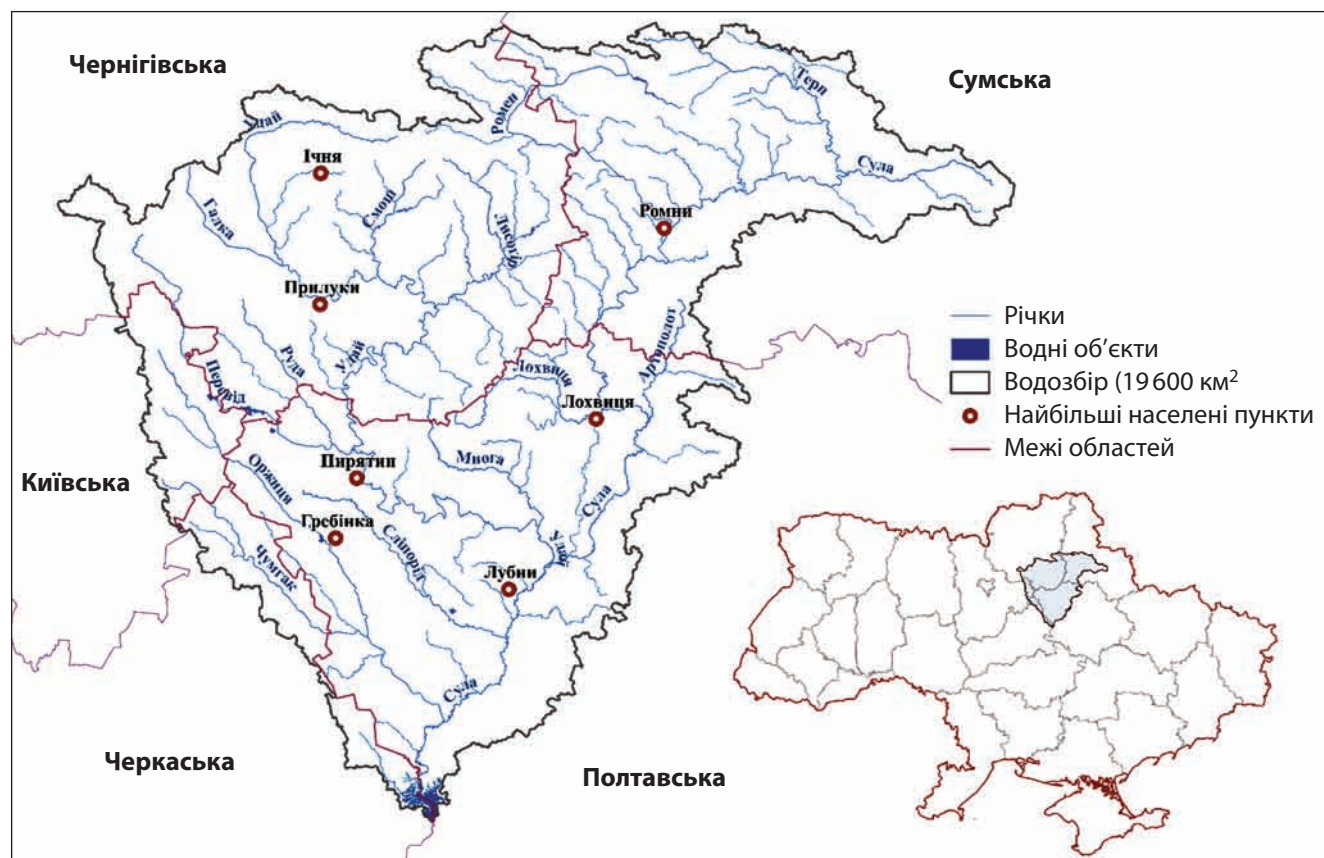


Рис. 1. Географічне положення басейну р. Сула

рою від +7,8°C до +9,2°C, середньорічною кількістю опадів близько 620 мм, а евапотранспірацією — 410–450 мм. Середній показник залісненості басейну Сули становить ~14%. Ліси складені переважно дубом і ясенем із домішкою липи та клену. Ґрунти представлені чорноземами типовими малогумусними та слабогумусними. Середні витрати води в нижній течії Сули (м. Лубни) за період 1991–2020 рр. становлять $21 \text{ м}^3 \cdot \text{с}^{-1}$. Станом на 2020 рік у басейні проживало 523,5 тис. осіб. Найбільші міста — Прилуки, Лубни та Ромни. Більше 70% території використовується під сільським господарством, а урбанізовані площі займають лише 3,8%.

Метод масового балансу. Метод масового балансу є простішим для використання та не потребує великої кількості вхідних даних. Він дає змогу оцінити емісію біогенних елементів для всього басейну, не відображаючи її просторової мінливості. Метод масового балансу ґрунтується на розрахунку емісії біогенних елементів від точкових та дифузних джерел забруднення, охоплюючи показник басейнового утримання (Osadcha et al., 2022). Розрахунок загального балансу біогенних елементів у межах досліджуваного водозбору проводився за таким підходом (Osadcha et al., 2022):

$$E_{N,P} = (E_{N,P \text{ насел.}} + E_{N,P \text{ індустр.}} + E_{N,P \text{ ліс}} + E_{N,P \text{ луки}} + E_{N,P \text{ орні}} + E_{N,P \text{ забудов.}} + E_{N,P \text{ атм.}} + E_{N,P \text{ індивід. насел.}} + E_{N,P \text{ ероз.}}) \cdot (1 - K_{\text{утр.}}),$$

де $E_{N,P \text{ насел.}}$ — емісійний потік біогенних елементів через очисні споруди міських агломерацій; $E_{N,P \text{ індустр.}}$ — потік біогенних елементів через очисні споруди промислових і сільськогосподарських підприємств; $E_{N,P \text{ ліс}}$ — емісійний потік біогенних елементів із територій, вкритих лісами; $E_{N,P \text{ луки}}$ — потік біогенних елементів із територій під трав'яною рослинністю (луки, пасовища); $E_{N,P \text{ орні}}$ — потік біогенних елементів, який формується з територій під орними землями; $E_{N,P \text{ забудов.}}$ — потік біогенних елементів, який формується від забудованих територій; $E_{N,P \text{ атм.}}$ — потік біогенних елементів шляхом випадіння атмосферних опадів; $E_{N,P \text{ індивід. насел.}}$ — потік біогенних елементів від домогосподарств, які не підключені до каналізаційних споруд і відводять стічні води в індивідуальні водопроникні відстійники; $E_{N,P \text{ ероз.}}$ — емісійний потік біогенних елементів унаслідок процесу ерозії; $K_{\text{утр.}}$ — безрозмірний коефіцієнт утримання, що характеризує сумарну дію всіх процесів внутрішньоводоймової трансформації.

Серед точкових джерел розглядалося відведення біогенних елементів зі стічними водами комунальних, промислових та сільськогосподарських підприємств. Відомо, що внесок із дифузних джерел

у водні об'єкти значною мірою залежить від різноманіття ландшафту водозбірної площі (Куцурро, 2006), тому емісію біогенних елементів окремо розраховано для п'яти типів наземного покриття (ліси; луки і пасовища; орні землі; забудовані території; водна поверхня), відповідно до методики, викладеної у праці (Osadcha et al., 2022). Вхідні дані для методу масового балансу наведено у *табл. 1*.

Напівемпірична модель MONERIS. У дослідженні використано модель MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in Rlver Systems) для кількісного розрахунку емісії біогенних елементів від точкових та дифузних джерел у водозбірному басейні. Модель MONERIS вважають ГІС-орієнтованою, оскільки розрахунки в ній ґрунтуються на геопросторовому підході, проте, не потребують вхідних даних із високою просторовою розрізненістю. Ця модель дозволяє розрахувати емісію біогенних елементів не лише для окремих аналітичних одиниць, а й за різними шляхами та джерелами надходження нітрогену та фосфору (Venohr et al., 2009). До шляхів надходження біогенних елементів відносять: точкові джерела (промислові скиди, очисні споруди); пряма емісія разом за атмосферним осадженням на водну поверхню; поверхневий стік; водна ерозія; гончарний дренаж (відсутній на досліджуваній території); підземні води; міські території (Behrendt et al., 2007). Під аналітичною одиницею розуміють найнижчу ієрархічну ланку водозбірного басейну, що в нашому дослідженні представлено підбасейнами.

Вхідні дані моделі MONERIS включають основні та періодичні дані. До основних відносять інформацію про аналітичні одиниці, гідрогеологічні умови, ґрунти, землекористування, клімат, гідрологічні умови, рельєф, ерозійні втрати та точкові джерела. Зокрема вказуються середні довгострокові значення кожного параметра в межах періоду розрахунків. Періодичні дані містять часові ряди таких параметрів: атмосферне осадження NO_x, NH₃, TP; річна кількість опадів та їхнє значення у теплий період; витрати води; температура води; сумарна сонячна радіація; кількість мешканців та ступінь їх підключення до каналізаційної мережі та очисних споруд; надлишок нітрогену в ґрунті; накопичення фосфору; C-фактор; екскреція фосфору від населення.

Зазначимо, що у межах даної роботи використано модель MONERIS із річним кроком, тому "періодичні дані" заповнено середніми багаторічними даними для періоду 1991–2020 рр. Також здійснено моделювання для трьох різних періодів, тому таблицю було доповнено даними для довгострокових (середніх), багатоводного (1998) та маловодного (2020) років. Детальний перелік вхідних даних наведено в *табл. 1*.

Таблиця 1. Джерела вхідних даних для оцінки навантаження біогенними елементами

Використання методів*	Параметри	Роздільна здатність	Часовий зріз даних	Джерело
М; МБ	Атмосферні осадження NO _x та NH _y	0,1° × 0,1°	1998, 2020	Simpson et al., 2012
М; МБ	Середні висоти	30 м	—	NASA JPL, 2013
М	Середній похил водозбору на 100 м	90 м	—	Reuter, et al., 2007
М	Середній похил водозбору на 1000 м	1 км	—	LP DAAC, 2004
М; МБ	Кількість опадів (літо, рік)	0,11° × 0,11°	1991–2020	Osadchyi et al., 2022; Осипов та ін., 2021
М	Евапотранспірація	Водозбори площею ~200 км ²	2000–2019	Osypov et al., 2023
М; МБ	Витрата води		1991–2020	
М	Консолідовані та неконсолідовані породи	1 : 2 500 000	—	Слива та Шестопапов, 2007
М	Гранулометричний склад ґрунтів	1 : 2 500 000	—	Крупский, 1977; Лактионова и др., 2012
М	Накопичення фосфору	Адміністративні райони	—	Білецька та ін., 2021
М	Надлишок азоту		2020	
М	Вміст азоту	1 : 5 000 000	—	Sanchez et al., 2009
М; МБ	Втрата ґрунту на орних землях залежно від похилу території	100 м	2019	Borrelli et al., 2022
М	Втрата ґрунту на пасовищах та лісах	25 км	2012	Borrelli et al., 2017
М; МБ	Площі та типи землекористування	10 м	2020	Karra et al., 2021
М; МБ	Середня довжина водотоків та площа водної поверхні	—	—	https://download.geofabrik.de/ ; Howard, 1990; Osadcha et al., 2022
М; МБ	Внесок біогенних елементів від комунальних очисних споруд та промислових підприємств	—	2020	https://e-services.davr.gov.ua/
М; МБ	Чисельність населення	Населені пункти	2001, 2018–2020	Остапенко та ін., 2021
М	Сонячна радіація	0,1° × 0,1°	1991–2020	Muñoz-Sabater et al., 2021
М; МБ	Ступінь підключення населення до очисних споруд та каналізаційних систем	—	—	https://www.ib-net.org/
МБ	Середня за рік концентрація біогенних елементів в опадах	—	2016–2017	http://cgo-sreznevskyi.kyiv.ua/
МБ	Хімічний склад води	—	2019	
М; МБ	Температура води	—	1991–2016	
М	С-фактор	—	—	Park et al., 2011; Panagos et al., 2015; Teng et al., 2016; Tsige et al., 2022
М; МБ	Концентрації біогенних елементів та коефіцієнти емісії забруднюючих речовин на одну особу	—	—	Behrendt et al., 2000; van Puijenbroek et al., 2019; Osadcha et al., 2022

* М — модель MONERIS, МБ — метод масового балансу.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Емісія нітрогену та фосфору за методом масового балансу. Розрахований методом масового балансу емісійний потік біогенних елементів у водозбірному басейні Сули становить 921,2 т · рік⁻¹ (або 0,05 т · км⁻²) нітрогену та 312,9 т · рік⁻¹ (або 0,017 т · км⁻²) фосфору (рис. 2). Виходячи з розрахованих значень коефіцієнта утримання, до головного русла потрапляє 29% нітрогену та 43% фосфору. У такий спосіб річний стік сполук нітрогену та фосфору становить 272,9 та 135,4 тон відповідно.

За джерелами основного надходження емісія нітрогену розподіляється таким чином: понад ~35% надходить із території орних земель, 25% — від населення, що не має доступу до каналізаційних систем, та близько 18% — від точкових джерел. Зі свого боку, за джерелами надходження загальний стік фосфору розподіляється так: домінуюча частка (~70%) припадає на орні землі, 13% формується за рахунок точкових джерел, тоді як від населення, що не має доступу до каналізаційних систем, надходить 7%, а від ерозії — 5%. Настільки велика частка надходжень сполук нітрогену та фосфору з орних земель спричинена насамперед високим показником розораності басейну (понад 70%). Надходження біогенних елементів від населення пов'язане з відсутністю каналізаційних систем (понад 80%), а значне надходження нітрогену та фосфору від точкових джерел зумовлене недостатнім очищенням стічних вод та широким використанням фосфатовмісних мийних засобів (Бончковський та Осипов, 2024).

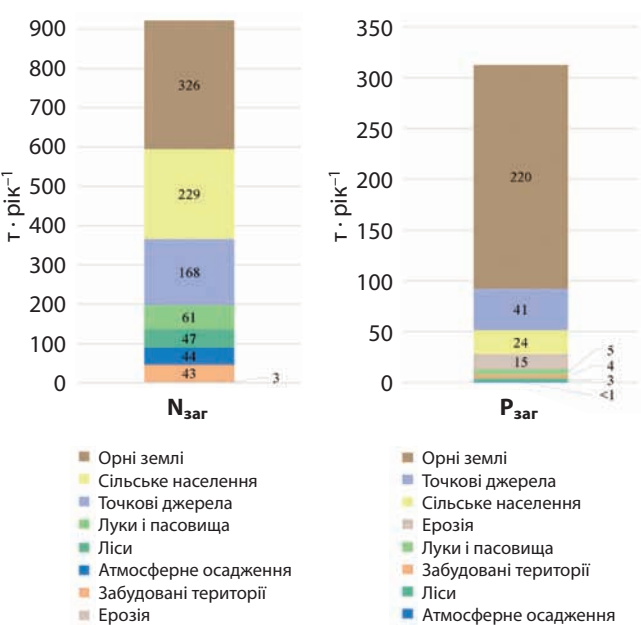


Рис. 2. Розрахована методом масового балансу емісія нітрогену (N_{зар}) та фосфору (P_{зар}) в басейні річки Сула

Емісія нітрогену та фосфору за моделлю MONERIS. Розрахований обсяг емісії нітрогену у водозбірному басейні Сули становить 1 809,8 т · рік⁻¹ або 994 г · га⁻¹ рік⁻¹. Залежно від показників водності Сули та її приток надходження нітрогену зростає більш, ніж удвічі: у маловодний рік емісія нітрогену становить 1 090,3 т · рік⁻¹ (599 г · га⁻¹), у багатоводний рік — 2 879,1 т · рік⁻¹ (1 581 г · га⁻¹) (рис. 3). Дифузні джерела формують 91,1% усього надходження нітрогену у водозбір, серед яких домінують підземні води (57,5%). Це зумовлено підземним живленням Сули та її приток, а також інфільтрацією нітрогену у водоносні горизонти.

Загальний обсяг емісії фосфору у досліджуваному басейні становить 196,2 т · рік⁻¹ або 107 г · га⁻¹ рік⁻¹. У маловодний та багатоводний роки емісія фосфору змінюється від 145,7 т · рік⁻¹ (80,0 г · га⁻¹ рік⁻¹) до 271,3 т · рік⁻¹ (149,0 г · га⁻¹ рік⁻¹) відповідно (рис. 4). Дифузні джерела складають 71,4% всього надходження фосфору у водозбірний басейн Сули, серед яких провідну роль відіграють підземні води (39,2%). Помітним залишається внесок урбанізованих територій — 21,8%. Порівняно з нітрогеном, роль поверхневого стоку в транспортуванні фосфору значно менша (до 4,6%), тоді як частка ерозії зростає до 5,7%.

Найбільші показники емісії нітрогену (понад 100 т · рік⁻¹) характерні для великих аналітичних одиниць у верхній і середній течії Сули (Терн, Ромен, Сула-Недригайлів, Сула-Сулиця), де об'єми розвантаження підземних вод є найбільшими. У більшості з них нітроген надходить переважно від під-

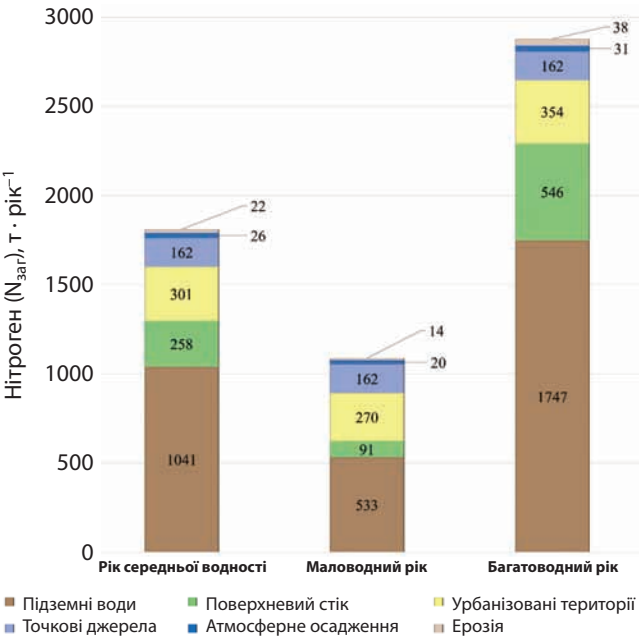


Рис. 3. Загальна емісія нітрогену у водозбірному басейні Сули за розрахунками моделі MONERIS

земних вод. Найвищі значення емісії фосфору (по-над $20 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$) виявлено в аналітичних одиницях, у межах яких знаходяться найбільші міста водозбірному басейну — р. Удай – м. Прилуки, р. Сула – м. Ромни і р. Сула – м. Засулля, де точкові джерела є провідним шляхом надходження фосфору (рис. 5).

Отже, навантаження біогенними елементами басейну Сули складає $1551,3 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ нітрогену і $122,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ фосфору. У маловодний рік загальне навантаження нітрогеном становить $850,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$, фосфором — $87,1 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$. У багатоводний рік обсяги зростають до $2607,3 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ для нітрогену та $179,4 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ для фосфору (Бончковський та Осадча, 2024).

Отримані на основі моделі MONERIS значення емісії нітрогену та фосфору близькі до розрахованих за методом масового балансу (для маловодного 2020 року): а саме $1090,3 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ проти $921,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ нітрогену; $145,7 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ проти $312,9 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ фосфору. Різниця в отриманих розрахунках зумовлена, передусім, відмінністю у розрахунковому апараті та роздільній здатності обох методів, що власне спонукало нас до використання різних підходів до оцінки емісії біогенних елементів у річковому басейні. Таким чином, модельована емісія нітрогену засобами MONERIS дещо вища порівняно з методом масового балансу, проте емісія фосфору є вдвічі нижча. З іншого боку, відмінність у

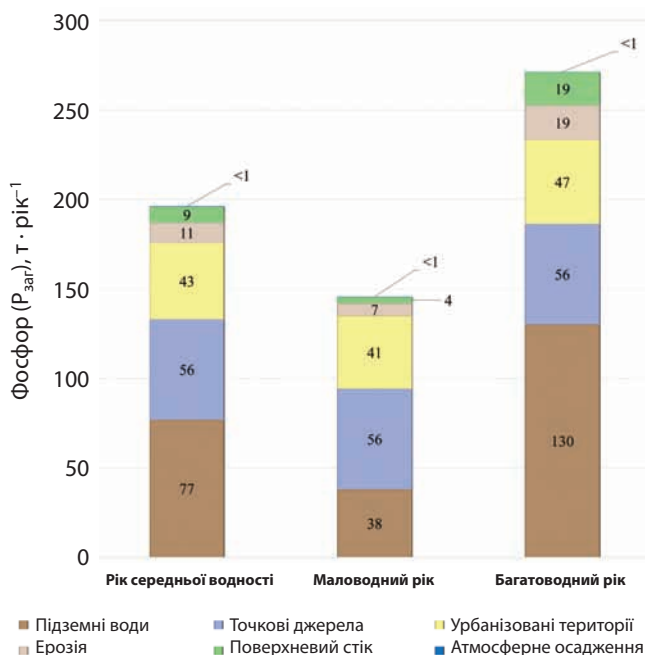


Рис. 4. Загальна емісія фосфору у водозбірному басейні Сули за розрахунками моделі MONERIS

розрахунку коефіцієнту утримання в обох моделях веде до того, що значення навантаження біогенними елементами різняться більше. Так, засобами моделі MONERIS розраховано навантаження нітрогеном $850,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$, а фосфором $87,1 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$, тоді як

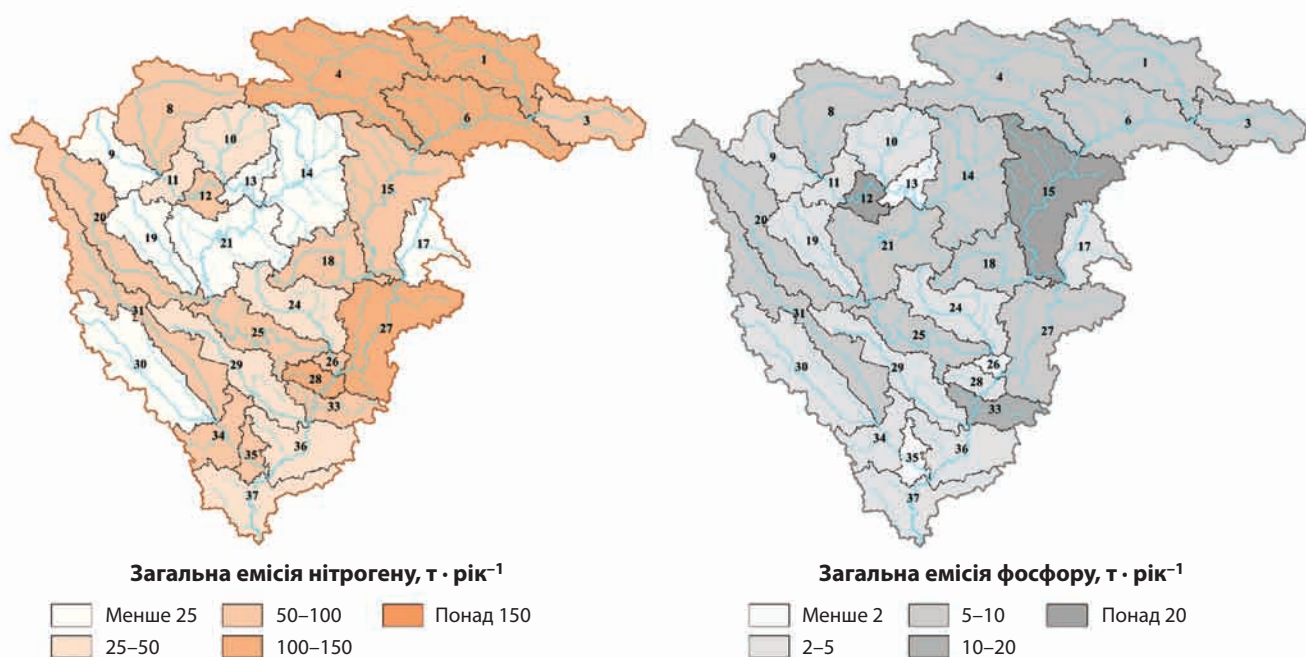


Рис. 5. Загальна емісія нітрогену та фосфору в розрізі аналітичних одиниць басейну Сули. Назви аналітичних одиниць басейну р. Сула: 1 — Терн; 3 — Сула-витік; 4 — Ромен; 6 — Сула-Недригайлів; 8 — Удай-витік; 9 — Галка; 10 — Смош; 11 — Удай-Заїзд; 12 — Удай-Прилуки; 13 — Удай-Утка; 14 — Лисогір; 15 — Сула-Ромни; 17 — Артополот; 18 — Лохвиця; 19 — Руда; 20 — Перевід; 21 — Удай-Варва; 24 — Многа; 25 — Удай-Пирятин; 26 — Удай-гірло; 27 — Сула-Сулиця; 28 — Сула-Лубни; 29 — Сліпорід; 30 — Чумгак; 31 — Верхня Оржиця; 33 — Сула-Засулля; 34 — Середня Оржиця; 35 — Нижня Оржиця; 36 — Сула-Іржавець; 37 — Сула-гірло

за допомогою методу масового балансу ці значення складають: $272,9 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ нітрогену та $135,4 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ фосфору.

Зазначимо, що обидва методи досить точно визначають основні шляхи надходження біогенних елементів. Однак, для простих завдань буде достатньо використовувати розрахунковий метод, який не потребує спеціальної підготовки персоналу і менш затратний за часом.

Розроблення переліку ефективних управлінських заходів для зменшення біогенного навантаження водозбірних басейнів. Система управління водними ресурсами має ієрархічний та міжвідомчий характер, що відображає вертикаль влади та участь різних установ в управлінні водними ресурсами. Державну політику у сфері управління водними ресурсами здійснює Кабінет Міністрів України. Державне управління в галузі використання й охорони вод і відтворення водних ресурсів здійснюється за басейновим принципом на основі державних, міждержавних і регіональних програм використання та охорони вод і відтворення водних ресурсів. Повноваження в галузі управління, використання та охорони вод покладено на Державне агентство водних ресурсів України, що підпорядковується Міністерству екології та природних ресурсів України (Набиванець та ін., 2019). У рамках Держводагентства функціонують басейнові управління водних ресурсів та регіональні офіси водних ресурсів. Басейн Сули належить до компетенції Басейнового управління водних ресурсів Середнього Дніпра. До інших державних органів, які реалізують державну політику у сфері водних ресурсів на території басейну Сули відносять:

1. Басейнову раду середнього Дніпра;
2. Регіональний офіс водних ресурсів у Полтавській області;
3. Регіональний офіс водних ресурсів у Сумській області;
4. Регіональний офіс водних ресурсів у Черкаській області;
5. Департамент екології та природних ресурсів Полтавської ОВА (ОДА);
6. Департамент екології та природних ресурсів Сумської ОВА (ОДА);
7. Управління екології та природних ресурсів Черкаської ОВА (ОДА);
8. Департамент агропромислового розвитку, екології та природних ресурсів Чернігівської ОВА (ОДА).

Саме ці органи визначають і повинні визначати державну політику не лише у сфері управління водними ресурсами, а й відповідати за імплементацію заходів зі зменшення антропогенного навантажен-

ня на водозбірний басейн Сули, зокрема заходів із мінімізації навантаження сполуками біогенних елементів. Одним із ефективних інструментів такої мінімізації на державному рівні є імплементація положень Директиви 91/676/ЄС від 12 грудня 1991 року про захист вод від забруднення, спричиненого нітратами із сільськогосподарських джерел (Директива Ради № 987_002–91, 1991). Цей документ визначає основні інструменти зменшення забруднення вод нітратними сполуками від розподілених джерел сільськогосподарського походження, які на території басейну Сули складають основу дифузних джерел забруднення нітрогеном. Проте, чинна в Україні методика розрахунку балансу біогенних елементів у ґрунтах не відповідає Нітратній директиві, що актуалізує її впровадження на державному рівні. Успішний досвід імплементації Нітратної директиви у багатьох країнах показує, що інструменти, визначені в документі, є доволі ефективні для зменшення навантаження сполуками біогенних елементів.

З іншого боку, за реалізацію окремих заходів зі зменшення антропогенного навантаження водозбірних басейнів Сули відповідальні водокористувачі, окремі підприємства (промислові, сільськогосподарські, комунальні) та органи місцевого самоврядування (виконавчі комітети територіальних громад, районні державні (військові) адміністрації). Саме тому надзвичайно важливим є екологічно орієнтований діалог між органами влади, які реалізують політику у сфері управління водними ресурсами, та водокористувачами й органами місцевого самоврядування. На сьогодні тільки поодинокі територіальні громади мають у своєму складі екологічні відділи, які на місцевому рівні можуть здійснювати політику у сфері управління та охорони водних ресурсів. Натомість більшість територіальних громад не вбачають за потрібне організовувати екологічні відділи або не мають достатнього фінансування для їх утримання. Такі територіальні громади, через відсутність екологічного виховання, відсутність кваліфікованого персоналу або неспроможність, не будуть реалізовувати заходи зі зменшення навантаження біогенними елементами, що актуалізує екологічну комунікацію із ними. Вони ж і не будуть стимулювати до імплементації заходів зі зменшення навантаження біогенними елементами місцевих підприємств, фермерів чи комунальних господарств. Така ж комунікація особливо актуальна із фермерами, адже на основі аналізу мультиспектральних знімків від Planet Labs (<https://planet.com/>) ми встановили, що тільки в умовах війни площа орних земель на території басейну Сули зросла на понад 10%. Отже, екологічна комунікація та екологічна освіта мають бути первинними інструментами в

рамках ієрархічної системи управління водними ресурсами в басейні Сули.

Ефективні управлінські заходи для зменшення навантаження водозбірному басейну Сули повинні ґрунтуватися на надійних та повноцінних даних про емісію сполук біогенних елементів. Для ефективного управління річковими басейнами необхідно впроваджувати методи комплексного аналізу забруднення поверхневих вод біогенними елементами та проводити детальний аналіз формування загального обсягу надходження біогенних елементів та основних шляхів їхнього переносу. Це дозволить кількісно оцінити потоки нітрогену і фосфору та визначити основні чинники, що їх зумовлюють. Натомість в Україні досі домінує підхід до оцінки виключно точкових джерел забруднення, ігноруючи дифузні джерела забруднення, які в басейні Сули складають 91% для нітрогену та 71% для фосфору.

Розрахунок навантаження біогенними елементами потребує кваліфікованого персоналу, при цьому не лише в наукових установах, а й у державних органах, які реалізують політику з управління водними ресурсами. Розрахунок навантаження біогенними елементами повинен виконуватися різними методами, передусім розрахунковими, моделями MONERIS і SWAT. Водночас, для збільшення точності отриманих результатів необхідно налагодити ефективну систему збору даних про стан водозбірному басейну, подібну до системи європейської регіональної статистики NUTS (Nomenclature of Territorial Units for Statistics), адже в результаті укрупнення районів у 2020 році територіальні відділи Державної служби статистики України були реорганізовані на місцевому рівні. Вирішення також потребує проблема налагодження системи збору інформації про хімічний стік нітрогену та фосфору в річках водозбірному басейну Сули, адже на сьогодні тільки на трьох із восьми гідрологічних постах проводиться вимір концентрації сполук нітрогену та фосфору. Це унеможливує валідацію моделі MONERIS та не дозволяє повноцінно оцінити її ефективність для річок України. Тому пропонується налагодити систему моніторингу хімічного стоку на всіх восьми гідрологічних постах із взяттям проб кожної декади, що дозволить оцінити часову мінливість концентрації сполук біогенних елементів. Додатково доцільно в рамках регіональних офісів водних ресурсів сформувати мобільні лабораторії, які дозволяють фіксувати точкові джерела забруднення та несанкціоновані скиди.

При реалізації управлінських рішень зі зменшення антропогенного навантаження на водозбірні басейни необхідно враховувати консервативний характер навантаження біогенними елементами

водозбірному басейну. Внаслідок того, що середня тривалість перебування підземних вод у гірських породах складає 25 років (Wendland et al., 2004), заходи, які впроваджуються для скорочення викидів нітрогену в підземні води, можуть відобразитися лише в довгостроковій перспективі. У короткостроковій перспективі, навіть після впровадження ефективних управлінських рішень, можливе зростання навантаження водозбірному басейну нітрогеном, що відображає надлишок нітрогену за останні декади (Hirt et al., 2012). Так, впровадження ефективних заходів зі зменшення навантаження біогенними елементами в Литві та Латвії у 1990-х роках (значне зменшення обсягів використання мінеральних добрив та поголів'я худоби) показало незначне скорочення емісії біогенних елементів упродовж перших 10 років, і навіть неочікуване зростання надходження нітратів у водозбірні басейни річок (Sileika et al., 2002; Stålnacke et al., 2004). Такий ефект пов'язують із мінералізацією нітрогену, який накопичувався в ґрунтах упродовж попередніх десятиріч років (Illicki, 2014). Подібний довгостроковий ефект вірогідно буде спостерігатися на території України, тому його потрібно врахувати при оцінці ефективності впроваджуваних заходів, а також при комунікації з органами місцевого самоврядування та водокористувачами. Зрештою, тривала імплементація заходів зі зменшення антропогенного навантаження на водозбірні басейни веде до значного зниження обсягів емісії біогенних елементів (Hussian et al., 2004).

З огляду на поточні екологічні проблеми та можливі сценарії антропогенної активності найефективнішими заходами зі зменшення антропогенного навантаження у водозбірному басейні Сули слід вважати (рис. 6):

1. Покращення технічного стану каналізаційних систем та очисних споруд. Більшість каналізаційних мереж у містах водозбірному басейну побудовано в 1960–1980-х роках, тому вони характеризуються великим ступенем аварійності, яка веде до зростання надходжень біогенних елементів від каналізаційних систем. У більшості населених пунктів стічні води з окремих домогосподарств надходять до септиків або безпосередньо у водойми, якщо домогосподарства знаходяться поблизу берегової смуги. Як відомо, з індивідуальних відстійників (септиків) у ґрунти надходить 20% нітрогену та 10% фосфору (Behrendt et al., 2000). Розміщення септиків дуже часто не відповідає будь-яким екологічним вимогам, тому надходження нітрогену та фосфору можуть бути й більшими. До того ж, більшість септиків не мають бетонованого дна, що сприяє вільній міграції біогенних елементів у підземні води. Усе це актуалізує модернізацію каналізаційних мереж

та очисних споруд, а також регулювання питання технічних параметрів септиків.

2. Зниження обсягів застосування мінеральних добрив варто розглядати чи не найефективнішим методом зменшення навантаження біогенними елементами водозбірному басейну Сули. Скорочення обсягів застосування мінеральних добрив передусім можливе завдяки регулюванню дози внесення добрив відповідно до норм споживання окремими рослинами, розроблення планів унесення добрив та ведення обліку їх застосування. Реалізація таких заходів можлива в рамках проведення навчань для окремих фермерів або агрономів, розроблення заохочувальних заходів зі зменшення використання мінеральних добрив із пропозицією компенсацій можливих втрат. Пропонується також вносити невеликі, капсульні гранули добрив, які поступово розподіляють поживні речовини в ґрунті протягом певного часу, а не всі одразу (Luna Juncal et al., 2023). Капсульні добрива дозволяють знизити емісію нітрогену на 40% (Zvonuza et al., 2003), проте вони у вісім разів дорожчі від звичайних добрив (Subbarao et al., 2012). У зв'язку з цим для використання капсульних добрив необхідна державна підтримка у вигляді грантів та субсидій для фермерів. У державах Європейського Союзу за рахунок зниження обсягів використання мінеральних та органічних добрив навантаження річок нітрогеном знизилося в середньому на 20% (Bouwman et al., 2005). Такого ж довгострокового ефекту, вірогідно, слід очікувати й у межах водозбірного басейну Сули за умови зниження використання обсягів мінеральних добрив щонайменше на 30%.

3. Зниження частки орних земель за рахунок їх переведення у пасовища та ліси. Головною причиною приросту емісії біогенних елементів є зростання площі орних земель, тому з'являється потреба в зниженні площі орних земель шляхом їх заліснення чи залуження. Таке завдання можна реалізувати шляхом залуження орних земель на заплавах, де ризик міграції біогенних елементів у підземні води найвищий, а також заборони оранки на схилах крутизною понад 7° та обмеження оранки на схилах крутизною понад 3°. Зниження частки орних земель доцільно супроводжувати імплементацією ефективних практик зі зниження темпів ерозії ґрунту, до яких доцільно віднести контурну оранку, формування буферних смуг тощо.

4. Імплементація методів органічного землеробства. Органічне землеробство передбачає заборону на використання легкорозчинних мінеральних добрив та синтетичних пестицидів, що веде загалом до певного зниження врожайності сільськогосподарських культур. Це є лімітуючим фактором популяр-

ності органічного землеробства серед українських фермерів. Тому імплементація методів органічного землеробства повинна бути поступовою, будучи, очевидно, обмеженою в басейні. Проте, достатнього надходження нітрогену в органічному землеробстві можна досягти вирощуванням азотфіксуючих бобових культур, а через надмірне в минулому надходження фосфорних добрив можливе зведення до мінімуму їх використання (Thaler et al., 2015). Однак, у довгостроковій перспективі для підтримання врожайності навіть в умовах органічного землеробства фермерам, очевидно, доведеться вносити фосфатні добрива, серед яких рекомендується застосовувати м'який фосфор з гірських порід (Commission Implementing Regulation, 2021). Серед інших заходів органічного землеробства особливу увагу слід звернути на полікультурне землеробство, сівозміни, агролісомеліорацію із можливим локальним залученням методів вермикомпостування, аквапоніки та вермикюльтури. Органічне землеробство, попри свою незначну ринкову спроможність в Україні, варто розглядати як важливий інструмент для зниження емісії сполук біогенних елементів. Так, Tuomisto et al., (2012) показали, що в результаті імплементації методів органічного землеробства потенціал нітрогену до вилуговування в підземні води знижується на 30%, тоді як надходження фосфору знижуються на 55%.

5. Демаркація прибережних захисних смуг та суворе їх дотримання. Відповідно до статті 88 Водного кодексу України навколо водойм та по берегах річок встановлюються прибережні захисні смуги шириною 25 м для малих річок і ставків площею менше 3 га, шириною 50 м — для середніх річок, водосховищ на них і ставків площею більше 3 га, а також шириною 100 м — для великих річок, водосховищ на них та озер. Якщо крутизна схилів перевищує три градуси, мінімальна ширина прибережної захисної смуги зростає двічі (Водний кодекс України, 1995). На території басейну Сули прибережні захисні смуги практично не дотримуються, адже не визначені на місцевості органами місцевого самоврядування. За нашими розрахунками в межах прибережних захисних смуг станом на 2023 рік розорювалося 3956 га землі, що складає 14% площі захисних смуг у басейні. Оранка в межах водозахисних смуг веде до безперешкодної міграції біогенних елементів у водойми, що актуалізує дотримання прибережної захисної смуги як такої.

6. Відновлення природних водно-болотних угідь та вільних течій річок. Відновлення природних водно-болотних угідь значною мірою сприятиме внутрішньоводоймовому споживанню біогенних елементів та суттєво уповільнить розвиток процесів евтрофікації. Тоді як вільна течія річок сприятиме

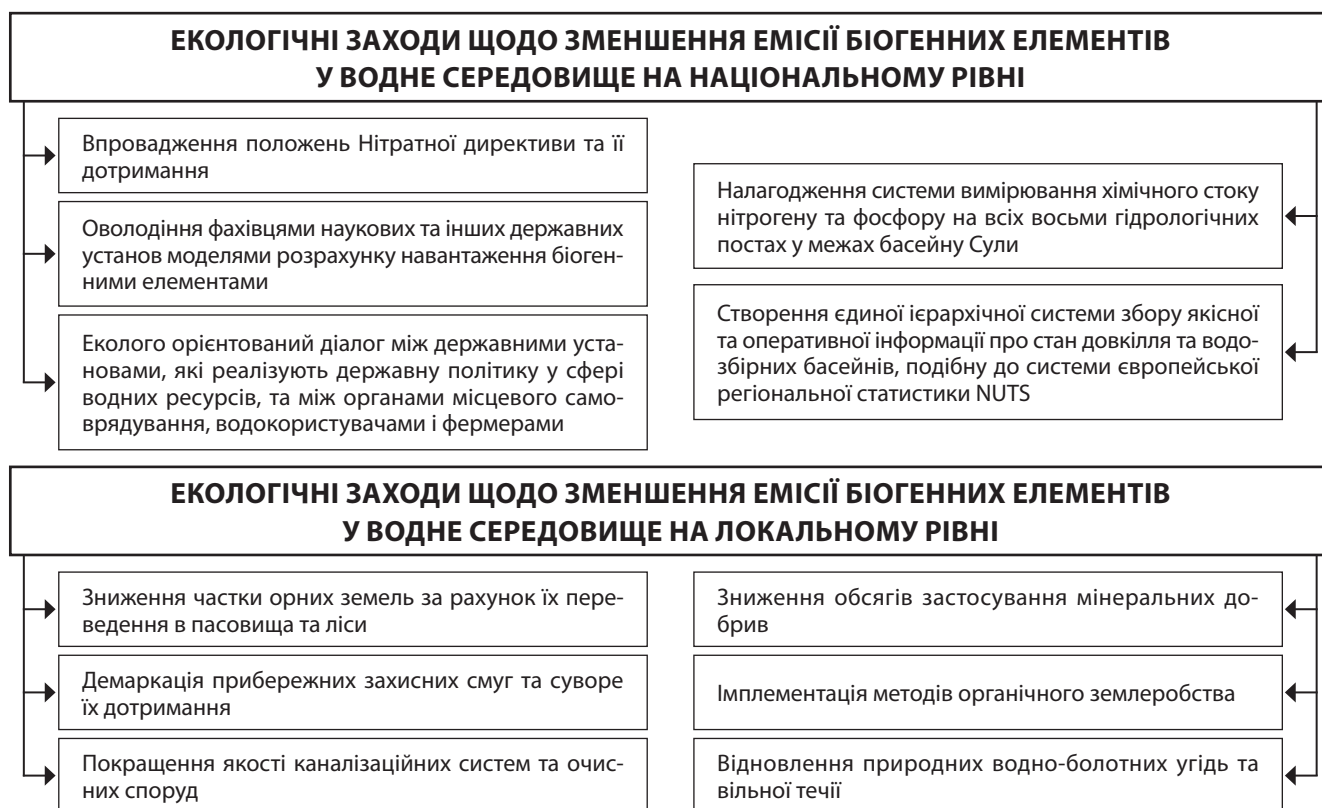


Рис. 6. Екологічні заходи щодо зменшення емісії біогенних елементів у водне середовище

транспортуванню біогенних елементів у водному потоці, де вони зазнаватимуть дії процесів нітрифікації та біоспоживання.

За допомогою інструментарію моделі MONERIS ми оцінили, наскільки знизиться емісія нітрогену та

фосфору за умови імплементации ефективних управлінських заходів (див. *табл. 2*).

Як помітно з *табл. 2*, найбільш ефективними конкретними заходами зі зменшення навантаження біогенними елементами у водозбірному басейні Сули, вірогідно, будуть контурна оранка і суміщення

Таблиця 2. Ефективність деяких управлінських заходів зі зменшення навантаження біогенними елементами

Управлінський захід	Параметри заходу	Приріст емісії нітрогену**		Приріст емісії фосфору**	
		т	%	т	%
Залуження орних земель	70% на схилах крутизною понад 8%; 50% на схилах крутизною 4–8%; 30% на схилах крутизною 2–4%; 10% на схилах крутизною менше 2%	–10,6	–1,0	–3,1	–2,1
Суміщення сільськогосподарських культур*	30% площі с/г угідь на схилах крутизною менше 2%	–10,6	–1,0	–5,2	–3,6
Контурна оранка	50% площі с/г угідь на схилах крутизною понад 4%, а також 20% площі с/г угідь на схилах крутизною 2–4%	–13,7	–1,2	–6,9	–4,7
Безфосфатні пральні порошки та мийні засоби	Повна відмова від фосфатних пральних порошоків та мийних засобів	0	0	–1,4	–0,9
Комбінація всіх зазначених заходів	—	–17,2	–1,6	–8,3	–5,7

* Вирощування двох або більше сільськогосподарських культур на одному полі. ** Приріст подано за рік.

сільськогосподарських культур. Слід очікувати, що комбінація різних заходів не буде сумою зниженої емісії окремо застосовуваних заходів.

ВИСНОВКИ

1. Розрахований методом масового балансу емісійний потік біогенних елементів у басейні річки Сула становить $921,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ для нітрогену та $312,9 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$ для фосфору. Головним джерелом забруднення Сули біогенними елементами є надходження із орних земель: $\sim 35\%$ нітрогену та $\sim 70\%$ фосфору.

2. За результатами моделі MONERIS емісія у рік середньої водності басейну Сули нітрогену становить $1809,8 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$, а фосфору — $196,2 \text{ т} \cdot \text{рік}^{-1}$. Емісія нітрогену на одиницю площі в басейні Сули помітно менша, ніж в інших модельованих водозбірних басейнах, що зумовлено низьким рівнем урбанізації басейну та невеликою кількістю точкових джерел забруднення. Головним шляхом надходження нітрогену та фосфору є підземні води: $57,5\%$ та $39,2\%$ відповідно. Найбільші значення емісії нітро-

гену спостерігаються в аналітичних одиницях із переважанням орних земель, а фосфору — в районах із високим рівнем урбанізації.

3. Впровадження ефективних управлінських заходів для зменшення навантаження біогенними елементами повинне ґрунтуватися на достовірних методах оцінки емісії нітрогену та фосфору, зокрема розрахунковому методу, моделях SWAT і MONERIS. Впровадження конкретних практик можливе тільки за умови ефективного та екологічно орієнтованого діалогу між державними установами, місцевою владою, водокористувачами та фермерами. Для зменшення антропогенного навантаження у басейні Сули необхідно впроваджувати такі заходи: покращити якість каналізаційних систем та очисних споруд, знизити обсяги застосування мінеральних добрив, знизити частку орних земель шляхом їх переведення у пасовища та ліси, імплементувати методи органічного землеробства, визначити на території прибережні захисні смуги, відновити вільні течії річок та водно-болотні угіддя.

ЛІТЕРАТУРА

- Білецька, С.В., Осадча, Н.М., Бончковський, А.С. (2021). Методика розрахунку балансу біогенних елементів ґрунту. *Тези доповідей Другого Всеукраїнського гідрометеорологічного З'їзду*. (7–9 жовтня 2021 року, Одеса, Україна) (с. 37–38). Одеса: Одеський державний екологічний університет.
- Бончковський, А.С., Осадча, Н.М. (2024). Моделювання навантаження біогенними елементами в басейні Сули засобами MONERIS. *Фізична географія та геоморфологія*, **47**, 3–4 (125–126), 7–20. <https://doi.org/10.17721/phgg.2024.3-4.01>
- Бончковський, А.С., Осипов, В.В. (2024). Оцінка навантаження біогенними елементами басейну р. Сула від точкових та дифузних джерел. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, **1** (71), 58–73. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2024.1.6>
- Водний Кодекс України (1995). Закон України № 213/95-ВР від 06.06.95. *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*, **24**. Отримано 10 лютого 2024 із <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text>
- Директива Ради № 987_002-91 від 12 грудня 1991 року щодо захисту вод від забруднення, спричиненого нітратами з сільськогосподарських джерел (91/676/ЄС). (1991). Отримано 10 лютого 2024 із https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/987_002-91#Text
- Крупский, Н.К. (Ред.). (1977). Почвенная карта Украинской ССР, масштаб 1 : 2 500 000. Главное управление геодезии и картографии при Совете Министров СССР (ГУГК). УкрНИИ почвоведения и агрохимии им. А.Н. Соколовского.
- Лактионова, Т.Н., Медведев, В.В., Савченко, К.В., Бигун, О.Н., Шейко, С.М., Накисько С.Г. (2012). База даних "Свойства почв Украины" (структура и порядок использования). 2-е изд. Харьков: ЦТ № 1.
- Набиванець, Ю.Б., Осадча, Н.М., Гребінь, В.В., Василенко, Є.В., Кошкіна, О.В. (2019). Звіт ENI/2016/372-403 "Розроблення плану управління районом річкового басейну Дніпра в Україні: фаза 1, крок 1 — Опис характеристик району річкового басейну". Водна ініціатива Європейського Союзу Плюс для країн Східного партнерства (EUWI+).
- Осадчий, В.І., Осадча, Н.М., Мостова, Н.М. (2002). Вплив урбанізованих територій на формування хімічного складу поверхневих вод басейну Дніпра. *Наукові праці УкрНДГМІ*, **250**, 242–261.
- Осипов, В.В., Бончковський, А.С., Орещенко, А.В., Ошурок, Д.О., Осадча, Н.М. (2021). Обчислення кількості опадів на українських метеостанціях із врахуванням впливу вітру. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна, серія "Геологія. Географія. Екологія"*, **55**, 204–215. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2021-55-15>
- Осипов, В.В., Спека, О.С., Осадчий, В.І., Осадча, Н.М., Бончковський, А.С. (2020). Прогнозування гідрографа водного стоку засобами SWAT (Soil and Water Assessment Tool) на прикладі басейну Десни. *Доповіді Національної академії наук України*, **9**, 98–107. <https://doi.org/10.15407/dopovidi2020.09.098>
- Остапенко, П. (Ред.). (2021). Атлас адміністративно-територіального устрою України, видання друге, доповнене. Проект "Підтримка належного врядування в місцевих громадах як складової реформи децентралізації" Координатора проєктів ОБСЄ в Україні. Міністерство розвитку громад та територій України, Товариство дослідників України.
- Слива, Л.М., Шестопалов, В.М. (2007). Підземні води. Масштаб 1 : 2 500 000. Національний атлас України. ДНВП "Картографія".
- Arnold, J., Moriasi, D., Gassman, P., Abbaspour, K., White, M., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R., van Griensven, A., Van Liew, M., Kannan, N., Jha, M. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, **55**(4), 1491–1508.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (2000). Nutrient emissions into river basins of Germany (UBA-Texte 23/00).
- Behrendt, H., Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A. (2007). The model system MONERIS, version 2.0: User's manual. Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries in the Forschungsverbund Berlin e.V.
- Borrelli, P., Ballabio, C., Yang, J., Robinson, D., Panagos, P. (2022).

- GloSEM: High-resolution global estimates of present and future soil displacement in croplands by water erosion. *Scientific Data*, **9**(406). <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01489-x>
- Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schutt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Van Oost, K., Montanarella, L., Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, **8**(1), Article 2013.
- Bouwman, A.F., Van Drecht, G., Van der Hoek, K.W. (2005). Nitrogen surface balances in intensive agricultural production systems in different world regions for the period 1970–2030. *Pedosphere*, **15**(2), 137–155.
- Commission Implementing Regulation (EU) 2021/1165 of 15 July 2021 authorising certain products and substances for use in organic production and establishing their lists (Text with EEA relevance). (2021). Official Journal of the European Union.
- Fischer, P., Gericke, A., Venohr, M. (2018). Updated integrated Tisza river basin management plan. Annex 2. Further development of the MONERIS model with particular focus on the application in the Tisza River Basin, for the implementation of JOINTISZA project. Leibniz-Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB).
- Helm, B., Terekhanova, T., Tränckner, J., Venohr, M., Krebs, P. (2013). Attributiveness of a mass flow analysis model for integrated water resources assessment under data-scarce conditions. *Water Science and Technology*, **67**(2), 261–270. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.497>
- Hirt, U., Kreins, P., Kuhn, U., Mahnkopf, J., Venohr, M., Wendland, F. (2012). Management options to reduce future nitrogen emissions into rivers: A case study of the Weser river basin, Germany. *Agricultural Water Management*, **115**, 118–131. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.08.005>
- Howard, A.D. (1990). Theoretical model of optimal drainage network. *Water Resources Research*, **26**(9), 2107–2117. <https://doi.org/10.1029/WR026i009p02107>
- Hussian, M., Grimvall, A., Petersen, W. (2004). Estimation of the human impact on nutrient loads carried by the Elbe River. *Environmental Monitoring and Assessment*, **96**(1–3), 15–33. <https://doi.org/10.1023/b:emas.0000031722.88972.62>
- ICPDR (2021). Danube River Basin Management Plan (DRBMP). International Commission for the Protection of the Danube River.
- Ilnicki, P. (2014). Emissions of nitrogen and phosphorus into rivers from agricultural land — selected controversial issues / ładunki azotu i fosforu wprowadzane do rzek z terenów rolniczych — wybrane dyskusyjne problemy. *Journal of Water and Land Development*, **23**(1), 31–40. <https://doi.org/10.1515/jwld-2014-0027>
- Karra, K., Kontgis, C., Statman-Weil, Z., Mazzariello, J.C., Mathis, M., Brumby, S.P. (2021). Global land use / land cover with Sentinel 2 and deep learning. In Proceedings of the 2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). (11–16 July 2021, Brussels, Belgium) (pp. 4704–4707). Belgium: IEEE. <https://doi.org/10.1109/IGARSS47720.2021.9553499>
- Kuuppo, P. (2006). River biogeochemistry and source identification of nitrate by means of isotopic tracers in the Baltic Sea catchments. *Biogeosciences*, **3**, 663–676.
- LP DAAC (2004). Global 30 Arc-Second Elevation Data Set GTOPO30. Land Process Distributed Active Archive Center.
- Luna Juncal, M.J., Masino, P., Bertone, E., Stewart, R.A. (2023). Towards nutrient neutrality: A review of agricultural runoff mitigation strategies and the development of a decision-making framework. *Science of The Total Environment*, **874**, Article 162408. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162408>
- Muñoz-Sabater, J., Dutra, E., Agustí-Panareda, A., Albergel, C., Arduini, G., Balsamo, G., Boussetta, S., Choulga, M., Harri-gan, S., Hersbach, H., Martens, B., Miralles, D.G., Piles, M., Rodríguez-Fernández, N.J., Zsoter, E., Buontempo, C., Thépaut, J.-N. (2021). ERA5-Land: A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth System Science Data*, **13**, 4349–4383. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>
- NASA JPL (2013). NASA Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. <https://doi.org/10.5067/MEaSUREs/SRTM/SRTMGL1N.003>
- Osadcha, N.M., Luzovitska, Yu.A., Ukhan, O.O., Biletska, S.V., Osypov, V.V., Bonchkovsky, A.S., Nabyvanets, Yu.B., Osadchyi, V.I. (2022). Methodology for Assessing the Surface Water Pollution by Nutrients. *Ukrainian Geographical Journal*, **4**, 37–48. <https://doi.org/10.15407/ugz2022.04.037>
- Osadchyi, V., Skrynyk, Olesya, Palamarchuk, L., Skrynyk, Oleg, Osypov, V., Oshurok, D., Sidenko, V. (2022). Dataset of gridded time series of monthly air temperature (min, max, mean) and atmospheric precipitation for Ukraine covering the period of 1946–2020. *Data in Brief*, **44**, Article 108553. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108553>
- Osypov, V., Matviienko, Y., Bonchkovskiy, A., Osadcha, N., Mossur, H., Ahafonov, Y. (2023). Land & Water: An interactive web cartography platform for hydrological research in Ukraine. 17th International Scientific Conference: Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment. (7–10 November 2023, Kyiv, Ukraine). European Association of Geoscientists & Engineers, Mon 23–162. (1–5). Ukraine: Kyiv. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520162>
- Osypov, V., Osadcha, N., Osadchyi, V. (2016). SWAT Model Application for Simulating Nutrients Emission from an Agricultural Catchment in Ukraine. *Forum Geografic*, **15**(2), 30–38. <https://doi.org/10.5775/fg.2016.041.s>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*, **48**, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Park, S., Oh, C., Jeon, S., Jung, H., Choi, C. (2011). Soil Erosion Risk in Korean Watersheds, Assessed Using the Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Hydrology*, **399**, 263–273. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.004>
- Reuter, H.I., Nelson, A., Jarvis, A. (2007). An evaluation of void filling interpolation methods for SRTM data. *International Journal of Geographic Information Science*, **21**(9), 983–1008.
- Sanchez, P.A., Ahamed, A., Carre, F., Zhang, G. (2009). Digital soil map of the world. *Science*, **325**(5941), 680–681. <https://doi.org/10.1126/science.1175084>
- Savic, R., Stajic, M., Blagojević, B., Bezdan, A., Vranesevic, M., Nikolić Jokanović, V., Baumgertel, A., Bubalo Kovačić, M., Horvatinec, J., Ondrasek, G. (2022). Nitrogen and phosphorus concentrations and their ratios as indicators of water quality and eutrophication of the hydro-system Danube–Tisza–Danube. *Agriculture*, **12**(7), Article 935. <https://doi.org/10.3390/agriculture12070935>
- Schreiber, H., Behrendt, H., Constantinescu, L.T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S., Zessner, M. (2005). Nutrient emissions from diffuse and point sources into the River Danube and its main tributaries for the period of 1998–2000 — results and problems. *Water Science and Technology*, **51**(3–4), 283–290. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0602>
- Schreiber, H., Constantinescu, L.T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S., Zessner, M., Behrendt, H. (2003). Harmonized Inventory of Point and Diffuse Emissions of Nitrogen and Phosphorus for a Transboundary River Basin. Research Report 200 22 232. Environmental Research of the Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Germany.
- Sileika, A.S., Kutra, S., Berankienne, L. (2002). Phosphate run-off in the Nevezis River (Lithuania). *Environmental Monitoring Assessment*, **78**, 153–167.

- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., Wind, P. (2012). The EMEP MSC-W chemical transport model — technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **12**(16), 7825–7865.
- Stålnacke, P., Vandsemb, S.M., Vassiljev, A., Grimvall, A., Jolankai, G. (2004). Changes in nutrient levels in some Eastern European rivers in response to large-scale changes in agriculture. *Water Science and Technology*, **49**(3), 29–36.
- Subbarao, G.V., Sahrawat, K.L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Kishii, M., Rao, I.M., Hash, C.T., George, T.S., Srinivasa Rao, P., Nardi, P., Bonnett, D., Berry, W., Suenaga, K., Lata, J.C. (2012). Chapter six — Biological Nitrification Inhibition—A Novel Strategy to Regulate Nitrification in Agricultural Systems. In D.L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy*, **114**, (pp. 249–302). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394275-3.00001-8>
- Teng, H., Viscarra Rossel, R.A., Shi, Z., Behrens, T., Chappell, A., Bui, E. (2016). Assimilating satellite imagery and visible-near-infrared spectroscopy to model and map soil loss by water erosion in Australia. *Environmental Modelling & Software*, **77**, 156–167. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.11.024>
- Terekhanova, T. (2009). Quantification of water and nutrient flows on a river catchment scale under scarce data conditions (A case study of Western Bug river basin, Ukraine). [Master's thesis]. Dresden University of Technology, Dresden.
- Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., Kroiss, H. (2015). Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. *Agricultural Systems*, **136**, 14–29. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2015.01.006>
- Tränckner, J., Helm, B., Blumensaat, F., Terekhanova, T. (2012). Integrated Water Resources Management: Approach to Improve River Water Quality in the Western Bug River Basin. In T. Nałęcz, (Ed.), *Transboundary Aquifers in the Eastern Borders of The European Union. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security*. Springer: Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-3949-9_6
- Tsige, M.G., Malcherek, A., Seleshi, Y. (2022). Improving the Modified Universal Soil Loss Equation by Physical Interpretation of Its Factors. *Water*, **14**(9), Article 1450. <https://doi.org/10.3390/w14091450>
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? — A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, **112**, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- van Puijenbroek, P.J.T.M., Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F. (2019). Global nitrogen and phosphorus in urban wastewater based on the Shared Socio-economic Pathways. *Journal of Environmental Management*, **231**, 446–456. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.048>
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Ortelbach, K., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J. (2009). The Model System MONERIS, version 2.14.1 vba, Manual. Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries in the Forschungsverbund, Berlin e.V.
- Wendland, F., Kunkel, R., Voigt, H.-J. (2004). Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. *Environmental Geology*, **46**(1), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s00254-004-1013-4>
- Zvomuya, F., Rosen, C.J., Russelle, M.P., Gupta, S.C. (2003). Nitrate leaching and nitrogen recovery following application of polyurea-coated urea to potato. *Journal of environmental quality*, **32**(2), 480–489.

REFERENCES

- Arnold, J., Moriasi, D., Gassman, P., Abbaspour, K., White, M., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R., van Griensven, A., Van Liew, M., Kannan, N., Jha, M. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, **55**(4), 1491–1508.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (2000). Nutrient emissions into river basins of Germany (UBA-Texte 23/00).
- Behrendt, H., Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A. (2007). The model system MONERIS, version 2.0: User's manual. Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries in the Forschungsverbund Berlin e.V.
- Biletska, S.V., Osadcha, N.M., Bonchkovskyi, A.S. (2021). Methodology for calculating the soil nutrient balance. Abstracts of the Second All-Ukrainian Hydrometeorological Congress (October 7–9, 2021, Odesa, Ukraine) (pp. 37–38). Odesa: Odesa State Environmental University. [in Ukrainian]
- Bonchkovskyi, A.S., Osadcha, N.M. (2024). Modelling of the nutrient load in the Sula River basin using the MONERIS. *Physical Geography and Geomorphology*, **47**, 3–4 (125–126), 7–20. <https://doi.org/10.17721/phgg.2024.3-4.01> [in Ukrainian]
- Bonchkovskyi, A.S., Osypov, V.V. (2024). Assessment of nutrients load in the Sula river basin from point and diffuse sources. *Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology*, **1**(71), 58–73. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2024.1.6> [in Ukrainian]
- Borrelli, P., Ballabio, C., Yang, J., Robinson, D., Panagos, P. (2022). GloSEM: High-resolution global estimates of present and future soil displacement in croplands by water erosion. *Scientific Data*, **9**(406). <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01489-x>
- Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schutt, B., Ferro, V., Bagarello, V., Van Oost, K., Montanarella, L., Panagos, P. (2017). An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, **8**(1), Article 2013.
- Bouwman, A.F., Van Dreht, G., Van der Hoek, K.W. (2005). Nitrogen surface balances in intensive agricultural production systems in different world regions for the period 1970–2030. *Pedosphere*, **15**(2), 137–155.
- Commission Implementing Regulation (EU) 2021/1165 of 15 July 2021 authorising certain products and substances for use in organic production and establishing their lists (Text with EEA relevance). (2021). Official Journal of the European Union.
- Council Directive № 987_002-91 of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). (1991). Retrieved February 10, 2024 from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> [in Ukrainian]
- Fischer, P., Gericke, A., Venohr, M. (2018). Updated integrated Tisza river basin management plan. Annex 2. Further development of the MONERIS model with particular focus on the application in the Tisza River Basin, for the implementation of JOINTISZA project. Leibniz-Institute for Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB).
- Helm, B., Terekhanova, T., Tränckner, J., Venohr, M., Krebs, P. (2013). Attributiveness of a mass flow analysis model for integrated water resources assessment under data-scarce conditions. *Water Science and Technology*, **67**(2), 261–270. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.497>
- Hirt, U., Kreins, P., Kuhn, U., Mahnkopf, J., Venohr, M., Wendland, F. (2012). Management options to reduce future nitrogen emissions into rivers: A case study of the Weser river basin, Germany. *Agricultural Water Management*, **115**, 118–131. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.08.005>
- Howard, A.D. (1990). Theoretical model of optimal drainage net-

- work. *Water Resources Research*, **26**(9), 2107–2117. <https://doi.org/10.1029/WR026i009p02107>
- Hussian, M., Grimvall, A., Petersen, W. (2004). Estimation of the human impact on nutrient loads carried by the Elbe River. *Environmental Monitoring and Assessment*, **96**(1–3), 15–33. <https://doi.org/10.1023/b:emas.0000031722.88972.62>
- ICPDR (2021). Danube River Basin Management Plan (DRBMP). International Commission for the Protection of the Danube River.
- Ilnicki, P. (2014). Emissions of nitrogen and phosphorus into rivers from agricultural land — selected controversial issues / ładunki azotu i fosforu wprowadzane do rzek z terenów rolniczych — wybrane dyskusyjne problemy. *Journal of Water and Land Development*, **23**(1), 31–40. <https://doi.org/10.1515/jwld-2014-0027>
- Karra, K., Kontgis, C., Statman-Weil, Z., Mazzariello, J.C., Mathis, M., Brumby, S.P. (2021). Global land use / land cover with Sentinel 2 and deep learning. In Proceedings of the 2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). (11–16 July 2021, Brussels, Belgium) (pp. 4704–4707). Belgium: IEEE. <https://doi.org/10.1109/IGARSS47720.2021.9553499>
- Krupskiy, N. (Ed.). (1977). Soil map of the Ukrainian SSR. Scale 1:2 500 000. Main Administration of Geodesy and Cartography (GUGK) under the USSR Council of Ministers. NSC “Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O.N. Sokolovsky. [in Russian]
- Kuuppo, P. (2006). River biogeochemistry and source identification of nitrate by means of isotopic tracers in the Baltic Sea catchments. *Biogeosciences*, **3**, 663–676.
- Laktionova, T., Medvedev, V., Savchenko, K., Byhun, O., Sheiko, S., Nakysko, S. (2012). “Database of soil properties for Ukraine” (structure and the order of use). 2nd edition. Kharkov: Tsyfrovaia typhrafyia №1. [in Russian]
- LP DAAC (2004). Global 30 Arc-Second Elevation Data Set GTOPO30. Land Process Distributed Active Archive Center.
- Luna Juncal, M.J., Masino, P., Bertone, E., Stewart, R.A. (2023). Towards nutrient neutrality: A review of agricultural runoff mitigation strategies and the development of a decision-making framework. *Science of The Total Environment*, **874**, Article 162408. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162408>
- Muñoz-Sabater, J., Dutra, E., Agustí-Panareda, A., Albergel, C., Arduini, G., Balsamo, G., Bousssetta, S., Choulga, M., Harrigan, S., Hersbach, H., Martens, B., Miralles, D.G., Piles, M., Rodríguez-Fernández, N.J., Zsoter, E., Buontempo, C., Thépaut, J.-N. (2021). ERA5-Land: A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth System Science Data*, **13**, 4349–4383. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>
- Nabyvanets, Yu.B., Osadcha, N.M., Hrebin, V.V., Vasylenko, Ye.V., Koshkina, O.V. (2019). Report ENI/2016/372–403 “Development of the Dniro Basin Management Plan within Ukraine: Phase 1, Step 1 — Description of the characteristics of the river basin”. European Union Water Initiative Plus for Eastern Partnership Countries (EUWI+). [in Ukrainian]
- NASA JPL (2013). NASA Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. <https://doi.org/10.5067/MEASURES/SRTM/SRTMGL1N.003>
- Osadcha, N.M., Luzovitska, Yu.A., Ukhan, O.O., Biletska, S.V., Osypov, V.V., Bonchkovsky, A.S., Nabyvanets, Yu.B., Osadchyi, V.I. (2022). Methodology for Assessing the Surface Water Pollution by Nutrients. *Ukrainian Geographical Journal*, **4**, 37–48. <https://doi.org/10.15407/ugz2022.04.037>
- Osadchyi, V., Skrynyk, Olesya, Palamarchuk, L., Skrynyk, Oleg, Osypov, V., Oshurok, D., Sidenko, V. (2022). Dataset of gridded time series of monthly air temperature (min, max, mean) and atmospheric precipitation for Ukraine covering the period of 1946–2020. *Data in Brief*, **44**, Article 108553. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108553>
- Osadchyi, V.I., Osadcha, N.M., Mostova, N.M. (2002). Influence of urban areas on the chemical composition of surface waters of the Dnieper basin. *Scientific works of the Ukrainian Research Hydrometeorological Institute*, **250**, 242–261. [in Ukrainian]
- Ostapenko, P. (Ed.). (2021). Atlas of the Administrative and Territorial Structure of Ukraine, second edition, supplemented. The project “Supporting proper governance in local communities as a component of the reform decentralization” of the OSCE project coordinator in Ukraine. The Ministry for Communities and Territories Development of Ukraine, The Ukrainian Researchers Society. [in Ukrainian]
- Osypov, V., Matviienko, Y., Bonchkovskiy, A., Osadcha, N., Mossur, H., Ahafonov, Y. (2023). Land & Water: An interactive web cartography platform for hydrological research in Ukraine. 17th International Scientific Conference: Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment. (7–10 November 2023, Kyiv, Ukraine). European Association of Geoscientists & Engineers, Mon 23–162. (1–5). Ukraine: Kyiv. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520162>
- Osypov, V., Osadcha, N., Osadchyi, V. (2016). SWAT Model Application for Simulating Nutrients Emission from an Agricultural Catchment in Ukraine. *Forum Geografic*, **15**(2), 30–38. <https://doi.org/10.5775/fg.2016.041.s>
- Osypov, V.V., Bonchkovskiy, A.S., Oreshchenko, A.V., Oshurok, D.O., Osadcha, N.M. (2021). Quantifying wind-induced undercatch in the precipitation measurements at Ukrainian weather stations. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University, Series “Geology. Geography. Ecology”*, **55**, 204–215. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2021-55-15> [in Ukrainian]
- Osypov, V.V., Speka, O.S., Osadchyi, V.I., Osadcha, N.M., Bonchkovskiy, A.S. (2020). Hydrograph forecasting using the SWAT model (Soil and Water Assessment Tool) on the example of the Desna basin. *Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*, **9**, 98–107. <https://doi.org/10.15407/dopovidi2020.09.098> [in Ukrainian]
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*, **48**, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Park, S., Oh, C., Jeon, S., Jung, H., Choi, C. (2011). Soil Erosion Risk in Korean Watersheds, Assessed Using the Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Hydrology*, **399**, 263–273. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.004>
- Reuter, H.I., Nelson, A., Jarvis, A. (2007). An evaluation of void filling interpolation methods for SRTM data. *International Journal of Geographic Information Science*, **21**(9), 983–1008.
- Sanchez, P.A., Ahamed, A., Carre, F., Zhang, G. (2009). Digital soil map of the world. *Science*, **325**(5941), 680–681. <https://doi.org/10.1126/science.1175084>
- Savic, R., Stajic, M., Blagojević, B., Bezdan, A., Vranesevic, M., Nikolić Jokanović, V., Baumgertel, A., Bubalo Kovačić, M., Horvatinec, J., Ondrasek, G. (2022). Nitrogen and phosphorus concentrations and their ratios as indicators of water quality and eutrophication of the hydro-system Danube–Tisza–Danube. *Agriculture*, **12**(7), Article 935. <https://doi.org/10.3390/agriculture12070935>
- Schreiber, H., Behrendt, H., Constantinescu, L. T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S., Zessner, M. (2005). Nutrient emissions from diffuse and point sources into the River Danube and its main tributaries for the period of 1998–2000 — results and problems. *Water Science and Technology*, **51**(3–4), 283–290. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0602>
- Schreiber, H., Constantinescu, L.T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S., Zessner, M., Behrendt, H. (2003). Harmonized Inventory of Point and Diffuse Emissions of Nitrogen and Phosphorous for a Transboundary River Basin. Research Report 200 22 232. Environmental Research of

- the Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Germany.
- Sileika, A.S., Kutra, S., Berankienne, L. (2002). Phosphate run-off in the Nevezis River (Lithuania). *Environmental Monitoring Assessment*, **78**, 153–167.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., Wind, P. (2012). The EMEP MSC-W chemical transport model — technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **12**(16), 7825–7865.
- Slyva, L.M., Shestopalov, V.M. (2007). Groundwater. Scale 1 : 2500 000. National Atlas of Ukraine. DNVP "Kartohrafiia". [in Ukrainian]
- Stålnacke, P., Vandsemb, S.M., Vassiljev, A., Grimvall, A., Jolankai, G. (2004). Changes in nutrient levels in some Eastern European rivers in response to large-scale changes in agriculture. *Water Science and Technology*, **49**(3), 29–36.
- Subbarao, G.V., Sahrawat, K.L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Kishii, M., Rao, I.M., Hash, C.T., George, T.S., Srinivasa Rao, P., Nardi, P., Bonnett, D., Berry, W., Suenaga, K., Lata, J.C. (2012). Chapter six — Biological Nitrification Inhibition—A Novel Strategy to Regulate Nitrification in Agricultural Systems. In D.L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy*, **114**, (pp. 249–302). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394275-3.00001-8>
- Teng, H., Viscarra Rossel, R.A., Shi, Z., Behrens, T., Chappell, A., Bui, E. (2016). Assimilating satellite imagery and visible-near-infrared spectroscopy to model and map soil loss by water erosion in Australia. *Environmental Modelling & Software*, **77**, 156–167. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.11.024>
- Terekhanova, T. (2009). Quantification of water and nutrient flows on a river catchment scale under scarce data conditions (A case study of Western Bug river basin, Ukraine). [Master's thesis]. Dresden University of Technology, Dresden.
- Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., Kroiss, H. (2015). Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. *Agricultural Systems*, **136**, 14–29. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.01.006>
- The Water Code of Ukraine (1995). Law of Ukraine № 213/95-VR of 06.06.95. The Official Bulletin of the Verkhovna Rada (BVR), № 24. Retrieved February 10, 2024 from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> [in Ukrainian]
- Tränckner, J., Helm, B., Blumensaat, F., Terekhanova, T. (2012). Integrated Water Resources Management: Approach to Improve River Water Quality in the Western Bug River Basin. In T. Nałecz, (Ed.), *Transboundary Aquifers in the Eastern Borders of The European Union*. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Springer: Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-3949-9_6
- Tsige, M.G., Malcherek, A., Seleshi, Y. (2022). Improving the Modified Universal Soil Loss Equation by Physical Interpretation of Its Factors. *Water*, **14**(9), Article 1450. <https://doi.org/10.3390/w14091450>
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? — A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, **112**, 309–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- van Puijenbroek, P.J.T.M., Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F. (2019). Global nitrogen and phosphorus in urban wastewater based on the Shared Socio-economic Pathways. *Journal of Environmental Management*, **231**, 446–456. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.048>
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Ortelbach, K., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J. (2009). The Model System MONERIS, version 2.14.1 vba, Manual. Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries in the Forschungsverbund, Berlin e.V.
- Wendland, F., Kunkel, R., Voigt, H.-J. (2004). Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. *Environmental Geology*, **46**(1), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s00254-004-1013-4>
- Zvomuya, F., Rosen, C.J., Russelle, M.P., Gupta, S.C. (2003). Nitrate leaching and nitrogen recovery following application of polyolefincoated urea to potato. *Journal of environmental quality*, **32**(2), 480–489.

Andrii Bonchkovskyi

ORCID: 0000-0002-3275-6772

andriybonch19@gmail.com

Valeriy Osypov

ORCID: 0000-0003-4853-8021

valery.osypov@gmail.com

Nataliia Osadcha

ORCID: 0000-0001-6215-3246

nosad@uhmi.org.ua

Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service of Ukraine and the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

NUTRIENT LOAD IN THE SULA RIVER BASIN AND MEASURES TO MITIGATE ITS EFFECTS

Nitrogen and phosphorus enter water bodies from point and diffuse sources. In the practice of water resources management in Ukraine, attention has so far been paid primarily to point sources, whereas the role of diffuse sources has long been ignored by researchers. To take into account the role of diffuse sources, modelling approaches are used worldwide. Therefore, the paper presents the calculation of the nutrient load of the Sula basin by two different methods — the mass balance method and the

MONERIS model. According to the mass balance method, the emission in the Sula catchment is $921.2 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ for nitrogen and $312.9 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ for phosphorus. According to the MONERIS model, the total nitrogen emission is $1,809.8 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$, and the phosphorus emission is $196.2 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$. Based on the calculations, effective tools for reducing the anthropogenic load on the Sula catchment were proposed, in particular the implementation the Nitrate Directive at the national and regional levels, the conduction an environmentally oriented dialogue between state institutions, local governments, water users and farmers. It was also proposed to create a unified hierarchical system for collecting qualitative and operational information on the environmental situation within the catchment basins, as well as to establish a system for measuring chemical nitrogen and phosphorus flows at all eight gauging stations within the Sula basin. Specific measures to reduce the anthropogenic load in the Sula catchment include: improving the quality of sewage systems; reducing the use of fertilisers; reducing the share of arable land by converting it to pasture and forest; implementing organic farming; establishing coastal protection stripes and strictly enforcing them; and restoring natural wetlands and natural river channels. The MONERIS model has shown that the greatest reduction in nitrogen and phosphorus emissions is possible through the use of contour ploughing and intercropping.

Keywords: nutrient emission, Sula river, mass balance method, MONERIS model, measures to reduce nutrient load.

О.Л. Шевченко¹

ORCID: 0000-0002-5791-5354
shevch62@gmail.com

І.П. Твердий²

i.tverdyi@ukrgeol.com

А.В. Орещенко¹

ORCID: 0000-0002-8363-6885
andrey_o@ukr.net

УДК 556.168:556.153: 627.81: 556.332.2

DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.043>

ВИРІШЕННЯ ГІДРОГЕОЛОГІЧНИХ ЗАДАЧ У КОНТЕКСТІ ОЦІНКИ РЕСУРСНИХ ВТРАТ ТА ДОЦІЛЬНОСТІ ВІДНОВЛЕННЯ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Суперечливість сучасних поглядів на значення і роль Каховського водосховища в різних галузях України та природній екосистемі налаштовує на розробку системного підходу щодо комплексної оцінки доцільності/недоцільності його відновлення. Загальним алгоритмом такого підходу може бути послідовне опрацювання наступних етапів: 1) всебічна оцінка довготривалих наслідків та проблем, обумовлених знищенням водосховища (без оцінки відносно тимчасових наслідків самої катастрофи); 2) оцінка можливості подолання усіх проблем, що виникли, без відновлення водосховища та розробка відповідних заходів; 3) порівняння витрат на ці заходи із витратами на відновлення водосховища та подальшу боротьбу з негативними ефектами від його існування; 4) об'єктивні висновки щодо доцільності відновлення водосховища за сумою "плюсів" та "мінусів". У статті також обговорюються гідрогеологічні оцінки фільтраційних втрат при наповненні водосховища та спрацювання штучних запасів підземних вод після спуску води з нього. Порівнюються швидкості поширення підпору, фільтраційні втрати та обсяги стікання підземних вод із зони підпору після вчинення воєнного злочину окупантами у 2023 р. Наголошується, що водосховища, особливо великі, є важливими чинниками поповнення ресурсів прісних підземних вод та створення їх штучних запасів, оскільки колишні місцеві, а іноді й регіональні базиси розвантаження підземних потоків, перетворюються на області їх живлення. Розглянуто загальні особливості формування балансу підземних вод у зонах впливу водосховищ та можливості його розрахунків а також важливі характеристики гідрогеологічних умов і фільтраційні параметри горизонтів на прилеглій до нижнього Дніпра території. Запропоновано метод розрахунку перспективних експлуатаційних запасів підземних вод у зоні впливу водосховища.

Ключові слова: водосховище, стік підземних вод, рівень, підпір, фільтрація, відновлення, водопостачання, оцінка наслідків.

ВСТУП

У зв'язку із кращою доступністю пріоритет у водоспоживанні в Україні завжди віддавався поверхневим водам (близько 70% населення України споживає поверхневі води Дніпровського басейну). Проте, за природними умовами водозабезпечення Україна знаходиться не в привілейованому становищі. Місцевий стік (власний фонд держави) складає лише близько 25% від загального стоку вкупі з транзитним (Данилишин та ін., 1999). Загальний стік або потенційні ресурси поверхневих вод України у рік середньої водності нині оцінюються у 200–202 км³ (без Дунаю ця цифра істотно зменшується — до 77 км³). Останнє десятиріччя місцевий середній річний стік складає близько 48 км³/рік (Шевченко О., Хрущов Д., 2021), або 24% від загального. У маловодний рік 95% забезпеченості місцевий стік дозволяє отримати близько 900 м³/людину/рік, що відносить нас до країн із надзвичайно низькою водозабезпеченістю (найнижчий рівень) оскільки для забезпечення прийняттого рівня життєдіяль-

ності однієї людини загальні розрахункові витрати води на вироблення (в т.ч. зрошення) і приготування їжі складають 1300 м³/людину/рік (Falkenmark, Rockstrom, 2004).

Люди навчились вирішувати проблему із браком місцевого стоку шляхом зарегулювання транзитного стоку річок, тобто шляхом створення водосховищ. В "епоху частих посух" важливість водосховищ, як джерел водозабезпечення, ще більше зростає (Тведт, 2013), що доведено широким міжнародним досвідом. Так, більшість країн Середземномор'я наприкінці минулого сторіччя і початку нинішнього почали активно зарегульовувати річки, які влітку майже повністю пересихали. В Іспанії, щоб вирівняти природну нерівномірність у розподілі води, спорудили понад тисячу великих дамб (найбільша їх кількість серед країн Світу на одиницю площі) (Тведт, 2013). Таким чином водосховища забезпечують істотне збільшення обсягів так званого "експлуатаційного стоку", що може бути вилучений із водного джерела без шкоди для його санітарного

стоку. Наприклад, для басейну Дніпра експлуатаційний стік завдяки водосховищам складає 20% від середньобагаторічного (Воропаєв и др., 1986), без них — близько 15,5%. У США ця частина водного стоку має назву “надійні водні ресурси”. З 60-х років минулого сторіччя, коли вони складали 27% від середньобагаторічного стоку, завдяки поступовому збільшенню кількості та акумулюючої місткості водосховищ досягнуто зростання цих ресурсів до більш ніж 50%.

Зважаючи на те, що на більшу частину території України нині поширюються зони нестійкого та недостатнього зволоження, місцевий стік надалі буде зменшуватись, і все більше відчуватиметься залежність від транзитного стоку. За умов зменшення поверхневого стоку, розширення на північ степової та лісостепової зон, більш водозабезпеченими лишатимуться регіони Передкарпаття та Полісся, переважна частина якого належить Білорусі. Саме там, а також за нашим західним, північним та північно-східним кордонами формується стік найбільш повноводних річок України: Прип’яті, Десни, Дніпра, Західного Бугу, Дунаю. Якщо глобальне потепління буде тривати й надалі, то згодом наші сусіди підуть шляхом зарегулювання поверхневого стоку, що ставить Україну у залежність від їхніх водопотреб. Отже, потепління клімату, вплив якого на водні ресурси став цілком очевидним (Dai, 2013; Van Lanen et al., 2016; Shevchenko et al., 2019), спонукає до термінових змін у структурі водоспоживання. У зв’язку з низькою водозабаченістю водоносних горизонтів центральної (у межах Українського кристалічного масиву) та південної України використання якісних прісних підземних вод, за таких умов, доцільно обмежувати потребами питного водозабезпечення населення, харчової галузі і сільського господарства (Шевченко О., Хрущов Д., 2021; Шевченко та ін., 2022).

Для промисловості, енергетики та сільського господарства необхідні значні легкодоступні обсяги *поверхневих* вод, що традиційно вирішується в Україні шляхом зарегулювання поверхневого стоку за допомогою водосховищ. Водосховища займають проміжне положення між проточними річками та непроточними озерами і ставками. Особливість їх режиму полягає у значній нерівномірності стоку протягом року (у зв’язку з періодичними короткотерміновими спусками води) та по поперечному профілю; практично повній відсутності підземного живлення. У зв’язку із цим у водосховищах та на прилеглий площі встановлюється особливий режим водообміну. У прилеглий до водосховищ зоні впливу формується підпертий режим ґрунтових вод, для яких докорінно змінюються складові роз-

вантаження — значно збільшуються витрати на випаровування та перетікання у водоносні горизонти, що лежать під ними. Отже, водосховища слід розглядати **як джерело поповнення (відновлення) ресурсів питних підземних вод**.

І.А. Шикломанов, порівнюючи зміни величин стоку р. Дніпро до і після будівництва водосховищ прийшов до висновку, що стік Дніпра в створі м. Києва після будівництва Київського водосховища не зазнав суттєвих змін. У той же час, порівнюючи стік Дніпра в створі біля м. Каховка до 1955 р. і після, він виявив, що після будівництва каскаду водосховищ і до 1973 р. (закінчення спостережень) *стік Дніпра істотно зменшився* — у середньому на 10,5 км³/рік. Зниження весняного стоку за той самий період склало в середньому близько 13,0 км³/рік. Тобто зниження стоку відбулось не за період високих температур внаслідок випаровування, а в період високих рівнів, — внаслідок перетікання в борти, до підземних водоносних горизонтів. В той же час стік за інші сезони помітно зріс. Так за літньо-осінній період середній стік зріс на 2%, — при порівнянні величин сезонного стоку у відсотках від сумарного річного стоку. Ще більших змін зазнав зимовий стік: максимальний зимовий стік збільшився до 37% (з 15,6% за природного режиму стоку), середній — до 29,3% (з 12,8%), а мінімальний — до 22,7% (з 10,4%) (Шикломанов, 1989).

ЩОДО ДОЦІЛЬНОСТІ ВІДНОВЛЕННЯ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Отже, регулювання стоку річок водосховищами передбачає певну трансформацію стоку, яка може сприяти збільшенню його у маловодні періоди або у цілому за рік, що важливо для посушливих областей степової зони, або ж зменшенню стоку (шляхом його акумуляції і відведення) у багатоводні періоди, що важливо для передгірських областей.

Завдяки Каховському водосховищу фільтраційний потік прісної води у бік Чорного моря та затоки Сиваш в обхід плечей Каховської греблі мав ширину близько 50 км у міжріччі Дніпро-Молочна, **унеможлижуючи інтрузію солоних вод у прибережній зоні**. Натомість за межами цього потоку в Північно-Сиваському артезіанському басейні фронт солоних вод достатньо швидко витісняв прісні води з неоген-четвертинних відкладів під впливом інтенсивного водовідбору. Зрошення та фільтраційні втрати з каналів також стримували втручання солоних вод у північній частині Рівниннокримського басейну (Камзіст, Шевченко, 2009).

Тим не менш, незважаючи на значну користь від Каховського водосховища, воно мало ряд недоліків, пов’язаних головним чином із порушенням

природної екосистеми, евтрофікацією водотоку, підтопленням прилеглих територій, затопленням розташованих поблизу гірничих виробок, значними непродуктивними втратами води на випаровування тощо. Так величина середньобагаторічного випаровування із водної поверхні Каховського водосховища навіть до початку глобального потепління оцінювалась величиною 830–860 мм/рік (Мокляк, 1962), що більш ніж у 2 рази вище за середньобагаторічну кількість опадів.

Процес седиментації у водосховищах також доволі інтенсивний і зумовлений значним уповільненням швидкості потоку. Продуктами седиментації є як місцеві автохтонні органо-мінеральні та органічні комплекси, так і привнесені з верхньої частини річки та вище розташованих водосховищ тверді наноси (алохтонні). Органічні речовини відіграють визначальну роль у формуванні якості води водосховищ. Проте якщо не брати поверхневу воду безпосередньо з них а використовувати підземні *берегові водозабори* на відстані 250–300 м від урізу води, отримаємо вже підземну воду, фільтраційно очищену від надлишків органічної речовини, важких металів, нафтопродуктів, радіонуклідів тощо (хоча знезараження води все одно слід проводити). Такий спосіб водовідбору істотно зменшує витрати на водопідготовку, оскільки піщані відклади між свердловинами та водосховищем виконують роль швидкого піщаного фільтру.

Цим недолікам або нетривалим і тривалим наслідкам функціонування водосховища також повинна бути надана об'єктивна оцінка. Для цього слід виконати ряд послідовних процедур, не беручи до уваги екологічні переваги або здобутки, пов'язані із збереженням культурної та історичної спадщини (рис. 1).

У період існування водосховища водообмін між першим водоносним горизонтом у четвертинних відкладах, який на частині території представляє собою верховодку, і напірними горизонтами у верхньопліоценових піщано-глинистих утвореннях або міоценових вапняках, що лежать нижче, відбувався шляхом низхідного перетікання через червоно-бурі глини нижнього плейстоцену-верхнього пліоцену (переважно на масивах зрошення під час поливів), а на окремих богарних ділянках і на периферії зрошуваних масивів поблизу водосховища — шляхом зворотного напірного живлення ґрунтових вод, що викликало необхідність упровадження вертикального або комбінованого дренажу. Після спуску водосховища небезпека підтоплення та напірного живлення ґрунтових вод значно зменшилась, проте створився значний дефіцит запасу вологи у кореневмісному шарі ґрунту, що збільшує актуальність зрошення. Однак, за відсутності легкодоступних гарантованих джерел зрошення підтримувати врожайність земель стає практично неможливим. Значно впадуть обсяги отримуваної овочевої та



Рис. 1. Структурований алгоритм оцінки доцільності відновлення Каховського водосховища. Червоним виділено проблеми, які неможливо подолати без наповнення водосховища, синім — позитивні наслідки

іншої сільськогосподарської продукції. Хоча землі Херсонщини не є родючими для більшості основних культур і тому не давали надто вагомого внеску у валову сільськогосподарську продукцію України. Після припинення або значного зменшення живлення напірних вод поливними водами можливе повернення ґрунтоутворюючих процесів до автоморфних із зміною відновлювальних умов на окиснювальні та трансформація режиму хімічного складу підземних вод.

Внаслідок підтоплення від фільтраційних втрат із каналів у насипах та напівнасипах (переважно вздовж каналів Краснознам'янської зрошувальної системи, які заповнювались із Каховського водосховища), утворились полоси засолених ґрунтів шириною до 50–60 м по обидва боки від каналів. Слід відзначити, що і на ділянках підтоплення внаслідок підпору підземних вод від водосховища також проявлялись процеси засолення та осолонцювання ґрунтів. Після знищення водосховища розвиток таких процесів значно обмежився. Водний режим ґрунтів за відсутності водосховища та зрошення переходить від гідроморфно-випаровувального до гідроморфно-промивного.

Влітку 2023 р. на прилеглій до колишнього водосховища території відбулось швидке зниження рівня ґрунтових а подекуди й міжпластових вод. За 1,5–2 місяці рівні перших від поверхні водоносних горизонтів знизились на значній частині прилеглої неокупованої території Херсонської та Дніпропетровської областей на 8,5–10,0 м (що призвело до осушення шахтних колодязів), хоча подекуди лише на 1,0–2,5 м. Зона впливу зниження РГВ на правобережжі до вересня 2023 р. поширилась на 13 км від Дніпра, що створило загрозу для повноцінного водозабезпечення багатьох населених пунктів.

Без постійного поповнення резервуару-охолодника практично унеможливується експлуатація на повну потужність Запорізької АЕС (Шевченко, 2023). Водоймище-охолоджувач Запорізької АЕС (ВО ЗАЕС), що підтримувалось забором води з Каховського водосховища (проте не залежало від режиму його регулювання), було побудоване з розрахунку 6 м² площі дзеркала на 1 кВт потужності. Оскільки загальна вихідна потужність ЗАЕС становить 5700 МВт, то ВО має площу дещо більшу за 6000 м². За своїм типом ВО ЗАЕС відноситься до відсічних, тобто створене на мілководній акваторії Каховського водосховища шляхом відгородження його частини земляними дамбами.

Водосховище також виконувало роль буфера, тобто асимілювальну та розбавлювальну функцію на випадок радіоактивного або іншого виду забруднення (звісно за аварійної ситуації на ЗАЕС, оскільки

накопичення у донних відкладах “чорнобильських” радіонуклідів було незначним, а на сьогодні є мізерним: ¹³⁷Cs акумулювався вище за течією, а більш розчинний ⁹⁰Sr переважно був винесений транзитом (Канівець, Деркач, 2024) або розподілився у підорному шарі зрошуваних угідь) (Шевченко, 1993).

За гідрогеологічними ознаками північна, субширотно орієнтована частина Каховського водосховища накладається на гідрогеологічну область Українського щита (або Український масив тріщинних вод), а її південний борт та субмеридіональна, вужча частина входять до Причорноморського артезіанського басейну. Оскільки з півночі примикає схил щита, його поверхня вкрита осадовими утвореннями кайнозою: відкладами четвертинного, неогенового та подекуди палеогенового періодів. Нижче у кристалічному фундаменті, з глибини 20–50 м подекуди містяться родовища поліметалічних руд. Очевидно, що потенційні надрокористувачі із США, які наразі проявляють інтерес до родовищ корисних копалин України, не зацікавлені мати проблеми з припливом води до кар'єрів поблизу північного борту наповненого водосховища (хоча в зоні впливу знаходиться невелика частина родовищ, від подібних родовищ України). Наразі приплив у ці виробки підземних вод істотно зменшився, а то і зовсім припинився. Тобто, чи не єдиними бенефіціарами сучасного стану Дніпра на ділянці Каховського водосховища (до того ж тимчасовими, — до вичерпання балансових промислових запасів) є існуючі та потенційні власники прилеглих кар'єрів і підземних гірничих виробок у Дніпропетровській (правий берег) та меншою мірою Запорізькій (лівий берег) областях — на площі поширення марганцеворудних родовищ в пухких осадових відкладах (Шевченко та ін., 2021) та інших металічних корисних копалин (залізорудні, поліметалічні та ін. родовища) в кристалічних породах у межах Українського щита (Шевченко, 2023).

Вплив значної кількості кар'єрів та інших гірничих виробок на поліметалічні і залізні руди на правобережжі р. Дніпро проявився під час затоплення орних земель після підризу греблі Каховської ГЕС. У складі підземних вод водозабірних свердловин на затоплених територіях Херсонщини був виявлений понаднормовий вміст миш'яку, який у великій кількості присутній у дрібнодисперсних часточках гірничих відвалів. Ці частинки розпилюються на прилеглу територію і створюють новий техногенний геохімічний фон у ґрунтовому покриві. Хоча достеменно не відомо, який вміст цього елемента був у цих свердловинах до затоплення, тим не менш, зменшення напорів у водоносному горизонті

у відкладах верхнього сармату знижує його гідродинамічну захищеність, що разом з розвиненою системою епігенетичного (антропогенного) карсту значно підвищує вразливість цього основного експлуатаційного водоносного горизонту до забруднення.

Відновлення водосховища у далекій перспективі (після звільнення окупованих територій) може бути пов'язане із певними пріоритетами, скажімо, — для забезпечення водою зневодненого Криму тощо. Отже, зважаючи на значну турбулентність міждержавних стосунків, мінливість політичної кон'юнктури та інтересів великого бізнесу, оцінка можливостей вирішення проблем, пов'язаних із знищенням водосховища та висновки щодо доцільності його відновлення повинні бути якомога об'єктивнішими. Така робота передбачає: гідродинамічне моделювання з розрахунком перспективних запасів питних підземних вод за обох сценаріїв — відсутності та наявності водосховища, оцінку балансу підземних вод та водогосподарського балансу з врахуванням гідрохімічних показників та змін ресурсів під впливом потепління клімату, оцінку шкоди/користі від використання корисних копалин у зоні підпору підземних вод, оцінку альтернативних джерел зрошення тощо.

РЕЖИМ ПІДЗЕМНИХ ВОД ПІД ЧАС НАПОВНЕННЯ, КАТАСТРОФІЧНОГО СПУСКУ ТА ЗВИЧАЙНОЇ ЕКСПЛУАТАЦІЇ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В умовах воєнних дій, припинення моніторингу підземних вод та відсутності пунктів автоматизованого дистанційного контролю їх рівнів, відтворення повної картини поширення дренажного впливу р. Дніпро після знищення водосховища практично неможливе. Для того щоб уявити як відбувається формування депресії підземних вод після сходження води з Каховського водосховища можна використати інформацію про поширення підпору за деякий період після наповнення водосховища у 1955 р. В останньому випадку *швидкість підйому рівнів ґрунтових або підземних вод* на однаковій відстані від водосховища цілком залежатиме від фільтраційних властивостей порід та від відстані до підземного вододілу і ухилу потоку підземних вод.

За результатами режимних спостережень 1956–1976 рр. вже через рік після наповнення водосховища (1956), на відстані 500 м від нього, рівні ґрунтових вод (РГВ) в пісках піднялися на 30% від приросту за 21 рік. У цілому підпір в пісках за цей рік просунувся на відстань 1050 м (рис. 2). За той же час підйом РГВ у суглинках поширився на відстань до 300 м. Перші чотири роки швидкість підйому РГВ у

суглинках із року в рік зменшувалась (неусталений режим), проте потім (з 1960 р.) — стабілізувалась, тобто приріст РГВ відбувався в квазіусталеному режимі. За перші 20 років РГВ у суглинках відреагував підйомом лише на відстань близько 1 км від водосховища. В пісках підпір поширився на відстань 1,5 км вже через 5 років, а через 20 років на цій відстані підйом склав 77% від зафіксованого максимального на 1976 р. До квазіусталеного режиму підйом рівня в пісках перейшов через два роки після наповнення водосховища. Швидкість просування фільтраційного потоку від водосховища в суглинках і пісках складала за перші 10 років (крім першого року) відповідно 30 і 100 м/рік, за другі 10 років — до 15 і 80 м/рік, відповідно (Баер и др., 1978). Отже швидкість просування підпору в пісках у 3–4 рази більша за таку в суглинках.

Зовсім інші швидкості просування потоку по закарстованих вапняках меотису і верхнього сармату: в перші 10 років у середньому — 2,1 км/рік, другі 10 років — 0,4 км/рік (рис. 3). При цьому найвищий підпірний рівень у водосховищі у створі свердловин №№ 129–509–504–505 (лівий берег) на третій рік наповнення (1958) складав 26 м (приріст 16 м від базового природного рівня у 10 м). Поширення фільтраційного потоку від цього рівня спостерігали протягом 18 років, за які рівні підземних вод у закарстованих вапняках неогену підвищились на відстані 24 км від водосховища (рис. 3). Для порівняння, РГВ у зоні впливу Куйбишевського водосховища (р. Волга) піднімався десять років після наповнення (1955–1964 рр.) і загальний підпір поширився у зоні шириною 20 км від водосховища (Шикломанов, 1989).

Змінювалися в часі також абсолютні значення фільтраційних втрат із водосховища. На Лівобережжі нижнього Дніпра за перші 10 років після наповнення, коли фільтраційні втрати відбувались за механізмами вільної, капілярної і вресіт підпертої фільтрації, вони складали 43,2 млн. м³/рік, а в другому 10-річчі, за усталеного підпертого режиму, — 31,2 млн. м³/рік. За 17 років експлуатації водосховища поповнення запасів підземних вод зони активного водообміну лише внаслідок фільтраційних втрат в його лівий борт склало 632,4 млн. м³ (Баер и др., 1978), тобто в середньому 37,177 млн. м³/рік.

Штучні запаси підземних вод внаслідок поширення підпору від водосховища можна визначити за рівняннями ВСЕГІНГЕО (Методические рекомендации, 1973) або Шикломанова-Веретеннікової (Шикломанов, 1989):

$$W_{\text{шз}} \approx 0,5 \cdot K_{\text{н}} W_{\text{п}} \mu H_{\text{с}}^{0,6}, \quad (1)$$

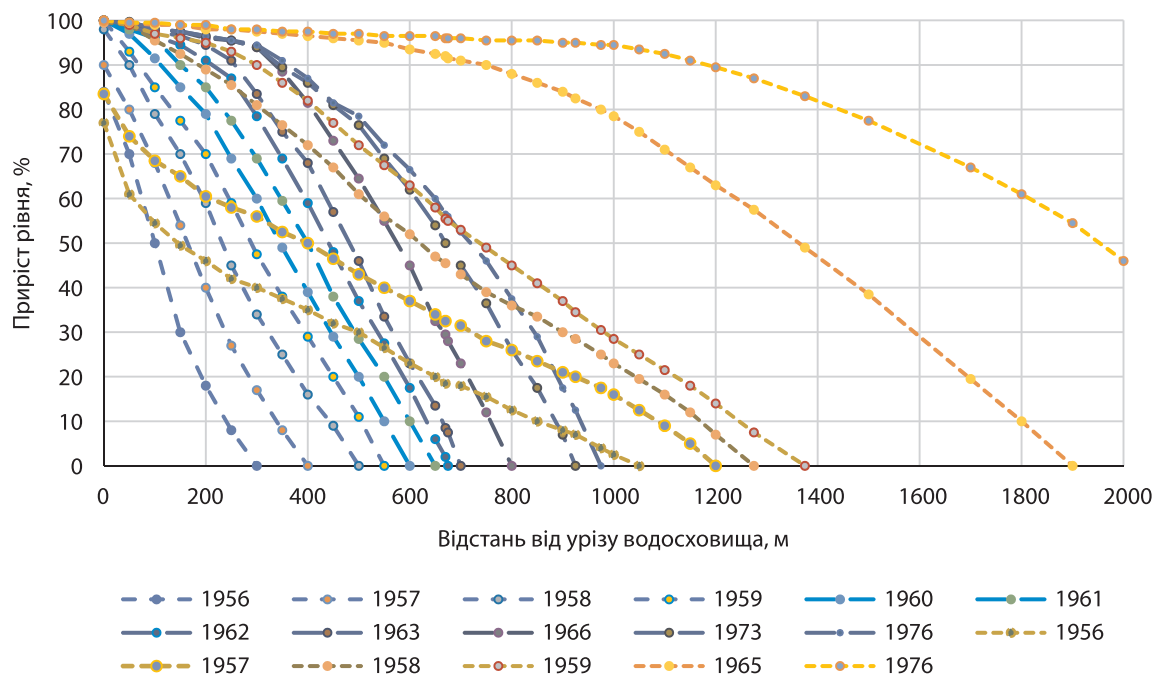


Рис. 2. Динаміка поширення підпору від Каховського водосховища від початку його заповнення до 1976 р. за даними Південно-Української гідрогеологічної експедиції ДП “Українська геологічна компанія” та Снігурівської гідрогеолого-меліоративної партії: синій колір, коротші лінії — в суглинках; помаранчеві та темно-жовті — у пісках

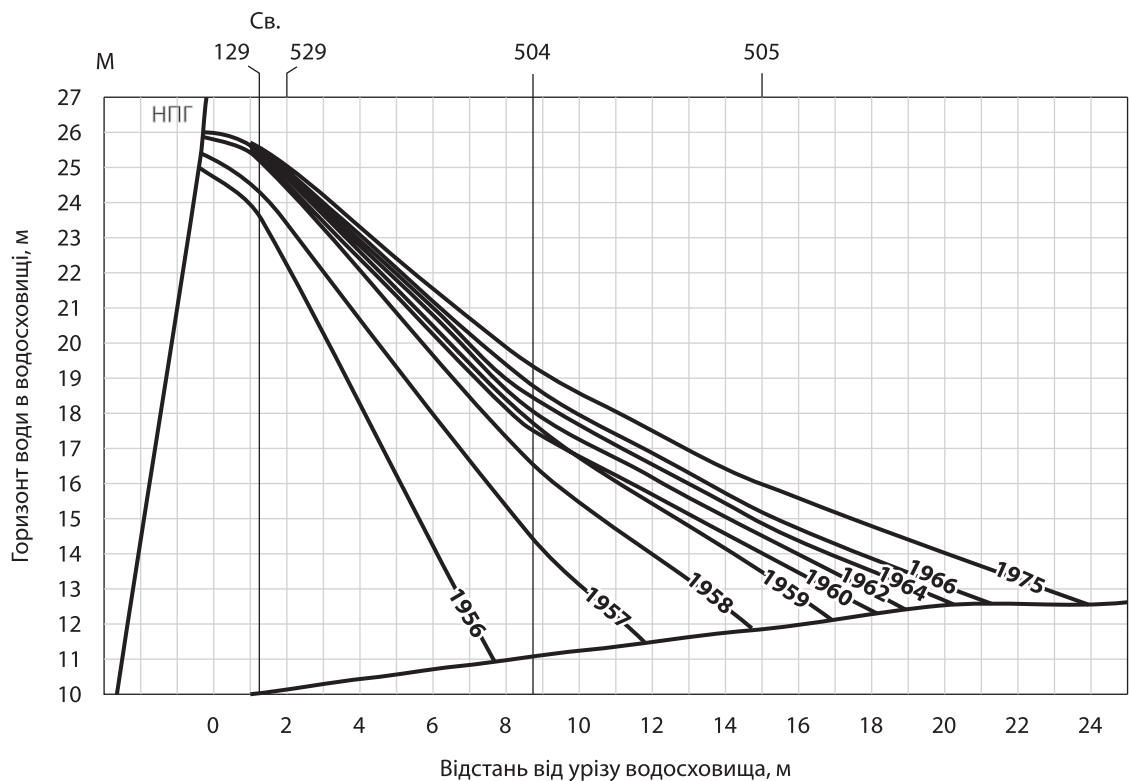


Рис. 3. Залежність швидкості поширення підпору рівня підземних вод від відстані до Каховського водосховища у тріщинуватих закарстованих вапняках неогену (Баер и др., 1978). Створ свердловин на лівобережжі Дніпра, м. Н. Каховка (Отчет..., 1973)

де $W_{шз}$ — штучні запаси підземних вод утворені внаслідок підпору від водосховища; W_n — повний об'єм водосховища; μ — коефіцієнт браку насичення, або гравітаційної водовіддачі (для пісків, насичених суглинків та вапняків) (табл. 1); H_c — середня глибина залягання рівня ґрунтових (підземних) вод на прилеглий до водосховища території до його спорудження, м; K_n — коефіцієнт наповнення водосховища, що демонструє ступінь його наповнення за період t , що розглядається:

$$K_n = \frac{W_{ак}}{W_n}, \quad (2)$$

де $W_{ак}$ — вода акумульована у водосховищі на час t .

Якщо рівень у водосховищі постійно дорівнює нормальному підпірному рівню (НПР), то $K_n = 1$, для водосховищ сезонного регулювання $K_n = 0,7 \dots 0,9$.

Вирахувавши ці запаси можна орієнтовно оцінити обсяги води, які зійшли (можливо ще продовжують сходити) після спуску водосховища і відновлення природних рівнів річки.

Як відомо, повний об'єм Каховського водосховища перед підривом греблі та стрімким сходженням

води складав трохи більше $18,2 \text{ км}^3$. Напередодні підриву греблі Каховської ГЕС, за даними мережі спостережень Українського гідрометеорологічного центру, рівень води у Каховському водосховищі (на 20 годину 5 червня) дорівнював $16,77$ метрів у Балтійській системі висот (м БС), що на $0,77$ м вище за НПР водосховища (Чорноморець та ін., 2023). Щодо коефіцієнту браку насичення, то для розрахунків прийняте середнє значення для пісків та супісків $0,13$, для сильнозакарстованих вапняків — $0,14$, а для лесовидних суглинків та суглинків бурих — $0,06$ (табл. 1). Середньобагаторічна (за період існування водосховища) глибина залягання рівня ґрунтових вод у свердловині № 950 (водоносний горизонт в середньонеоплейстоценових еолово-делювіальних лесовидних суглинках), що знаходиться на правобережжі на віддалі $35,2$ км від водосховища, тобто скоріш за все за межею його впливу, становить $2,88$ м або $75,55$ м БС, а в свердловині № 957 (у тих самих суглинках), що на відстані $17,7$ км від водосховища, — $4,1$ м або $79,29$ м, тобто вище на $3,74$ м. Проте, якщо прийняти одночасні заміри рівня, скажімо на травень 1983 року та вересень 2011 р. (Гур'євських, 2015), то отримаємо, відповідно, різницю

Таблиця 1. Фільтраційні параметри порід водозбору нижнього Дніпра в Херсонській області.

Тип ґрунтів	Коефіцієнти фільтрації, м/добу	Коефіцієнти гравітаційної водовіддачі для безнапірних умов	Коефіцієнти пружної водовіддачі
Леси (Каховський зрошувальний масив)	0,1–0,75/0,5 (Смирнов) 0,08–1,5 (Баєр)	0,07–0,1	
Лесовидні суглинки (КЗМ)	0,01–0,19/0,06	0,05–0,08	
Суглинки: • важкі ущільнені, лубянського горизонту (КЗМ) • бурі • червоно-бурі (КЗМ)	0,006–0,03/0,015 0,03–0,05/0,04 0,001–0,008 (Смирнов) 0,002–0,1 (Баєр)	0,01–0,06	$(1,7 \dots 2) \cdot 10^{-2}$
Супіски	0,3–1,3	0,1–0,14	$(8 \dots 10) \cdot 10^{-3}$
Піски: • глинисті • тонкозернисті • дрібнозернисті • середньозернисті • крупнозернисті	1,0–5,5 (Еськов, Баєр) 2,0–4,0 4,0–7,0 7,0–15,0 14,0–32,0	0,06–0,1 0,09–0,12 0,12–0,16 0,15–0,22 0,22–0,30	$(8 \dots 20) \cdot 10^{-4}$
Червоно-бурі глини: • пліоцен-плейстоцену (КЗМ) • глини меотису (КЗМ)	0,00001–0,005/ 0,0005 0,0003–0,0005	0,002–0,005	$(5 \dots 6) \cdot 10^{-3}$
Вапняки: • слабозакарстовані, тріщинуваті верхньосарматські (Херсон); • верхньопліоценові • середньозакарстовані і тріщинуваті (КЗМ); • сильнозакарстовані	16,4–20,0 (Лизогуб) 10–30 (Баєр) 42–550/76–130 (Смирнов) 100–1000 (Жернов)	0,005–0,01 0,05–0,15 (Скабланович, Жернов)	$(8 \dots 10) \cdot 10^{-5}$

рівнів 4,83 і 4,88 м. Таке співвідношення дає уяву про вплив Каховського водосховища на формування підпертого РГВ та непорушені природні рівні за межами впливу водосховища. Якщо зробити проєкцію свердловин на лінію ортогональну до берегової лінії водосховища, то можна розрахувати ухил лінії підпору ґрунтових вод:

$$I = \frac{\Delta H}{X} = \frac{4,88}{16900} = 0,0003. \quad (3)$$

На початку та наприкінці спостережень отримано практично ідентичні значення градієнта, з чого можна зробити висновок, що підпір підземних вод повністю сформувався до 1983 р.

Згідно геоморфологічної характеристики примикаючої до Каховського водосховища правобережної частини Херсонської області (Баер и др., 1978) цей район відноситься до вододільної рівнини (плато), вкритої товщею лесів та лесовидних суглинків середнього і легкого складу. У підшві цієї товщі звичайно лежать більш важкі червоно-бурі суглинки нижньочетвертинного-верхньопліоценового віку товщиною від 2–3 до 10–12 м. Загальна потужність покривних відкладів становить у середньому 20–25 м, проте подекуди до 40–50 м, місцями не більше 10–15 м. Нижче червоно-бурих глин лежать верхньопліоценові піщано-глинисті відклади або вапняки. Авторами (Баер и др., 1978) також виділені три типи ділянок із різним заляганням РГВ у четвертинних відкладах. Можна зрозуміти, що описані вище умови із свердловинами №№ 950, 957 підпадають під третій тип — РГВ у діапазоні 3–5 м від поверхні, ґрунтові води лежать на червоно-бурих глинах.

Як зазначено у роботі (Детальна..., 2015) “слабо-водоносний” горизонт в елювіальних, еолово-делювіальних відкладах нижнього-верхнього неоплейстоцену (e,vdPI-III) має локальне поширення на вододільних площах. Ґрунтові води концентруються звичайно у легких пористих суглинках у нижній частині шару над більш тяжкими та щільними різновидами або над червоно-бурими глинами. Глибина залягання ґрунтових вод змінюється від 0,5–2,0 до 10,0–15,0 м. Потужність горизонту змінюється від 1,3 м до 14,0 м. Мінералізація ґрунтових вод від 0,5–2,8 до 10,0 — 14,0 г/дм³, коефіцієнт фільтрації змінюється від 0,023 до 0,4 м/добу”. Водовмісні породи водоносного горизонту у відкладах верхньосарматського підрегіоярусу верхнього міоцену (N₁s³) представлені вапняками білими, світло-сірими, пелітоморфними, оолітовими, тріщинуватими. В підшві горизонту зустрічаються глини й мергелі того ж віку потужністю 1,5–4,0 м (Детальна..., 2017).

Приймемо середню глибину природного рівня ґрунтових вод у еолово-делювіальних лесовидних

суглинках 7,3 м, в пісках — 6,5 м, вапняках закарстованих — 28 м, тоді, згідно рівняння (1) отримаємо:

$$W_{\text{шз}} \approx 0,5 \cdot 0,9 \cdot 18,24 \cdot 0,06 \cdot 7,3^{0,6} \approx 1,6 \text{ млн м}^3;$$

для водоносного горизонту в піщаних відкладах правобережних дніпровських терас:

$$W_{\text{шз}} \approx 0,5 \cdot 0,9 \cdot 18,24 \cdot 0,13 \cdot 6,5^{0,3} \approx 3,3 \text{ млн м}^3;$$

для напірного горизонту у відкладах верхнього сармату:

$$W_{\text{шз}} \approx 0,5 \cdot 0,9 \cdot 18,24 \cdot 0,14 \cdot 28^{0,6} \approx 8,5 \text{ млн м}^3.$$

Значення фільтраційних втрат для правобережної частини, що примикає до водосховища, в сумі **13,4 млн. м³/рік** виглядає заниженим порівняно із значеннями наведеними в роботі (Баер и др., 1978) — близько 30 млн. м³/рік — для лівобережної частини. І хоча фільтраційні втрати у правий берег водосховища насправді можуть бути меншими, на нашу думку це пов’язано із недосконалістю розрахункового рівняння, яке не враховує потужності товщі, що насичується та довжини берегової лінії, вздовж якої відбувається підпір. Хоча насправді фільтраційні втрати з водосховища у правий берег могли бути меншими взнаки вищих гіпсометричних поверхонь.

Більш точні розрахунки обсягу підземних вод, що зійшов після спуску водосховища можна було б виконати за даними спостережень за рівнем підземних вод. Проте за наявних даних, точніше, за відсутності точної інформації щодо напорів підземних вод в одному створі по нормалі на різній відстані від Дніпра після затоплення правобережної частини водозбору (після підриву рашистами греблі), а також точних даних про рівні води та динаміку затоплення, практично неможливо відтворити лінію поширення підпору. Згодом, під час стікання підземних вод до Дніпра, поширилась депресія в полі їх напорів, яку ще можна відтворити. Наближено ми можемо уявити її, якщо використаємо наявні фільтраційні параметри і нашу уяву про розвиток підпору та депресії у неоднорідних осадових відкладах.

За даними спостережень Південно-Української гідрогеологічної експедиції рівень підземних вод у свердловині № 1084 на водоносний горизонт у відкладах верхнього сармату (N₁s³) під час розливу води із водосховища та наступного її стікання з затоплених територій змінювався досить стрімко (рис. 4).

Свердловина № 1084 розташована у 18,320 км від русла Дніпра, на відстані 41,3 км від греблі Каховської ГЕС, що унеможливорює настільки швидкий вплив розливу водосховища на рівень води у свердловині (рис. 4), навіть із врахуванням того, що до 8 червня 2023 р. Дніпро наблизився на відстань

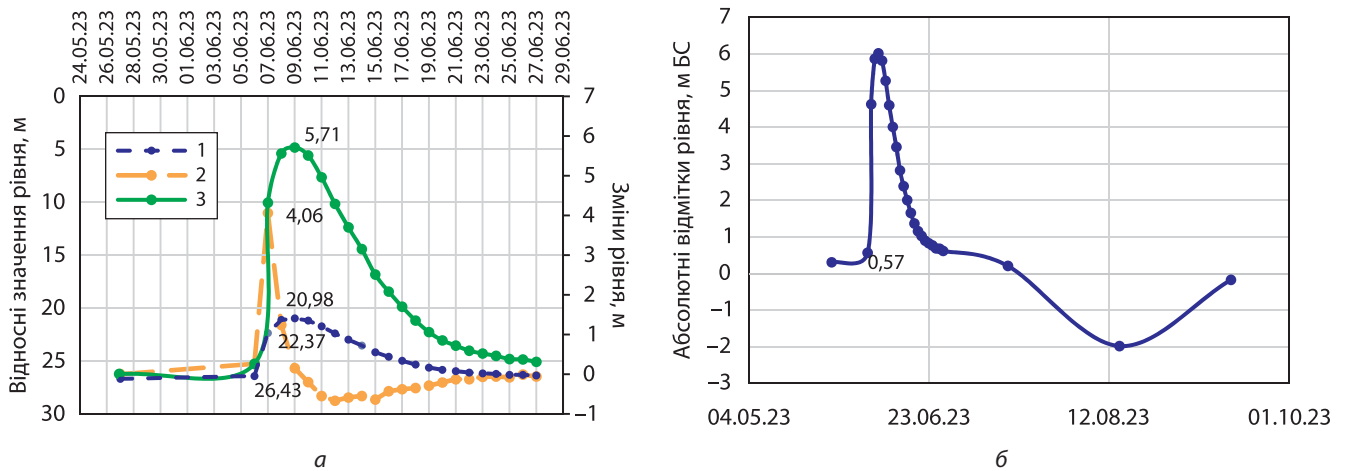


Рис. 4. Динаміка змін рівня підземних вод у свердловині №1084 до початку і під час катастрофічного спуску Каховського водосховища (кінець травня-червень 2023 р.): а: 1 — рівень від поверхні землі, м; 2 — зміна рівня за добу, м; 3 — кумулятивні зміни порівняно із доварійним значенням, м; б — зміни абсолютних значень рівня води у свердловині (абс. відмітка поверхні землі 27,0 м).

16850 м від свердловини. Абсолютні відмітки рівня води по краю затоплення сягали 8,3–10,2 м БС висот. Як можна побачити з карти (рис. 5), такий вплив на рівень водоносного горизонту може бути обумов-

лений лише підпором і підйомом рівня у найближчій до свердловини річці Інгулець (135 м).

Оскільки є достатньо достовірні дані щодо рівнів та відстаней, можна розрахувати коефіцієнт філь-



Рис. 5. Карта розташування свердловин державного гідрогеологічного моніторингу в районі Каховського водосховища та нижнього Дніпра (Херсонська область) станом на 9.06.2023 р.

трації верхньосарматських вапняків за звичайним рівнянням ламінарної фільтрації. Якщо прийняти, що підпертий рівень води в річці складав 10,2 м, а у водоносному горизонті 0,57 м на 6.06.2023 р., то враховуючи що вода наблизилась до свердловини на відстань близько 85 м, можна стверджувати, що за градієнта 0,1014 коефіцієнт фільтрації вапняків становить близько 840 м/добу, що відносить їх до сильнозакарстованих (див. *табл. 1*). Тепер перевіримо, які насправді коефіцієнти фільтрації були притаманні вапнякам сармату під час формування підпору. Як ми вже зазначали вище, згідно спостережень за фактичними рівнями в 1956–1976 рр. (Баер, 1978), швидкість просування підпору за друге десятиріччя становила 400 м/рік або 1,096 м/добу. З діаграми на *рис. 3* добре видно, що градієнт потоку у лівий бік від водосховища на 1975 рік складав $(26-12,8)/24000=0,00055$. Це більше, ніж ми визначили за даними 1983–2011 рр. для правобережжя. Якщо ж припускати, що підпір формувався симетрично відносно осі водосховища, то можна зробити висновок, що він на 1975 рік остаточно не сформувався. Використовуючи отримане значення градієнту та швидкості можемо легко порахувати, що коефіцієнт фільтрації складав 1992,7 м/добу, що досить складно уявити. Тим не менш, навіть якщо коефіцієнти фільтрації менші на порядок все одно вони значно вищі ніж представлені у тій самій роботі: 10–30 м/добу (див. *табл. 1*).

У 2023 році, під час катастрофічного сходження та розливу води нижче зруйнованої греблі, спостерігались більші швидкості фільтрації, ніж під час наповнення. Вже через 5 місяців після підриву греблі (6 червня 2023 р.), тобто наприкінці жовтня — на початку листопада, фахівцями Південно-Української гідрогеологічної експедиції було зафіксоване значне зниження рівнів води на 8–10 м у свердловинах централізованого водопостачання сільських населених пунктів Херсонщини, розташованих на відстані 7–13 км від водосховища. Це дало можливість розрахувати швидкість відтоку підземних вод із відкладів верхнього сармату, яка на окремих ділянках сягала 15 км/рік (за середніх значень 4,5–5,5 км/рік). Поясненням цьому може бути лише інтенсивний розвиток закарстованості вапняків верхнього сармату за час існування підпору від водосховища та інтенсивної експлуатації даного горизонту водозаборами.

На роль карсту в прибережних зонах водосховищ звертали увагу й після будівництва інших водосховищ за часів Радянського Союзу. Як відомо розвиток кайнозойського карсту пов'язаний із формуванням сучасної гідрографічної мережі і найбільша інтенсивність процесу *характерна саме*

для придолінних ділянок річок і водосховищ (Опыт и методика, 1959).

Можливо, що такі аномалії водопроникності поширені на невеликій площі (у вигляді нешироких каналізованих потоків), які буде досить складно врахувати при гідрогеологічному моделюванні. Доведеться або збільшувати середні фільтраційні параметри по всій площі, на яку впливає водосховище, що, за відомої значної неоднорідності водомістких порід не відображатиме реальної ситуації, або потрібно будувати детальну карту коефіцієнтів фільтрації та водопровідності основних водоносних горизонтів із урахуванням лінійних аномалій. Для локальних моделей на правобережній та лівобережній частинах Дніпра застосовують звичні фільтраційні параметри, отримані під час дослідно-фільтраційних робіт *in situ* (*табл. 1*). Хоча навіть вони дуже неоднорідні для однотипних порід. Наприклад, для вапняків понтичного ярусу, навіть на невеликих відстанях, коефіцієнти фільтрації (k) відрізняються у десятки, сотні і тисячі разів. Так, на ділянках поширення карстових каверн і тріщин k може досягати кількох сотень метрів за добу, а на ділянках поширення монолітного мергелистого вапняку — частки метра за добу (Смирнов и др., 1973). Щодо пухких відкладів, то варто прийняти до уваги значення коефіцієнтів фільтрації алювіальних відкладів Дніпра, для визначення яких було виконано великий обсяг лабораторних та польових робіт (Еськов, 1970).

Використовуючи такі параметри можна розрахувати питомі втрати на фільтрацію в береги за умов наповнення водосховища та незворотні втрати на стік до річки, — за відсутності водосховища. Питомі витрати підземних вод до річки ($q_{ст}$), за наявності тришарової водоносної товщі (третій шар пісків розвинутий спорадично — на терасах Дніпра, *рис. 6*) можна вирахувати з рівняння:

$$q_{AB} = (ak_1 + bk_2 + ck_3) \frac{H_2^2 - h_1^2}{2L}, \quad (4)$$

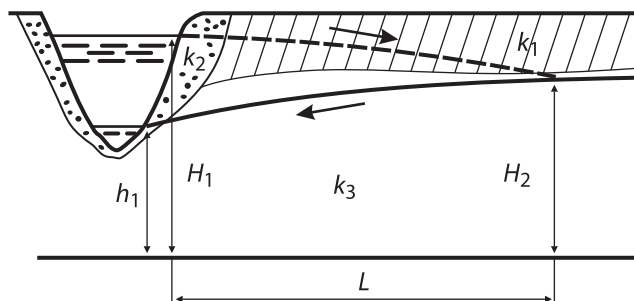


Рис. 6. Схема профільної фільтрації за час функціонування водосховища та після його знищення (див. рівняння (4), (5), (6))

де a, b, c — коефіцієнти дольової участі відносно однорідного за літологічним складом шару в загальній товщі водоносних порід; k_1, k_2, k_3 — коефіцієнти фільтрації відповідних шарів; H_2 — рівень ґрунтових вод на вододілі або на границі області фільтрації або умовного вододілу, тобто в точці, з якої починається рух потоку ґрунтових вод в бік річки (рівень води в річці або каналі, який прокладений субпаралельно руслу Дніпра); h_1 — початковий природний, до будівництва водосховища, а також понижений після його спуску середній рівень води в руслі Дніпра на місці колишнього водосховища; L — відстань між урізом води в річці (h_1) та вододілом (точкою з рівнем H_2).

Тоді питомі витрати фільтраційного потоку з боку водосховища після його наповнення дорівнюватимуть:

$$q_{\phi} = (ak_1 + bk_2 + ck_3) \frac{H_1^2 - H_2^2}{2L}, \quad (5)$$

де H_1 — рівень води у водосховищі; H_2 — рівень ґрунтових вод на межі підпору, тобто рівень близький до природного. Слід зауважити, що коефіцієнти a, b, c у другому випадку зміняться, оскільки зросте потужність незволоженого в звичайних умовах верхнього шару (в нашому випадку це леси або лесовидні суглинки).

Оскільки встановити значення H_2 доволі складно за відсутності ряду свердловин в одному створі по нормалі до берегової лінії, то і розрахунки за формулами (4) і (5) будуть наближеними. Тим більше, що в реальних умовах при формуванні різноспрямованих фільтраційних потоків значення H_2 у зв'язку із зміною L можуть відрізнятися, що зумовлено різною дальністю впливу депресії дренажування та підпору потоку підземних вод. Тому, для того щоб позбутись зайвої невизначеності, припустимо, що H_2 , а отже і L в обох формулах (4) і (5) приблизно однакові. Тоді можна розрахувати величину фільтраційних втрат, як результат різниці цих протилежних потоків (Жернов, 1982). Якщо прийняти, що фільтраційні витрати потоку, що прямує до річки (до наповнення водосховища) має знак плюс, а зворотній потік після наповнення — мінус, отримаємо результуючі фільтраційні втрати водосховища, якщо поміняти знаки місцями — поповнення запасів підземних вод.

Отже, представимо фільтраційний потік із водосховища q_{ϕ} з від'ємним знаком, тоді різниця витрат $q_{\phi} - q_{\text{ст}}$ дасть величину зміни балансу підземних вод, яку можна записати як:

$$q_{\text{втр}} = -(ak_1 + bk_2 + ck_3) \frac{H_1^2 - h_1^2}{2L}. \quad (6)$$

Довжина водосховища становила 230 км (Вишневецький, 2011), а довжина берегової лінії правого берега близько 255 км. Прийmemo для орієнтовних розрахунків середній максимальний та середній мінімальний рівні води на станції Нікополь за чотири роки до створення Каховського водосховища (1951–1954). Вони (h_1) відповідно становили 8,63 і 3,69 м над рівнем моря (БС висот) (Vyshnevskiy, Shevchuk, 2024). Середній рівень води у водосховищі нижче Нікополя (гідрометрична станція Нікополь) за період 1966–2020 рр. становив 15,67 м (БС), максимальний рівень 16,46 м і мінімальний 14,18 м н. р. м. Розрахуємо фільтраційні втрати для трьох варіантів, прийнявши додаткове проміжне значення h_1 рівне 5,7 м БС, а відстань L до природного рівня H_2 , спираючись на наші розрахунки градієнта потоку по свердловинах №№ 950 і 957, рівню 35000 м.

Якщо припустити, що фільтраційні втрати в обидва береги приблизно рівні, то для q_{ϕ} можемо прийняти значення 31,2 млн. м³/рік. Тоді

$$\begin{aligned} q_{\text{ст}} &= -q_{\text{втр}} - q_{\phi} = -18,115 - 31,2 = \\ &= -49,315 \text{ (млн м}^3\text{/рік)}. \end{aligned}$$

Таким чином, за відсутності водосховища зі стоком до річки лише з правого берега щорічно безповоротно втрачається в середньому близько 49,3 млн. м³/рік прісних підземних вод доброї якості.

Окрім того варто врахувати витрати води з водосховища на обхідну фільтрацію греблі — з її верхнього б'єфу в нижній. Такі розрахунки краще виконувати за допомогою гідродинамічного моделювання.

Фільтраційні втрати з великих водосховищ під час і після їх наповнення слід розглядати як позитивний процес акумуляції запасів прісної води у фільтраційному середовищі або поповнення запасів підземних вод, що за певних умов сприяє витісненню або розбавленню мінералізованих вод. Штучні запаси підземних прісних вод є більш захищеними від забруднення, ніж поверхневі води і мають кращу

Таблиця 2. **Результати розрахунку фільтраційних втрат в правий берег за наповненого водосховища**

Варіант	$q_{\text{втр}}$, м ² /добу	На всю довжину водосховища з правого берега, м ³ /добу	W , млн м ³ /рік
1	–0,186	–47357,0	–17,285
2	–0,211	–53825,0	–19,646
3	–0,195	–49630,2	–18,115

якість внаслідок механічної затримки та сорбції забруднюючих речовин на початково ненасичених породах та у водонасиченій зоні. Натомість втрати запасів підземних вод після спуску водосховищ, у нашому випадку, — внаслідок підриву окупантами греблі Каховської ГЕС, слід визнати незворотними непродуктивними втратами на тривалий час, що здреновані річкою і продовжують стікати в акваторію Чорного моря, змішуючись із солоними водами.

Поповнення запасів підземних вод внаслідок фільтраційних втрат із водосховища відобразиться у збільшенні модуля експлуатаційних ресурсів у зоні підпору. Отже під час планування водогосподарської діяльності та водопостачання варто перераховувати перспективні ресурси підземних вод для зони впливу водосховища за формулою:

$$M_E = \frac{Sk m}{at + (R_k^2 / 2) \cdot \ln(R_k / r)} \text{ (м/добу)}. \quad (7)$$

Територію, на якій збільшуються запаси підземних вод внаслідок підпору, слід розділити на однорідні за геофільтраційними умовами блоки або, за однорідних умов, покрити рівномірною сіткою. Розмір R_k визначається через площу блоку F_1 : $R_k = (F_1 / \pi)^{1/2}$ або відстань між свердловинами l : $R_k = 0,569l$. Під час вибору кроку сітки варто виходити з природних умов території і потреб у питній воді, тобто глибини залягання і потужності водоносного комплексу, наявності водозаборів, рельєфу місцевості, густоти населених пунктів. З урахуванням цих чинників крок сітки може бути від 5 до 25 км. Радіус водозабірної споруди умовно приймається рівним 10 м (Методи..., 1986).

Значення отриманого модуля експлуатаційних ресурсів поширюється на всі ділянки території з близькими розмірами допустимих знижень, коефіцієнтів водопровідності і п'єзопровідності. Такі ділянки виділяються шляхом аналізу карт фільтраційних параметрів і динаміки підземних вод. Для правого берега нижнього Дніпра вздовж берегової лінії колишнього водосховища можна прийняти орієнтовні значення експлуатаційних запасів питних підземних вод водоносного горизонту у верхньоміоценових відкладах оцінені для ділянки "Бериславська-2" Бериславського родовища. За результатами дослідної відкачки вони оцінені в кількості 242,0 м³/добу (категорія В). За хімічним складом підземні води хлоридно-сульфатного змішаного катіонного складу з мінералізацією до 1,5 г/дм³ (Детальна..., 2017). Водомісткі породи — вапняки, розкриті в інтервалі 36,8–69,0 м. Рівень води в свердловинах фіксувався на глибинах близько 40,0 м від поверхні.

Перетікання через червоно-бурі глини за даними (Смирнов и др., 1973) оцінюється величиною 5–6 мм/рік. Коефіцієнти рівнепровідності для алювіальних крупнозернистих та середньозернистих пісків можна приймати рівними $1,5\text{--}5,5 \cdot 10^{-5}$ м²/добу.

Важливо відмітити, що першим від поверхні місцевим водотривом на досліджуваній території є лесовидні суглинки, бурі та червоно-бурі суглинки четвертинного віку та червоно-бурі глини нижнього неоплейстоцену-верхнього пліоцену. Вони обумовлюють формування верховодки та першого від поверхні постійного водоносного горизонту, а також контролюють п'єзометричні напори та перетікання у нижній водоносний горизонт або з нього. При моделюванні та розрахунках балансу зони активного водообміну важливо відобразити складову перетікання між водоносними горизонтами. Це дозволяє уникнути помилок, пов'язаних із завищенням випаровування та бічного відтоку до річок. Бічний відтік ґрунтових вод по товщі лесів, лесовидних суглинків і червоно-бурих суглинків є незначним і визначається величиною не більше 0,0008 м³/добу (лише по червоно-бурих суглинках — 0,000035 м³/добу). Проте в окремих випадках, коли по роздільному шару проходить не менше 10% від загальних витрат латерального потоку у шаруватій товщі, ним не варто нехтувати.

Щодо **балансу** ґрунтових вод у зоні впливу діючого водосховища, то важливо відмітити, що на відміну, від вододілів за межами впливу водосховищ, варто виділяти дві групи складових балансу. *Позитивні* або живлення: а) за рахунок інфільтрації атмосферних опадів, б) внаслідок втрат при зрошенні; в) внаслідок перетікання знизу (там де формуються штучні напори у вапняках сармату внаслідок підпору від водосховища); г) внаслідок підпору від водосховища. *Від'ємні*: а) бічний відтік (може бути досить незначним і спрямованим за генеральним напрямком стоку — паралельно потоку річки з водосховищем, до моря); б) перетікання до нижчезалягаючого водоносного горизонту (на підвищених та більш віддалених від водосховища ділянках рельєфу); в) евапотранспірація; г) збільшення статичних запасів внаслідок насичення слабопроникних порід із низькими коефіцієнтами водовіддачі. Остання складова є специфічною саме для смуги поширення підпору від водосховища.

Для *напірного горизонту* у вапняках верхнього сармату, подекуди понту, формування балансу відбувається іншим чином. *Позитивні складові*: а) перетікання ґрунтових вод згори, б) бічний приплив з водозбору; *від'ємні*: а) бічний відтік (від водосховища та обхідна фільтрація в річку нижче греблі водосховища); б) перетікання у нижчі водоносні

горизонти через гідравлічні вікна та водотриви, які здебільшого невитримані; в) витрати на водопостачання та зрошення (ці складові можуть істотно зрости після спуску водосховища); г) збільшення статичних запасів зв'язаних вод у слабопроникних пухких осадових породах.

Для розрахунку інфільтрації опадів у південних районах України можна використати напівемпіричне рівняння (Лялько, 1965):

$$w = \frac{8(A+2)}{\sqrt{h}}, \quad (8)$$

в якому
$$A = \frac{(x_o \cdot x_e) \cdot k}{(x_o - x_e) \cdot t \cdot d}, \quad (9)$$

де k — коефіцієнт фільтрації порід зони аерації, м/доб; d — середньорічний дефіцит вологості повітря, (5,0–5,1 мм); h — потужність порід зони аерації, м.

Дане рівняння вирізняється тим, що враховує суму ефективних опадів холодного періоду (x_e), суму річних опадів x_o (мм) та середньорічну температуру повітря t (°C), тому може виявитись достатньо ефективним і репрезентативним для загальних оцінок (в першому наближенні) змін річного інфільтраційного живлення за рахунок мінливості надходження вологи на РГВ у холодний період року із врахуванням змін температури.

Після спуску водосховища розподіл балансових складових для ґрунтових та напірних підземних вод істотно змінюється, для ґрунтових швидше, для напірних повільніше. Важливо розуміти, що окремі складові, які під час функціонування водосховища були прибутковими стають після його спуску від'ємними і навпаки.

Для з'ясування ступеню залежності коливань РГВ від рівневого режиму водосховища необхідно встановити **закономірності** режиму ґрунтових вод в межах року та в багаторічному плані, чому будуть присвячені наші наступні статті.

ВИСНОВКИ

Описано важливі гідрогеологічні завдання, які потрібно вирішити для оцінки ресурсних втрат та налагодження водопостачання на території прилеглих до колишнього Каховського водосховища.

Виконано фільтраційні розрахунки, що кількісно підтвердили авторську концепцію, згідно якої фільтраційні втрати з великих водосховищ під час і після їх наповнення акумулюються у тріщинно-поровому середовищі і поповнюють запаси прісних підземних вод, тоді як дренавання водоносних горизонтів річкою (зворотній процес), сприяє кількіс-

ному виснаженню підземних вод. Так, за відсутності Каховського водосховища зі стоком до Дніпра лише з його правого берега безповоротно втрачається у середньому до 50 млн. м³/рік прісних підземних вод доброї якості, що приблизно на 18 млн. м³/рік більше, ніж поповнення водоносних горизонтів унаслідок фільтраційних втрат із водосховища. Стік підземних вод до Дніпра у нинішньому стані може бути перехоплений і використаний, так само як і фільтраційні втрати за наявності водосховища. Проте, значне зниження РГВ та зневоднення, що посилюється унаслідок зменшення інфільтраційного живлення водоносних горизонтів на богарних землях, створить значні проблеми для сільського господарства у майбутньому.

Відтворено за даними первинних спостережень динаміку фільтраційних втрат та просування підпору від Каховського водосховища відразу після його наповнення (1956–1976 рр.). Уперше, на основі розрахунків градієнтів потоку, показано, що підпір від Каховського водосховища поширювався на прилеглу правобережну частину більш ніж 20 років (з 1955 приблизно до 1980 р.) і врівноважився на відстані близько 35 км.

Уперше проаналізовано дані спостережень за реакцією рівнів підземних вод під час подій 6–26 червня 2023 р. Встановлено, що після знищення водосховища, у зоні впливу підпору від р. Інгулець, протягом перших 3-х діб відбулось різке зростання рівня підземних напірних вод на 6 м, а потім більш повільне зниження протягом 14–16 діб. Швидкість відтоку підземних вод із відкладів верхнього сармату на окремих ділянках сягала 15 км/рік (за середніх значень 4,5–5,5 км/рік). За фактичними швидкостями поширення підпору та розрахованими градієнтами потоку встановлено, що коефіцієнти фільтрації сильнозакарстованих вапняків міоцену можуть досягати 800–1900 м/добу, що значно більше значень, розрахованих раніше за дослідно-фільтраційними роботами (10–550 м³/добу).

Швидкості осушення водоносної товщі вапняків значно вищі, ніж швидкості просування фільтраційного потоку після наповнення Каховського водосховища, що може свідчити про утворення за час після наповнення водосховища значної кількості карстових порожнин та каналізованих підземних потоків, у яких вода рухається за законами гідравліки, а не фільтрації. Осушення цих порожнин після спуску водосховища призведе до глибоких провалів з поверхні.

Отримані значення параметрів варто використати для побудови гідродинамічних моделей та розрахунків прогностичних ресурсів підземних вод.

ЛІТЕРАТУРА

- Баер, Р.А., Гриза, А.А., Лютаев, Б.В., Смирнов, Р.А. (1978). Инженерно-гидрогеологическое обоснование мелиоративного строительства. Киев: Будівельник, 200 с.
- Вишневецький, В.І. (2011). Ріка Дніпро. Київ.
- Водообмен в гидрогеологических структурах Украины. Водообмен в нарушенных условиях. (1991). Под. ред. В.М. Шестопалова, Е.А. Яковлева и др. Киев: Наукова думка.
- Воропаев, Г.В., Благоверов, Б.Г., Исмаилов, Г.Х. (1986). Экономико-географические аспекты формирования территориальных единиц в водном хозяйстве. Москва: Наука.
- Гур'євських, Л.С. (2015). Інформаційний звіт з моніторингу підземних вод на території Херсонської та Миколаївської областей станом на 01.01.2016 року. Херсон. Причорномор ДРГП, Фонди Причорномор ДРГП.
- Данилишин, Б.М., Дорогунцов, С.І., Міщенко, В.С. та ін. (1999). Природно-ресурсний потенціал сталого розвитку України. Під. Ред. Б.М. Данилишина, Київ, 716.
- Детальна геолого-економічна оцінка експлуатаційних запасів питних підземних вод ділянки "Бериславська-2" Бериславського родовища по свердловинах № 2-183, 2-281 водозабору ПАТ "Бериславський машинобудівний завод" в м. Бериславі Херсонської області. (2017). Звіт про розвідку ділянки родовища підземних вод (з підрахунком запасів станом на 01.10.2017 р.). Лизогуб В.О. та ін., Херсон.
- Детальна геолого-економічна оцінка експлуатаційних запасів питних підземних вод водозабору ПАТ "Новокаховський завод плавлених сирів" в межах ділянки "Окрема" Новокаховського родовища у м.Таврійськ Херсонської області. (2016). Тверда О.В., Лизогуб В.О., Херсон.
- Детальна геолого-економічна оцінка експлуатаційних запасів питних підземних вод ділянки "Херсонська-2" Херсонського родовища по свердловинах №№ 20-212, 20-446 водозабору ПАТ "Дніпровський термінал" в м. Херсоні (станом на 1.11.2015 р.). (2015). Лизогуб В.О., Горбань О.М. та ін., Херсон.
- Еськов, Б.Г. (1970). Инженерно-геологические особенности аллювия верхнего Днепра. Киев: Наукова думка. 156 с.
- Жернов, И.Е. (1982). Динамика подземных вод. Київ: Вища школа.
- Камзіст, Ж.С., Шевченко, О.Л. (2009). Гідрогеологія України. Навч. посібник. Київ: Фірма Інкос.
- Канівець, В.В., Деркач, Г.А. Обзор результатов исследований забруднення Каховського водосховища цезієм-137 і стронцієм-90, які проводились після аварії на Чорнобильській АЕС (1986–2021 рр.). *Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля*, **1** (5), 27–38.
- Лялько, В.І. (1965). К вопросу формирования баланса грунтовых вод междуречья Днепр – Молочная. Сб. "Водное хозяйство", Вып. 1. Киев: Урожай.
- Методические рекомендации по оценке влияния водохранилищ на ресурсы и запасы подземных вод. (1973). Москва: Изд-во ВСЕГИНГЕО.
- Методы изучения и оценка ресурсов глубоких подземных вод. (1986). Под ред. Бондаренко С.С., Вартаняна Г.С., Москва: Недра.
- Мокляк, В.І. (1962). Втрати на випаровування з водної поверхні. В кн. Гідрологічні розрахунки для річок України. Київ. 187–206.
- Опыт и методика изучения гидрогеологических и инженерно-геологических условий крупных водохранилищ. (1959). Под ред. Золотарева Г.С., Соколова Д.С., Чаповского Е.Г. Изд-во Московского университета. Ч.1. 176 с.
- Отчет о детальной разведке подземных вод для водоснабжения г. Новая Каховка Херсонской области УССР (подсчет эксплуатационных запасов на 1.08.1973 г.). (1973). Пашенко Л.Г., Одесса.
- Смирнов, Р.А., Богданов, В.И., Грыза, А.А., Солдак, А.Г. (1973). Гидрогеологические изыскания на застроенных территориях. Киев: Будівельник, 147 с.
- Тведт, Т. (2013). Подорож у майбутнє води. Київ, Ніка-Центр.
- Чорноморець, Ю.О., Перевозчиков, І.М., Орещенко, А.В., Мала, Л.М. (2023). Визначення стокових характеристик нижнього Дніпра з урахуванням підризу греблі Каховської ГЕС. *Метеорологія. Гідрологія. Моніторинг довкілля*, **2** (4), 51–61. <https://doi.org/10.15407/Meteorology2023.04.075>
- Шевченко А.Л. (1993). Влияние орошения днепровской водой на распределение стронция-90 и цезия-137 в природных компонентах. Оросительные мелиорации — их развитие, эффективность и проблемы. Мат.-лы междунар. науч. конф. Херсон, VI–1993, Херсон, НИИОЗ УААН, 141–142.
- Шевченко, О.Л. (2023). Сучасні водні конфлікти та протистояння (гідрогеологічний аспект). *Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля*, **2** (4). 75–86. <https://doi.org/10.15407/Meteorology2023.04.075>
- Шевченко, О.Л., Долін, В.В., Шабатура, О.В. (2021). Гідрогеологія родовищ корисних копалин: підручник. Київ: ВПЦ "Київський Університет". 383 с.
- Шевченко, О.Л., Кондратюк, Є.І., Чарний, Д.В. (2022). Автомні системи водопостачання підземними водами — необхідний запобіжник гуманітарних катастроф в умовах воєнної агресії. *Геологічний журнал*, **3**. 3–17. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2022.3.255733>
- Шевченко, А.Л., Скорбун, А.Д., Чарний, Д.В. (2021). Підпорядкованість коливань рівнів ґрунтових вод в басейні р. Південний Буг кліматичним змінам. *Вісник Одеського НУ. Сер.: Географічні та геологічні науки*, **26**, 2(39), 175–194.
- Шевченко, О.Л., Хрущов, Д.П. (2021). Теоретико-прикладні засади заощадливого використання підземних вод. Інфогеофрейми в гідрогеології. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Геологія)*, **3** (94), 109–120. <http://doi.org/10.17721/1728-2713.94.14>.
- Шикломанов, И.А. (1989). Влияние хозяйственной деятельности на речной сток. Ленинград: Гидрометеиздат, 334 с.
- Dai, A. (2013). Increasing drought under global warming in observations and models. *Nat. Climate Change*, **3**, 52–58, <https://doi.org/10.1038/nclimate1633>.
- Falkenmark, Malin and J. Rockstrom. (2004). Balancing water for humans and nature. The new approach in ecohydrology. London: Sterling, VA. 247.
- Van Lanen H.A.J., Laaha G., Kingston D.G., Gauster T., Ionita M. et al. (2016). Hydrology needed to manage droughts: the 2015 European case. *Hydrological Processes*, **30** (17), 3097–3104. [ff10.1002/hyp.10838ff.fffal-01528779](https://doi.org/10.1002/hyp.10838ff.fffal-01528779)
- Vyshnevskiy, V.I. & Shevchuk Serhii, A. (2024). Natural Processes in the Area of the Former Kakhovske Reservoir After the Destruction of the Kakhovka HPP. *Journal of Landscape Ecology*, **17** (2), 2024. 147–164. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2024-0014>
- Shevchenko, O., Osadchii, V., Charnyi, D.V., Onanko, Y.A., Grebin, V.V. (2019). Influence of global warming on the groundwater resources of the Southern Bug River basin 18th International Conference "Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects", Geoinformatics 2019 (Kyiv; 13–16 May 2019), art. no. 15890. Conference Paper Cite Score 2019; Kyiv, Ukraine.

REFERENCES

- Baer, R.A., Gryza, A.A., Lyutaev, B.V., & Smirnov, R.A. (1978). Engineering and hydrogeological basis for amelioration construction. Kyiv: Budivelnik, 200 p.
- Chornomorets, Y.O., Perevozchikov, I.M., Oreshchenko, A.V., & Mala, L.M. (2023). Determination of flow characteristics of the lower Dnipro taking into account the demolition of the Kakhovka HPP dam. *Meteorology. Hydrology. Environmental Monitoring*, **2**(4), 51–61. <https://doi.org/10.15407/Meteorology2023.04.075>
- Dai, A. (2013). Increasing drought under global warming in observations and models. *Nat. Climate Change*, **3**, 52–58. <https://doi.org/10.1038/nclimate1633>.
- Danylyshyn, B.M., Dorohuntsov, S.I., Mishchenko, V.S., et al. (1999). Natural resource potential for sustainable development of Ukraine. Ed. B.M. Danylyshyn, Kyiv.
- Detailed geological and economic assessment of operational reserves of drinking groundwater of the Berislavska-2 section of the Berislavsky deposit using wells No. 2-183, 2-281 of the water intake of PJSC Berislavsky Machine-Building Plant in the city of Berislav, Kherson region. (2017). Report on exploration of the groundwater deposit section (with reserve estimates as of 01.10.2017). Lyzohub V.O. et al., Kherson.
- Detailed geological and economic assessment of operational reserves of drinking groundwater of the water intake of PJSC "Novokakhovsky processed cheese factory" within the "Okrema" section of the Novokakhovsky deposit in the city of Tavriysk, Kherson region. (2016). Tverda O.V., Lyzohub V.O., Kherson.
- Detailed geological and economic assessment of operational reserves of drinking groundwater of the Khersonska-2 section of the Kherson deposit in wells No. 20-212, 20-446 of the water intake of PJSC "Dnepr Terminal" in Kherson (as of November 1, 2015). (2015). Lyzohub V.O., Gorban O.M. et al., Kherson.
- Eskov, B.G. (1970). Engineering and geological features of the upper Dnieper alluvium. Kyiv: Scientific opinion.
- Falkenmark, Malin and J. Rockstrom. (2004). Balancing water for humans and nature. The new approach in ecohydrology. London: Sterling, VA.
- Gurievsikh, L.S. (2015). Information report on groundwater monitoring in the territory of Kherson and Mykolaiv regions as of 01.01.2016. Kherson. Prychornomor SEGE, Prychornomor SEGE Funds.
- Kamzist, Z.S., & Shevchenko, O.L. (2009). Hydrogeology of Ukraine. Textbook. Kyiv.
- Kanivets, V.V., Derkach, G.A. (2024). Overview of the results of research of radioactive contamination of the Kakhovka reservoir, which were conducted after the accident at the Chernobyl NPP (1986–2021). *Meteorology. Hydrology. Environmental Monitoring*, **2**(4), 27–38.
- Lyalko, V.I. (1965). On the Formation of the Groundwater Balance in the Dnieper-Molochna Interfluvium. Coll. articles "Water Management", Issue 1. Kyiv.
- Methodological recommendations for assessing the impact of reservoirs on groundwater resources and reserves. (1973). Moscow: VSEGINGEO Publishing House.
- Methods of studying and assessing deep groundwater resources. (1986). Ed. Bondarenko S.S., Vartanyan G.S., Moscow.
- Moklyak, V.I. (1962). Evaporation losses from the water surface. In the book. Hydrological calculations for rivers of Ukraine. Kyiv. 187–206.
- Report on detailed exploration of underground water for water supply in Novaya Kakhovka of the Kherson region of the Ukrainian SSR (calculation of operational reserves as of August 1, 1973). (1973). L.G. Pashchenko, Odessa.
- Smirnov, R.A., Bogdanov, V.I., Gryza, A.A., & Soldak, A.G. (1973). Hydrogeological surveys in built-up areas. Kyiv.
- Shevchenko A.L. (1993). Effect of irrigation with Dnieper water on the distribution of strontium-90 and cesium-137 in natural components. Irrigation melioration — its development, efficiency and problems. Proc. int. sci. conf. Kherson, VI–1993, Kherson, NILOS UAAS, 141–142.
- Shevchenko, O.L. (2023). Modern water conflicts and confrontations (hydrogeological aspect). *Meteorology, Hydrology, Environmental Monitoring*, **2**(4), 75–86. <https://doi.org/10.15407/Meteorology2023.04.075>
- Shevchenko, O.L., Dolin, V.V., & Shabatura, O.V. (2021). Hydrogeology of mineral deposits: textbook. Kyiv: VPC "Kyiv University".
- Shevchenko, O.L., & Khrushchov, D.P. (2021). Theoretical and applied principles of prudent use of groundwater. Infogeophrams in hydrogeology. *Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv (Geology)*, **3**(94), 109–120. <http://doi.org/10.17721/1728-2713.94.14>
- Shevchenko, O.L., Kondratyuk, E.I., & Charny, D.V. (2022). Autonomous groundwater supply systems as a necessary safeguard against humanitarian disasters under military aggression. *Geological Journal*, **3**, 3–17. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2022.3.255733>
- Shevchenko, O., Osadchii, V., Charnyi, D.V., Onanko, Y.A., Grebin, V.V. (2019). Influence of global warming on the groundwater resources of the Southern Bug River basin 18th International Conference "Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects", Geoinformatics 2019 (Kyiv; 13–16 May 2019), art. no. 15890. Conference Paper Cite Score 2019; Kyiv, Ukraine.
- Shevchenko, A.L., Skorbut, A.D., & Charny, D.V. (2021). Subordination of groundwater level fluctuations in the Southern Bug river basin to climate change. *Bulletin of Odesa National University. Series: Geographical and Geological Sciences*, **26**, 2(39), 175–194.
- Shiklomanov, I.A. (1989). Influence of economic activity on river flow. Leningrad: Gidrometeoizdat.
- The experience and methodology of studying hydrogeological and engineering-geological conditions of large reservoirs. (1959). Ed. Zolotarev G.S., Sokolov D.S., Chapovsky E.G. Moscow University Publishing House. Part 1.
- Tvedt, T. (2013). Journey to the future of water. Kyiv: Nika-Center.
- Van Lanen, H.A.J., Laaha, G., Kingston, D.G., Gauster, T., Ionita, M. et al. (2016). Hydrology needed to manage droughts: the 2015 European case. *Hydrological Processes*, **30**(17), 3097–3104. [ff10.1002/hyp.10838ff](https://doi.org/10.1002/hyp.10838ff). [ffhal-01528779](https://doi.org/10.1002/hyp.10838ff)
- Voropaev, G.V., Blagoverov, B.G., & Ismailov, G.Kh. (1986). Economic and geographical aspects of the formation of territorial units in water management. Moscow: "Nauka".
- Vyshnevskiy, V.I. (2011). Dnipro River. Kyiv.
- Vyshnevskiy, V.I. & Shevchuk, S.A. (2024). Natural Processes in the Area of the Former Kakhovske Reservoir After the Destruction of the Kakhovka HPP. *Journal of Landscape Ecology*, **17**(2), 2024. 147–164. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2024-0014>
- Water exchange in hydrogeological structures of Ukraine. Water exchange in disturbed conditions. (1991). Ed. V.M. Shestopalov, E.A. Yakovlev, et al. Kyiv: Naukova Dumka.
- Zhernov, I.E. (1982). Dynamics of groundwater. Kyiv.

SOLVING HYDROGEOLOGICAL PROBLEMS IN THE CONTEXT OF ASSESSING RESOURCE LOSSES AND THE FEASIBILITY OF RESTORATION OF THE KAKHOVKA RESERVOIR

¹Oleksii Shevchenko

ORCID: 0000-0002-5791-5354

shevch62@gmail.com

²Ivan Tverdyi

i.tverdyi@ukrgeol.com

¹Andrii Oreshchenko

ORCID: 0000-0002-8363-6885

andrey_o@uhmi.org.ua

¹ Ukrainian Hydrometeorological Institute
of the State Emergency Service of Ukraine and
the National Academy of Sciences of Ukraine

² South Ukrainian Hydrogeological Expedition
SE "Ukrainian Geological Company", Kherson

The contradictory modern perspectives on the significance and role of the Kakhovka Reservoir in various sectors of Ukraine and the natural ecosystem necessitate the development of a systematic approach for a comprehensive assessment of the feasibility/ infeasibility of its restoration. The general algorithm for such an

approach may consist of sequential processing of the following stages: 1) comprehensive evaluation of long-term consequences and problems caused by the destruction of the reservoir dam (without assessing the relatively temporary consequences of the catastrophe itself); 2) assessment of the possibility of overcoming all problems that have arisen without restoring the reservoir and development of appropriate measures to address them; 3) comparison of the costs of these measures with the costs of restoring the reservoir and subsequent mitigation of negative effects from its existence; 4) objective comprehensive conclusion regarding the feasibility of reservoir restoration. The article also discusses hydrogeological assessments of filtration losses during reservoir filling and the depletion of artificial groundwater reserves after water discharge. The rates of backwater propagation (1956–1975) and groundwater runoff from the flood zone after the war crime committed by the occupiers in 2023 are compared. It is emphasized that reservoirs, especially large ones, are important factors in replenishing fresh groundwater resources and creating their artificial storage, as former local and sometimes regional groundwater discharge area transform into recharge areas. General features of formation and approaches to calculations of groundwater balance in reservoir influence zones are examined, as well as important specific features of hydrogeological conditions in the territory adjacent to the lower Dnipro.

Keywords: water reservoir, groundwater flow, level, backwater, filtration, restoration, water supply, assessment of consequences.



В.К. Хільчевський^{1*}ORCID: 0000-0001-7643-0304
hilchevskiy@ukr.net**Г.А. Беженару²**ORCID: 0000-0001-6340-9602
gherman.bejenaru@gmail.com**В.В. Гребінь¹**ORCID: 0000-0001-8197-607X
grebin1964@gmail.com

УДК 626.81

DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.059>

ГІДРОГРАФІЯ ТА ВОДНІ РЕСУРСИ МОЛДОВИ: СТАН, ВИКОРИСТАННЯ, УПРАВЛІННЯ

В Україні та Республіці Молдова є не тільки спільні державні кордони, а й спільні транскордонні річкові басейни. Крім цього, країни поєднують спільні євроінтеграційні прагнення — у 2022 р. вони стали країнами-кандидатами на членство в ЄС. Тому обопільний інтерес до багатьох сфер діяльності у кожній з країн цілком зрозумілий. У статті розглянуто гідрографічні умови та особливості гідрографічного районування території Молдови згідно з положеннями Водної рамкової директиви ЄС, обсяги водних ресурсів країни, їхнє використання та інституційну структуру управління ними. У країні є 3621 водотік загальною довжиною близько 16 тис. км. Серед них 250 річок мають довжину понад 10 км кожна. Всього 9 з них мають довжину понад 100 км. Найважливішими річками, які формують поверхневі водні ресурси Молдови, є транскордонні Дністер та Прут. В 2017 р. підписано Договір між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво у сфері охорони і сталого розвитку басейну річки Дністер. У гідрографічному районуванні території Молдови, виконаному за вимогами Водної рамкової директиви ЄС у 2011 р., для управління на території Молдови виділено два райони річкових басейнів: 1) Дунайсько-Прутський та Чорноморський; 2) Дністровський. За даними Aqua-stat FAO, середньорічний обсяг загальних водних ресурсів у Молдові становить 12,27 км³/рік, із яких 13% є внутрішніми водними ресурсами (1,32 км³/рік), а 87% — зовнішніми водними ресурсами (10,65 км³/рік). При кількості населення у 2024 р. 3 млн 35 тис. осіб показник загальних водних ресурсів на 1 людину — 4043 м³/рік, внутрішніх водних ресурсів на 1 людину — 534 м³/рік. У країні дуже високий коефіцієнт зовнішньої залежності — 0,87, тому створено сучасну інституційну структуру управління водними ресурсами. Міністерство довіклля Республіки Молдови формує водну політику та здійснює координацію і контроль за діяльністю органів управління та підпорядкованих державних служб та установ і підприємств, засновником яких воно є, зокрема: Агентства з охорони довіклля, Національної адміністрації “Води Молдови”, Державної гідрометеорологічної служби, ДП “Гідрогеологічна експедиція”.

Ключові слова: гідрографічне районування, район річкового басейну, водні ресурси, управління, Молдова.

ВСТУП

Підписання Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом у 2014 р. стимулювало впровадження положень Водної рамкової директиви (ВРД) ЄС у практику управління водними ресурсами в Україні (Хільчевський, Гребінь, 2017). При цьому, важливо враховувати досвід сусідніх країн, із якими в Україні є не тільки спільні державні кордони, а й спільні транскордонні річкові басейни. До таких країн належить Республіка Молдова, з якою Україну поєднують не лише транскордонні басейни річок Прут та Дністер, а й спільні євроінтеграційні прагнення.

Варто відзначити, що в 2014 р. підписано Угоду про асоціацію між Республікою Молдова та Європейським Союзом, а у 2022 р. Україні та Молдові офіційно було надано статус країн-кандидатів на вступ до ЄС.

У 1994 р. було підписано Угоду між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво в галузі водного господар-

ства на прикордонних водах, а у 2017 р. підписано повномасштабний “Договір між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво у сфері охорони і сталого розвитку басейну річки Дністер” (Договір, 2017), у якому зокрема враховано й положення ВРД ЄС (Директива, 2000). Раніше, у 2010 р. підписано “Договір між Урядом Румунії та Урядом Республіки Молдова про співпрацю із охорони та сталого використання вод Пруту та Дунаю” (Acordul, 2010).

Населення Молдови у 2024 р. становило 3 млн 35 тис. осіб (Worldometer, 2024), площа — 33843,5 км² (Carcelea, 2024). Країна на заході межує із Румунією, на півночі, сході та півдні — з Україною (рис. 1).

Територія країни простягається з півночі на південь на 350 км, із заходу на схід — 150 км. Загальна протяжність державного кордону Республіки Молдова становить 1906 км (водна частина — 951 км, суходутна — 955 км). Кордон Республіки Молдова з Румунією (по р. Прут) має протяжність 684 км,



Рис. 1. Молдова і сусідні країни (Depositphotos. Moldova, 2025)

з Україною — 1222 км. Молдова не має морських кордонів, але має 430 м берегової лінії Дунаю, що дозволяє здійснювати морські перевезення через річковий порт Джурджулешти. Республіка Молдова є придунайською державою, членом Дунайської комісії з регулювання судноплавства, Міжнародної комісії з охорони річки Дунай.

У 2011 р. було прийнято Закон Республіки Молдова про воду (Legea, 2011), у якому враховано основні положення Водної рамкової директиви ЄС. В законі зазначено, що район річкового басейну є головною одиницею управління гідрографічними басейнами та пов'язаними із ними підземними водами.

Постановою Уряду Республіки Молдова в 2017 р. було затверджено план управління Дністровським районом річкового басейну (Guvernul, 2017), у 2018 р. — план управління Дунайсько-Прутським та Чорноморським районом річкового басейну (Guvernul, 2018).

У Молдові приділяють увагу вивченню водних ресурсів країни. Варто відзначити, що Академією наук Республіки Молдова було здійснено експертизу водного господарства країни. У ній відзначалося, що теоретично середньорічні загальні поверхневі водні ресурси країни, представлені переважно річками Дністер і Прут, становлять $13,2 \text{ км}^3$, підземні — $2,8 \text{ км}^3$ (разом 16 км^3), що означає приблизно $4000 \text{ м}^3/\text{рік}$ на 1 людину (Dusa, 2010). Вченими була запропонована розробка концепції розвитку сис-

теми водопостачання та водовідведення, яка б передбачала водопостачання населених пунктів республіки з поверхневих водних об'єктів, мінімізуючи використання підземних вод.

У монографії вчених Інституту екології та географії Державного університету Молдови (м. Кишинів) проаналізовано стан та використання водних ресурсів як в цілому по країні, так і в галузевому та регіональному аспекті (Burduja, Bacal, 2022). Питання оцінки водних ресурсів країни під впливом змін клімату висвітлені у праці (Bejenaru, Mardari, 2024), під впливом агротехнічних заходів — (Беженару, Мельничук, 2016). Мінімально допустимі обсяги водних ресурсів для країни дослідили (Melniciuc et al., 2019).

Оцінку стану водних ресурсів річок Північного району розвитку виконано (Jelearov, 2022), річки Реут (Bejenaru, Dilan, 2022). Оцінюванню водних ресурсів у гідрографічних басейнах малих річок у контексті змін навколишнього середовища (на прикладі р. Белцата) присвячена публікація (Sîrodov et al., 2017), у якій за допомогою моделювання SWAT досліджено сучасну і визначено прогнозу величини стоку річки.

Транскордонний діагностичний аналіз басейну річки Дністер було виконано колективом українських та молдовських фахівців у рамках проєкту Глобального екологічного фонду (Александров и др., 2019).

В україномовній праці (Хільчевський, 2023) охарактеризовано гідрографію та водні ресурси Молдови у контексті дослідження цих аспектів по країнах Європи.

Комплексних праць, у яких би поряд із гідрографічним районуванням, оцінюванням водних ресурсів Молдови було висвітлено сучасну схему управління ними, не виявлено.

Мета статті — оцінити гідрографічні умови та особливості гідрографічного районування території Молдови згідно з положеннями Водної рамкової директиви ЄС, обсяги водних ресурсів країни, їхнє використання та інституційну структуру управління ними.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

При дослідженні було використано матеріали Aquastat FAO — Глобальної інформаційної системи з водних ресурсів Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН — профіль Республіки Молдова (Aquastat, 2021), довідкового веб-сайту Worldometer (Worldometer, 2024), статистичного щорічника Республіки Молдова за 2023 р. (Anuarul, 2023), офіційних сайтів Агентства з охорони довкілля Міністерства довкілля Республіки Молдова

(Agenția de Mediu, 2025), Агентства “Води Молдови” (Agenția Apele Moldovei, 2024), державної гідрометеорологічної служби (Serviciul, 2025).

Профіль країни у Глобальній інформаційній системі з водних ресурсів Aquastat FAO, який формується за рахунок даних національних органів управління водними ресурсами, нараховує близько 50 показників за 2019–2021 рр. (не всі вони можуть бути заповнені).

Нами було опрацьовано наступні дані по території Молдови (Aquastat, 2021) з отриманням середньорічних показників:

- кількість атмосферних опадів (мм/рік, км³/рік);
- річковий стік внутрішній (км³/рік);
- зовнішній приплив річкового стоку в країну (з Румунії та України) — км³/рік;
- стік прикордонних річок (км³/рік);
- врахований стік прикордонних річок (км³/рік);
- врахований зовнішній приплив річкового стоку в країну (км³/рік);
- відтік із території країни (в Румунію та Україну) (км³/рік);
- загальний річковий стік (км³/рік);
- підземні води внутрішні (км³/рік);
- перекриття поверхневих і підземних вод (гідравлічно зв'язані) (км³/рік);
- підземні води зовнішні (км³/рік);
- зовнішні водні ресурси (км³/рік);
- внутрішні водні ресурси (км³/рік);
- внутрішні водні ресурси на 1 людину (м³/рік);
- загальні водні ресурси (зовнішні + внутрішні) (км³/рік);
- загальні водні ресурси на 1 людину (м³/рік);
- коефіцієнт зовнішньої залежності водних ресурсів (%).

Оцінювання обсягів водних ресурсів виконувалося порівнянням із пороговими значеннями індикатора водного дефіциту Фалькенмарк (Falkenmark, 2003) (м³/рік):

- водні ресурси стабільні >2500;
- водна вразливість — 1700–2500;
- водний стрес <1700;
- водний дефіцит <1000;
- абсолютний водний дефіцит <500.

При опрацюванні матеріалів по водних ресурсах Молдови застосовувалися статистичні методи досліджень.

РЕЗУЛЬТАТИ І ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Природні умови. Молдова розташована на крайньому південному заході Східноєвропейської рівнини, займає більшу частину міжиріччя Дністра і Пруту (понад 90% території країни) і вузьку смугу лівобережжя Дністра в його середній і нижній течії

(близько 10%), а також понад 400 м берегової лінії Дунаю.

Рельєф Молдови характеризується чергуванням степових рівнинних просторів із лісовими та лісостеповими підвищеннями. Поверхня країни являє собою горбисту рівнину, розділену річковими долинами і ярами. Середня висота над рівнем моря — 147 м. Основні форми рельєфу — яри, балки, височини, долини. У формуванні сучасного рельєфу велику роль відіграли ерозійно-зсувні процеси. У північних районах Молдови, де відслонюються легкорозчинні породи (вапняк, мергель, гіпс), розвиваються карстові процеси, що призводять до утворення печер. Розташований тут гористий вапняковий кряж Товтри є залишком стародавніх вапнякових рифів, що виникли після відступу Сарматського моря з цієї території 10–20 млн років тому (Carcelea, 2024).

У північній частині країни розташоване Молдовське плато зі згладженими формами рельєфу та плоскими межиріччями. На південь від нього простягається Північномолдавська рівнина зі слабкорозчленованим рельєфом. У середній частині правобережжя басейну р. Прут розташована Чулуцька височина. На сході, між долинами р. Реут та р. Дністер, простягається Придністровська височина. У середній частині країни знаходиться Центральномолдовська височина (Кодри) із максимальними висотами 350–430 м. У західній частині Кодр розташована найвища точка — гора Беленешти. На південь від Кодр простягається Південномолдовська рівнина — з широкими долинами, балками і ярами. У південно-західній частині Молдови між р. Прут та р. Ялпуг розташована Тигецька височина з горбистим, ерозійно-зсувним рельєфом. На північному сході лівобережжя Дністра розташовані південно-західні відроги Подільської височини, які розчленовані глибокими каньйоноподібними долинами приток. На південному сході простягається Нижньодністровська рівнина.

Клімат Молдови є помірно-континентальним. Літо тривале та спекотне із середньою температурою вище 20°C. Нерідко тропічні повітряні маси приносять температуру 30–38°C. Опади бувають рідко, більшість їх випадає під час гроз, що супроводжуються градом. Поширені посухи. Зима бідна на опади, а середня температура січня становить близько –4°C. Сніговий покрив дуже тонкий і зазвичай тримається лише два з половиною місяці на півночі та один місяць на півдні.

Середні багаторічні суми опадів коливаються від 400 мм на півдні до 600 мм на півночі. Більша частина опадів випадає у березні та жовтні, що може викликати повені на річках (Carcelea, 2024).

Річки. Гідрографічна мережа Молдови належать до басейну Чорного моря. Вона складається із 4-х водозбірних басейнів: 1) Дністра, що займає 57% території країни; 2) Прута, що займає близько 24% країни; 3) Дунаю (річки, які впадають в озеро, пов'язані з Дунаєм); 4) Чорного моря — річки, які впадають в озера-лимани, пов'язані з Чорним морем (3-й та 4-й басейни разом становлять 19%) (рис. 2).

Густота гідрографічної мережі по території країни нерівномірна. При середньому показнику 0,48 км/км², вона вища на півночі Дністровсько-Прутського межиріччя (0,84 км/км²) і значно менша на лівобережжі Дністра (0,12 км/км²). Густота гідрографічної мережі в басейні Дністра в цілому становить 0,56 км/км². Живлення річок — снігове і дощове, роль підземних вод незначна.

У країні є 3621 водотік загальною довжиною близько 16 тис. км (Дуса, 2010). Серед них 250 річок мають довжину понад 10 км кожна. Всього 9 із них (Дністер, Прут, Реут, Когильник, Бик, Ботна, Ялпуг, Куболта, Ікель) мають довжину понад 100 км (табл. 1).

Великі водотоки, що протікають територією країни (Дністер та Прут), завдяки загальному нахилу рельєфу, мають напрямок із північного заходу на південний схід. Різні напрямки мають лише малі річки, притоки лівобережжя Дністра і Прута та річки, що впадають на півдні країни у озера басейнів Дунаю та Чорного моря.

Прут — річка в Україні, Румунії та Молдові, бере початок на схилах гори Говерла в Українських Карпатах на висоті 1580 м, є лівою притокою Дунаю, представляючи східну межу його водозбору. Прут від витоків до с. Делятин Надвірнянського району Івано-Франківської області має характер типової гірської річки. Нижче — річка набуває рівнинного

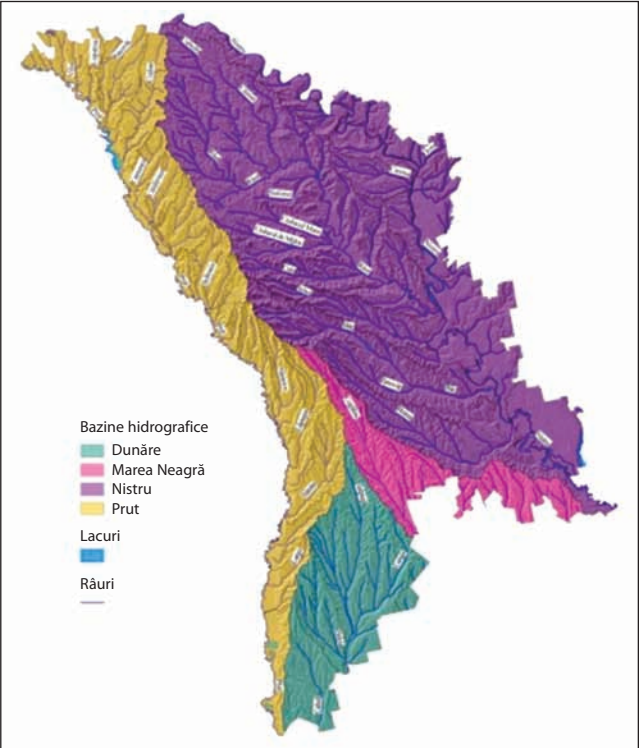


Рис. 2. Основні природні гідрографічні басейни на території Молдови: р. Прут (коричневий); р. Дністер (фіолетовий); р. Дунай (синій); Чорного моря — рожевий (Centrul, 2025)

характеру. У нижній течії долина річки розширюється до 10 км, береги стають похилими, місцями порізані ярами. Русло розширюється і становить від 100 до 400 м, заплава сильно заболочена. Середня річна витрата води у гирлі при впадінні у Дунай (біля с. Джурджулешти Кагульського району в Молдові) — 110 м³/с.

Басейн р. Прут (загальна площа 27540 км²) розташований на території трьох країн: 33% — в Україні;

Таблиця 1. **Перелік найбільших річок на території Молдови (укладено авторами)**

№	Назва річки	Довжина, км		Площа басейну, км ²		Витрата, м ³ /с	Куди впадає
		повна	в Молдові	повна	в Молдові		
1	Дністер	1352	636	72100	19200	300,00	Чорне море
2	Прут	967	684	27540	7711	110,00	Дунай
3	Реут	286	286	7760	7760	11,00	Дністер
4	Когильник	243	125	3910	1030	0,30	оз. Сасик
5	Бик	155	155	2150	2150	1,57	Дністер
6	Ботна	152	152	1540	1540	0,77	Дністер
7	Ялпуг	142	135	3180	3128	2,90	оз. Ялпуг
8	Куболта	103	103	943	943	1,20	Реут
9	Ікель	101	101	814	814	0,74	Дністер

39% — у Румунії; 28% — у Молдові. Кордон між Україною і Румунією по Пруту — 39 км, між Молдовою і Румунією — 681 км.

Дністер — річка в Україні та Молдові, бере початок в Українських Карпатах на висоті 911 м біля с. Вовче Львівській області. Дві ліві невеликі притоки Дністра беруть початок на території Польщі. Загальна довжина Дністра становить 1352 км, площа басейну — 72,1 тис. км². Дністер у верхній частині — типова гірська річка з вузькою й глибокою долиною. На рівнину виходить нижче м. Старий Самбір Львівської області. Впадає у Дністровський лиман Чорного моря на території Одеської області в Україні. Середня річна витрата води в гирлі 300 м³/с.

Дністер є найважливішою водною артерією Молдови, на території якої протяжність річки (ділянка с. Наславча — с. Паланка) становить 636 км. На ділянці 142,5 км. річка є кордоном між Республікою Молдова та Україною. Площа басейну в Молдові — 19,2 тис. км² або 26,5% від загальної території басейну.

Рейт — річка в центральній частині Молдови, права притока Дністра. Це найбільша річка, яка протікає цілком на території Молдови, водночас є найбільшою притокою Дністра (довжина — 286 км, площа басейну — 7760 км²). Середня річна витрата води в гирлі 11 м³/с.

Озера. На території Молдови налічується близько 60 природних озер (загальною площею води 62,2 км²). Переважають невеликі озера з площею 0,1–0,2 км². За походженням переважна більшість озер є заплавленими (табл. 2). На плато Кодри зустрічаються невеликі загатні озера.

Кагул — транскордонне озеро в пониззі Дунаю. Невелика (близько 1 км) ділянка північного узбережжя належить Молдові, більша частина озера знаходиться в Україні (Ізмаїльський район Одеської області — на схід від м. Рені). Площа дзеркала озера варіюється в залежності від сезону в діапазоні 82–93,5 км², об'єм — 180 млн м³. Середня глибина —

1,5–2 м, максимальна — 7 м. Мінералізація води від 0,8 до 1,5 г/дм³.

З півночі в озеро впадає річка Кагул. Протоками сполучається із Дунаєм і озером Картал, від заплави Дунаю відокремлене дамбою.

На молдовській ділянці знаходиться водонапірна станція, яка слугує для зрошення полів у Молдові поблизу м. Кагул і с. Джурджулешти.

Белеу — заплавне озеро в нижній частині р. Прут, найбільша природна водойма на території Молдови. Воно розташоване на півдні країни в Кагульському районі. Площа озера складає 6,26 км², об'єм — 8,4 млн м³, при розмірах 9,5 на 5 км. Пересічна глибина коливається у межах 0,5–1,5 м, а максимальна складає 2,5 м.

Реліктова водойма виникла 5–6 тис. років тому у великій дельті р. Дунай. У 1991 р. озеро стало частиною наукового заповідника “Прутул де Жос” (“Нижній Прут”) площею 16,91 км². У 1992 р. воно було майже повністю висушене, але пізніше відновлене. Сьогодні поповнення водного басейну озера Белеу здійснюється за рахунок двох проток із річок Прут і Дунай, від яких залежить весняний рівень води в озері.

Водосховища. У Молдові водосховищем вважається штучна водойма з об'ємом води понад 1 млн м³, ставом — з об'ємом води менше 1 млн м³. У країні налічується 126 водосховищ та близько 3,5 тис. ставів, загальною площею понад 461 км², загальний об'єм води становить близько 2 км³.

Найбільшими водосховищами на території Молдови є *Костешти-Стинка* на р. Прут, утворене на кордоні Молдови та Румунії (загальний об'єм води — 735,0 тис. м³, поверхня водного дзеркала — 59,0 км², середня глибина — 12,5 м, максимальна — 34,0 м) та *Дубоссарське* на р. Дністер (загальний об'єм води — 485,0 тис. м³, поверхня водного дзеркала — 67,5 км², середня глибина — 7,2 м, максимальна — 19,9 м) (табл. 3).

Гідрографічне районування за ВРД ЄС. Гідрографічне районування території Молдови (рис. 3), виконане за вимогами Водної рамкової директиви ЄС, було затверджено Законом Республіки Молдова про воду в 2011 р. (Legea, 2011). Відповідно, для управління на території Молдови було виділено два райони річкових басейнів: 1) Дунайсько-Прутський та Чорноморський; 2) Дністровський.

Площа Дунайсько-Прутського та Чорноморського району річкового басейну (РРБ) становить 14770 км², або 43,6% від загальної площі країни. Із півночі на південь РРБ простягається на 350 км зі змінною шириною (від 25 до 120 км). Середнє значення абсолютної висоти ландшафту РРБ становить 142 м.

Таблиця 2. **Найбільші озера Молдови (Carpelea, 2024)**

№	Назва	Площа, км ²	Басейн річки
1	Кагул	93,5	Дунай
2	Белеу	6,3	Прут
3	Манта	4,5	Прут
4	Селеш	3,7	Бик
5	Драчеле	2,7	Прут
6	Ротунда	2,1	Прут
7	Старий Дністер	1,9	Дністер
8	Рошу	1,2	Дністер

Таблиця 3. Найбільші водосховища Молдови (Carcelea, 2024)

№	Назва водосховища	Річка	Об'єм, млн м³	Площа, км²	Рік введення
1	Костешти-Стинка	Прут	735,0	59,0	1978
2	Дубоссарське	Дністер	485,0	68,0	1956
3	Кучурганське	Кучурган	88,0	27,3	—
4	Тараклійське	Ялпуг	62,0	15,1	1982
5	Гідігіцьке	Бик	27,6	6,8	1963

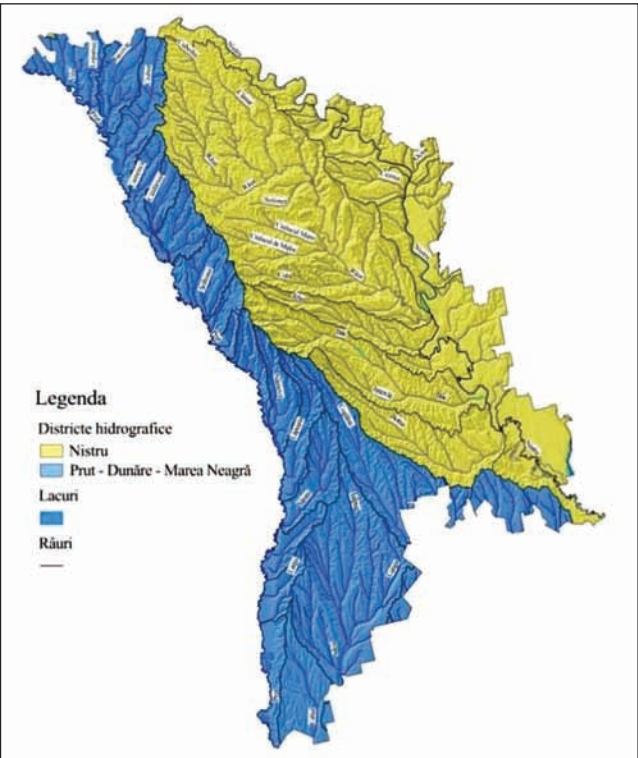


Рис. 3. Гідрографічне районування Молдови згідно з ВРД ЄС. Райони річкових басейнів: Дунайсько-Прутський та Чорноморський (блакитний); Дністровський (беж) (Centrul, 2025)

Дунай протікає безпосередньо по території 10 країн, а до його басейну причетні 19 країн Європи. Республіка Молдова є членом Міжнародної комісії з охорони Дунаю, безпосередньо управляє 0,94% від загальної площі його басейну. Прут впадає в Дунай біля с. Джурджулешти.

Площа Дністровського району річкового басейну становить 19076 км², або 56,4% від загальної площі країни. Розташовуючись асиметрично по головній осі долини Дністра, лівобережна частина басейну становить 3,5 тис. км² (18,27%), а права — 15,7 тис. км² (81,72%). Водні ресурси басейну Дністра на території Молдови оцінюються в 10 700 млн м³, із цього обсягу менше 30% формується на території країни. Дністер є основним джерелом води в країні.



Рис. 4. Суббасейни, виділені у районах річкових басейнів на території Молдови (Centrul, 2025)

Законом Республіки Молдова про воду (2011 р.) було перебачено виділення в районах річкових басейнів менших гідрографічних одиниць — суббасейнів (рис. 4).

У межах Дунайсько-Прутського та Чорноморського РРБ виділено 24 суббасейни: Сарата, Хаджидер, Чиргиш — Китай, Катлабух, Кагул, Раковець, Вілія — Лопатинка, Кам'янка, Келдеруша, Шовець, Делія, Братулянка, Варшава, Нирнова, Серата, Чугур, Лепушна, Фрумоаса — Крихана, Алкалія, Гирла Маре — Шелтоя, Ларга, Тігеч; Когильник, Ялпуг (Trombițki, 2018).

У межах Дністровського РРБ виділено 15 суббасейнів: Чорна — Резіна, Раковець — Санетеука — Алчедар, Рибниця — Ягорлик, Реут, Старий Дністер —

Штюбей — Лиман, Окниця — Окна, Ікель, Сухий Ягорлик — Комарова, Ботна, Белцата — Шерпень, Бик, Наславча — Василкеу, Колотков — Кучурган, Дністер, Сахарна — Жидувка (Trombiṭki, 2018).

Обсяги водних ресурсів. За даними FAO Aquastat, середньорічна кількість опадів у Молдові становить 450 мм/рік (15,23 км³) — табл. 4. Середньорічний обсяг загальних відновних водних ресурсів становить 12,27 км³/рік, із яких 13% є внутрішніми (місцевими) водними ресурсами (1,32 км³/рік), а 87% — зовнішніми водними ресурсами (10,65 км³/рік) (Aquastat, 2021).

При кількості населення у 2024 р. 3 млн 35 тис. осіб (Worldometer, 2024), показник загальних водних ресурсів на 1 людину — 4043 м³/рік, внутрішніх водних ресурсів на 1 людину — 534 м³/рік.

У порівнянні з пороговими значеннями індикатора водного дефіциту Фалькенмарк це означає “водний дефіцит” дуже близький до “абсолютного водного дефіциту за внутрішніми водними ресурсами і “водні ресурси стабільні” за загальними водними ресурсами (Falkenmark, 2003).

У Молдові дуже високий коефіцієнт зовнішньої залежності водних ресурсів (Кз) — 87% (Aquastat — FAO, 2021). Кз визначається як частка від ділення

обсягів зовнішніх водних ресурсів (ЗовВР, км³) на обсяги загальних водних ресурсів (ЗагВР, км³):

$$K_z = \text{ЗовВР} / \text{ЗагВР} \quad (1)$$

Використання водних ресурсів. Як видно за даними статистичного щорічника Республіки Молдова (Anuaru, 2023), протягом 2000–2022 рр. відбулося певне скорочення використання водних ресурсів у країні (табл. 5). Так, загальний водозабір скоротився в 1,1 раза — із 849 млн м³ у 2000 р. до 788 млн м³ у 2022 р.

Варто зазначити, що за період понад 20 років частка галузей у використанні води у Молдові дещо змінилася (табл. 6). Зросла частка промисловості (із 69% до 74%) та зменшилися частки сільського господарства (із 14% до 12%) та комунального водопостачання (із 17% до 14%).

Управління водними ресурсами. У країні створено сучасну інституційну структуру управління водними ресурсами, яка відповідає вимогам Водної рамкової директиви ЄС. Міністерство довкілля Республіки Молдови формує водну політику та здійснює координацію і контроль за діяльністю органів управління та підпорядкованих державних служб, а також державних установ і підприємств, засновни-

Таблиця 4. Характеристика середньорічних показників водних ресурсів Молдови в 2024 р. на основі даних інформаційної системи Aquastat FAO (укладено авторами за Aquastat, 2021)

Вид водних ресурсів	Диференціація видів водних ресурсів	Об’єм, км ³	Примітки
Атмосферні опади		15,23	450 мм/рік
Поверхневі води	Річковий стік внутрішній (А)	1,32	
	Зовнішній приплив річкового стоку в країну (Б)	9,20	З території України та Румунії
	Стік прикордонних річок	2,90	
	Врахований стік прикордонних річок (В)	1,45	
	Врахований зовнішній приплив річкового стоку в країну (З _{пр}), З _{пр} = Б + В	10,65	
	Відтік з території країни	10,23	На територію України та Румунії
	Загальний річковий стік (ЗРС), ЗагРС = А + З _{пр}	11,97	
Підземні води	Підземні води внутрішні (ПД _в)	1,30	
	Перекриття між поверхневими і підземними водами (ПД _{пер})	1,00	Гідравлічно зв’язані з річковим стоком
	Підземні води зовнішні (ПД _з)	0,00	
Зовнішні водні ресурси (ЗовВР)	ЗовВР = З _{пр} + ПД _з	10,65	
Внутрішні водні ресурси (ВнВР)	ВнВР = А + (ПД _в – ПД _{пер})	1,62	Внутрішні водні ресурси на 1 людину: 534 м ³ /рік
Загальні водні ресурси (ЗагВР)	ЗагВР = ВнВР + ЗовВР	12,27	Загальні водні ресурси на 1 людину: 4043 м ³ /рік

Таблиця 5. Динаміка використання водних ресурсів у Молдові за 2000–2022 рр., млн м³ (укладено авторами за Anuaru, 2023)

Галузі водокористування	Роки					
	2000	2005	2010	2015	2020	2022
Промисловість	588	583	581	579	583	582
Сільське господарство (зі зрошенням)	115	82	86	84	92	93
Комунальне водопостачання	146	120	118	114	112	113
Всього*	849	785	785	777	787	788

Примітка. * — без урахування інформації про лівобережжя Дністра.

ком яких воно є, зокрема: Агентства з охорони довкілля, Національної адміністрації “Води Молдови”; Державної гідрометеорологічної служби, ДП “Гідро-геологічна експедиція” (Ministerul, 2025) — рис. 5.

Агентство з охорони довкілля є адміністративним органом Міністерства довкілля, відповідальним за реалізацію державної політики у довірених сферах діяльності, зокрема у сфері охорони та регулювання використання водних ресурсів: бере участь у реалізації національного законодавства щодо якості та охорони поверхневих і підземних водних ресурсів, вносить пропозиції щодо внесення змін і доповнень до відповідного законодавства; встановлює граничні значення викидів забруднювальних речовин у поверхневі води залежно від ступеня наявного забруднення, а також методи їх вимірювання; видає екологічний дозвіл на спеціальне використання води фізичним та юридичним особам, призупиняє, скасовує або продовжує його дію; створює та забезпечує функціонування системи моніторингу якості поверхневих і підземних вод; забезпечує роботу лабораторії якості води та проводить вимірювання, аналізи та екологічні дослідження поверхневих і підземних вод; здійснює технічну підтримку Міністерства у розробленні програм моніторингу стану та використання поверхневих і підземних вод, а також забезпечує їх виконання (Agenția de Mediu, 2025).

Таблиця 6. Частка галузей у використанні води у Молдові за 2000–2022 р., % (укладено авторами за [Anuaru])

Галузі	2000	2010	2022
Промисловість	69	74	74
Сільське господарство (зі зрошенням)	14	11	12
Комунальне водопостачання	17	15	14
Всього	100	120	100

Примітка. * — без урахування інформації про лівобережжя Дністра.

Державна установа “Національна адміністрація “Води Молдови” (НАВМ), підпорядкована Міністерству довкілля, утворена рішенням Уряду Молдови, яке вступило в дію з 1 січня 2025 р. (Agenția Apele Moldovei, reorganizată, 2024). НАВМ утворена в результаті реорганізації Агентства “Води Молдови”, яке існувало протягом 2007–2024 рр. (Agenția Apele Moldovei, 2024). НАВМ поглинула три державні підприємства: ДП “Басейнова дирекція водного господарства”, ДП “Система водного господарства Дністер-Центр” та ДП “Дирекція гідротехнічного вузла Костешти-Стинка”. При цьому, створено три нові дирекції: “Дністровська басейнова дирекція”; “Дунайсько-Прутська та Чорноморська басейнова дирекція”; “Дирекція гідротехнічного вузла

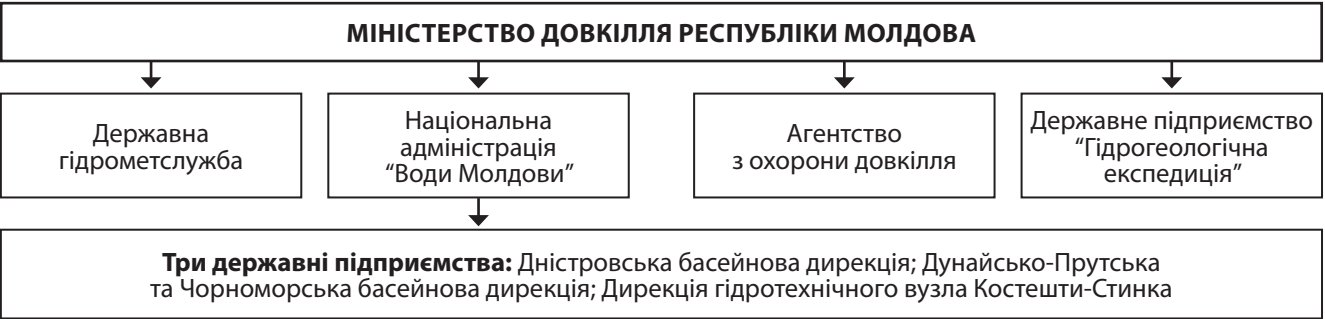


Рис. 5. Структура управління водними ресурсами Молдови, 2025 р. (укладено авторами)

Костешти-Стинка". Основні функції Національної адміністрації "Води Молдови" включають управління землями водного фонду, утримання поверхневих і підземних водних об'єктів, моніторинг будівельних робіт і утримання гідротехнічних споруд, а також реалізацію ефективних заходів щодо запобігання повеням і посухам.

Державна гідрометеорологічна служба є спеціалізованим центральним публічним органом, створеним відповідно до Закону Республіки Молдова про гідрометеорологічну діяльність 1998 р., із функціями реалізації політики у галузі метеорології, гідрології, а також кліматології, агрометеорології (Serviciul, 2025). Підпорядковується Міністерству довкілля. У своїй діяльності Служба спирається на два профільні центри: метеорологічний центр; гідрологічний центр. Основними завданнями Служби є здійснення моніторингу гідрометеорологічних умов із метою захисту населення та галузей національної економіки від небезпечних, стихійних гідрометеорологічних явищ та високого рівня забруднення довкілля; забезпечення гідрометеорологічною інформацією; попередження та консультації, підготовлені у разі виникнення небезпечних гідрологічних явищ на річках країни; проведення наукових та прикладних досліджень у галузі метеорології, гідрології та вивчення тенденції зміни кліматичних умов на території країни; міжнародне співробітництво.

Державне підприємство "Гідрогеологічна експедиція Молдови" є науково-дослідним і виробничим центром при Міністерстві довкілля, якій доручено геологорозвідувальні роботи та будівництво об'єктів із експлуатації підземних вод, за допомогою яких розширюється доступ населення до якісних джерел питної води (Întreprinderea, 2025).

Гідрогеологічна експедиція також спільно з Агентством з геології та мінеральних ресурсів бере участь у реалізації державної політики у галузі геологічного вивчення надр, їх раціонального використання, моніторингу та охорони (в частині підземних вод).

ВИСНОВКИ

1. Гідрографічна мережа Молдови належать до басейну Чорного моря. Природно вона складається з 4-х водозбірних басейнів: 1) Дністра, що займає 57% території країни; 2) Прута, що займає близько 24% країни; 3) Дунаю (річки, які впадають в озеро, пов'язані з Дунаєм); 4) Чорного моря — річки, які впадають в озера-лимани, пов'язані з Чорним морем (3-й та 4-й басейни разом становлять 19%). Морського кордону країна не має.

2. У країні є 3621 водотік загальною довжиною близько 16 тис. км. Серед них 250 річок мають дов-

жину понад 10 км кожна. Всього 9 з них мають довжину понад 100 км. Найважливішими річками, які формують поверхневі водні ресурси Молдови, є транскордонні Дністер та Прут. Реут є найбільшою річкою (довжина 286 км), яка повністю протікає територією країни. В 2017 р. підписано Договір між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво у сфері охорони і сталого розвитку басейну річки Дністер.

3. На території країни налічується близько 4 тис. водойм, з яких 60 природних озер (переважно з площею дзеркала 0,1–0,2 км²), 126 водосховищ та понад 3,5 тис. ставів. Найбільшими водосховищами на території Молдови є Костешти-Стинка на р. Прут, утворене на кордоні Молдови та Румунії (об'єм — 735,0 тис. м³) та Дубоссарське на р. Дністер (485,0 тис. м³).

4. Гідрографічне районування території Молдови, виконане за вимогами Водної рамкової директиви ЄС, було затверджено Законом Республіки Молдова про воду в 2011 р. Відповідно, для управління на території Молдови було виділено два райони річкових басейнів: 1) Дунайсько-Прутський та Чорноморський; 2) Дністровський.

5. За даними Aquastat FAO середньорічний обсяг загальних водних ресурсів у Молдові становить 12,27 км³/рік, із яких 13% є внутрішніми водними ресурсами (1,32 км³/рік), а 87% — зовнішніми водними ресурсами (10,65 км³/рік). При кількості населення у 2024 р. 3 млн 035 тис. осіб показник загальних водних ресурсів на 1 людину — 4043 м³/рік, внутрішніх водних ресурсів на 1 людину — 534 м³/рік. У країні дуже високий коефіцієнт зовнішньої залежності — 0,87.

6. У країні створено сучасну інституційну структуру управління водними ресурсами, яка відповідає вимогам ВРД ЄС. Міністерство довкілля Республіки Молдови формує водну політику та здійснює координацію і контроль за діяльністю органів управління та підпорядкованих державних служб та установ і підприємств, засновником яких воно є, зокрема: Агентства з охорони довкілля, Національної адміністрації "Води Молдови"; Державної гідрометеорологічної служби, ДП "Гідрогеологічна експедиція". Постановою Уряду Республіки Молдова в 2017 р. було затверджено план управління Дністровським районом річкового басейну, у 2018 р. — план управління Дунайсько-Прутським та Чорноморським районом річкового басейну.

7. В Україні та Молдові є спільні транскордонні річкові басейни, тому українським фахівцям буде надзвичайно корисним мати уявлення про процеси у сфері водних відносин, що відбуваються у сусідній країні.

ЛІТЕРАТУРА

- Александров, Б., Афанасьев, С., Бежан, Ю. и др. (2019). Трансграничный диагностический анализ бассейна реки Днестр. Кишинев – Киев, 155 р.
- Беженару, Г., Мельничук, О. (2016). Оценка изменения водных ресурсов рек Республики Молдова под влиянием агротехнических мероприятий. *Cadastru și Drept*, **46**, 187–190.
- Директива Європейського Парламенту і Ради 2000/60/ЄС від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок заходів Співтовариства в галузі водної політики. Отримано 03 січня 2025 р. із https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text
- Договір між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво у сфері охорони і сталого розвитку басейну річки Дністер. 7 червня 2017 р. Отримано 03 січня 2025 р. із https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/498_165-12#n
- Хільчевський, В.К. (2023). Гідрографія та водні ресурси Європи. К.: ДІА, 308 с.
- Хільчевський, В.К., Гребін, В.В. (2017). Гідрографічне та водогосподарське районування території України, затверджене у 2016 р. — реалізація положень ВРД ЄС. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, **1**(44), 8–20.
- Acordul între Guvernul României și Guvernul Republicii Moldova privind cooperarea pentru protecția și utilizarea durabilă a apelor Prutului și Dunării. 28 iunie 2010. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din <https://gov.md/sites/default/files/document/attachments/nu-1193-mm-2023.pdf>
- Агенція “Апеле Молдовеї” (2024). Site oficial. Pre luat la 24 decembrie 2024 din <https://apelemoldovei.gov.md/>
- Агенція “Апеле Молдовеї”, reorganizată. Vor fi create trei Direcții noi. Stiri.MD. 18.12.2024. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din <https://stiri.md/article/social/agentia-apele-moldovei-reorganizata-vor-fi-create-trei-directii-noi>
- Агенція де Медіу. Ministerul Mediului (2025). Site oficial. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din <https://am.gov.md/>
- Aquastat — FAO (2021). Country Profile — Republic of Moldova. Retrieved December 24, 2024 <https://www.fao.org/aquastat/en/countries-and-basins/country-profiles/country/MDA>
- Anuarul statistic al Republicii Moldova (2023). Chișinău, 587 p.
- Bejenaru, G., Dilan, V. (2022). Assessment of the water resources of small rivers in the Republic of Moldova. Case study — Răut River. *Present Environment and Sustainable Development*, **16**(2), 15–24.
- Bejenaru, G., Mardari, V. (2024). Modificarea resurselor de apă pe teritoriul Republicii Moldova prin prisma schimbărilor climatice. SHS. Pre luat la 24 decembrie 2024 din https://meteo.md/images/uploads/clima/researches/Evaluarea_resurselor_de_apa_MG.pdf
- Burduja, D., Bacal, P. (2022). Evaluarea utilizării și gestionării resurselor de apă ale Republicii Moldova. Studiu de caz: RD Nord. Chișinău, 200 p.
- Capcea, V. (2024). Geografia fizică a Republicii Moldova. Chișinău, 246 p.
- Centrul Național de Mediu (2025). Managementul resurselor de apă. Pre luat la 3 ianuarie 2025. din https://environment.md/ro/managementul_resurselor_de_apa
- Depositphotos. Moldova-vector-map (2025). Pre luat la 3 ianuarie 2025. din <https://depositphotos.com/ua/vector/republic-of-moldova-vector-map-11312688.html>
- Duca, G. (2010). Managementul apelor în Republica Moldova. *Expertiza A.Ș.M. Akademos*, **2**(17), 26–27.
- Falkenmark, M. (2003). Freshwater as shared between society and ecosystems: From divided approaches to integrated challenges. *Philosophical Transactions Royal Society London*, **358**, 2037–2049. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1386>.
- Guvernul Hotărâre Republica Moldova Nr. HG814/2017 din data de 17.10.2017 cu privire la aprobarea Planului de gestionare a districtului bazinului hidrografic Nistru. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din <https://faolex.fao.org/docs/pdf/mol221277.pdf>
- Guvernul Hotărâre Republica Moldova Nr. HG955/2018 din 03.10.2018 cu privire la aprobarea Planului de gestionare a districtului bazinului hidrografic Dunărea-Prut și Marea Neagră. Pre luat la 3 ianuarie 2025. din <https://faolex.fao.org/docs/pdf/mol221278.pdf>
- International Security and Partnership Centre (2024). Retrieved December 24, 2024 from <https://www.ispc.org.ua/archives/746>
- Intreprinderea de Stat Expediția Hidro-geologică din Moldova (2025). Site oficial. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din <https://ehgeom.gov.md/ro/>
- Jeleapov, A. (2022). Resursele de apă ale râurilor din cadrul Regiunii de Dezvoltare Norda Republicii Moldova. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. *Științele vieții*, **1**(345), 109–117.
- Legea apelor nr. 272/23.12.2011 Republica Moldova. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din https://www.legis.md/cautare/getResults?doc_id=23003&lang=ro
- Melniciuc, O., Jeleapov, A., Crăciun, A., Bejenaru, G. (2019). Resursele minime admisibile de apă ale Republicii Moldova. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. *Științele vieții*, **3**(339), 135–144.
- Ministerul Mediului al Republicii Moldova (2025). Site oficial. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din <https://mediu.gov.md/>
- Serviciul Hidrometeorologic de Stat (2025). Site oficial. Pre luat la 3 ianuarie 2025 din <https://www.meteo.md/index.php/despre-noi/>
- Sirodov, G., Corobov, R., Trombitki, I., Cazac, V., Canțir, A. (2017). Evaluarea resurselor de apă în bazinele hidrografice ale râurilor mici în contextul schimbărilor de mediu (caz de studiu r. Bălțata). *Buletinul Institutului de Geologie și Seismologie al AȘM*, **1**, 90–98.
- Trombitki, I., Ed. (2018). Ghid (îndrumar metodologic) pentru gestionarea bazinelor râurilor mici i mijlocii. Grupul de lucru: R. Melian et al. Chișinău, Eco-Tiras, 84 p.
- Worldometer. Moldova — Water (2024). Pre luat la 24 decembrie 2024 din <https://www.worldometers.info/water/moldova-water/>

REFERENCES

- Agreement between the Cabinet of Ministers of Ukraine and the Government of the Republic of Moldova on cooperation in the field of protection and sustainable development of the Dniester River basin. June 7, 2017. [in Ukrainian]. Retrieved January 3, 2025 from https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/498_165-12#n
- Agreement between the Government of Romania and the Government of the Republic of Moldova regarding cooperation for the protection and sustainable use of the Prut and Danube waters. June 28, 2010. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://gov.md/sites/default/files/document/attachments/nu-1193-mm-2023.pdf>
- Aquastat — FAO (2021). Country Profile — Republic of Moldova. Retrieved December 24, 2024 from <https://www.fao.org/aquastat/en/countries-and-basins/country-profiles/country/MDA>

- Aleksandrov, B., Afanasyev, S., Bejan, Yu. et al. (2019). Transboundary diagnostic analysis of the Dniester River basin. Chişinău — Kyiv, 155 p. [In Russian]
- "Apele Moldovei" Agency (2024). Official site. [In Romanian]. Retrieved December 24, 2024 from <https://apelemoldovei.gov.md/>
- "Apele Moldovei" Agency, reorganized. Three new Directorates will be created. 18.12.2024. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://stiri.md/article/social/agentia-apele-moldovei-reorganizata-vor-fi-create-trei-directii-noi>
- Bejenaru, G., Dilan, V. (2022). Assessment of the water resources of small rivers in the Republic of Moldova. Case study — Răut River. *Present Environment and Sustainable Development*, **16**(2), 15–24.
- Bejenaru, G., Melniciuc, O. (2016). Assessment of changes in water resources of the rivers of the Republic of Moldova under the influence of agrotechnical measures. *Cadastre and Law*, **46**, 187–190. [In Russian]
- Bejenaru, G., Mardari, V. (2024). Modificarea resurselor de apă pe teritoriul Republicii Moldova prin prisma schimbărilor climatice. SHS. [In Romanian]. Retrieved December 24, 2024 from https://meteo.md/images/uploads/clima/researches/Evaluarea_resurselor_de_apă_MG.pdf
- Burduja, D., Bacal, P. (2022). Evaluation of the use and management of the water resources of the Republic of Moldova. Case study: RD Nord. Chişinău, 200 p. [In Romanian]
- Capcelea, V. (2024). Physical geography of the Republic of Moldova. Chişinău, 246 p. [In Romanian]
- Depositphotos. Moldova-vector-map (2025). Retrieved January 3, 2025 from <https://depositphotos.com/ua/vector/republic-of-moldova-vector-map-11312688.html>
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. [In Ukrainian]. Retrieved January 3, 2025 from https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text
- Duca, G. (2010). Water management in the Republic of Moldova. *Expertise A.S.M. Akademos*, **2**(17), 26–27. [In Romanian]
- Environment Agency. Ministry of the Environment (2025). Official site. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://am.gov.md/>
- Falkenmark, M. (2003). Freshwater as shared between society and ecosystems: From divided approaches to integrated challenges. *Philosophical Transactions Royal Society London*, **358**, 2037–2049. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1386>.
- Government Decision Republic of Moldova No. HG814/2017 of 17.10.2017 regarding the approval of the Management Plan of the Dniester river basin district. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://faolex.fao.org/docs/pdf/mol221277.pdf>
- Government Decision Republic of Moldova No. HG955/2018 of 03.10.2018 regarding the approval of the Management Plan of the Danube-Prut and Black Sea river basin district. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://faolex.fao.org/docs/pdf/mol221278.pdf>
- International Security and Partnership Centre (2024). Retrieved December 24, 2024 from <https://www.ispc.org.ua/archives/746>
- Khilchevskiy, V.K. (2023). Hydrography and water resources of Europe. Kyiv: DIA, 308 p. [In Ukrainian]
- Jeleapov, A. (2022b). The water resources of the rivers within the Norda Development Region of the Republic of Moldova. *Bulletin of the Academy of Sciences of Moldova. Life Sciences*, **1**(345), 109–117. [In Romanian]
- Khilchevskiy, V.K., Grebin, V.V. (2017). Hydrographic and water management zoning of the territory of Ukraine, approved in 2016. — implementation of the provisions of the EU WFD. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, **1**(44), 8–20. [In Ukrainian]
- Melniciuc, O., Jeleapov, A., Crăciun, A., Bejenaru, G. (2019). The minimum admissible water resources of the Republic of Moldova. *Bulletin of the Academy of Sciences of Moldova. Life sciences*. **3**(339), 135–144. [In Romanian]
- Ministry of the Environment of the Republic of Moldova (2025). Official site. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://mediu.gov.md/>
- National Environmental Center (2025). Water resources management. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from https://environment.md/ro/managementul_resurselor_de_apă
- Sirodoev, G., Corobov, R., Trombitki, I., Cazac, V., Cantir, A. (2017). Evaluation of water resources in the hydrographic basins of small rivers in the context of environmental changes (case study Bălta). *Bulletin of the Institute of Geology and Seismology of the ASM*, **1**, 90–98. [In Romanian]
- State Enterprise Hydrogeological Expedition from Moldova (2025). Official site. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://ehgeom.gov.md/ro/>
- State Hydrometeorological Service (2025). Official site. [In Romanian]. Retrieved January 3, 2025 from <https://www.meteo.md/index.php/despre-noi/>
- Statistical yearbook of the Republic of Moldova (2023). Chişinău, 587 p. [In Romanian]
- Trombitski, I. Ed. (2018). Guide (methodological guideline) for the management of small and medium-sized river basins. Working group: R. Melian et al. Chişinău, Eco-Tiras, 84 p.
- Water Law No. 272/23.12.2011 Republic of Moldova. [In Romanian] Retrieved January 3, 2025 from https://www.legis.md/cautare/getResults?doc_id=23003&lang=ro
- Worldometer. Moldova — Water (2024). Retrieved December 24, 2024 from <https://www.worldometers.info/water/moldova-water/>

Valentyn Khilchevskiy¹
ORCID: 0000-0001-7643-0304
khilchevskiy@ukr.net

Gherman Bejenaru²
ORCID: 0000-0001-6340-9602
gherman.bejenaru@gmail.com

Vasyl Grebin¹
ORCID: 0000-0001-8197-607X
grebin1964@gmail.com

¹ Taras Shevchenko National University of Kyiv, Kyiv, Ukraine

² State hydrometeorological service, Chişinău, Republic of Moldova

HYDROGRAPHY AND WATER RESOURCES OF MOLDOVA: CONDITION, USE, MANAGEMENT

Ukraine and the Republic of Moldova have not only common state borders, but also common cross-border river basins. In

addition, the countries share common European integration aspirations (in 2022, they became candidate countries for EU membership). Therefore, the mutual interest in many spheres of activity in each of the countries is quite understandable. The article examines the hydrographic conditions and features of the hydrographic zoning of the territory of Moldova in accordance with the provisions of the EU Water Framework Directive, the volume of the country's water resources, their use, and the institutional structure of their management. There are 3621 watercourses in the country with a total length of about 16 thousand. km Among them, 250 rivers have a length of more than 10 km each. A total of 9 of them are over 100 km long. The most important rivers that form the surface water resources of Moldova are the transboundary Dniester and Prut. In 2017 the Agreement between the Cabinet of Ministers of Ukraine and the Government of the Republic of Moldova on cooperation in the field of protection and sustainable development of the Dniester River basin was signed. In the hydrographic zoning of the territory of Moldova, carried out in accordance with the requirements of the EU Water Framework Directive in 2011, two district of river basins were allocated for management in the territory of Moldova: 1) Danube-Prut and Black Sea; 2) Dniester. According to Aquastat FAO, the average annual volume of total

water resources in Moldova is 12.27 km³/year, of which 13% are internal water resources (1.32 km³/year), and 87% are external water resources (10.65 km³/year year). With the population in 2024 3 million 35 thousand people, the indicator of total water resources per 1 person is 4043 m³/year, internal water resources per 1 person is 534 m³/year. The country has a very high coefficient of external dependence — 0.87. A modern institutional structure of water resources management has been created. The Ministry of the Environment of the Republic of Moldova formulates water policy and coordinates and controls the activities of management bodies and subordinate state services and institutions and enterprises of which it is the founder, in particular: the Environmental Protection Agency, the National Administration "Water of Moldova", the State Hydrometeorological Service, state enterprise "Hydrogeological Expedition". By resolution of the Government of the Republic of Moldova in 2017 the management plan of the Dniester district of the river basin was approved in 2018. — the management plan for the Danube-Prut and Black Sea district of the river basin.

Keywords: hydrographic zoning, river basin district, sub-basin, river, Danube, Prut, Dniester, lake, reservoir, water resources, management, Moldova.



ЧИСЛОВІ МЕТОДИ ТА МОДЕЛІ В ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЇ

Б.Ф. Христюк

ORCID: 0000-0003-4290-3745

khryst@uhmi.org.ua

Л.О. Горбачова

ORCID: 0000-0003-1033-9385

gorbachova@uhmi.org.ua

УДК 556.06+556.166 (282.247.314)

DOI: [https://doi.org/10.15407/](https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.071)

Meteorology2025.07.071

МОДЕЛЮВАННЯ ДОЩОВИХ ПАВОДКІВ РІЧКИ СТРИЙ ЗА ДОПОМОГОЮ ШТУЧНОЇ НЕЙРОННОЇ МЕРЕЖІ

Український гідрометеоро-
логічний інститут Державної
служби України з надзвичайних
ситуацій та Національної
академії наук України, Київ

Своєчасне прогнозування дощових паводків на річках дозволяє уникнути негативних наслідків, які вони можуть спричиняти, руйнуючи споруди та комунікації, розташовані у їхніх руслах чи на заплавах. Це актуально для р. Стрий, оскільки в її басейні час від часу формуються катастрофічні дощові паводки. Стаття присвячена застосуванню штучної нейронної мережі (ШНМ) для моделювання дощового стоку р. Стрий біля смт. Верхнє Синьовидне за період 2005–2012 рр. Із застосуванням пакету “nnet” у RStudio (версія 2024.12.0 Build 467) розроблено модель ШНМ прямого зв'язку. Окрім цього, використано також класичну лінійну модель множинної регресії (КЛММР). Модель, заснована на ШНМ, має перевагу над КЛММР, оскільки її статистичні показники якості моделювання вищі. Так, коефіцієнт ефективності Неша-Саткліфа моделі ШНМ для навчальної вибірки склав 91,6%, а для тестової — 92,5%, що класифікує її як відмінну. Разом з цим, для КЛММР ці показники склали 81,5% та 89,4%, відповідно. Графічний аналіз також продемонстрував перевагу моделі ШНМ, оскільки саме для неї отримано краще співпадіння змодельованих і історичних значень, що підтверджують більш високі показники коефіцієнтів детермінації (0,92 ШНМ і 0,82 КЛММР для навчальної вибірки та 0,93 ШНМ і 0,89 КЛММР для тестової вибірки). Статистичні показники RMSE моделі КЛММР виявилися більшими за модель ШНМ як для навчальної (29,8 м³/с та 20,1 м³/с, відповідно), так і для тестової (25,2 м³/с та 21,1 м³/с, відповідно) вибірок. Перевага моделі ШНМ над моделлю КЛММР зумовлюється тим, що вона враховує нелінійність зв'язку “опад-стік” завдяки паралельності своєї архітектури. В Україні моделювання водного стоку річки із застосування ШНМ виконано вперше. Такий підхід може бути особливо актуальним для транскордонних річок країни, для яких існують суттєві проблеми доступності даних спостережень.

Ключові слова: моделювання дощового стоку, штучна нейронна мережа, функції активації, навчальна та тестова вибірки.

ВСТУП

Карпати — найбільш паводконебезпечних регіон України. Як і усі інші карпатські річки, річка Стрий, найбільша притока Дністра, характеризується паводковим режимом, обумовленим таненням снігового покриву весною та взимку (впродовж відлиг), а також зливами та затяжними дощами влітку та восени. Формування дощового стоку відбувається під впливом доволі складних метеорологічних чинників, що обумовлюють характер злив (інтенсивність, тривалість, площу зрошення), та ґрунтово-фізичних характеристик поверхні річкових водозборів, які визначають величину втрат на інфільтрацію, швидкість та час добігання води по схилах і в руслах (Гопченко та Гопцій, 2015).

У минулому моделюванням водного стоку р. Стрий займалися різні науковці. Зокрема, у 1983

році Сусідко М.М. створив програму “Стрий-4” для прогнозування водного стоку р. Стрий при проходженні дощових та сніго-дощових паводків. Ця програма була розроблена на основі математичної моделі формування дощового та талого стоку Гідрометцентру СРСР (Бельчиков та Корень, 1979). Програма “Стрий-4” не знайшла свого практичного використання в оперативній діяльності УкрГМЦ, оскільки вона потребувала значного масиву вихідних гідрометеорологічних даних, які не завжди були у наявності, а також мала невелику завчасність прогнозування (3–6 годин). Надалі Сусідко М.М. також розробив програму “Стрий-5”, яка була заснована на закономірностях переміщення водних мас у русловій мережі та призначалася для короткострокового прогнозування водного стоку р. Стрий із завчасністю 2–4 години (Соседко, 1976;

Соседко, 1984). Подібні моделі вимагають значно меншої кількості вихідних даних, але вони не враховують прогноз кількості опадів на найближчий період, що зменшує завчасність прогнозу водного стоку за цими моделями. Ще однією розробкою Су-сідко була програма “Дністер–10”, яка призначалася для оцінки максимальних витрат/рівнів води на гірських притоках Дністра, у тому числі, і р. Стрий під час проходження дощових паводків. Якщо до 2003 року версія цієї програми діяла на засадах фізико-статистичного підходу, то у версії 2006 року відбулося удосконалення програми шляхом використання моделі процесів формування дощового стоку “Дощ–3” (Соседко, 2000; Приймаченко, 2010). Отже, прогнози водного стоку за вище наведеними моделями мають незначну завчасність, оскільки не враховують у повній мірі прогнозів параметрів погоди, а для прогнозування паводків різного генезису використовуються різні моделі.

Моделювання водного стоку р. Стрий також виконано у праці Христюка Б.Ф та ін. (2022), у якій застосовано модуль “Rainfall-Runoff” програмного комплексу Mike 11 та прогноз параметрів погоди за мезомасштабною моделлю WRF для короткострокового прогнозування витрат води дощових паводків та створено автоматизовану систему прогнозування паводків на р. Стрий (FFS Stryi). Разом з цим, у цьому підході виникають труднощі при калібруванні модуля “Rainfall-Runoff”, які пов’язані із відсутністю спостережень за випаровуванням з поверхні водозбору.

Одним із перспективних напрямків моделювання водного стоку річок є застосування моделей, заснованих на штучних нейронних мережах (ШНМ). Розроблення детальних математичних моделей штучних нейронних мереж розпочалася ще у 40-х роках минулого століття з роботи МакКаллоха та Піттса (1943), а перша нейронна мережа була розроблена Розенблаттом (1959). Застосування штучних нейронних мереж у різних напрямках гідрології розпочалося у 90-х роках минулого століття. Зокрема, для моделювання зв’язків “опад-стік” (Minns & Hall, 1996; Shamseldin, 1997), а у подальшому — при моделюванні транспорту наносів (Taufur, 2002), при оцінці, прогнозуванні та екстраполяції річкового стоку (Cigizoglu, 2003), при обробці даних штучного дощування (Chakravarti et al., 2015). У окремих випадках, моделі засновані на ШНМ дають кращі результати моделювання, ніж концептуальні моделі, особливо коли дані спостережень є епізодичними та нетривалими (Ghumman et al., 2011).

Принципова перевага ШНМ полягає у її здатності враховувати як лінійні, так і нелінійні зв’язки та вивчати їх безпосередньо за вихідними даними.

ШНМ — це швидкий та гнучкий підхід, який був визнаний прийнятним для моделювання різноманітних гідрологічних процесів. Однак, схожість моделей ШНМ із моделями “чорного ящика” викликає негативну реакцію у частини дослідників (Guide to Hydrological Practices, 2009).

Нейронні мережі працюють як людський мозок. Вони отримують певну інформацію, опрацьовують її приховано, а потім видають результат. Розробка моделі, заснованої на ШНМ, зазвичай полягає у визначенні її архітектури та вибору функції активації. Спочатку необхідно визначитися із кількістю шарів та розстановкою нейронів у цих шарах. Кількість нейронів у вхідному шарі відповідає кількості незалежних змінних, яку, в свою чергу, можна визначити кореляційним аналізом. При цьому, слід уникати мультиколінійності між двома або більше незалежними змінними. Кількість нейронів прихованого шару моделі визначається шляхом оптимізації, методом спроб та помилок. Функція активації визначає вихідне значення нейрона в залежності від результату зваженої суми входів та порогового значення. У моделях ШНМ, залежно від задач моделювання, використовують значний перелік функцій активації. Найвідоміші з них — східчаста, лінійна, сигмоїдна та гіперболічний тангенс (Ripley, 1996).

Метою дослідження є застосування штучної нейронної мережі для моделювання водного стоку р. Стрий біля смт. Верхнє Синьовидне у теплий період року за даними про опади та водність річки.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

У дослідженні використані дані мережі спостережень Українського гідрометеорологічного центру: витрати води на гідрологічному посту р. Стрий — смт Верхнє Синьовидне та кількість опадів на метеорологічних станціях Турка, Стрий і Славське за травень-вересень 2005–2012 рр. з кроком у часі 6 годин, що відповідає частоті спостережень за опадами на цих метеорологічних станціях. Указаний період був вибраний тому, що у 2008 на р. Стрий спостерігався дощовий паводок, найвищий за останні 40 років.

Кількість опадів на метеорологічних станціях Турка, Стрий і Славське за кожний строк спостережень осереднювався за формулою:

$$P_i = \frac{P_i^T + P_i^{CT} + P_i^{CL}}{3}, \quad (1)$$

де P_i — середня кількість опадів за i -й строк спостережень; $P_i^T, P_i^{CT}, P_i^{CL}$ — кількість опадів на метеорологічних станціях Турка, Стрий та Славське за i -й строк спостережень, відповідно.

Витрати води на гідрологічному посту р. Стрий — смт. Верхнє Синьовидне визначалися за рівнями води за кривими витрат. Значення витрат води між стандартними строками спостережень (8 та 20 год) із кроком у часі 6 годин визначалися шляхом лінійної або поліноміальної інтерполяції. Слід зазначити, що при проходженні високих дощових паводків на р. Стрий, спостереження на посту р. Стрий — смт. Верхнє Синьовидне за рівнями води проводяться частіше стандартних строків, а саме о 4, 12, 16 та 24 годинах.

Попередньо значення витрат води та середньої кількості опадів були нормалізовані зважаючи на те, що вони вимірюються у різних числових діапазонах. Нормалізація змінних величин (Z-нормалізація) відбувалася за формулою:

$$X' = \frac{X_i - \bar{X}}{\sigma}, \quad (2)$$

де X' , X_i , $\bar{X}$ — нормалізоване, початкове та середнє значення змінної величини, відповідно; σ — стандартне відхилення.

Усі розрахунки були виконані у RStudio (версія 2024.12.0 Build 467) із використанням пакету “nnet” (Ripley, 1996; R Core Team, 2017). Програмний код був нами написаний мовою R. Пакет “nnet” в основному зосереджений на нейронних мережах прямого зв'язку, які є типом штучної нейронної мережі, де інформація тече в одному напрямку, від вхідного до вихідного шару. Ці мережі добре підходять для таких завдань, як класифікація та регресія. Пакет “nnet” дозволяє вказати архітектуру моделі з кількістю нейронів у кожному шарі та функцію активації.

У якості функції активації використовувалася логістична сигмоїдна функція ($f(x)$), яка має вигляд (Hornik et al., 1989):

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-x}}, \quad (3)$$

де x — вихідні дані.

Передача інформації від нейронів вхідного шару до нейронів прихованого шару відбувається за правилом підсумовування зважених значень зв'язків між нейронами:

$$X_j = \sum_{i=1}^N (x_i \cdot w_{ij}), \quad (4)$$

де X_j — сумарне значення на вході j -го нейрону прихованого шару; N — кількість нейронів вхідного шару; x_i — значення, яке передається від i -го нейрону вхідного шару до j -го нейрону прихованого шару; w_{ij} — вага зв'язку, яка з'єднує нейрон i з нейроном j .

Аналогічно відбувається передача інформації від нейронів прихованого шару до нейрона вихідного шару:

$$X_k = \sum_{j=1}^N (x_j \cdot w_{jk}), \quad (5)$$

де індекси j та k відповідають індексам нейронів прихованого шару та нейрону вихідного шару, відповідно.

Результати моделювання витрат води навчальної та тестової вибірок оцінювалися за трьома статистичними показниками: коефіцієнтом ефективності моделі Неша-Саткліфа (NSE), RMSE (квадратним коренем з середньоквадратичної різниці між змодельованими і фактичними значеннями) та коефіцієнтом детермінації (R^2). Окрім цього, відбувалося графічне порівняння змодельованих та історичних значень.

Коефіцієнт ефективності моделі Неша-Саткліфа (NSE) визначався за формулою (Nash & Sutcliffe, 1970):

$$NSE = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_{\phi i} - Y_{mi})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_{\phi i} - \bar{Y}_{\phi})^2} \right] \cdot 100\%, \quad (6)$$

де $Y_{\phi i}$ та Y_{mi} — фактичні та змодельовані значення величин, відповідно; $\bar{Y}_{\phi}$ — середнє значення фактичної величини; n — кількість даних.

Моделі, які мають коефіцієнт ефективності $NSE = 100\%$ відносяться до ідеальних, більше 90% — до відмінних, $80-90\%$ — дуже добрих, $60-80\%$ — добрих, $<60\%$ — до незадовільних (Aoulmi et al., 2021).

Статистичний показник RMSE використовується для кількісної оцінки похибки між історичними та змодельованими значеннями величини, яка досліджується (Настанова з оперативної гідрології, 2012):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_{\phi i} - Y_{mi})^2}{n}}, \quad (7)$$

Коефіцієнт детермінації (R^2) є мірою ступеню відповідності моделі фактичним даним. Він показує, яку долю варіації залежної змінної можна пояснити незалежною змінною або кількома змінними.

Окрім моделі, заснованої на ШНМ, були виконані також розрахунки за класичною лінійною моделлю множинної регресії (КЛММР) за тими ж вихідними даними.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХНЕ ОБГОВОРЕННЯ

В якості вихідних даних моделі формування дощового стоку р. Стрий у теплий період року нами були використані дані про опади та водність річки. Після побудови кореляційної матриці вихідних даних встановлено, що витрати води р. Стрий — Верхнє Синьовидне (Q_t) корелюють із витратою води за попередній строк (6 годин потому) (Q_{t-6}) та се-

Таблиця 1. Кореляційна матриця вихідних даних

	Qt	Qt-6	Pt-6	Qt-12	Pt-12	Qt-18	Pt-18	Qt-24	Pt-24
Qt	1								
Qt-6	0,91	1							
Pt-6	0,41	0,25	1						
Qt-12	0,77	0,91	0,15	1					
Pt-12	0,46	0,41	0,37	0,25	1				
Qt-18	0,64	0,77	0,12	0,91	0,15	1			
Pt-18	0,44	0,46	0,16	0,41	0,37	0,25	1		
Qt-24	0,55	0,64	0,10	0,77	0,12	0,91	0,15	1	
Pt-24	0,37	0,44	0,14	0,46	0,16	0,41	0,37	0,25	1

редньою кількістю опадів, яка випала на поверхню водозбору о 6, 12, 18 та 24 години потому (P_{t-6} , P_{t-12} , P_{t-18} , P_{t-24}) (табл. 1). Витрати води за строки спостережень 12, 18 та 24 години (Q_{t-12} , Q_{t-18} , Q_{t-24}) у функціональній залежності не були враховані, оскільки їхнє врахування приводить до мультиколеніарності: коефіцієнти кореляції між Q_{t-6} та Q_{t-12} , Q_{t-12} та Q_{t-18} , Q_{t-18} та Q_{t-24} становлять 0,91. Отже, функціональна залежність має наступний вигляд:

$$Q_t = f(Q_{t-6}, P_{t-6}, P_{t-12}, P_{t-18}, P_{t-24}). \tag{8}$$

Значення Q_{t-6} , P_{t-6} , P_{t-12} , P_{t-18} та P_{t-24} стали п'ятьма нейронами вхідного шару моделі ШНМ. Кількість нейронів прихованого шару моделі визначалась шляхом оптимізації, методом спроб та помилок.

Перебір кількості нейронів відбувався в межах від 2 до 15. Найменшу середньоквадратичну похибку було отримано при трьох нейронах прихованого шару. Вихідний шар моделі складається з одного нейрона (рис. 1).

Усі наявні дані гідрометеорологічних спостережень за 2005–2012 рр. були розділені на дві рівні частини, які склали навчальну та тестову вибірки. Поділ на дві рівні частини відбувався не за календарним принципом, а випадково. Загалом, було використано значення витрат води та кількості опадів за 4888 строків спостережень.

Моделю ШНМ, отримана за даними навчальної вибірки, була застосована до тестової вибірки. Ре-

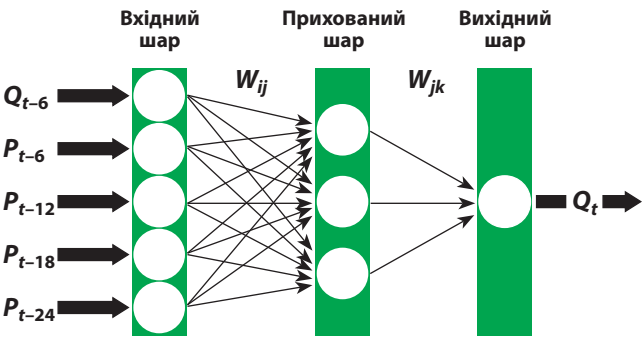


Рис. 1. Архітектура штучної нейронної мережі, яка використана у дослідженні

зультати моделювання навчальної та тестової вибірок мають гарні статистичні показники (табл. 2).

Так, коефіцієнт ефективності Неша-Саткліффа моделі ШНМ для навчальної вибірки склав 91,6%, а для тестової — 92,5%, що визначається як відмінна модель. Ці результати підтверджуються також графічним порівнянням змодельованих і історичних значень. Як для навчальної, так і для тестової вибірок отримано гарне співпадіння змодельованих та історичних значень, що підтверджується трендами і значеннями коефіцієнтів детермінації (0,92 для навчальної та 0,93 для тестової вибірок), які наближаються до одиниці (рис. 2).

Дані навчальної та тестової вибірки також були використані для розрахунків за класичною лінійною моделлю множинної регресії. Регресійне рівняння

Таблиця 2. Статистичні показники навчальної та тестової вибірок за різними моделями

Модель	Навчальна вибірка			Тестова вибірка		
	NSE, (%)	RMSE, (м³/с)	R²	NSE, (%)	RMSE, (м³/с)	R²
ШНМ	91,6	20,1	0,92	92,5	21,1	0,93
КЛММР	81,5	29,8	0,82	89,4	25,2	0,89

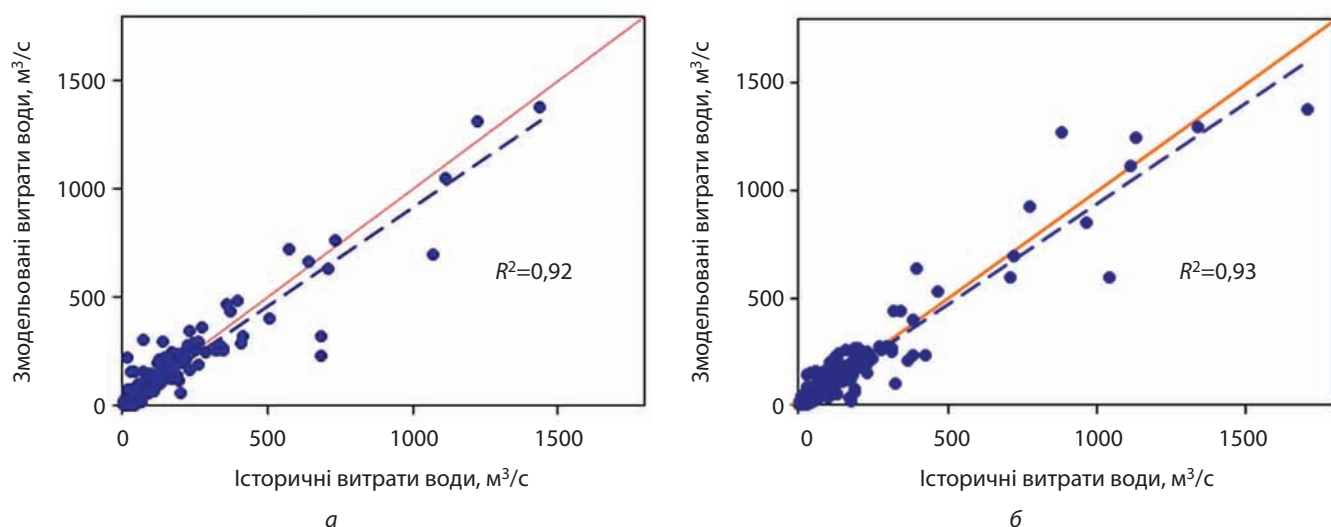


Рис. 2. Графіки розсіювання історичних та змодельованих ШНМ витрат води на гідрологічному посту р. Стрий — смт. Верхнє Синьовидне для навчальної (а) і тестової (б) вибірок (червона лінія — теоретичний тренд у випадку, коли історичні і змодельовані витрати води повністю співпадають; синя пунктирна лінія — тренд між історичними і змодельованими витратами)

було встановлене за навчальною вибіркою та застосоване до тестової вибірки у вигляді:

$$Q_t = -0,64 + 0,84 \cdot Q_{t-6} + 5,50 \cdot P_{t-6} + 1,70 \cdot P_{t-12} + 1,16 \cdot P_{t-18} - 1,54 \cdot P_{t-24}. \quad (9)$$

Якість результатів моделювання навчальної та тестової вибірок за моделлю КЛММР нижча у порівнянні з моделлю ШНМ (табл. 2). Так, коефіцієнт ефективності Неша-Саткліфа моделі КЛММР для навчальної вибірки склав 81,5%, а для тестової — 89,4%. Ці показники визначають модель КЛММР як дуже добру, але це гірше ніж модель ШНМ, яка відноситься до відмінних.

Графічний аналіз також демонструє погіршення результатів за моделлю КЛММР, оскільки на графіках чіткіше простежується відхилення тренду моделі КЛММР від теоретичного тренду як для навчальної, так і для тестової вибірок (рис. 3).

Це підтверджується значеннями коефіцієнтів детермінації, які склали 0,82 для навчальної і 0,89 для тестової вибірок. Ці показники також є нижчими у порівнянні з моделлю ШНМ. Окрім цього, статистичні показники RMSE моделі КЛММР виявилися більшими ніж моделі ШНМ як для навчальної (29,8 м³/с та 20,1 м³/с, відповідно), так і для тестової (25,2 м³/с та 21,1 м³/с, відповідно) вибірок.

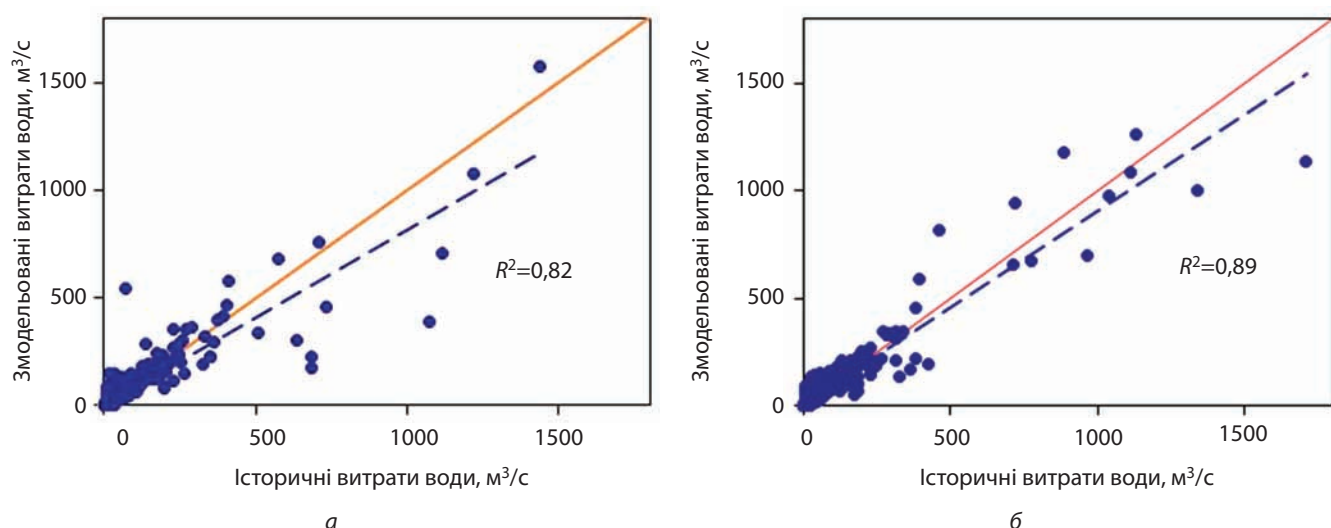


Рис. 3. Графіки розсіювання історичних та змодельованих КЛММР витрат води на гідрологічному посту р. Стрий — смт. Верхнє Синьовидне для навчальної (а) і тестової (б) вибірок (червона лінія — теоретичний тренд у випадку, коли історичні і змодельовані витрати води повністю співпадають; синя пунктирна лінія — тренд між історичними і змодельованими витратами)

За усіма трьома статистичними параметрами (табл. 2), а також за графічним порівнянням змодельованих та фактичних значень (рис. 2 та рис. 3), модель ШНМ має перевагу над КЛММР. Така перевага обумовлена тим, що модель ШНМ враховує нелінійність зв'язку "опад-стік" завдяки паралельності своєї архітектури.

Розроблена модель ШНМ для моделювання дощових паводків на р. Стрий дозволяє отримувати хороші результати моделювання з мінімальним набором вихідної інформації, що є її перевагою. Загалом, результати цього дослідження узгоджуються з подібними дослідженнями закордонних вчених, у яких розроблялись моделі ШНМ для водозборів річок із різними умовами формування водного стоку та, у яких показано, що ШНМ можуть забезпечувати більш якісне моделювання у порівнянні з традиційними моделями (Riad et al, 2004; Ghumman et al., 2011; Mohseni & Muskula, 2023).

ВИСНОВКИ

У минулому для моделювання водного стоку р. Стрий використовувалися методики, засновані на закономірностях переміщення водних мас у русловій мережі та математичні моделі, які враховують основні гідрологічні процеси на водозборі. Разом з цим, такі підходи потребують значної кількості вихідних гідрометеорологічних даних, що ускладнює їхнє практичне застосування.

У цьому дослідженні для моделювання дощового стоку р. Стрий застосована ШНМ прямого зв'язку пакету "nnet" у RStudio (версія 2024.12.0 Build 467). У якості вихідних даних використано відомості про кількість опадів та витрати води для водозбору р. Стрий у пункті спостережень смт. Верхнє Синьовидне за період 2005–2012 рр., який містить найвищий за останні 40 років дощовий паводок 2008 року. Розроблена модель ШНМ для моделювання дощового стоку р. Стрий класифікується як відмінна згідно коефіцієнту ефективності Неша-Саткліфа, який для навчальної вибірки склав 91,6%, а для тестової — 92,5%. Такий результат підтверджуються графічним аналізом, який показав гарне співпадіння змодельованих і історичних значень, а також високими значеннями коефіцієнтів детермінації (0,92 для навчальної та 0,93 для тестової вибірок). Виявилось, що модель ШНМ має перевагу над КЛММР, оскільки вона має вищі статистичні показники якості моделювання. Це обумовлюється тим, що модель ШНМ враховує нелінійність зв'язку "опад-стік" завдяки паралельності своєї архітектури.

Описаний у статті підхід використання ШНМ для моделювання водного стоку річки застосовано в Україні вперше. Такий підхід може бути використаний і для інших річок нашої країни, і, особливо, для транскордонних, для яких існують суттєві проблеми у доступності даних спостережень.

ЛІТЕРАТУРА

- Бельчиков, В.А., & Корень, В.И. (1979). Модель формирования талого и дождевого стока для лесных водосборов. *Труды Гидрометцентра СССР*, **218**, 3–21.
- Гопченко, Є.Д., & Гопцій, М.В. (2015). Максимальний стік дощових паводків у Передкарпатті: монографія. Одеса: ТЕС.
- Настанова з оперативної гідрології (2012). Прогнози режиму вод суші. Гідрологічне забезпечення і обслуговування. Київ: ПП Верлан.
- Приймаченко, Н.В. (2010). Обґрунтування системи розрахунку характеристик паводків на гірських річках басейну Дністра на основі математичного моделювання процесів формування дощового стоку. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07. Київський національний університет ім. Тараса Шевченка, Київ.
- Соседко, М.Н. (1976). Прогноз хода стока дождевого стока на горных реках бассейна Днестра с учётом неравномерности притока. *Труды УкрНИГМИ*, **143**, 132–147.
- Соседко, М.Н. (1984). Разработать рекомендации и требования к проекту подсистемы прогнозирования паводков АСУБ Стрыя: отчет о НИР. Киев: Украинский региональный научно-исследовательский институт.
- Сусідко, М.М. (2000). Математичне моделювання процесів формування стоку як основа прогностичних систем. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, **1**, 32–40.
- Aoulmi, Y., Marouf, N., & Amireche, M. (2021). The assessment of artificial neural network rainfall-runoff models under different input meteorological parameters. Case study: Seybouse basin, Northeast Algeria. *Journal of water and land development*, **50**(VI–IX), 38–47. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.138158>
- Chakravarti, A., Joshi, N., & Panjiar, H. (2015). Rainfall Runoff Analysis Using Artificial Neural Network. *Indian Journal of Science and Technology*, **8**(14), 1–7. <https://doi.org/10.17485/ijst/2015/v8i14/54370>
- Cigizoglu, H.K. (2003). Estimation, forecasting and extrapolation of river flows by artificial neural networks. *Hydrological Science Journal*, **48**(3), 349–361. <https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.349.45288>
- Ghumman, A.R., Ghazaw, Y.M., Sohail, A.R., & Watanabe K. (2011). Runoff forecasting by artificial neural network and conventional model. *Alexandria Engineering Journal*, **50**, 345–350. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2012.01.005>
- Guide to Hydrological Practices (2009). Management of Water Resources and Application of Hydrological Practices. Vol. II. Sixth edition. WMO-No. 168. Geneva: World Meteorological Organization.
- Hornik, K., Stinchcombe, M., & White, H. (1989). Multilayer feed-forward networks are universal approximators. *Neural Networks*, **2**(5), 359–366. [https://doi.org/10.1016/0893-6080-\(89\)90020-8](https://doi.org/10.1016/0893-6080-(89)90020-8)
- Khrystiuk, B., Gorbachova, L., & Shpyg, V. (2022). Verification of the automated flood forecasting system on the Striy River. *Acta Hydrologica Slovaca*, **23**(2), 234–240. <https://doi.org/10.31577/ahs-2022-0023.02.0026>

- McCulloch, W.S., & Pitts W. (1943). A Logical Calculus of the Ideas Imminent in Neural Activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, **5**, 115–133. <https://doi.org/10.1007/BF02478259>
- Minns, A.W., & Hall, M.J. (1996). Artificial neural networks as rainfall-runoff models. *Hydrological Science Journal*, **41**(3), 399–417. <https://doi.org/10.1080/02626669609491511>
- Mohseni, U.; Muskula, S.B. (2023). Rainfall-Runoff Modeling Using Artificial Neural Network—A Case Study of Purna Sub-Catchment of Upper Tapi Basin, India. *Environmental Sciences Proceedings*, **25**, 1. <https://doi.org/10.3390/ECWS-7-14232>
- Nash, J.E., & Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models, part1 — a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, **10**(3), 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- R Core Team (2017). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at: <https://www.r-project.org>
- Riad, S., Mania, J., Bouchaou, L., Najjar, Y. (2004). Rainfall-runoff model using an artificial neural network approach. *Mathematical and Computer Modelling*, **40**(7–8), 839–846. <https://doi.org/10.1016/j.mcm.2004.10.012>
- Ripley, B.D. (1996). Pattern Recognition and Neural Networks. Cambridge University Press.
- Rosenblatt, R. (1959). Principles of Neurodynamics. New York: Spartan Books.
- Shamseldin, A.Y. (1997). Application of a neural network technique to rainfall-runoff modeling. *Journal of Hydrology*, **199**(3–4), 272–294. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03330-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03330-6)
- Tayfur, G. (2002). Artificial neural networks for sheet sediment transport. *Hydrological Science Journal*, **47**(6), 879–892. <https://doi.org/10.1080/02626660209492997>
- Aoulmi, Y., Marouf, N., & Amireche, M. (2021). The assessment of artificial neural network rainfall-runoff models under different input meteorological parameters. Case study: Seybouse basin, Northeast Algeria. *Journal of water and land development*, **50**(VI–IX), 38–47. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.138158>
- Belchikov, V.A., & Koren, V.I. (1979). Model of the formation of melting and rain runoff for forest catchments. *Proceedings of the Hydrometeorological Center of the USSR*, **218**, 3–21. [in Russian]
- Chakravarti, A., Joshi, N., & Panjiar, H. (2015). Rainfall Runoff Analysis Using Artificial Neural Network. *Indian Journal of Science and Technology*, **8**(14), 1–7. <https://doi.org/10.17485/ijst/2015/v8i14/54370>
- Cigizoglu, H.K. (2003). Estimation, forecasting and extrapolation of river flows by artificial neural networks. *Hydrological Science Journal*, **48**(3), 349–361. <https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.349.45288>
- Ghumman, A.R., Ghazaw, Y.M., Sohail, A.R., & Watanabe K. (2011). Runoff forecasting by artificial neural network and conventional model. *Alexandria Engineering Journal*, **50**, 345–350. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2012.01.005>
- Gopchenko, E.D., & Goptsiy, M.V. (2015). Maximum runoff of rain floods in the Carpathian Mountains: monograph. Odesa: TES. [in Ukrainian]
- Guide to Hydrological Practices (2009). Management of Water Resources and Application of Hydrological Practices. Vol. II. Sixth edition. WMO-No. 168. Geneva: World Meteorological Organization.
- Hornik, K., Stinchcombe, M., & White, H. (1989). Multilayer feed-forward networks are universal approximators. *Neural Networks*, **2**(5), 359–366. [https://doi.org/10.1016/0893-6080\(89\)90020-8](https://doi.org/10.1016/0893-6080(89)90020-8)
- Khrystiuk, B., Gorbachova, L., & Shpyg, V. (2022). Verification of the automated flood forecasting system on the Stryi River. *Acta Hydrologica Slovaca*, **23**(2), 234–240. <https://doi.org/10.31577/ahs-2022-0023.02.0026>
- McCulloch, W.S., & Pitts W. (1943). A Logical Calculus of the Ideas Imminent in Neural Activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, **5**, 115–133. <https://doi.org/10.1007/BF02478259>
- Minns, A.W., & Hall, M.J. (1996). Artificial neural networks as rainfall-runoff models. *Hydrological Science Journal*, **41**(3), 399–417. <https://doi.org/10.1080/02626669609491511>
- Mohseni, U.; Muskula, S.B. (2023). Rainfall-Runoff Modeling Using Artificial Neural Network—A Case Study of Purna Sub-Catchment of Upper Tapi Basin, India. *Environmental Sciences Proceedings*, **25**, 1. <https://doi.org/10.3390/ECWS-7-14232>
- Nash, J.E., & Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models, part1 — a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, **10**(3), 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Operational Hydrology Manual (2012). Forecasts of the Land Water Regime. Hydrological Support and Maintenance. Kyiv: Verlan Publishing House. [in Ukrainian]
- Pryimachenko, N.V. (2010). Substantiation of the system for calculating flood characteristics on mountain rivers of the Dniester basin based on mathematical modeling of rain runoff formation processes. Avtoref. dys. ... kand. geogr. nauk: 11.00.07. Taras Shevchenko National University of Kyiv. [in Ukrainian]
- R Core Team (2017). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at: <https://www.r-project.org>
- Riad, S., Mania, J., Bouchaou, L., Najjar, Y. (2004). Rainfall-runoff model using an artificial neural network approach. *Mathematical and Computer Modelling*, **40**(7–8), 839–846. <https://doi.org/10.1016/j.mcm.2004.10.012>
- Ripley, B.D. (1996). Pattern Recognition and Neural Networks. Cambridge University Press.
- Rosenblatt, R. (1959). Principles of Neurodynamics. New York: Spartan Books.
- Shamseldin, A.Y. (1997). Application of a neural network technique to rainfall-runoff modeling. *Journal of Hydrology*, **199**(3–4), 272–294. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03330-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03330-6)
- Sosedko, M.N. (1976). Forecast of the course of rain runoff on the mountain rivers of the Dniester basin, taking into account the unevenness of the inflow. *Proceedings of UkrNIHMA*, **143**, 132–147. [in Russian]
- Sosedko, M.N. (1984). Develop recommendations and requirements for the flood forecasting subsystem project of ASUB Stryi: report on research. Kyiv: Ukrainian Regional Research Institute. [in Russian]
- Susidko, M.M. (2000). Mathematical modeling of runoff formation processes as a basis of forecasting systems. *Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology*, **1**, 32–40. [in Ukrainian]
- Tayfur, G. (2002). Artificial neural networks for sheet sediment transport. *Hydrological Science Journal*, **47**(6), 879–892. <https://doi.org/10.1080/02626660209492997>

Borys Khrystiuk

ORCID: 0000-0003-4290-3745

khryst@uhmi.org.ua

Liudmyla Gorbachova

ORCID: 0000-0003-1033-9385

gorbachova@uhmi.org.ua

*Ukrainian Hydrometeorological Institute
of the State Emergency Service of Ukraine and
the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv*

SIMULATION OF RAIN FLOODS OF THE STRYI RIVER BY AN ARTIFICIAL NEURAL NETWORK

Timely forecasting of rain floods on rivers allows you to avoid the negative consequences that they can cause by destroying structures and communications located in their channels or on floodplains. It is relevant for the Stryi River, as catastrophic rain floods occur in its basin from time to time. The article is devoted to the use of an artificial neural network (ANN) for modeling the rain runoff of the Stryi River near the Verkhnie Synyovdne village for the period 2005–2012. Using the “nnet” package in RStudio (version 2024.12.0 Build 467), a direct-connection ANN model was developed. In addition, the classical linear multiple

regression model (CLMRM) was also used. The model based on ANN has an advantage over the CLMRM, as its statistical indicators of modeling quality are higher. Thus, the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient of the ANN model for the training sample was 91.6%, and for the test sample was 92.5%, which classifies it as excellent. However, for CLMRM these indicators were 81.5% and 89.4%, respectively. Graphical analysis also demonstrated the advantage of the ANN model, since it was for it that a better match between the simulated and historical values was obtained, which is confirmed by higher of determination coefficients (0.92 ANN and 0.82 CLMRM for the training sample and 0.93 ANN and 0.89 CLMRM for the test sample). The statistic indicators RMSE of the CLMRM model turned out to be greater than the ANN model for both the training (29.8 m³/s and 20.1 m³/s) and test (25.2 m³/s and 21.1 m³/s) samples. The advantage of the ANN model over the CLMRM model is that it takes into account the nonlinearity of “rainfall-runoff” relationship due to the parallelism of its architecture. In Ukraine, river flow modeling by ANNs was carried out for the first time. This approach may be particularly relevant for transboundary rivers of the country, for which there are significant problems with the availability of observation data.

Keywords: simulation of rain flow, artificial neural network, activation functions, training and test samples



МОНІТОРИНГ І ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

С.І. Кіреєв

ORCID: 0000-0001-7059-3655

s.kireev@ukr.net

Т.І. Нікітіна

ORCID: 0009-0003-6940-0686

Д.А. Самойлов

ORCID: 0009-0000-0465-4077

О.Г. Бунтова

ORCID: 0009-0001-2060-3613

О.А. Федоренко

ORCID: 0009-0006-1387-709X

Т.В. Пилипчук

ORCID: 0009-0008-6908-0420

В.В. Лясківський

ORCID: 0009-0000-7908-5809

УДК 502.504

DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.079>

РАДІАЦІЙНИЙ СТАН ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ У 2024 РОЦІ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ РАДІАЦІЙНО- ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ

У статті наведено результати радіаційного моніторингу довкілля в зоні відчуження за 2024 рік. За результатами проведення радіаційно-екологічного моніторингу в зоні відчуження у 2024 році було отримано аналітичні дані щодо: потужності еквівалентної амбієнтної дози гамма-випромінювання характерної для територій на північному та західному “слідах” радіоактивних випадів; радіаційного стану приземного шару атмосфери зони відчуження у ближній та дальній зонах ЧАЕС, його динаміки протягом 2024 року та зафіксованих перевищень контрольних рівнів радіоактивного забруднення; поверхневих вод, що залишаються головним джерелом винесення радіонуклідів за межі зони відчуження; радіаційного стану підземних вод четвертинного, еоценового та сеноман-нижньокрейдового водоносних комплексів; радіоекологічного моніторингу на ландшафтних полігонах; результатів радіаційного обстеження місць несанкціонованого проживання населення у зоні відчуження.

Ключові слова: радіаційно-екологічний моніторинг, радіаційний стан навколишнього середовища, зона відчуження.

Державне спеціалізоване підприємство “ЕКОЦЕНТР”, м. Чорнобиль

ВСТУП

Радіаційно-екологічний моніторинг (РЕМ) на території зони відчуження (ЗВ) здійснюється підрозділами ДСП “Екоцентр” шляхом виконання Регламенту, узгодженого з регулюючими органами — Державною інспекцією ядерного регулювання України (ДІЯРУ), Міністерством охорони здоров'я України (МОЗ) і затвердженого Головою ДАЗВ.

Завдання радіаційно-екологічного моніторингу:

- вивчення загальних закономірностей перерозподілу радіонуклідів у довкіллі з урахуванням неоднорідності первинного забруднення, ландшафтно-геохімічних, метеорологічних та інших природних умов та антропогенної діяльності;
- контроль винесення радіоактивних речовин за межі ЗВ, відстеження та контроль радіаційного стану окремих елементів довкілля при надзвичайних ситуаціях (НС);
- контроль радіаційно-небезпечних об'єктів поводження із РАВ;
- радіаційний контроль з метою дозиметричного супроводження персоналу та відвідувачів ЗВ, “самопоселенців”.

До мережі спостереження радіаційно-екологічного моніторингу входять пункти спостереження різного призначення (місця виробничої діяльності

персоналу, ландшафтні полігони, гідрологічні створи, пункти відбору проб приземного шару атмосфери та планшети радіоактивних випадів радіонуклідів із атмосфери, спостережні свердловини тощо), колишні населені пункти (к.н.п.).

Розміщення точок контролю на території нерівномірне і залежить від радіаційних, ландшафтно-геохімічних та виробничо-побутових факторів. Періодичність вимірювань визначається у залежності від контрольованого параметра та засобів вимірювання і змінюється від 1 разу за годину (потужність еквівалентної амбієнтної дози гамма-випромінювання (ПЕАД) в автоматизованій системі контролю радіаційного стану (АСКРС) до 1 разу за рік (вміст радіонуклідів у компонентах ландшафту).

Радіаційно-екологічний моніторинг на території ЗВ включає в себе визначення: потужності еквівалента амбієнтної дози гамма-випромінювання, щільності забруднення ґрунту, концентрації радіонуклідів у приземному шарі атмосфери, інтенсивності випадів радіонуклідів із атмосфери, концентрації радіонуклідів у поверхневих, підземних, питних та стічних водах, біологічних об'єктах (рослинність, гриби, риба та ін.), а також здійснення вимірювань окремих гідрологічних параметрів (Кіреєв та ін., 2024).

У 2024 році радіаційно-екологічний моніторинг ЗВ проводився відповідно до актуального Регламенту за виключенням об’єктів, на яких у зв’язку з відсутністю безпечного доступу тимчасово неможливо проведення робіт.

До об’єктів, на яких у 2024 році не поновлено радіаційно-екологічний моніторинг, відносяться: ПТЛРВ “Чистогалівка”; ПТЛРВ “Рудий ліс” (район с. Лісового, свердловини 172/Q1, 172/Q2, 172/Q3); режимна мережа прип’ятського водозабору (св. 506, 511, 185Q1 3.); АСКРС “Буряківка”; об’єкти розташовані на лівобережній частини басейна р. Прип’ять (спостережні свердловини в районі Лівобережного польдера, водні об’єкти та пункти АСКРС).

ПОТУЖНІСТЬ ЕКВІВАЛЕНТА АМБІЄНТНОЇ ДОЗИ ГАММА-ВИПРОМІНЮВАННЯ ЗА ДАНИМИ АВТОМАТИЗОВАНОЇ СИСТЕМИ КОНТРОЛЮ РАДІАЦІЙНОГО СТАНУ

ПЕАД гамма-випромінювання у ЗВ зараз майже повністю формується гамма-випромінюванням ¹³⁷Cs. Головним джерелом випромінювання є верхній шар ґрунтів, де запаси цього радіонукліду знаходяться у динамічній рівновазі завдяки його включення в кругообіг у ланцюжку “ґрунт–рослина–ґрунт”. Частка ¹³⁷Cs, який мігрує до інших середовищ (повітря, вода, біологічні об’єкти), порівняно невелика — її внеском у формування ПЕАД можна знехтувати.

У табл. 1 наведені характеристики ПЕАД гамма-випромінювання, що реєструвалися на постах моні-

Таблиця 1. Потужність еквівалента амбієнтної дози гамма-випромінювання на постах АСКРС у 2024 році, нЗв/год

№ п/п	Назва пункту	Мінімальне значення	Середнє значення	Максимальне значення	Середнє значення за 2023 рік	Контрольний рівень
Промисловий майданчик ДСП “ЧАЕС”						
1	ДГС–2	3200	5600	8000	7300	7500**
2	ВЗС–2	3500	5200	6400	5200	15000**
3	СРТВ	2200	2900	3700	3000	15000**
4	Нафтобаза	3300	4500	4900	4600	13500
5	СВЯП	1300	2000	2600	2000	15000**
6	БНС	1400	1600	1800	1700	5000
7	Пожежне депо	1200	1600	1800	1700	4800
8	ВРП-750	800	1100	1300	1100	15000**
9	АПК-1	320	420	500	430	7500**
10	Відвідний канал	290	360	430	380	1100
11	ВОС № 3	170	250	640	260	800
12	СВЯП-2	150	220	280	220	550
5-км зона						
13	Чистогалівка	490	730	900	750	2300
14	Копачі	390	600	870	620	1900
15	Станція Янів	430	540	640	590	1700
16	Прип’ять	120	460	830	470	1500
10-км зона						
17	Буряківка	—	—	—	2400	7500
18	Усів*	—	—	—	—	3600
19	Машево	640	720	790	760	2200
20	Зимовище*	560	710	1000	—	2100
21	Красне	—	—	—	600	2000
22	Крива Гора	210	360	600	360	1200
23	ПЗРВ “Буряківка”	310	450	660	460	1100
24	Чорнобиль-2	210	320	510	360	840
25	Ст. Шепеличі*	—	—	—	—	740
26	Бенівка	130	210	280	210	600
27	Старосілля	120	180	270	180	460
28	Вектор	100	130	170	130	270

Закінчення таблиці 1

№ п/п	Назва пункту	Мінімальне значення	Середнє значення	Максимальне значення	Середнє значення за 2023 рік	Контрольний рівень
30-км зона						
29	Діброва	160	210	340	250	700
30	Вільча	—	—	—	130	470
31	Іловниця	90	130	180	140	380
32	Іллінці	80	110	140	110	260
33	Корогод	80	100	150	110	260
34	Паришів	90	130	300	130	250
35	Дитятки	90	130	220	90	220
36	Купувате	70	110	160	100	220
м. Чорнобиль						
37	Поліклініка	150	210	270	220	550
38	РУЗОД	130	170	210	170	370
За межами зони відчуження						
39	Славутич	100	130	170	200	300

Примітка: * — дані відсутні з технічних причин (сервісне обслуговування); АПК-I — Адміністративно-побутовий корпус першої черги ЧАЕС; ДГС — дизель-генераторна станція ЧАЕС; ВЗС — водозабірна станція ЧАЕС; ВОС № 3 — водоохоронна споруда; СРТВ — сховище рідких та твердих радіоактивних відходів ЧАЕС; ** — контрольні рівні встановлені на території ДСП “Чорнобильська АЕС”, відповідно до документу “Контрольні рівні радіаційної безпеки (41П-С)”.

торингу АСКРС протягом 2024 року у порівнянні з середньорічними значеннями цієї величини за 2023 рік та контрольними рівнями (КР). Як можна бачити, значення ПЕАД на окремих постах практично не змінилися порівняно з попереднім роком і знаходяться в межах діапазону звичних коливань.

**РАДІАЦІЙНИЙ СТАН
ПРИЗЕМНОГО ШАРУ АТМОСФЕРИ**

Згідно з Регламентом робіт із радіаційно-екологічного моніторингу спостереження за радіаційним станом повітряного середовища ЗВ у 2024 році проводилися за 2 основними напрямками на пунктах частково відновленої мережі спостереження:

- оцінка об’ємної активності радіонуклідів у приземному шарі атмосфери на пунктах контролю (АСКРС) ближньої та дальньої зони;
- моніторинг інтенсивності випадінь радіонуклідів із атмосфери на пунктах спостереження ЗВ.

Регламентні роботи з моніторингу радіаційного забруднення приземного шару атмосфери виконувалися на окремих пунктах автоматизованої системи контролю радіаційного стану (АСКРС). Сюди віднесені також місця найбільш тривалого перебування персоналу ЗВ: м. Чорнобиль і КДП Дитятки. Здійснювався контроль приземного шару атмосфери на небезпечному за рівнем інгаляційного надходження радіонуклідів виробничого об’єкта ПЗРВ “Буряківка”, що знаходиться на території ЗВ і пов’язаний з поводженням із РАВ.

Проби радіоактивних аерозолів за допомогою аспіраційних пристроїв АУРА 02.11 відбираються шляхом безперервного прокачування повітря через фільтри з тканини Петрянова (ФПП-15-1,5) і заміною їх через кожні 5–7 діб.

Для відбору проб випадінь із атмосфери використовуються планшети з бортиком 20 см, встановлені на висоті 1 м над поверхнею ґрунту. Функцію вловлювача виконує марлевий фільтрувальний матеріал (три шари). Час експозиції планшетів — від 10 до 20 діб (можливі втрати активності до 20% внаслідок видування).

Метеорологічні умови 2024 року характеризувались як мінливі. Посушливі періоди чергувалися з підвищеною вологістю (рис. 1). Підвищена кількість опадів, вища від середніх багаторічних значень до 3 разів, спостерігалася у січні, квітні та червні. Більша частина місяців характеризувалася посушливими (30–90 % від середніх багаторічних значень) метеорологічними умовами, періодично з сильними поривами вітру, що сприяло розвитку дефляційних процесів з підніманням радіонуклідів у повітря.

На радіаційний стан приземного шару атмосфери ЗВ у 2024 році впливали метеорологічні умови, антропогенні фактори, величина і сучасна фізико-хімічна форма аварійних випадінь. Інтервали змін та середні значення об’ємної активності ¹³⁷Cs у приземному шарі атмосфери районів розміщення пунктів спостереження протягом 2024 року наведені в табл. 2.

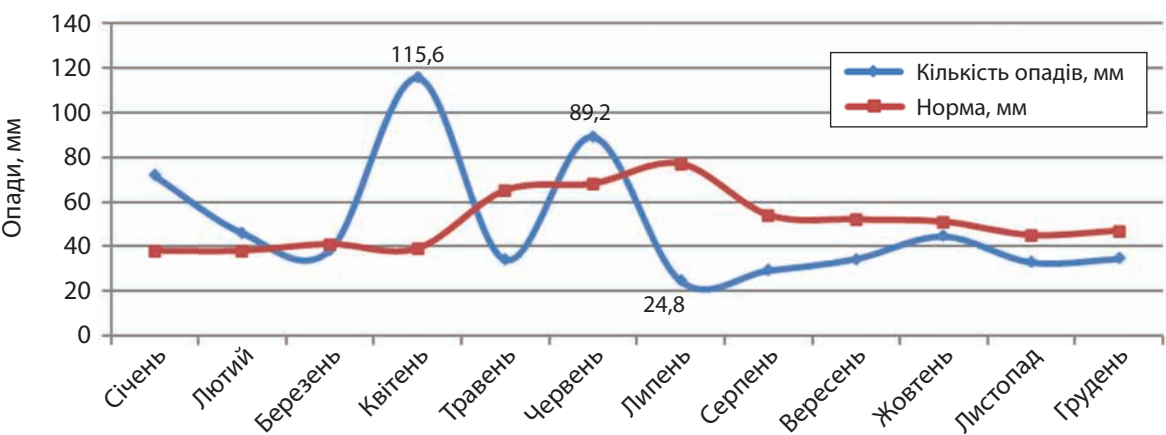


Рис. 1. Зміни місячної суми опадів протягом 2024 року в зоні відчуження

Таблиця 21. Результати вимірювання об’ємної активності ¹³⁷Cs у приземному шарі атмосфери на пунктах контролю ДСП “Екоцентр” у 2024 році, Бк/м³ (дати вказані на рис. 2–5)

Пункт контролю	Віддаленість, азимут	Мінімальна	Середня	Максимальна
Ближня зона				
ВРП–750	0,8 км; 180°	3,1E-05	6,1E-04	2,1E-03
Нафтобаза	2 км; 330°	6,6E-06	2,1E-04	1,2E-03
Прип’ять	3,1 км; 290°	3,0E-06	5,0E-05	1,5E-03
БНС	2,6 км; 85°	6,1E-06	8,5E-05	3,1E-04
Дальня зона				
Копачі	5 км; 155°	1,8E-06	9,0E-05	5,0E-04
Чорнобиль	16 км; 147°	1,1E-06	1,9E-05	1,6E-04
Дитятки	32 км; 175°	1,0E-06	8,2E-06	1,1E-04
Чистогалівка	7 км; 240°	2,8E-06	7,8E-05	7,3E-04
Корогод*	13,6 км; 208°	1,1E-06	1,7E-05	1,2E-04
ПЗРВ “Буряківка”	12,5 км; 250°	2,8E-06	5,7E-05	4,5E-04

Примітка. В таблиці запис вигляду 1,0E-02 означає 1×10⁻², * — данні представлені за вересень (1 проба).

Дані цієї таблиці показують, що найбільше забруднення ¹³⁷Cs приземного шару атмосфери ЗВ зареєстровано на пунктах контролю **ближньої зони**, де значення об’ємної активності ¹³⁷Cs коливалися в діапазоні 3,0E-06...2,1E-03 Бк/м³. На пунктах АСКРС ближньої зони не було зафіксовано перевищення контрольних рівнів (КР) забруднення повітря ¹³⁷Cs, які встановлені гігієнічними нормативами “Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об’єктів зони відчуження і зони безумовного (обов’язкового) відселення”. Максимальні значення об’ємної активності ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у приземному шарі атмосфери ближньої зони зафіксовані на АСКРС ВРП-750 без перевищення контрольних рівнів забруднення (рис. 2).

Серед пунктів контролю на частково відновленій системі спостережень дальньої зони (10-км навколо ЧАЕС) найвищі значення об’ємної активності ¹³⁷Cs у приземному шарі атмосфери зафіксовані

у травні на АСКРС Чистогалівка. На пунктах спостереження АСКРС дальньої зони перевищення КР об’ємної активності ¹³⁷Cs не зафіксовано.

У місцях найбільш тривалого перебування персоналу ЗВ об’ємна активність радіонуклідів у приземному шарі атмосфери протягом року становила:

- м. Чорнобиль: ¹³⁷Cs — від 1,1E-06 до 1,6E-04 Бк/м³ з одним перевищенням контрольних рівнів (КР) у 2 рази у травні (КР=8,0E-05 Бк/м³), ⁹⁰Sr — від 4,2E-07 до 8,2E-06 Бк/м³ без перевищення КР;
- КДП Дитятки: ¹³⁷Cs — від 1,0E-06 до 1,1E-04 Бк/м³, ⁹⁰Sr — від 1,1E-07 до 5,8E-06 Бк/м³ без перевищення КР (рис. 3, 4).

Перевищення КР на АСКРС Чорнобиль пов’язано із цвітінням сосни звичайної та підняттям у повітря великої кількості пилу внаслідок проведення будівельних робіт у ЗВ. Високий трафік вантажних автомобілів, посушливі метеорологічні умови сприяли розвитку дефляційних процесів (опадів за місяць

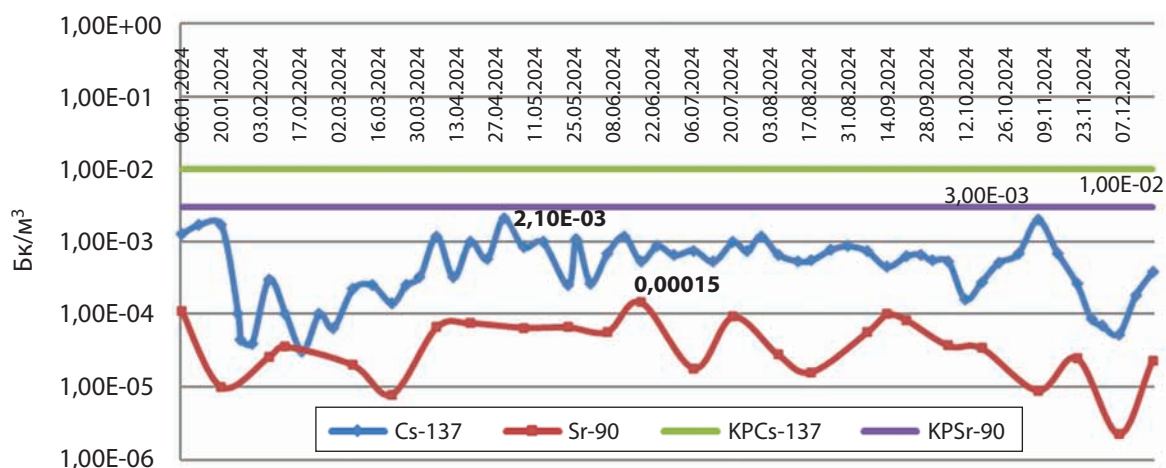


Рис. 2. Динаміка об'ємної активності (Бк/м³) ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr в приземному шарі атмосфери на АСКРС ВРП-750 у 2024 році. (На рисунку запис вигляду 1,0E-02 означає 1,0×10⁻²)

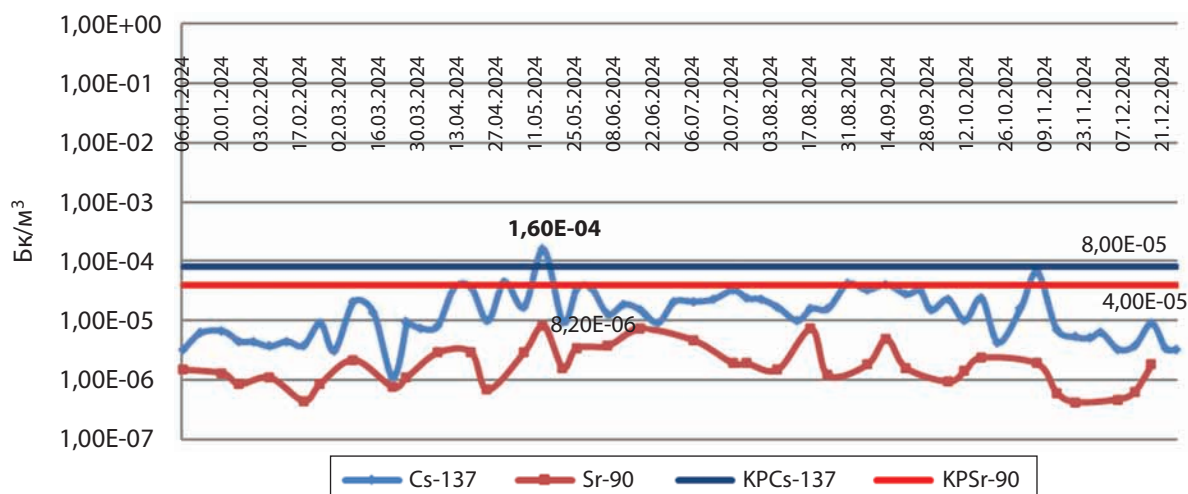


Рис. 3. Динаміка об'ємної активності (Бк/м³) ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr в приземному шарі атмосфери на АСКРС Чорнобиль у 2024 році. (На рисунку запис вигляду 1,0E-02 означає 1,0×10⁻²)

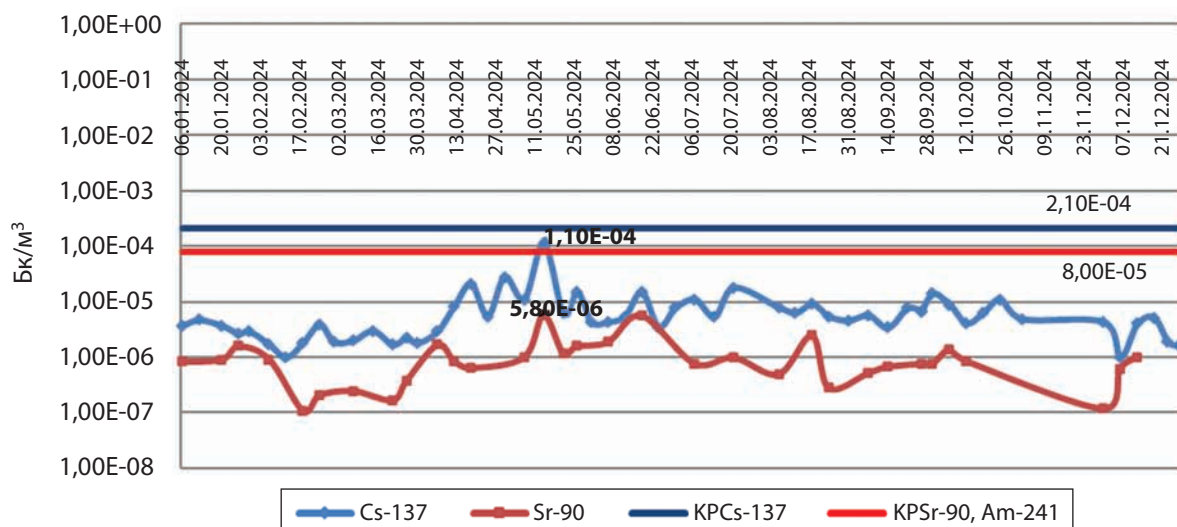


Рис. 4. Динаміка об'ємної активності (Бк/м³) ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у приземному шарі атмосфери на АСКРС Дитятки у 2024 році. (На рисунку запис вигляду 1,0E-02 означає 1,0×10⁻²)

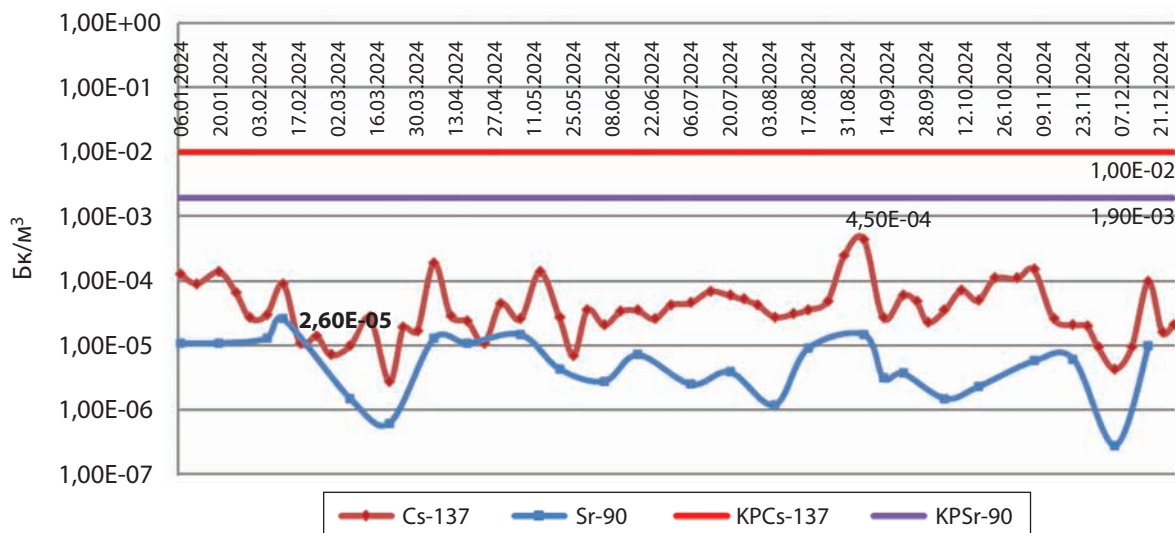


Рис. 5. Динаміка об'ємної активності (Бк/м³) ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у приземному шарі атмосфери на ПЗРВ "Буряківка" у 2024 році (На рисунку запис вигляду 1,0E-02 означає 1,0×10⁻²)

становило 52,8% від середніх багаторічних значень, пориви вітру до 11 м/с).

У приземному шарі атмосфери виробничого об'єкту ПЗРВ "Буряківка" об'ємна активність ¹³⁷Cs змінювалася у діапазоні від 2,8E-06 до 4,5E-04 Бк/м³ із максимальним значенням у вересні без перевищення КР, ⁹⁰Sr — від 2,8E-07 до 2,6E-05 Бк/м³ із максимальним значенням у лютому без перевищення КР (рис. 5).

У 2024 році у **ближній зоні** коливання величин інтенсивності випадінь ¹³⁷Cs із приземного шару атмосфери відбувалося від 0,01 до 50,8 Бк/(м²×добу), в середньому — 1,3 Бк/(м²×добу). Максимальні значення інтенсивності випадінь ¹³⁷Cs із приземного шару атмосфери були зафіксовані на пункті спостереження "3 км південний захід" у липні.

У **дальній зоні** коливання величин відбувалося від 0,01 до 3,8 Бк/(м²×добу), в середньому — 0,16 Бк/(м²×добу). Максимальні значення відмічені на пункті спостереження "Копачі" у вересні.

Протягом 2024 року за повідомленнями чергового ДСП "Північна Пуща" було виявлено ряд загорань в районах Денисовицького, Корогодського, Котовського, Луб'янського, Опачицького, Паришівського лісництв на загальній площі приблизно 2700 га.

За даними радіаційної розвідки максимальна об'ємна активність радіонуклідів у приземному шарі атмосфери була зафіксована у Денисовицькому лісництві на лінії вогню під час лісової пожежі 26.08.2024 за ¹³⁷Cs — 1,3E-02 Бк/м³, що перевищує КР у 61 раз (КР=2,1E-04 Бк/м³).

Загорання носили відносно локальний характер та не позначилися на загальній радіаційній ситуації на території зони відчуження крім району пожежі у Денисовицькому лісництві на лінії вогню.

Таким чином, радіаційний стан приземного шару атмосфери ЗВ та його динаміка протягом 2024 року визначалися характером поверхневого забруднення території, техногенними та біологічними факторами (пожежі, роботи на радіоактивно забруднених територіях, цвітіння сосни звичайної), метеорологічними умовами.

Об'ємна активність ¹³⁷Cs у приземному шарі атмосфери ближньої та дальньої зони (5–10 км навколо ДСП "ЧАЕС") фіксувалась у діапазоні від 1,1E-06 до 2,1E-03 Бк/м³ без перевищення контрольних рівнів забруднення радіонуклідами.

РАДІАЦІЙНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Радіаційний моніторинг поверхневих вод зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення згідно Регламенту полягає у проведенні спостережень за гідрологічним режимом та радіаційним станом р. Прип'ять та її приток, північно-західної частини Київського водосховища, водойми-охолоджувача ЧАЕС (ВО), підвідного й відвідного каналів 1 та 2 черги ЧАЕС, відвідного каналу 3 черги, ізолюваних від р. Прип'ять затонів та озер на її правобережній заплаві, водних об'єктів у районі розташування комплексу водоохоронних споруд на лівобережній заплаві, тобто практично всіх основних водотоків та водойм зони (Расчет объемной активности..., 2008). У загальному, безперервним контролем охоплено 8 великих та малих водотоків, 9 замкнених та малопроточних водойм у близько 20 створах і пунктах. Всі проби води визначалися на концентрацію основних забруднюючих радіонуклідів — ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr. Вміст ²⁴¹Am та ізотопів плутонію з різною періодичністю контролювався у воді р. Прип'ять, водойми-охолоджувача ЧАЕС.

Гідрометричні роботи (вимірювання витрат води) виконувались відповідно до Регламенту на річці Прип'ять, річках Уж, Глиниця.

В 2024 році відновлення моніторингу водних об'єктів ЗВ, що розташовані на лівобережній та частково правобережній частині басейна р. Прип'ять було неможливе.

Гідрологічний режим р. Прип'ять. На початку 2024 року спостерігались льодові утворення на р. Прип'ять у межах зони відчуження з 8 січня до 18 лютого, льодостав 8–10 балів що змінився льодоходом 1 бал, який почався 14 лютого.

Починаючи з кінця січня водність р. Прип'ять поступово збільшувалася (у середньому до + 3 см/добу), що призвело до формування пікових значень водопілля на першу декаду березня (рис. 6).

Відразу після проходження піку водопілля зниження води спостерігалось на рівні — 3–5 см/добу в середньому, а меженний період серпня, вересня та жовтня характеризувався рівнями води меншими на 4 % за середні багаторічні значення.

Осінньо-зимового періоду 2024 року на річці Прип'ять паводок був не чітко виражений у грудні місяці, оскільки з жовтня по грудень випала менша за середні багаторічні значення кількість опадів.

Із 13 листопада по 20 грудня на р. Прип'ять спостерігався льодостав 8 балів, у тому числі забереги.

Внаслідок наявності достатньої кількості опадів та снігового покриву в осінньо-зимовий період, весною 2024 року спостерігалось чітко виражене водопілля. Максимальна витрата по гідрологічному посту Чорнобиль була на рівні ~1360 м³/с (07.03.2024). Середньорічна витрата на р Прип'ять склала — 407 м³/с (середня багаторічна витрата за різними розрахунками становила 404–470 м³/с).

Радіаційний стан поверхневих вод. Протягом 2024 року моніторинг води р. Прип'ять на вході в зону відчуження не здійснювався.

Вміст ⁹⁰Sr у воді ріки біля м. Чорнобиль протягом року в середньому склав 90 Бк/м³. Максимальне значення (340 Бк/м³) зафіксовано 1 липня, а мінімальне (20 Бк/м³) — 21 березня. У цілому, динаміка вмісту радіонуклідів у воді річки виявилась подібною до попередніх 5 років (табл. 3).

Вміст радіонуклідів у воді р. Уж був на рівні минулорічних значень, та дещо збільшувався під час водопілля.

Значення об'ємної активності ⁹⁰Sr у воді контрольованих водотоків у середньому були на рівні або нижче багаторічних (табл. 4).

Винесення ⁹⁰Sr з водою р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль у 2024 році за розрахунковими даними складало 1,15 ТБк, що в 1,3 раза менше за винос 2023 року та в 1,6 раза більше середнього значення за останні 5 років. Збільшення виносу залежить від водності року та роботи гідротехнічних споруд.

За розрахунковими даними винесення ⁹⁰Sr з водою р. Уж складало 0,06 ТБк, що в 2 рази менше тогорічного значення. Всього з поверхневими водами в Київське водосховище винесено 1,31 ТБк ⁹⁰Sr. Внесок р. Прип'ять у загальне винесення ⁹⁰Sr в Київське водосховище становив 87 %, р. Уж — 5%, р. Брагінка — 8 %.

Внесок різних джерел винесення ⁹⁰Sr показано в табл. 5. У 2024 році в балансі джерел формування радіонуклідного забруднення р. Прип'ять (в річному розрізі) надходження ⁹⁰Sr із-за меж зони відчуження не перевищувало 33% від загального виносу ріки. У межах ЗВ переважаючою складовою, що формувала винесення радіонуклідів були ґрунтові

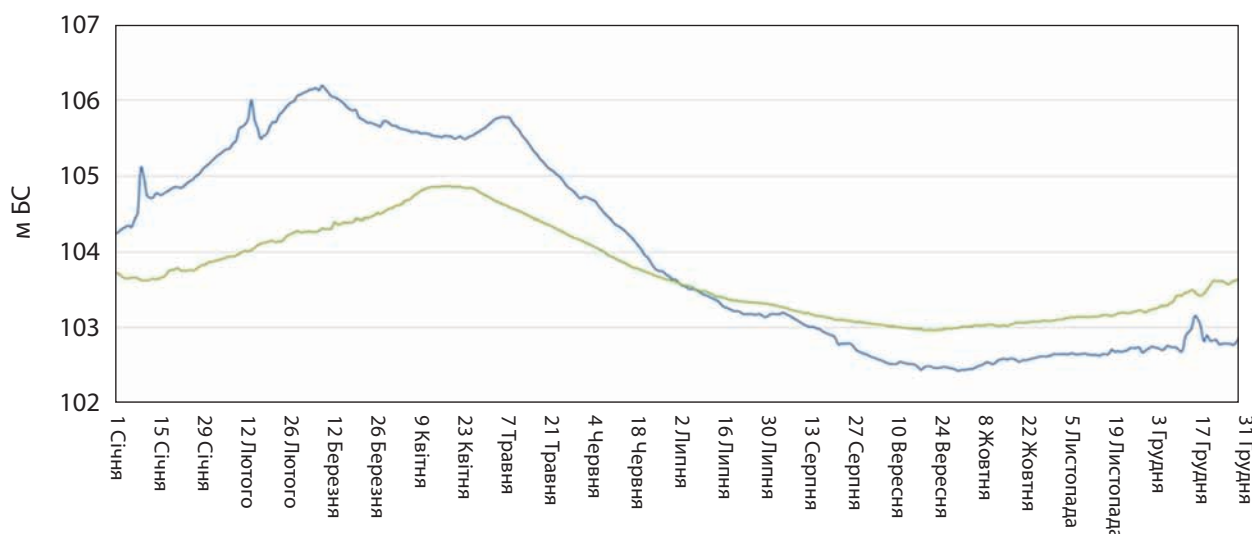


Рис. 6. Динаміка зміни рівня води р. Прип'ять на посту БНС ЧАЕС у 2024 році у порівнянні з середніми багаторічними значеннями (зеленим)

Таблиця 3. Об’ємна активність (Бк/м³) та винесення ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr (ТБк) р. Прип’ять в створі м. Чорнобиль у 1986–2024 рр.

Рік	Середня річна витрата води, м³/с	Радіонукліди				Винесення	
		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
		Середня	Максим.	Середня	Максим.		
1986	302	—	—	—	—	66,2	27,6
1987	246	1600	18000	1300	—	12,8	10,4
1988	411	740	9600	1400	9600	9,48	18,7
1989	392	520	560	740	1300	6,44	8,97
1990	409	360	740	780	2400	4,63	10,1
1991	442	210	1000	1000	12000	2,89	14,4
1992	295	210	1100	440	1700	1,92	4,14
1993	537	210	480	850	1600	3,48	14,2
1994	476	200	440	930	5900	2,96	14,2
1995	330	110	340	330	820	1,15	3,40
1996	319	130	390	340	670	1,30	3,42
1997	340	160	480	250	1300	1,70	2,68
1998	681	140	680	300	1000	2,95	6,37
1999	656	150	620	500	1600	3,05	10,2
2000	470	110	380	220	520	1,71	3,36
2001	437	120	380	230	530	1,54	3,14
2002	358	70	190	170	360	0,87	1,65
2003	330	50	120	150	340	0,49	1,40
2004	419	50	100	180	350	0,69	2,23
2005	492	70	160	190	500	1,39	3,70
2006	406	70	110	160	300	0,92	1,94
2007	394	50	150	120	270	0,67	1,38
2008	486	10	130	100	290	0,60	1,42
2009	483	30	100	110	360	0,50	1,51
2010	512	50	150	110	390	0,87	2,21
2011	453	50	150	100	170	0,68	1,40
2012	351	40	90	80	180	0,44	0,87
2013	642	70	340	170	680	1,89	5,01
2014	352	60	320	110	540	0,56	1,08
2015	170	40	90	90	160	0,22	0,41
2016	273	40	100	90	180	0,24	0,66
2017	384	30	70	60	140	0,40	0,72
2018	405	50	210	90	260	0,64	1,15
2019	243	30	50	50	130	0,25	0,36
2020	193	20	130	40	70	0,13	0,25
2021	340	10	30	60	100	0,22	0,55
2022*	367	30	80	80	130	0,43	0,93
2023	540	60	150	90	170	0,96	1,53
2024	521	50	150	90	340	0,76	1,15
1986–2024	407	160	18000	320	12000	139	189

Примітки: В таблиці запис подається у ТБк, де 1ТБк = 10¹² Бк; “—” — значення відсутні; * — розрахункові дані.

Таблиця 4. **Результати вимірювання об'ємної активності ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у воді деяких водотоків та водойм зони відчуження у 2024 році, Бк/м³**

Об'єкт та пункт контролю	¹³⁷ Cs						⁹⁰ Sr		
	Завись			Розчин					
	Мінім.	Макс.	Середня	Мінім.	Макс.	Середня	Мінім.	Макс.	Середня
р. Прип'ять — с. Усів**	—	—	—	—	—	—	—	—	—
р. Прип'ять — м. Чорнобиль	2,6	63	20	9	94	33	20	340	90
р. Уж — с. Черевач	4,3	37	12	11	68	32	33	180	73
р. Брагінка — дамба № 39*,**	—	—	—	—	—	—	—	—	—
р. Сахан — с. Новошепеличі*,***	—	—	—	—	—	—	—	—	—
р. Глиниця*	1,7	250	66	120	770	340	450	7600	2400
Водойма — охолоджувач ЧАЕС	25	2800	350	290	7200	1500	720	8400	2600
Семиходський старик	11	500	120	440	1500	930	1100	4200	2800
Янівський затон	16	540	95	150	1900	1100	830	5100	3100
оз. Азбучин	67	1100	300	5300	20000	12000	48000	200000	94000
Відвідний канал 3 черги ЧАЕС*	490	7200	2300	7300	66500	41700	1500	5900	3100
Лівобережний польдер — верхній б'єф ГТС № 7*,**	—	—	—	—	—	—	—	—	—
оз. Глибоке**	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Примітки: * — за період стоку; ** — після 24 лютого 2022 року моніторинг не проводився через відсутність доступу; *** — з лютого 2023 року моніторинг не проводився через відсутність доступу.

Таблиця 35. **Винесення ⁹⁰Sr основними водотоками зони відчуження та іншими джерелами у 2012–2024 рр., ТБк**

№ з/п	Об'єкт — створ	Роки											
		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022*	2023*	2024*
1	р. Прип'ять, вхід в зону	1,48	0,40	0,14	0,29	0,35	0,46	0,19	0,11	0,30	0,34	0,57	0,43
2	р. Сахан	0,08	0,02	0,003	0,01	0,008	0,02	0,004	0,001	0,014	0,015	0,024	0,019
3	Стік з лівобережного польдера	0,65	0,08	0,006	0,02	0,04	0,07	0,008	0,001	0,005	0,02	0,034	0,026
4	Фільтраційні потоки водойми-охолоджувача	0,04	0,02	0,001	—	—	—	—	—	—	—	—	—
5	р. Глиниця	0,17	0,09	0,03	0,03	0,02	0,006	0,008	0,008	0,006	0,013	0,015	0,015
6	Фільтрація з водойми-охолоджувача ЧАЕС	0,04	0,04	0,04	—	—	—	—	—	—	—	—	—
7	Фільтрація з затонів, надходження з ґрунтовими водами, надходження з заплави	2,55	0,43	0,19	0,31	0,27	0,61	0,15	0,13	0,23	0,54	0,89	0,66
8	р. Прип'ять — м. Чорнобиль	5,01	1,08	0,41	0,66	0,72	1,15	0,36	0,25	0,55	0,93	1,53	1,15
9	Надходження ⁹⁰ Sr в межах зони відчуження, ТБк	3,53	0,68	0,27	0,37	0,37	0,69	0,17	0,14	0,25	0,59	0,96	0,72
	доля зони відчуження, %	70	59	66	56	51	60	47	56	45	63	63	62
10	р. Уж	0,20	0,07	0,01	0,04	0,05	0,07	0,02	0,01	0,03	0,05	0,12	0,06
11	р. Брагінка	0,90	0,13	0,01	0,05	0,14	0,17	0,03	0,01	0,04	0,08	0,13	0,10
12	Винос в Київське водосховище: р. Прип'ять + р. Уж + р. Брагінка	6,11	1,28	0,44	0,75	0,91	1,39	0,41	0,27	0,62	1,06	1,78	1,31

Примітка: * — дані отримані розрахунковим методом із урахуванням результатів багаторічних спостережень.

води (загалом 50% величини виносу), як основне джерело формування стоку в 2024 році.

Величина стоку ^{137}Cs за 2024 рік у створі м. Чорнобиль склала 0,76 ТБк (у 2023 році — 0,96 ТБк).

Вміст ^{137}Cs у воді малих річок ЗВ за періоди наявності стоку був на рівнях близьких до показників останніх років. У воді більшості замкнених водойм та водойми-охолоджувачі ЧАЕС, максимум ^{137}Cs прослідковується у літні місяці. Сезонні коливання вмісту розчиненого ^{137}Cs , імовірно, обумовлені циклічністю фізико-хімічних та біологічних процесів у ВО протягом року.

За дослідженнями фахівців Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України та НАН України (Kanivets et al., 2020), динаміка розподілення радіонуклідів у замкнених водоймах обумовлюється виключно геохімічними і гідравлічними чинниками, власне коливаннями рівнів води в самих озерах та на прилеглих територіях, які гідравлічно з ними пов'язані. Влітку внаслідок утворення відновлювальних умов у придонному шарі води спостерігається посилення дифузійного потоку ^{137}Cs із донних відкладів у водну товщу. Восени у ВО підвищується концентрація завислих наносів, які сорбують цезій з водного розчину і внаслідок седиментації повертають його у донні відклади.

Серед контрольованих водних об'єктів максимальні сумарні значення об'ємної активності ^{137}Cs (розчин та завись) характерні для відповідного каналу 3-ї черги ЧАЕС (67000 Бк/м³), підвідного каналу водойми-охолоджувача ЧАЕС (8400 Бк/м³), Семиходського старика (1600 Бк/м³), озера Азбучин (20300 Бк/м³).

Найзабрудненіша радіонуклідами поверхнева водойма — оз. Азбучин, максимальні значення

об'ємної активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у воді знаходяться на рівні 200000 Бк/м³ та 20300 Бк/м³ відповідно. Вода у водоймі за вмістом ^{90}Sr відповідає категорії радіоактивних відходів.

Треба відзначити підвищення об'ємної активності ^{90}Sr у воді оз. Азбучин протягом 2015–2022 рр. Очевидною причиною зростання вмісту ^{90}Sr є надходження мобільних форм радіонуклідів у воду з осушеного ложа дна та мілководних ділянок внаслідок падіння рівня води в озері з відмітки 107,50 мБС до мінімального рівня 103,75 мБС (у 2017 році) та зміни режиму гідравлічно пов'язаних з озером підземних вод (Nazarov et al., 2025). На рис. 7 зображено динаміку об'ємної активності ^{90}Sr у воді оз. Азбучин у 2014–2024 рр.

Рівень води водойми-охолоджувача (ВО) почав знижуватися після зупинення роботи берегової насосної станції (БНС) у 2014 році, і протягом перших двох років це відбувалося швидко і безперервно з високими темпами фільтрації через тіло насипної піщаної дамби і до середини 2017 року фільтраційні втрати були фактично основною причиною зменшення рівня води, а з 2018 року зниження рівня обумовлено переважно випаровуванням. У 2019–2024 роках рівневий режим водойми змінювався в залежності від рівня води р. Прип'ять, з якою гідравлічно пов'язаний, фільтраційних процесів та випаровування із дзеркала водної поверхні. В результаті кліматичних змін останніх років, які характеризувалися посушливим літом, практично безсніжними зимовими періодами, в межах чаші ВО утворилася нова система водних об'єктів, у яких формується власний гідрологічний режим і умови радіонуклідного забруднення.

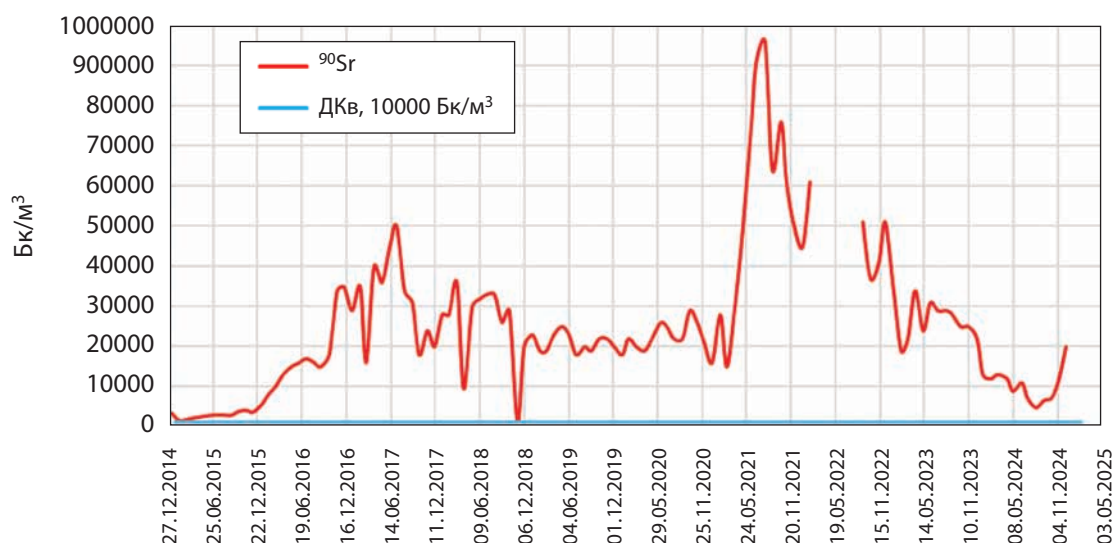


Рис. 7. Динаміка об'ємної активності ^{90}Sr у воді оз. Азбучин у 1999–2024 рр. Дані за період з початку окупації ЗВ і до відновлення функціонування системи моніторингу відсутні (2022 рік)

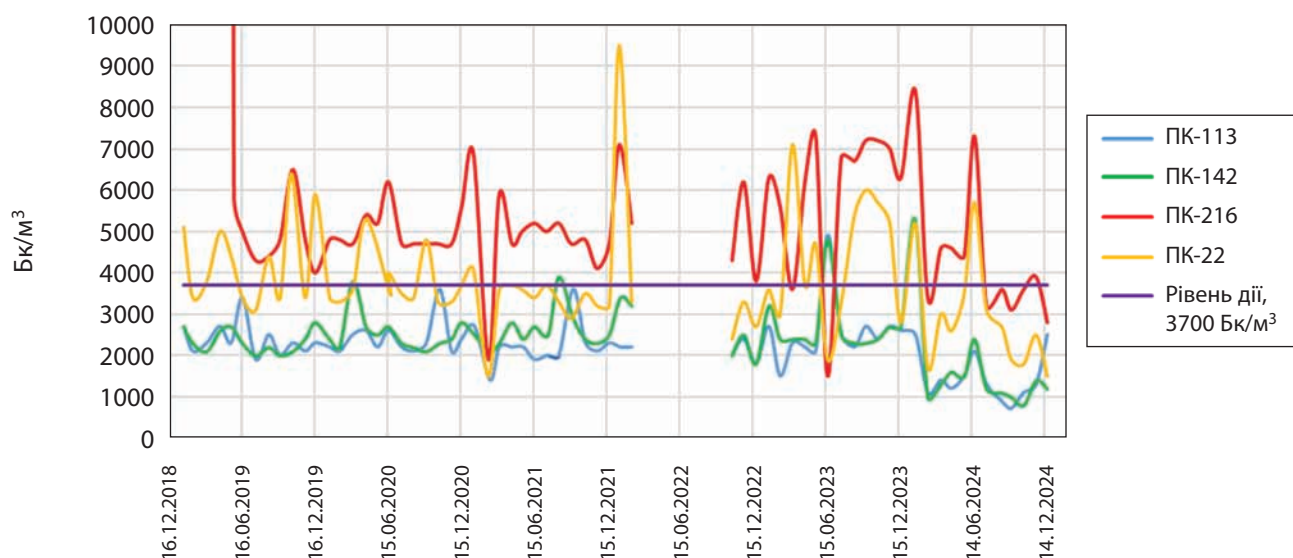


Рис. 8. Динаміка об'ємної активності ^{90}Sr у воді ВО у 2019–2024 рр. Дані за період з початку окупації ЗВ і до відновлення функціонування системи моніторингу відсутні

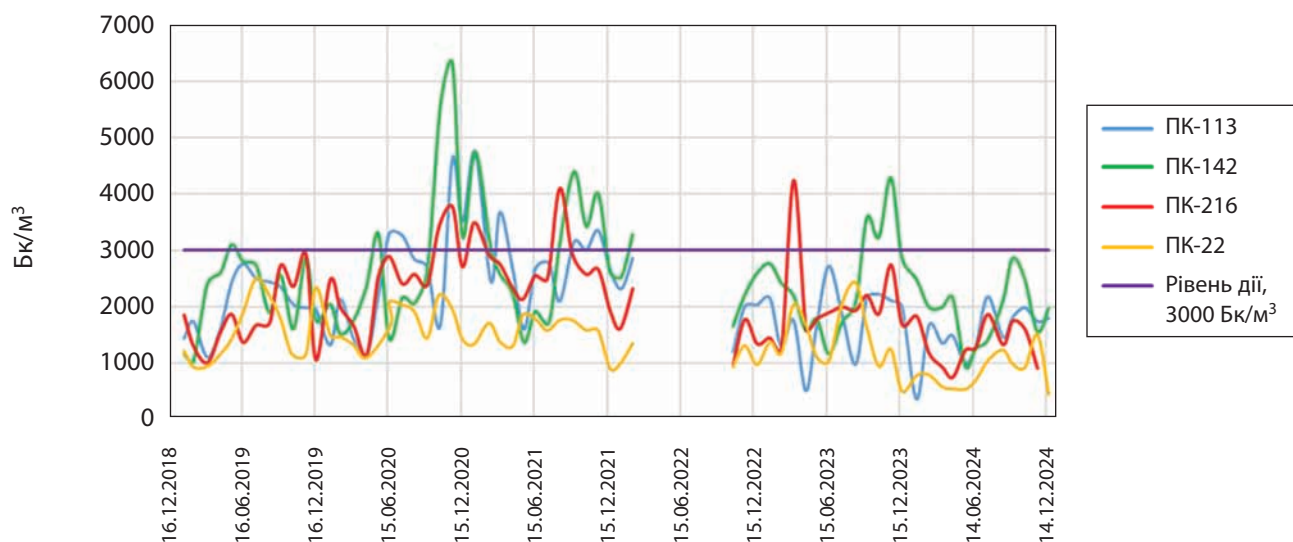


Рис. 9. Динаміка об'ємної активності ^{137}Cs у воді ВО у 2019–2024 рр. Дані за період з початку окупації ЗВ і до відновлення функціонування системи моніторингу відсутні

Протягом 2024 року рівень води ВО в цілому знизився на 30 см. Динаміку об'ємної активності радіонуклідів у воді ВО у 2019–2024 рр. показано на рис. 8, 9.

Рівні дії вказані відповідно до Гігієнічних нормативів "Основні контрольні рівні, рівні звільнення та рівні дії щодо радіоактивного забруднення об'єктів зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення", затверджених Головою ДАЗВ України 08.02.2022 року.

Вміст трансуранових елементів (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) (ТУЕ) визначався у воді р. Прип'ять, водойми-охолоджувача ЧАЕС, Янівського затону, Семиходського старика, оз. Азбучин та відвідного каналу

III черги ЧАЕС. Найбільша активність ^{241}Am зафіксована у воді оз. Азбучин (29 Бк/м³) сумарна концентрація ізоотопів плутонію — у воді оз. Азбучин (43 Бк/м³). У воді р. Прип'ять об'ємна активність ТУЕ не перевищувала 4,0 Бк/м³. Допустимий рівень ТУЕ у питній воді згідно НРБУ–97 ДКВ становить 1000 Бк/м³.

РАДІАЦІЙНИЙ СТАН ПІДЗЕМНИХ ВОД

Протягом 2024 року системою радіаційного контролю, як і в попередні роки з початку спостережень, були охоплені підземні води четвертинного, еоценового та сеноман-нижньокрейдного водоносних комплексів. Мережа моніторингу ґрун-

тових вод, яка знаходилась на лівому та частково правому березі р. Прип'ять у зв'язку з військовою агресією лишилась недоступною: свердловини на Лівобережному польдері, ПЗРВ "Чистоголівка", режимна мережа прип'ятського водозабору (св. 506, 511, 185Q1-3), ПТЛРВ "Рудий ліс" (район с. Лісового, свердловини 172/Q1,172/Q2,172/Q3).

Радіаційний стан підземних вод водоносного комплексу еоценових відкладів (джерела централізованого водопостачання ЧАЕС) контролювався на діючому водозаборі ЧАЕС (м. Прип'ять), сеноман-нижньокрейдових (основи централізованого водопостачання м. Чорнобиль) — на функціонуючому водозаборі м. Чорнобиль. Також, контролювався стан води у водопровідній мережі м. Чорнобиль безпосередньо в місцях її споживання. Велика увага приділялась водоносному комплексу у четвертинних відкладах, який залягає першим від поверхні (грунтовий) і є об'єктом впливу техногенного радіаційного забруднення території ЗВ та ПТЛРВ (Заключительный отчет, 2008).

Як і раніше, результати досліджень радіаційного стану водоносних комплексів еоценових та сеноман-нижньокрейдових відкладів не дають під-

став для однозначного твердження про наявне їх забруднення радіонуклідами аварійного викиду ЧАЕС. Вміст ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr у воді на водозаборах ЧАЕС (еоценових) та міста Чорнобиль (сеноман-нижньокрейдових відкладів) становить в середньому <2 Бк/м³ та 3,7 Бк/м³ відповідно.

За результатами контролю радіаційного стану підземних вод у водопровідних мережах м. Чорнобиль безпосередньо в місцях їх споживання (водоносний комплекс сеноман-нижньокрейдових відкладів) вміст ⁹⁰Sr у воді склав в середньому 3,9 Бк/м³, ¹³⁷Cs — <2 Бк/м³. ДР-2006 для питної води за вмістом ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs — 2000 Бк/м³ відповідно.

Максимальні значення об'ємної активності ⁹⁰Sr у воді спостережних свердловин були зафіксовані в районах старої Будбази, озера Азбучин, Янівського затону та Семиходського старику і становили 160 000, 150 000, 55 000, та 41 000 Бк/м³ відповідно. В районі с. Лісового у воді свердловин К-13Д максимальна об'ємна активність ¹³⁷Cs досягла 27000 Бк/м³ (табл. 6). Після затоплення у 2013 році території приповерхневих захоронень ПТЛРВ талими та дощовими водами, у воді цих свердловин спостерігаються високі значення концентрації ¹³⁷Cs.

Таблиця 6. **Сезонні коливання та середні значення об'ємної активності ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr (Бк/м³) в ґрунтових водах на основних об'єктах, які контролювались у 2024 році**

Пункт пробовідбору	№ спостер. свердл.	¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr		
		Від –	– до	Середня	Від –	– до	Середня
"Рудий ліс" — ПТЛРВ (район ст. Будбази)	1/1	51	130	85	12000	31000	19000
	2/1	4	379	131	5000	98000	30000
	2/1Д	34	65	50	160	680	370
	1/2	27	59	43	34000	56000	42000
	2/2	51	230	160	17000	160000	78000
"Рудий ліс" — ПТЛРВ (район с. Лісового)	К-13	6	47	25	1400	5600	3600
	К-13Д	20000	27000	23000	1300	8400	3800
	К-14	5	24	13	9	120	50
	К-14Д	2	40	18	15	110	62
	169/Q1	8	19	14	100	570	260
	169/Q2	11	27	19	83	180	140
"Рудий ліс" — ПТЛРВ (район Янівського затону)	169/Q3	13	44	29	94	310	170
	К-4	11	44	28	39	420	194
	К-5	36	52	44	670	4600	2600
	К-6	63	100	82	6900	55000	17000
	К-7	24	61	43	11000	32000	18000
ПЗРВ "Підлісний"	4	40	130	76	430	1300	720
	5	8	270	98	32	87	48
	10	6	14	11	29	81	46
	11	15	35	23	45	120	78
	12	10	51	25	51	84	71
	15	11	27	19	43	85	56
	НС-3	460	820	650	66	8500	2600

Закінчення таблиці 6

Пункт пробовідбору	№ спостер. свердл.	¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr		
		Від –	– до	Середня	Від –	– до	Середня
ПЗРВ “Підлісний”	НС-4	90	150	120	31	810	320
	НС-5	30	74	47	34	120	73
	НС-6	16	280	86	18	69	39
	НС-7	29	88	55	18	41	31
	НС-8	130	300	240	26	130	63
ПЗРВ “3-я черга ЧАЕС”	2	27	52	40	25	64	44
	3	110	260	170	43	160	80
	4	12	44	29	180	350	285
	8	9	32	21	72	420	180
	14	160	300	250	160	790	445
	15	23	69	44	20	48	32
ПЗРВ “Буряківка”	5	1,6	27	16	17	330	105
	14	2,2	26	17	19	180	69
	22	4,1	37	28	34	130	62
	35	7,2	29	20	22	380	113
	53	2,1	20	14	12	160	59
ПТЛРВ “Чистогалівка”*	8	—	—	—	—	—	—
Дренажна завіса водойми-охолоджувача, ПК-32, 64, 113	64	15	75	45	540	1000	820
	92/1	6	32	19	390	830	590
	92/2	15	20	18	790	1800	1400
	151/1K	20	20	20	850	1600	1200
	151/3K	15	21	18	280	1200	670
Район водойми- охолоджувача, ПК–14	26	41	52	47	650	1300	835
	2	1,8	51	26	560	1300	800
	2а	18	42	30	1900	4400	2600
Водоохоронні споруди на Лівобережному польдері*	201-1	—	—	—	—	—	—
	201/1	—	—	—	—	—	—
	203-1	—	—	—	—	—	—
	206-1	—	—	—	—	—	—
Район озера Азбучин	1*	—	—	—	—	—	—
	1А*	—	—	—	—	—	—
	2	10	111	45	7200	21000	14000
	2А	14	155	108	16000	150000	35000
	3	7,0	281	61	1500	8900	4200
	3А	25	60	46	14000	54000	26000
Піщане плато — ПТЛРВ (р-н Семиходського старика)	К-1	24	35	31	68	390	150
	К-3**	29			41000		

Примітки: “*” — моніторинг не проводився через відсутність доступу; “**” — моніторинг не проводився з лютого 2024 року через неможливість доступу до території.

За результатами моніторингу в 2024 році радіаційний стан ґрунтових вод у межах ПЗРВ характеризується коливаннями вмісту ⁹⁰Sr у воді свердловин на 1–2 порядки значень: ПЗРВ “Підлісний” — 18–8500 Бк/м³; ПЗРВ “3-я черга ЧАЕС” — 20–790 Бк/м³; ПЗРВ “Буряківка” — 12–380 Бк/м³.

Середньорічні значення глибин залягання рівня ґрунтових вод на контрольованих ПЗРВ та ПТЛРВ зони відчуження наведені в табл. 7. За даними спостережень на ПЗРВ “Підлісний”, “III черга ЧАЕС” та “Буряківка” зафіксоване зростання рівнів води у всіх свердловинах, середні значення яких у порівнянні з

Таблиця 7. Середньорічні значення глибин залягання рівня ґрунтових вод (від гирла свердловин) на контрольованих ПЗРВ та ПТЛРВ зони відчуження, м

№ свердл.	2019	2020	2021	2022	2023	2024		
						Мін.	Макс.	Середнє
ПЗРВ "Буряківка"								
5	14,76	15,29	15,30	15,56	15,04	14,27	14,68	14,46
14	15,76	16,29	16,59	16,63	16,09	15,34	15,79	15,56
22	16,12	16,65	16,99	17,00	16,51	15,66	16,16	15,95
35	17,35	17,84	18,18	18,24	17,76	17,04	17,39	17,22
44	16,81	17,30	17,66	17,70	17,22	16,49	16,82	16,68
53	17,15	17,67	17,67	18,03	17,56	16,82	17,14	17,01
55	16,87	17,40	17,72	17,77	17,32	16,56	17,00	16,78
139	15,97	16,81	16,85	16,85	16,38	15,55	15,95	15,77
147	18,42	18,95	19,26	19,30	18,81	18,07	18,43	18,28
ПЗРВ "Підлісний"								
Н-2 ¹⁾	—	8,57	8,82	—2)	7,98	7,45	8,44	7,90
Н-3 ¹⁾	—	8,95	8,29	8,10	7,55	7,0 2	7,98	7,42
4	7,70	8,11	7,79	7,67	7,18	6,68	7,54	7,10
5	7,26	— ³⁾	7,16	7,25	6,88	6,42	7,20	6,81
10	7,46	7,71	7,47	7,35	6,90	6,41	7,22	6,81
11	7,39	7,71	7,46	7,29	6,83	6,35	7,14	6,74
12	2,45	2,70	2,39	2,33	1,79	1,34	2,24	1,80
15	7,35	7,61	7,38	7,24	6,76	6,27	7,13	6,69
НС-3	8,01	8,29	8,05	7,92	7,42	6,88	7,82	7,26
НС-4	7,98	8,27	8,02	7,87	7,36	6,84	7,75	7,29
НС-5	8,04	8,34	8,09	7,94	7,44	6,92	7,80	7,36
НС-6	7,40	7,78	7,52	7,25	6,79	5,18	7,06	6,36
НС-7	7,47	7,83	7,57	7,36	6,91	6,35	7,25	6,78
НС-8	7,70	8,06	7,79	7,56	7,09	6,54	7,38	6,94
ПЗРВ "3-я черга ЧАЕС"								
2	8,34	8,75	8,70	8,54	8,11	7,71	8,11	7,96
3	8,38	8,76	8,69	8,53	8,08	7,69	8,06	7,93
4	8,18	8,56	8,47	8,32	7,83	7,40	7,79	7,63
6	8,16	8,56	8,44	8,23	7,68	7,28	7,63	7,49
8	7,65	8,10	7,93	7,75	7,15	6,68	7,04	6,90
13	8,01	8,43	8,29	8,08	7,56	7,05	7,40	7,28
14	7,80	8,22	8,29	7,97	7,74	6,88	7,27	7,12
15	7,29	7,69	7,60	7,46	6,97	6,53	7,78	7,01
ПТЛРВ "Піщане плато"								
К-1	3,44	3,71	3,51	3,45	2,52	1,81	3,29	2,59
К-3	3,93	4,23	3,55	3,88	2,62	1,86	1,86	1,86
ПТЛРВ "Чистоголівка"								
8	18,10	18,41	18,57	— ⁴⁾	— ⁴⁾	— ⁴⁾	— ⁴⁾	— ⁴⁾
ПТЛРВ "Стара Будбаза"								
1/2	6,18	6,90	6,53	6,38	5,51	5,23	5,95	5,62
2/2	3,85	4,11	3,81	3,71	3,07	2,26	3,41	2,91

Закінчення таблиці 7

№ свердл.	2019	2020	2021	2022	2023	2024		
						Мін.	Макс.	Середнє
ПТЛРВ “Нафтобаза”								
К-4	9,19	9,56	9,23	9,17	8,45	7,73	8,97	8,39
К-5	6,52	6,87	6,56	6,44	5,78	5,06	6,31	5,72
К-6	2,51	2,84	2,51	2,46	1,73	0,92	2,36	1,70
К-7	3,11	3,49	3,07	3,05	2,25	1,26	3,09	2,25
ПТЛРВ “Станція Янів”								
К-14	4,26	4,64	4,40	4,32	3,55	2,86	3,77	3,44
К-15	4,97	5,34	5,07	5,10	4,13	3,51	4,46	4,12
ПТЛРВ “Нова Будбаза”								
3/1	1,56	2,36	1,57	1,78	0,64	0,13	1,43	0,61
ПТЛРВ “Рудий ліс”								
1/1	2,96	3,24	2,88	2,68	2,03	1,25	2,45	1,83
2/1	3,72	4,01	3,55	3,48	2,79	1,90	3,18	2,63

Примітки: 1. Свердловини Н-2 і Н-3 введені в регламент з III кварталу 2019 року. 2. Вода у свердловинах була відсутня. 3. Дані наведені за I і II квартали. В III і IV кварталах вода у свердловинах була відсутня. 4. Відбір проб у зв'язку з військовою агресією рф не проводився.

минулим роком збільшились на 0,01–0,43, 0,15–0,62 та 0,53–0,61 метрів відповідно.

РАДІАЦІЙНИЙ СТАН ЛАНДШАФТІВ

У 2024 році у зв'язку з повномасштабним вторгненням рф моніторинг було поновлено на 8 з 15 ландшафтних полігонів. Сумарна щільність забруднення радіонуклідами ґрунтового покриву у шарі 0–20 см склала: для ¹³⁷Cs у межах 110 – 8900 кБк/м², для ⁹⁰Sr — від 14 до 4600 кБк/м². Дані по ландшафтних полігонах на різних рівнях рельєфу наведені в табл. 8.

Дослідження вертикального розподілу радіонуклідів до глибини 50 см показало, що основний запас ¹³⁷Cs (89%) знаходиться в шарі 0–15 см, для ⁹⁰Sr 97% запасів зосереджено в 0–30 см шарі ґрунту.

Надходження радіонуклідів у рослини відбувається переважно через кореневу систему і тому їх вміст у рослинах істотно залежить від характеру радіоактивного забруднення ґрунту (Одум, 1975).

У компонентах біоценозу ЛП питома активність радіонуклідів ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr знаходиться в таких межах:

- деревина сосни: ¹³⁷Cs — від 0,01 до 7,8 кБк/кг, ⁹⁰Sr — від 0,02 до 17 кБк/кг;
- деревина листяних порід: ¹³⁷Cs — від 0,01 до 11 кБк/кг, ⁹⁰Sr — від 0,40 до 11 кБк/кг;
- наземний рослинний покрив: ¹³⁷Cs — від 0,05 до 150 кБк/кг, ⁹⁰Sr — від 0,16 до 65 кБк/кг;

Таблиця 8. Щільність забруднення ґрунту радіонуклідами ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr ґрунтового покриву на ЛП, кБк/м²

№ ЛП	Шар відбору проб, см	Радіонукліди	
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Ландшафтні полігони вододільних рівнин (ЛП 1–4, 11–12)			
1	0–20	450	44
2		560	120
3		—	—
4		1800	190
11		110	17
12		—	—
Ландшафтні полігони надзапальної тераси р. Прип'ять (ЛП 5, 7–8, 10, 13)			
5	0–20	—	—
7		—	—
8		3800	960
10		—	—
13		—	—
Ландшафтні полігони заплави р. Прип'ять (ЛП 6, 9)			
6	0–20	—	—
9		6400	1200
Молоді насадження сосни (біля с. Копачі)			
14	0–20	970	150
Згарище (місце пожежі в 2015 році)			
15	0–20	140	14

- лісова підстилка: ^{137}Cs — від 0,20 до 118 кБк/кг, ^{90}Sr — від 0,35 до 160 кБк/кг.

Вміст трансуранових елементів у рослинності порівняно з забрудненням ^{137}Cs та ^{90}Sr незначний — від 0,00026 до 0,45 кБк/кг.

Найвищі значення коефіцієнтів переходу (КП) ^{137}Cs характерні для ландшафтних полігонів надзаплавної тераси. КП ^{90}Sr у порівнянні із ^{137}Cs значно вищі — особливо добре це простежується на ландшафтних полігонах вододільних рівнин та заплави. Таке явище спостерігається на ландшафтах, де в ґрунтах відмічається значний дефіцит лужноземельних металів, зокрема кальцію.

РАДІАЦІЙНИЙ СТАН
МІСЦЬ ПРОЖИВАННЯ САМОПОСЕЛЕНЦІВ

За 38 років, які минули після аварії на ЧАЕС, кількість місць проживання “самопоселенців” в зоні відчуження зменшилася з 20 до 3 (місто Чорнобиль, та села: Купувате, Теремці), а кількість жителів — з 1240 до 55 осіб. Станом на грудень 2024 року в місті Чорнобиль проживало 42 особи, в селах — 13 осіб.

Рівні ПЕАД гамма-випромінювання у садибах були в межах 0,11–0,15 мкЗв/год. Щільність бетапотоку на робочому одязі та взутті становила 8–14, дровах — 15–55 β част/(хвхсм²). Як і в попередні роки досліджень, найбільші рівні поверхневого забруднення бета-випромінюючими радіонуклідами зафіксовані у пічному попелі — 39–130 β — част/(хвхсм²).

Щільність забруднення ґрунтів присадибних ділянок ^{137}Cs , ^{90}Sr та ТУЕ знаходилась у межах: ^{137}Cs — 60–398 кБк/м²; ^{90}Sr — 2,8–31 кБк/м²; ^{238}Pu — 0,19–1,1 кБк/м², $^{239+240}\text{Pu}$ — 0,50–1,7 кБк/м²; ^{241}Am — 0,25–1,8 кБк/м².

Результати визначень об’ємної активності ^{90}Sr у воді криниць та свердловин знаходились у межах: 0,005–0,060 Бк/дм³; ^{137}Cs — 0,003–0,017 Бк/дм³ і не перевищували встановлених допустимих рівнів (ДР–2006). Державні гігієнічні нормативи “Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах

Таблиця 9. Рівні забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr овочевих культур на присадибних ділянках дослідних пунктів, Бк/кг

Населений пункт	Картопля	Овочі
ДР-2006 — ^{137}Cs	60	40
м. Чорнобиль	2,2–204	1,6–50
с Купувате	2,4–78	4,7–46
ДР-2006 — ^{90}Sr	20	20
м. Чорнобиль	6,4–45	1,5–277
с Купувате	2,3–28	3,7–37

Примітка. Тут і далі рівні об’ємної активності радіонуклідів, які перевищують допустимі рівні (ДР-2006) показані напівжирним шрифтом.

харчування та питній воді”, затверджені наказом МОЗ України від 03.05.2006 року № 256, обмежують вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr рівнем 2 Бк/дм³.

Більша частина дози опромінення “самопоселенців” формується внаслідок надходження радіонуклідів із продуктами харчування. Переважну більшість (60–70 %) продукції “самопоселенці” отримують із власних господарств (овочі, фрукти тощо). Рівні забруднення радіонуклідами овочевих культур у дослідних пунктах наведено в табл. 9.

У 2024 році вміст ^{137}Cs в овочевих культурах перевищував допустимі рівні від 1,2 до 3,5 разів, ^{90}Sr — від 1,2 до 14 разів. Перевищення допустимих рівнів вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs в овочевих культурах (максимальні значення) наведено на рис. 10, 11.

Поведінка ^{90}Sr та ^{137}Cs в системі “ґрунт–рослина” характеризується рядом відмінних особливостей. Завдяки розчинності та високій біологічній доступності ^{90}Sr відіграє домінуючу роль у радіонуклідному забрудненні продукції вирощеній у зоні відчуження: овочах, ягодах, свіжій зелені тощо (Кіреєв та ін, 2024). Надходження ^{90}Sr в рослини з ґрунту, у більшості випадків за однакових умов, у декілька разів більше, ніж ^{137}Cs . Проте, на легких піщаних і торфових ґрунтах спостерігається інтенсивна мігра-

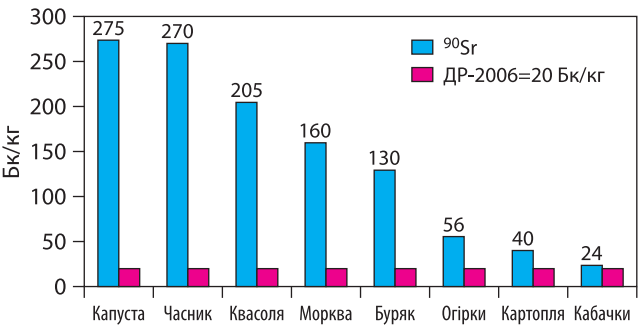


Рис. 10. Перевищення допустимих рівнів вмісту ^{90}Sr в овочевих культурах (максимальні значення), Бк/кг

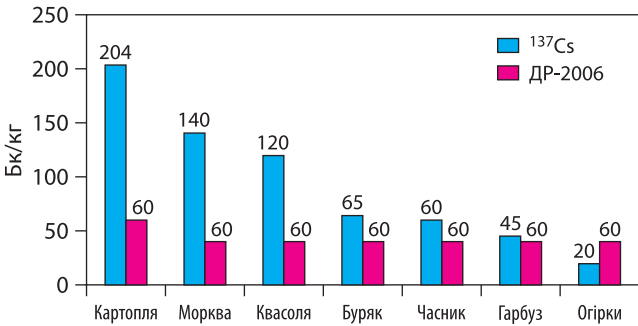


Рис. 11. Перевищення допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs в овочевих культурах (максимальні значення), Бк/кг

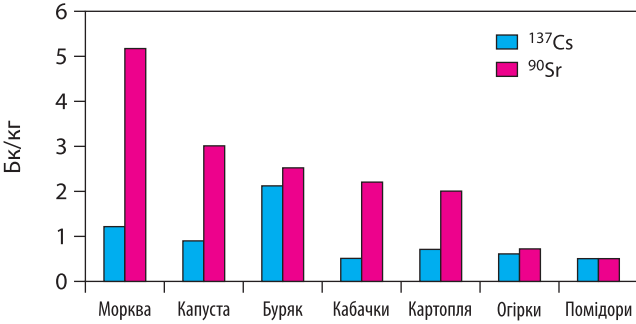


Рис. 12. Розподіл значень КП ^{90}Sr та ^{137}Cs для овочевих культур, в залежності від видової належності та типу ґрунту, (торф'яно-болотний) [(Бк/кг)/(кБк/м²)]

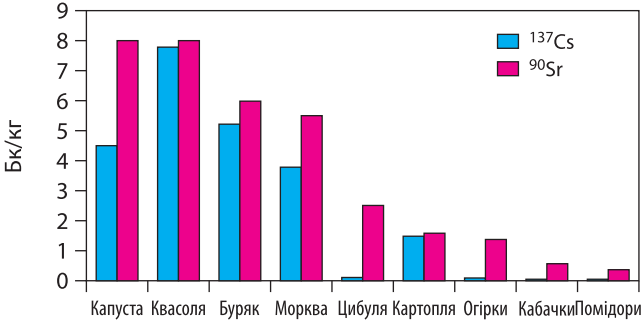


Рис. 13. Розподіл значень КП ^{90}Sr та ^{137}Cs для овочевих культур, в залежності від видової належності та типу ґрунту (дерново-прихованопідзолистий), [(Бк/кг)/(кБк/м²)]

ція ^{137}Cs , при цьому перехід його в рослини іноді рівнозначний накопиченню ^{90}Sr .

Обсяги надходження радіонуклідів в рослини залежать: від щільності забруднення ґрунтів, їхнього типу та агрохімічних властивостей; біологічних особливостей рослин, характеру розподілу в ґрунті їх корневих систем, ступеню взаємодії коренів із найбільш забрудненим горизонтом ґрунту. Розподіл значень коефіцієнту переходу (КП) ^{137}Cs та ^{90}Sr (середні значення) для овочевих культур в 2024 році, в залежності від типу ґрунту та видових особливостей рослин показано на рис. 12, 13.

Серед овочевих культур що досліджувались високі значення КП ^{90}Sr зафіксовані для буряків, моркви і капусти, найменші — для огірків і помідорів на обох типах ґрунтів. КП ^{90}Sr в овочеві культури превалює над КП ^{137}Cs як на торф'яно-болотних, так і на дерново-підзолистих ґрунтах.

Плутоній та америцій також містяться в продукції отриманій з господарств “самопоселенців”, але їх активність незначна: ^{238}Pu — 0,0007–0,011 Бк/кг; $^{239+240}\text{Pu}$ — 0,02–0,060 Бк/кг; ^{241}Am — нижче мінімально вимірюваної активності приладів. Ці радіонукліди мають низьку рухливість і, як наслідок цього, низьку біологічну доступність.

Вміст радіонуклідів в грибах, ягодах та плодових культурах наведено в табл. 10.

Як видно з представлених даних, гриби та ягоди з навколишніх лісових масивів можуть стати одним із провідних чинників надходження радіонуклідів в організм “самопоселенців”.

Для визначення відповідності харчових продуктів “самопоселенців” критеріям радіаційної безпеки використовували показник відповідності, значення якого розраховували за результатами вимірювань питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr (ДР–2006) (Кіреєв

Таблиця 10. Вміст радіонуклідів у плодових культурах, ягодах та грибах (Бк/кг), 2023–2024 рр.

№ з/п	Назва проби	Місце відбору проби	^{137}Cs	ДР-2006	^{90}Sr	ДР-2006
1	Шипшина	м. Чорнобиль	9,0–33	70	70–280	10
2	Чорноплідна горобина		1,3–22	70	30–45	10
3	Виноград		9,0–11	70	20–65	10
4	Яблука		2,0–70	70	2,0–19	10
5	Калина		10–17	70	18–110	10
6	Горіхи		10–170	70	18–80	10
7	Агрus	с. Купувате	108	70	51	10
8	Гриби польські	30-км зона	940–5800	500	20–46	50
9	Гриби лисички		70–2300	500	2,0–21	50
10	Гриби білі		380–460	500	22–31	50
11	Гриби різні (суміш)		1800	500	91	50
12	Гриби козлики		300–740	500	3,0–4,0	50
13	Чорниця		110–4300	500	45–115	50
14	Червона смородина	с. Купувате	300	70	73	10

та ін., 2024). За оцінкою придатності харчових продуктів “самопоселенців” встановлено, що в 2024 році 45% продукції, яка вироблялась у підсобних господарствах “самопоселенців”, не відповідала критеріям радіаційної безпеки.

ВИСНОВКИ

У 2024 році система моніторингу була відновлена у відповідних до ситуації обсягах, радіаційно-екологічний моніторинг зони відчуження проводився згідно до актуального Регламенту за виключенням об'єктів, на яких у зв'язку з відсутністю безпечного доступу тимчасово неможливе проведення робіт.

1. Максимальні значення потужності еквівалента амбієнтної дози гамма-випромінювання у 2024 році спостерігались на територіях північного та західного “слідів” радіоактивних випадів.

2. У травні 2024 року зафіксоване перевищення контрольних рівнів об'ємної активності ^{137}Cs у 2 рази у приземному шарі атмосфери м. Чорнобиль, місці тривалого перебування персоналу. Це пов'язано з впливом сукупності факторів: цвітінням сосни звичайної та підняттям у повітря великої кількості пилу внаслідок проведення будівельних робіт у ЗВ, високим трафіком вантажних автомобілів, посушливими метеорологічними умовами, що спричинило розвиток дефляційних процесів (кількість опадів за місяць була 52,8% від середніх багаторічних значень, пориви вітру до 11 м/с).

3. Поверхневі води залишаються головним шляхом винесення радіонуклідів за межі ЗВ. Винесення

^{90}Sr р. Прип'ять у створі м. Чорнобиль у 2024 році було в 1,3 раза меншим за винесення 2023 року та в 1,6 раза більшим за середнє значення за останні 5 років. Переважаючою складовою, що формувала винесення радіонуклідів за межі ЗВ були ґрунтові води (загалом 50% величини виносу), як основне джерело формування стоку в 2024 році.

Найбільш забруднена поверхнева водойма — оз. Азбучин, вода якого за вмістом ^{90}Sr відповідає категорії радіоактивних відходів.

4. Максимальні значення об'ємної активності ^{90}Sr у воді спостережних свердловин були зафіксовані в районах старої Будбази, озера Азбучин, Янівського затону та Семиходського старику і становили 160 000, 150 000, 55 000, та 41 000 Бк/м³ відповідно. На ПЗРВ “Підлісний”, “III черга ЧАЕС” та “Буряківка” зафіксоване зростання рівнів води у всіх свердловинах у порівнянні з минулим роком.

Середнє значення забруднення радіонуклідами еоценового і сеноман-нижньокрейдового водоносних комплексів не перевищує <2 Бк/м³ за ^{137}Cs та 3,9 Бк/м³ за ^{90}Sr .

На окремих ділянках правобережної заплави р. Прип'ять вирішальну роль у формуванні винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами в р. Прип'ять відіграють так звані “розподілені” у природних ландшафтах джерела міграції радіонуклідів.

5. Надходження ^{90}Sr в рослини з ґрунту, в більшості випадків, за однакових умов, у декілька разів більше, ніж ^{137}Cs . Проте, на легких піщаних і торфових ґрунтах спостерігається інтенсивна міграція ^{137}Cs , при цьому перехід його в рослини іноді рівнозначний накопиченню ^{90}Sr .

ЛІТЕРАТУРА

Глосарій МАГАТЕ з питань безпеки. Термінологія, що використовується в сфері ядерної безпеки та радіаційного захисту. (2018). С. 77. https://snriu.gov.ua/storage/app/sites/1/docs/pereklady_direktiv/pub1830web-2018ua.pdf

Заключительный отчет о научно-исследовательской работе по теме Прогнозирование геомиграции радионуклидов из ПЗРО “Подлесный” и “3-я очередь ЧАЭС”. (2008). Том 1. Прогнозирование геомиграции радионуклидов из ПЗРО “Подлесный”, Киев, ЧП “Гео-Эко-Консалтинг”.

Одум, Ю. (1975). Основы экологии. Под ред. д-ра биол. наук Н.П. Наумова. Москва: Мир.

Расчет объемной активности радионуклидов в р. Припять при выносе радионуклидов из ПЗРО “Подлесное”. (2008). Желтые Воды, НТЦ КОРО.

Кіреєв, С.І., Нікітіна, Т.І., Самойлов, Д.А., Бунтова, О.Г., Федоренко, О.А., Пилипчук, Т.В., Лясківський, В.В. (2024). Радіаційний стан зони відчуження в 2023 році за результатами радіаційно-екологічного моніторингу. *Метеорологія. Гідрологія. Моніторинг довкілля*, 1 (5), 4–26.

Kanivets, V., Laptev, G., Konoplev, A., Lisovyi, H., Derkach, G., Voitsekhovych, O. (2020). Dynamics of Radionuclides in the Chernobyl Cooling Pond. In: Konoplev, A., Kato, K., Kalmykov, S. (Eds). *Behaviour of Radionuclides in the Environment II: Chernobyl*. Tokyo: Springer, 349–405. https://doi.org/10.1007/978-981-15-3568-0_8

Nazarov, A., Gudkov, D., Kireev, S., Kaglyan, A., Obrizan, S. (2025). “The dynamics of the natural purification processes in aquatic ecosystems within the Chernobyl Exclusion Zone” (in press).

REFERENCES

Calculation of volume activity of radionuclides in Pripjat River during the removal of radionuclides from the “Podlesnoe” PZRO. (2008). Jovti Vody, STC KORO.

IAEA Safety Glossary. Terminology used in the field of nuclear safety and radiation protection. (2018). 77. https://snriu.gov.ua/storage/app/sites/1/docs/pereklady_direktiv/pub1830web-2018ua.pdf

gov.ua/storage/app/sites/1/docs/pereklady_direktiv/pub1830web-2018ua.pdf

Kanivets, V., Laptev, G., Konoplev, A., Lisovyi, H., Derkach, G., Voitsekhovych, O. (2020). Dynamics of Radionuclides in the Chernobyl Cooling Pond. In: Konoplev, A., Kato, K., Ka-

- Imykov, S. (Eds). Behaviour of Radionuclides in the Environment II: Chernobyl. Tokyo: Springer, 349–405. https://doi.org/10.1007/978-981-15-3568-0_8
- Kireev, S.I., Nikitina, T.I., Samoilov, D.A., Buntova, O.G., Fedorenko, O.A., Pylypchuk, T.V., Lyaskivskyi V.V. (2024). Radiation state of the Exclusion Zone in 2023 according to the results of radiation and ecological monitoring. *Meteorology. Hydrology. Environmental Monitoring*, 1 (5), 4–26.
- Nazarov, A., Gudkov, D., Kireev, S., Kaglyan, A., Obrizan, S. (2025). "The dynamics of the natural purification processes in aquatic ecosystems within the Chernobyl Exclusion Zone" (in press).
- Odum, Y. (1975). Fundamentals of ecology. Ed. Doctor of Biological Sciences N.P. Naumov. Moscow.
- The final report on the scientific research work on the topic of Forecasting the geomigration of radionuclides from the "Podlesny" PZRO and the "3rd stage of the Chernobyl nuclear power plant". (2008). Volume 1. Prediction of geomigration of radionuclides from PZRO "Podlesny", Kyiv, PE "Geo-Eco-Consulting".

Kirieiev S.I.,

ORCID: 0000-0001-7059-3655

kireev@ecocentre.kiev.u

Nikitina T.I.;

ORCID: 0009-0003-6940-0686

Samoilov D.A.;

ORCID: 0009-0000-0465-4077

Buntova O.G.,

ORCID: 0009-0001-2060-3613

Pylypchuk T.V.,

ORCID: 0009-0008-6908-0420

Fedorenko O.A,

ORCID: 0009-0006-1387-709X

Liaskivskyi V.V.

ORCID:0009-0000-7908-5809

State Specialized Enterprise "Ecocentre"

RADIATION STATE OF THE EXCLUSION ZONE OF 2024 IN ACCORDANCE WITH THE RESULTS OF RADIATION ENVIRONMENTAL MONITORING

The article presents results of radiation and environmental monitoring in the Exclusion Zone for the year 2024. According to the results of radiation and environmental monitoring in the Exclusion Zone in 2024, important analytical data were ob-

tained: maximum power values of the ambient dose equivalent of gamma radiation are characteristic of the territories in the northern and western "traces" of radioactive fallout; radiation state of the Exclusion Zone air environment and its dynamics during 2024 were determined by the nature of surface contamination of the territory, control levels exceeding activity in the air was recorded; surface waters remain an important route of radionuclide removal beyond the Exclusion Zone; radiation state of underground waters, radionuclide contamination of eocene and cenomanian-lower cretaceous water-bearing complexes; monitoring results at landscape landfills; radiation survey results of unauthorized residence places of the population in the Exclusion Zone. In May 2024, a 2-fold excess of the control levels of bulk activity of ^{137}Cs was recorded in the surface layer of the atmosphere of the city of Chornobyl, a place of prolonged stay of personnel. Surface waters remain the main route of radionuclides removal outside the WZ. The water removal of ^{90}Sr by the Pryp'yat' River in the Chornobyl zone in 2024 was 1.3 times less than the removal in 2023 and 1.6 times greater than the average value for the last 5 years. The main reserves of activity are concentrated in the Temporary radioactive waste storage points "Budbaza" and "Red forest", which are located along the western trace of the Chernobyl emission. In some areas of the right-bank floodplain of the Prip'yat River, the so-called "distributed" sources of radionuclide migration begin to play a decisive role in shaping the removal of ^{90}Sr by groundwater into the Pryp'yat' River.

Keywords: radiation and environmental monitoring, radiation state of environmental components, exclusion zone.



МЕТОДИ І ЗАСОБИ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

В.В. Шкляренко

ORCID: 0009-0002-9866-558X;
vfkshkl@ukr.net

О.Л. Шевченко

ORCID: 0000-0002-5791-5354;
shevch62@gmail.com

О.А. Щеглов

ORCID: 0000-0001-5702-6285;
Aleshcheglov@gmail.com

Український гідрометеоро-
логічний інститут
Державної служби України
з надзвичайних ситуацій
та Національної академії наук
України, м. Київ, Україна

УДК 556.324:551.577.38

DOI: <https://doi.org/10.15407/Meteorology2025.07.098>

РОЗПІЗНАННЯ ГІДРОГЕОЛОГІЧНИХ ПОСУХ ЗА ІНДЕКСАМИ SPI І SGI В БАСЕЙНІ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

Очевидно, що гідрогеологічна посуха обумовлюється метеорологічною посухою та спричинена зменшенням живлення підземних вод і збільшенням їх витрат. Проте остаточно не доведено який саме чинник є більш впливовим або визначальним: підвищення температури, зменшення кількості опадів, дефіцит атмосферної вологості, зниження рівня води в річках тощо. У статті висвітлено метод ідентифікації гідрогеологічної посухи на основі аналізу індексів SGI та підтвердження метеорологічної посухи. За ретроспективними даними визначено таку тривалість останньої, якої достатньо для прояву значної та тривалої рецесії в режимі рівня ґрунтових вод. При цьому проаналізовано глибини рівня ґрунтових вод (РГВ), чутливі до впливу метеорологічної посухи. Виявлено просторові і часові закономірності прояву посушливих явищ, а також визначено ступінь інерційності реакції рівня ґрунтових вод на кліматичні зміни та метеорологічні явища. Аналіз виконано за даними гідрогеологічних спостережень по свердловинах державного моніторингу в басейні річки Південний Буг шляхом розрахунку та зіставлення індексів SPI (стандартизований індекс опадів) та SGI (стандартизований індекс ґрунтових вод). Для цього було побудовано ряд карт SPI та SGI за 2016 рік із використанням методу сплайн-інтерполяції у середовищі ArcMap, а також проведено аналіз багаторічної динаміки SGI за період 1980–2021 рр. на основі даних спостережень за РГВ по дев'яти моніторингових свердловинах. Результати показали просторову кореляцію між індексами, однак зі зсувом у часі: найбільш інтенсивна метеорологічна посуха зафіксована в липні–вересні, тоді як максимальне зниження рівнів ґрунтових вод спостерігалося у серпні–жовтні. Проведений аналіз дозволив виділити найбільш уразливі до посухи райони центральної частини басейну та обґрунтувати доцільність поєднання індексів SPI та SGI для моніторингу стану водних ресурсів. Запропонований підхід може слугувати основою для створення регіональної системи раннього попередження гідрогеологічної посухи та адаптивного управління підземними водами в умовах зміни клімату.

Ключові слова: гідрогеологічна посуха, стандартизовані індекси, SPI, SGI, басейн річки Південний Буг, моніторинг посух, часовий лаг, інтерполяція, рівні підземних вод, метеорологічна посуха, чинники.

ВСТУП

Україна, як і більшість країн Європи, відчуває на собі наслідки зміни клімату, зокрема, зростання частоти та інтенсивності посушливих періодів, аномальні коливання температури та незвичний розподіл опадів протягом року. У контексті глобальних кліматичних змін, що супроводжуються зростанням частоти і тривалості екстремальних погодних явищ, зокрема посух, питання оцінки кількісних змін водних ресурсів заслуговує на особливу увагу. Ця проблема потребує уваги у першу чергу в регіонах із розвиненим агропромисловим комплексом і високим навантаженням на водні ресурси, таких як басейн річки Південний Буг. У зв'язку з цим

зростає потреба у створенні інструментів, які дозволяють не лише підтверджувати атмосферні (метеорологічні) посухи, а й оцінювати ступінь їхнього впливу на підземні води — стратегічний ресурс для забезпечення населення і економіки країни. У цій роботі зроблено спробу поєднати метеорологічні та гідрогеологічні індекси, щоб надати цілісну картину стану водного середовища в умовах кліматичної нестабільності. Автори вважають, що саме вивчення інерційності реакції підземних вод на атмосферні збурення за різної початкової глибини залягання рівня, дозволяє глибше зрозуміти адаптаційний потенціал водоносних систем, що набуває особливої ваги в умовах водного дефіциту.

Посуха — це складне природне явище, яке проявляється на різних рівнях гідрометеорологічної системи: від зменшення кількості опадів до порушень у водному балансі ґрунтів, річок і водоносних горизонтів (Mishra & Singh, 2010). Проте наразі не виділяється окреме поняття “гідрогеологічної посухи”. Воно досі входить до загальнішого терміну “гідрологічна посуха”, хоча починається і закінчується це явище пізніше. Гідрогеологічна посуха являє собою тривале зниження рівнів підземних вод, що є наслідком дефіциту атмосферного живлення але має складні механізми прояву, які залежать від геологічних умов і структури водоносних систем (Van Lanen et al., 2013).

Для кількісної оцінки метеорологічних посух широко застосовується стандартизований індекс опадів (SPI), запропонований McKee et al. (1993). Цей індекс ґрунтується на статистичному аналізі відхилень суми опадів за вибраний часовий інтервал (1, 3, 6, 12 місяців тощо) від багаторічної норми. Він дозволяє оцінити, наскільки певний період є вологішим або сухішим за середні багаторічні умови. Значення SPI виражається у вигляді стандартизованих відхилень, тобто шкали, де: $SPI = 0$ — відповідає нормальним умовам, $SPI < 0$ — свідчить про посушливі умови, $SPI > 0$ — про надлишкову вологість. Значення SPI нижче -1 вказують на посуху, а нижче -2 — на екстремальну посуху. Перевагою цього індексу є універсальність, простота розрахунку та можливість застосування на різних часових масштабах, що робить його придатним як для короткострокового, так і довгострокового моніторингу кліматичних аномалій.

У свою чергу, проблема оцінки гідрогеологічної посухи тривалий час залишалася методично не вирішеною. Лише у 2013 році Bloomfield і Marchant запропонували аналогічний підхід — стандартизований індекс підземних вод (SGI), який дає змогу виявляти відхилення рівнів ґрунтових вод (PGB) від норми з урахуванням місцевої гідродинаміки (Bloomfield & Marchant, 2013). Індекс SGI обчислюється за принципом, аналогічним до SPI, але замість опадів використовується хронологічний ряд середньомісячних значень рівня підземних вод. Спочатку рівні підземних вод нормалізують, зазвичай за допомогою статистичного розподілу (наприклад, нормального або Пірсона III), після чого їх переводять у шкалу стандартизованих відхилень. Таким чином, значення SGI, що дорівнює 0 відповідає середньому рівню за період спостережень; $SGI < 0$ вказує на пониження рівня (дефіцит живлення); $SGI < -1$ свідчить про початок гідрогеологічної посухи; $SGI < -2$ — екстремальна рецесія. Індекс SGI дозволяє зіставляти аномалії рівня підземних вод у різних сверд-

ловинах, незважаючи на відмінності у абсолютних значеннях, що особливо важливо для територій зі складними гідрогеологічними умовами.

У цій же роботі (Bloomfield & Marchant, 2013) встановлено, що між SPI та SGI існує часовий лаг, тобто затримка у часі між виникненням атмосферної посухи і реакцією рівня підземних вод (від кількох тижнів до кількох місяців), яка залежить від низки чинників. Зокрема, геологічна будова території визначає, наскільки швидко опади можуть проникати в ґрунт і досягати водоносного горизонту: у піщаних або добре тріщинуватих породах цей процес відбувається значно швидше, ніж у глинистих. Тип водоносного горизонту (з вільною поверхнею або напірний) також має значення: у неглибоких водоносних горизонтах зміни рівня настають швидше, тоді як у глибоких або захищених горизонтах реакція може бути дуже уповільненою. Автокореляція часового ряду рівнів підземних вод — це показник того, наскільки поточний рівень залежить від його попередніх значень. Висока автокореляція вказує на інерційність системи, коли навіть суттєві зміни кліматичних умов можуть проявитися у рівнях підземних вод лише через кілька місяців або сезонів. Таким чином, часовий лаг між атмосферою та гідрогеологічною посухами є не лише проявом фізичних характеристик підземного середовища, а й важливим параметром для прогнозування стану водних ресурсів.

Для повноцінного моніторингу і прогнозування впливу посух на природні та антропогенні системи необхідний інтегрований підхід, який охоплює атмосферу, наземну та підземну складові водного балансу. Для обґрунтування та кращого розуміння підпорядкованого, проте самостійного за тривалістю явища гідрогеологічної посухи доцільно поєднувати аналіз SPI із додатковими індексами, зокрема SPEI (Vicente-Serrano et al., 2010), який враховує не лише опади, але й потенційне випаровування та SGI — індексом рівня підземних (ґрунтових) вод. У дослідженні (Шевченко О.Л. та ін., 2024) було доведено, що інерційність реакції підземних вод на атмосферні збурення (часовий лаг) чітко простежується при порівнянні гідрографів витрат річок і рівнів підземних вод. Це підтверджує доцільність застосування індексу SGI для кількісної оцінки гідрогеологічної посухи в умовах кліматичних змін.

Вивчення гідрогеологічних посух на регіональному рівні засвідчує значну залежність режиму ґрунтових вод від метеорологічних подій. Зокрема, зміни в режимі неглибоких ґрунтових вод в басейні річки Південний Буг проявились з початком глобального потепління в Україні, а саме з 1989–1990 рр. (Шевченко О.Л. та ін., 2021б). Ці зміни

пов'язані не стільки зі змінами кількості опадів, скільки з підвищенням температури повітря. Також виявлено часові лаги між атмосферними збуреннями та реакцією рівнів підземних вод, а також зміни циклічності в поведінці РГВ (Шевченко та ін., 2021), що є важливим контекстом для інтерпретації SGI.

Метою даної роботи є вивчення взаємозв'язку між метеорологічними (SPI) та гідрогеологічними (SGI) посухами у басейні річки Південний Буг для розуміння ступеню залежності змін у режимі підземних вод від кліматичних чинників у сучасних умовах а також доведення ефективності методу індексів SGI для ідентифікації гідрогеологічних посух.

Для її досягнення здійснено аналіз просторових і часових проявів атмосферної та гідрогеологічної посухи, зокрема побудовано та порівняно карти просторового розподілу індексів SPI і SGI за 2016 рік, а також проаналізовано динаміку SGI за багаторічний період (1980–2020) на прикладі 9 спостережних свердловин. Такий підхід дозволяє встановити відмінності в реакції ґрунтових вод в залежності від просторової неоднорідності гідрогеологічних умов, кліматичної зональності та можливих місцевих метеорологічних аномалій, а також оцінити кумулятивний ефект для гідрогеологічного середовища від тривалих метеорологічних подій, у першу чергу посух.

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ

Незважаючи на вагомість басейну р. Південний Буг у забезпеченні загальних водних ресурсів України, регіон залишається недостатньо вивченим у контексті знань про реакцію підземної гідросфери на кліматичні зміни останніх чотирьох десятиліть. Це дослідження націлене на заповнення цієї прогалини.



Рис. 1. Межі басейну річки Південний Буг за даними GIS Державного водного кадастру України (2021)

Басейн річки Південний Буг (рис. 1, 2) обрано як об'єкт дослідження у зв'язку з його цілковитою належністю до території України, географічною протяжністю із півночі на південь, що дозволяє розглянути особливості змін режиму ґрунтових вод щонайменше у двох кліматичних зонах. Цей річковий басейн охоплює площу 63,7 тис. км² (10,5% території України) і включає частини 7 адміністративних областей, зокрема Вінницької, Хмельницької, Київської, Черкаської, Кіровоградської, Миколаївської та Одеської (Афанасьєв та ін., 2022).

У межах басейну розташовано близько 9000 водотоків, із яких значна частина має тимчасовий або сезонний характер. Річкова система характеризується складною гідрографічною мережею та наявністю значної кількості водосховищ і ставків (понад 3000), що істотно впливають на гідрологічний режим річки.

Територія річкового басейну Південного Бугу простягається через три гідрогеологічні регіони (рис. 3): Волино-Подільський артезіанський басейн (у північно-західній частині), Український басейн тріщинних вод кристалічного щита (який займає близько 80% площі), та Причорноморський артезіанський басейн. Основні водоносні горизонти басейну річки Південний Буг зображено на рис. 3. Окрім водоносного горизонту в докембрійських породах фундаменту широке поширення мають водоносні горизонти в неогенових та четвертинних алювіальних відкладах.

Наявність або відсутність живлення перших від поверхні безнапірних водоносних горизонтів напірними водами, а також різні типи проникності водомістких порід впливають, поряд з РГВ, на ступінь стійкості ґрунтових вод до впливу кліматичних чинників. Ці чинники подекуди мають визначальне значення для тривалості часових лагів між SPI та SGI.

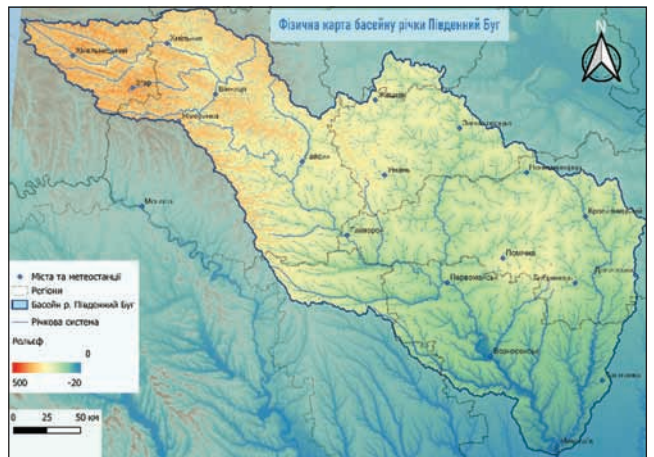


Рис. 2. Фізична карта басейну річки Південний Буг, складено автором в середовищі QGIS

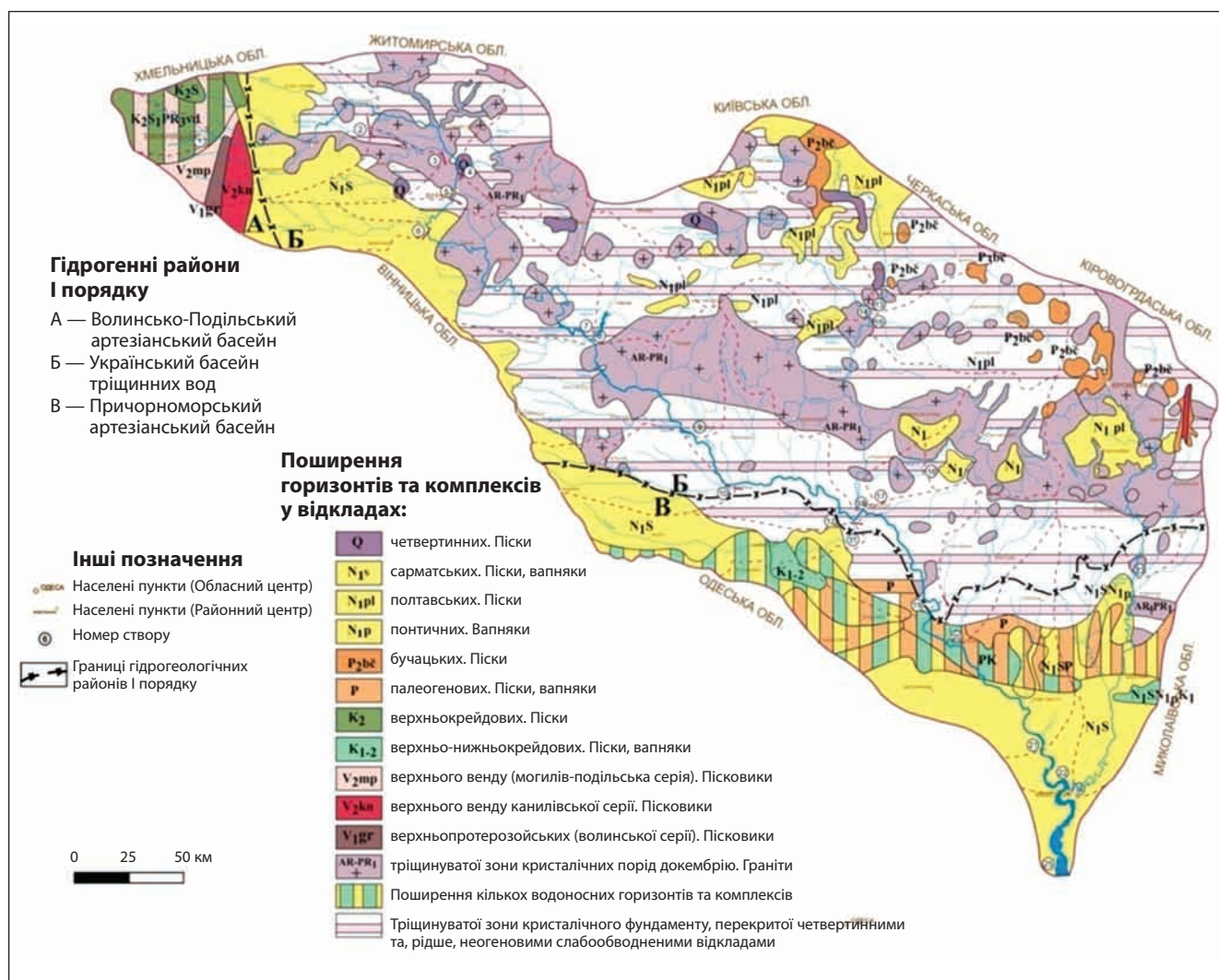


Рис. 3. Гідрогеологічне районування басейну річки Південний Буг

Клімат басейну є помірно континентальним із виразною градієнтністю за середньорічною сумою річних опадів з півночі на південь, відповідно, від 669 до 410 мм, що є важливим у контексті дослідження посухових явищ. Басейн є вразливим до змін клімату, які останні 30 років проявляються через зростання частоти посух, зниження запасів вологи у ґрунті та зменшення інфільтраційного живлення підземних вод (Шевченко та ін., 2023). Динаміку розвитку та тривалість посухи можна прослідкувати також за щомісячними знімками з супутників GRACE-FO (рис. 4), за якими добре видно, що осередок мінімальних запасів вологи в верхньому шарі ґрунту та зниження РГВ здебільшого локалізується саме в південно-західній частині України, де і розташований басейн р. Південний Буг (рис. 4).

Як бачимо, територія басейну за всіма ознаками потребує першочергових досліджень щодо ідентифікації та попередження тривалих гідрогеологічних

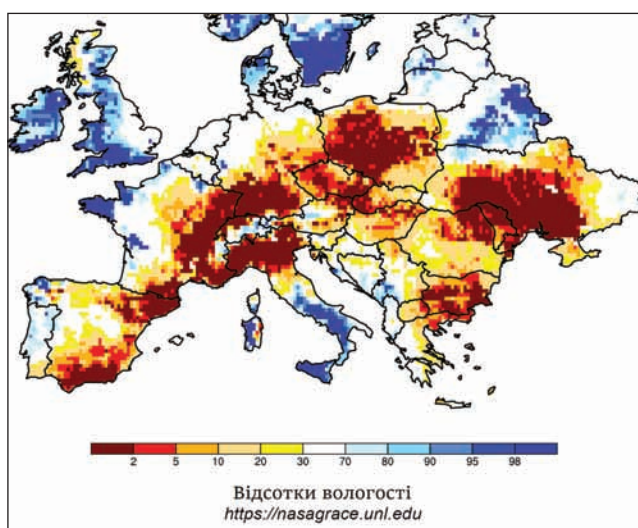


Рис. 4. Розподіл територій за індикатором посухи неглибоких ґрунтових вод станом на 24 квітня 2023 року за супутниковими даними GRACE-FO NASA

посух, що робить метод (критерій) індексів SGI та SPI вельми актуальним.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Для розрахунку стандартизованого індексу опадів (SPI) були використані архівні дані щомісячних сум атмосферних опадів із метеорологічних станцій, розташованих у межах басейну річки Південний Буг або прилеглих до нього. Усього було опрацьовано дані з понад 20 метеостанцій, серед яких: Хмільник, Хмельницький, Умань, Помічна, Первомайськ, Новомиргород, Могилів, Миколаїв, Кропивницький, Згар, Звенигородка, Жмеринка, Жашків, Долинська, Гайсин, Гайворон, Вознесенськ, Вінниця, Бобринець, Баштанка (див. *рис. 2*). Дані охоплюють проміжок часу від 1980-го до 2020-го року. Основними джерелами даних були: національні кліматичні архіви Укргідрометцентру, публічно доступні бази даних, зокрема Land&Water — Агро-гідрологічна модель річкових басейнів України. Надалі ці ряди даних використовувалися для просторової інтерполяції та побудови карт SPI у середовищі QGIS та ArcMap.

Для оцінки атмосферної посухи було застосовано стандартизований індекс опадів (SPI), розроблений McKee et al. (1993). Цей індекс дозволяє оцінити відхилення кількості опадів за обраний часовий інтервал відносно багаторічної норми, стандартизуючи їх у вигляді відхилень на шкалі нормального розподілу.

Методика McKee передбачає апроксимацію суми опадів за допомогою гамма-розподілу із подальшим перетворенням його у нормальний розподіл для стандартизації. Зокрема, сума опадів P за певний місяць підганяється під гамма-розподіл із параметрами α і β , після чого її кумулятивна ймовірність трансформується у відповідне значення SPI через функцію зворотного нормального розподілу.

У цьому дослідженні використовувався спрощений статистичний підхід, який передбачає розрахунок SPI за формулою стандартизації:

$$SPI_i = \frac{P_i - \bar{P}}{S_p}, \quad (1)$$

де P_i — сума опадів за місяць i ; $\bar{P}$ — середня сума опадів за цей місяць протягом усього періоду спостережень; S_p — стандартне відхилення суми опадів, яке обчислюється за класичною формулою:

$$S_p = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}, \quad (2)$$

де n — кількість років спостережень.

Ця формула враховує відхилення кожного значення опадів від середнього та дозволяє кількісно

оцінити ступінь їхньої дисперсії. Для обчислень у Microsoft Excel використовувалася функція STDEV.

Для оцінки гідрогеологічної посухи та обчислення індексу SGI було використано багаторічні ряди спостережень за рівнями підземних вод по моніторингових свердловинах на території басейну річки Південний Буг. Загалом було відібрано 13 свердловин, розташованих на території Вінницької, Хмельницької, Одеської та Миколаївської областей, із більш-менш витриманим рядом спостережень.

Крім верхньої частини басейну, де свердловини розташовані рівномірно, вони тяжіють до південної його частини (*рис. 5*). У меридіональному ж напрямку свердловини розподіляються із близьким кроком, що дозволяє проаналізувати підпорядковану широтній зональності гідродинамічну реакцію різних ділянок водозбору на кліматичні чинники.

Для кожної свердловини було зібрано або вихарувано (за пентадними фактичними вимірюваннями) середньомісячні значення РГВ за доступний період спостережень: від 1980-х років до 2021-го року. Проте довжина рядів відрізняється залежно від початку спостережень, їх тривалості та доступності даних (ДП “Геоінформ” не надає інформацію навіть підпорядкованим ДСНС України організаціям, що є грубим порушенням законодавства). Координати свердловин були уточнені та візуалізовані у середовищі QGIS, що дозволило також проаналізувати їхнє розміщення у рельєфі, по площі поширення водоносного горизонту та визначити приуроченість до водозбору певної малої притоки р. Південний Буг. Такий просторовий розподіл забезпечує певну репрезентативність для вивчення варіативності реакцій водоносних систем басейну Південного Бугу на посухи, хоча очевидно (*рис. 5*), що східна частина басейну (Черкаська та Кіровоградська області) не представлені спостережними свердловинами.

Для кількісної оцінки гідрогеологічної посухи було використано стандартизований індекс підземних вод (SGI), який вперше запропонували Bloomfield & Marchant (2013). Індекс SGI дозволяє виявити відхилення рівнів підземних вод від норми у вигляді стандартизованих значень, аналогічно до SPI, але із урахуванням особливостей поведінки водоносного горизонту.

За оригінальною методикою авторів, SGI обчислюється як статистичне відхилення рівнів підземних вод за обраний місяць (наприклад січень за всі роки вибірки) відносно багаторічного середнього значення, нормоване на стандартне відхилення. Як і у випадку SPI, апіорі передбачається нормальний (або близький до нормального) розподіл рівнів води.

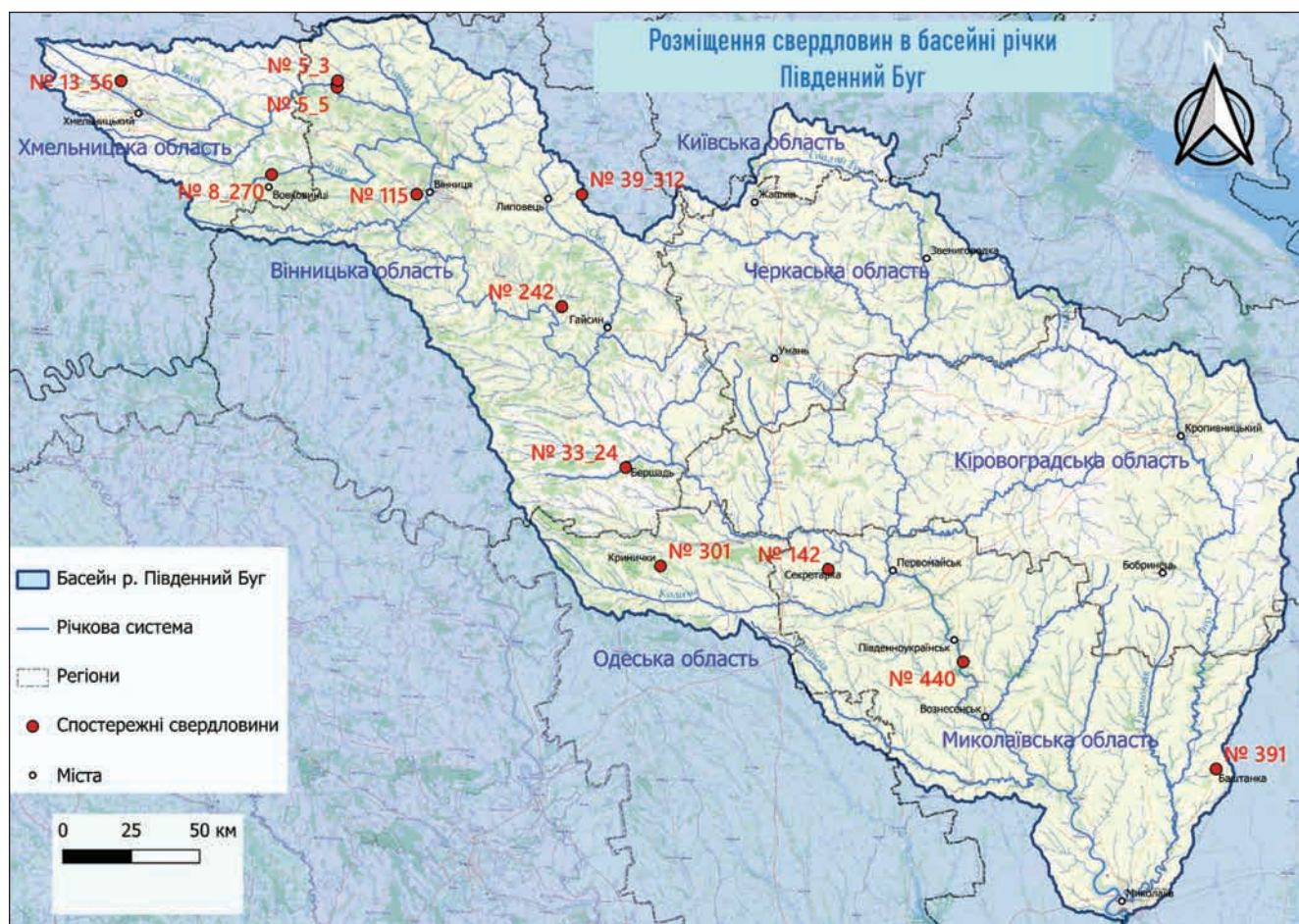


Рис. 5. Розташування свердловин державної моніторингової мережі у басейні річки Південний Буг (враховано свердловини з тривалими, не менше 15 років, спостереженнями)

У нашому дослідженні SGI розраховувався за формулою:

$$SGI_i = \frac{X_i - \bar{X}}{S_x}, \quad (3)$$

де X_i — середній рівень підземних вод за місяць i ; $\bar{X}$ — багаторічний середній рівень підземних вод у відповідному місяці; S_x — стандартне відхилення рівня, обчислене за формулою:

$$S_x = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}, \quad (4)$$

де n — кількість років спостережень.

Наведений спосіб обчислення дозволяє продемонструвати приведену до норми природну змінність рівнів підземних вод для кожного місяця року та забезпечує коректне порівняння широкого діапазону фактичних значень РГВ на різних ділянках у вигляді безрозмірного індексу.

Обидва показники (SPI і SGI) наведені в стандартизованій шкалі, що робить можливим їхнє сумісне використання для просторового аналізу, побудови

карт посухи, а також виявлення часових лагів між метеорологічною посухою і гідрогеологічною відповіддю на неї.

Таке порівняння дозволяє ідентифікувати періоди, коли зменшення кількості опадів супроводжується або не супроводжується зниженням рівнів підземних вод, а також визначити часовий лаг у їхній реакції — важливий показник при вивченні чутливості водоносних горизонтів до кліматичних аномалій.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ (Аналіз динаміки SGI у басейні річки Південний Буг)

Результати опрацювання даних по свердловинах № 5-3 та № 5-5 в м. Хмільник, хоча і не демонструють значної схожості за багаторічними тенденціями у змінах РГВ (рис.6), проте вказують на деяку подібність зі значеннями SGI. У 1980-х роках спостерігалися значні позитивні відхилення SGI (до +3), що свідчить про надлишкове зволоження. Починаючи із середини 1990-х років спостерігається зниження

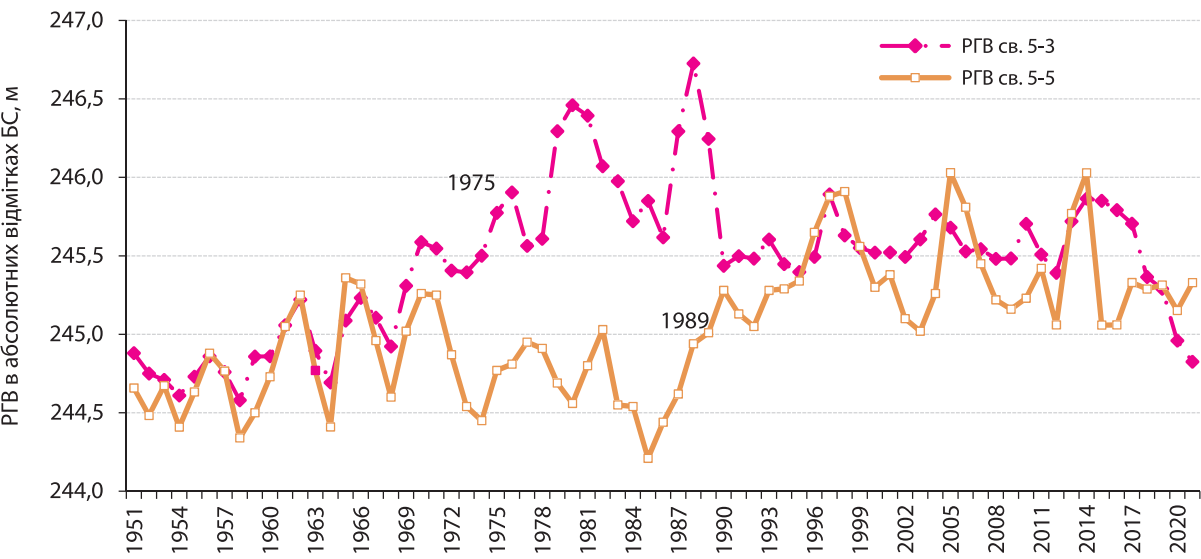


Рис. 6. Хід рівнів ґрунтових вод по свердловинах № 5-3 з РГВ 0,8–2,5 м від поверхні землі та 5-5 з РГВ 2,5–4,5 м (водоносний горизонт у верхньочетвертинних і сучасних алювіальних відкладах), м. Хмільник Вінницької області

значень SGI, особливо помітне в останні роки. На ділянці долини р. Згар (с. Городище), де розміщена свердловина № 8-270, динаміка SGI за вищих РГВ (0,0–2,2 м від поверхні) відзначається меншою амплітудою коливань і стабільністю до середини 2000-х років. Перші посухи ґрунтових вод проявились починаючи із 2007 р. коли індекси знизились до –2. Високі РГВ мають добру реакцію на кліматичні сигнали, хоча з певною інерційністю. Від початку 2007 року рівні демонструють тривалу фазу зниження із численними і тривалими періодами $SGI < -1$ (рис. 7), що вказує на тривалу і стійку рецесію та зменшення запасів ґрунтових вод внаслідок зменшення їх живлення та підвищеного розвантаження у р.Згар у 2005–2006 рр. Проте, найбільш “глибока” і тривала посуха проявилась лише раз — у 2011–2012 рр., коли була низька кількість атмосферних опадів (2011 р.) та впали рівні і витрати води в річці.

Липовець, басейн р. Соб, свердловина № 39/312, безнапірний локально-водоносний горизонт у середньо-верхньочетвертинних еолово-делювіаль-

них відкладах із РГВ переважно в діапазоні 3,0–5,8 м від поверхні, відстань до річки 1140 м. Режим РГВ характеризується чергуванням достатньо тривалих (4,5–5 років) позитивних і негативних фаз SGI. Аномальні і тривалі зниження РГВ, порівнювані із посухою ($SGI \approx -2$), проявились із 1988 по 1991 рр. та у 2011–2013 рр. Загалом після 2009 р. значно переважають від’ємні значення SGI (рис. 8). Ці роки відрізнялись підвищеним бічним відтоком ґрунтових вод до річки, проте низьким інфільтраційним живленням (у 1988 близьке до 0,0, у 1990 і 2011 — від’ємне). Оскільки РГВ здебільшого нижче критичного рівня, режим РГВ на цій ділянці реагує на метеорологічні посухи із значним запізненням. Так само із запізненням реагує РГВ на зниження рівня води у річці. Причини двох гідрогеологічних посух мають комплексний характер.

Наступні три свердловини розташовані значно південніше, на межі із степовою зоною, тому посухи тут проявлялись частіше. Так перші від’ємні значення SGI у зимові місяці за період з 1978р. про-

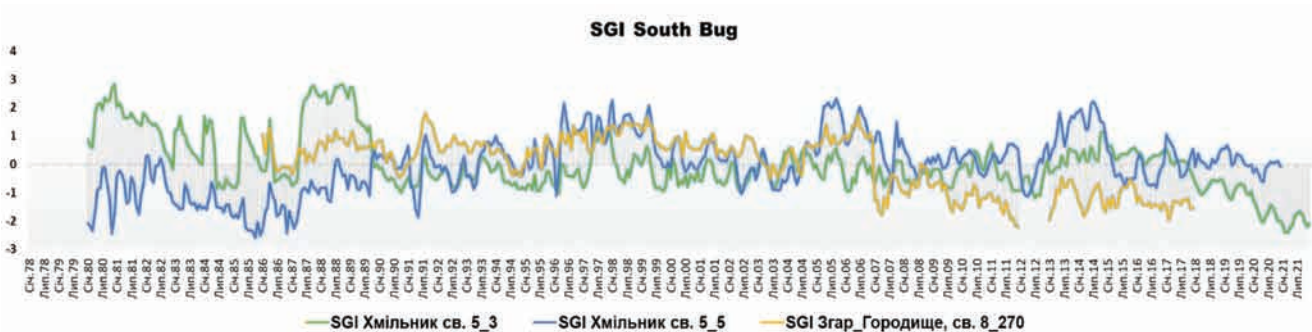


Рис. 7. Динаміка SGI свердловин на ділянках м. Хмільник та с. Городище (долина р. Згар)

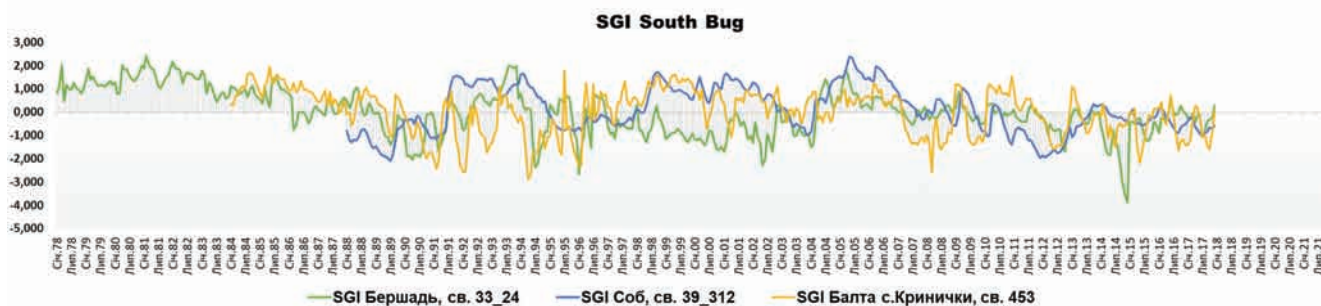


Рис. 8. Динаміка SGI за РГВ в свердловинах в пунктах Бершадь, Липовець (р. Соб) та Балта

явилися для РГВ у свердловині №33/24, що поблизу м.Бершадь, у 1989 р. (рис. 8). Після 1989 р. періоди з від'ємними SGI почастишали протягом усіх сезонів, перше значення менше за -2 з'явилося у квітні 1990 р. У цьому році ми констатували прояв першої гідрогеологічної (для ґрунтових вод) посухи, яка тривала з січня по вересень. Крім неї можна виділити ще три посухи: у 1994 р. — тривала з червня по грудень із мінімумами РГВ і SGI в липні-серпні; 2002 р. — майже увесь рік з січня до жовтня із екстремумом у травні-червні (з передумовою у листопаді і грудні попереднього року); 2014 р. — найглибша, що тривала з січня до грудня, із найнижчими SGI (менше -3) у жовтні-грудні. В останньому випадку гідрогеологічна посуха проявилася із запізненням, оскільки у травні були високі позитивні SPI (>3). Як бачимо, тривалість посух зростала з часом від 9 до 12–13 місяців. Відмітимо також, що виникали значні зниження РГВ і в холодні періоди року, як у 1996 р. — з січня по березень, із передумовами (SGI <-1), що були закладені у листопаді-грудні 1995 р. Проте вони не були достатньо тривалими та не мали тісної обумовленості метеорологічними посухами, що не дозволяє класифікувати їх як гідрогеологічні посухи, а скоріше, як циклічні сезонні рецесії РГВ. Свердловина знаходиться приблизно у 45 м від р.Дохна, режим РГВ відноситься до прирічкового, отже гідрогеологічні посухи для цієї ділянки більшою мірою пов'язані з гідрологічними посухами.

Балта (с. Кринички), свердловина № 453, безнапірний локально-водоносний горизонт у нижньо-верхньочетвертинних еолово-делювіальних відкладах, режим схильний, відстань до найближчої дрени — 9 км, середні РГВ = $0,7 \dots 1,3$ м. SGI демонструє два періоди низькоамплітудних (1984–1990 та 1997–2006 рр.) і два періоди високоамплітудних коливань (відносно певного середнього значення — медіани), що сягають значень від $+2$ до -2 і більше (1990–1996 і 2007–2018). Від початку спостережень (1984 р.) до кінця 1988 р. місячні значення SGI коливались в межах $+1,950 \dots -0,573$, тобто з різницею

2,52 між мінімальним та максимальним значеннями, та максимальною амплітудою між сусідніми сезонами 0,897. У проміжку 1989–2017 рр. різниця між мінімальним та максимальним значеннями SGI досягла 4,465 (найвищі перепади були з вересня 1990 р. по 1996 р. коли амплітуда коливань SGI між сусідніми місяцями досягла 3,61 — літо 1995 р.), що свідчить про високу неусталеність режиму РГВ (рис. 8). Перша посуха для РГВ проявилася з вересня 1990 по квітень 1991 р. (8 місяців), друга — з жовтня 1991 по березень 1992 р. (6 місяців), третя — з березня по грудень 1994 р. (10 місяців). Із 1997 по 2007 р., на фоні переважно додатних значень SGI, амплітуда коливань знову зменшилась: максимальне значення між сусідніми місяцями становило 1,212 (весна 2004 р.). Із квітня 2007 по листопад 2008 р. тривала одна з найдовших посух (20 місяців). Періоди переходу в додатну фазу з листопада 2008 р. мають характер стрімкого підвищення, тобто амплітуди є суттєво вищими, ніж в період 1997–2006 років. Після нетривалого періоду позитивних значень SGI із лютого 2010 по жовтень 2011 р. розпочався сучасний період домінування від'ємних значень SGI. Ідентифіковані на цій ділянці гідрогеологічні посухи мають виключно метеорологічну обумовленість.

Криве Озеро, свердловина № 142. Показники SGI змінюються із малою амплітудою та мають слабку варіативність (рис. 9), що пов'язано з напірністю горизонту, тобто його захищеністю водотривом і слабкою залежністю від динамічних метеорологічних чинників. Тим не менш, після 2006 року, з початком маловодного циклу з тривалими посушливими періодами протягом кожного року, добре проявився тренд поступового зниження SGI, що здебільшого характерно для даних широт степової зони України. Тут ми констатуємо першу тривалу посуху, що охопила напірний, другий від поверхні водоносний горизонт у зоні тріщинуватості архейських і нижньопротерозойських порід (лише за хронологічним графіком РГВ посуху ідентифікувати

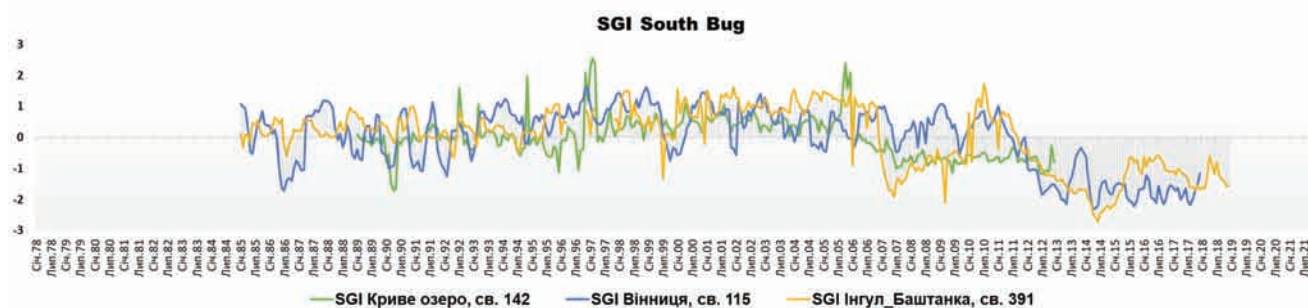


Рис. 9. Динаміка SGI по РГВ у свердловинах на локаціях м.м. Криве Озеро, Вінниця, Баштанка

складно). Оскільки над покрівлю водоносного горизонту лежить 22 м осадових порід, що захищають його від безпосереднього впливу метеорологічних чинників, і в той же час свердловина розташована на відстані близько 150 м від річки, можна констатувати, що гідрогеологічна посуха (тривала рецесія рівнів напірних підземних вод) обумовлена опосередковано метеорологічними чинниками і безпосередньо — *гідрологічним*, тобто зниженням рівня води у річці під впливом достатньо тривалої метеорологічної посухи.

Вінниця, свердловина № 115, безнапірний водоносний горизонт у верхньочетвертинних алювіальних відкладах. Відзначаються три багаторічних періоди коливань SGI: 1985–початок 1993 р. — високоамплітудні коливання із незначним переважанням від’ємних значень; 1993–2011 рр. — значне переважання позитивних значень SGI (рис. 9); кінець 2011–2018 рр. — SGI мають виключно від’ємні значення, що ототожнюється із гідрогеологічною посухою. Оскільки середні багаторічні значення РГВ коливаються вище зональної критичної глибини, а відстань до річки (р. Згар) становить близько 50–60 м, можна визнати цю посуху *метеорологічно* і *гідрологічно* обумовленою. Це доводять високі коефіцієнти парної кореляції між SGI та SPI попереднього місяця літніх сезонів за період 2008–2017 рр., що дорівнюють 0,7...0,75.

Баштанка (басейн р. Інгул), свердловина №391, безнапірний водоносний горизонт в еолово-делювіальних відкладах (суглинки середні) середньоговерхнього неоплейстоцену, середньобагаторічні РГВ=0,9...2,8 м, відстань до річки 1,2 км. Починаючи із 2006–2007 рр., спостерігається різке зниження SGI, яке з середини 2011 р. переходить у тривалу рецесію із від’ємними значеннями SGI — гідрогеологічну посуху (рис. 9). Це може свідчити про високу вразливість режиму ґрунтових вод на цій ділянці до кліматичних змін, визначальну роль метеорологічної посухи та другорядну — *гідрологічної* (у зв’язку з достатньою віддаленістю від річки).

Динаміка SGI у басейні р. Південний Буг демонструє як просторову, так і часову неоднорідність. Виявлено режими РГВ із вираженою сезонною реакцією та значними амплітудами коливань SGI (наприклад, св. №№ 5-3, 453, 391), а також РГВ із відносно усталеним режимом (св. №№ 5-5, 39/312). Більшу вразливість до гідрогеологічної посухи проявили водоносні горизонти з прирічковим режимом РГВ, або дренуючим впливом річки та РГВ вищим або близьким до критичного. Як правило це горизонти з РГВ < 2,5 м від поверхні.

ПОБУДОВА КАРТ ПРОСТОРОВОГО РОЗПОДІЛУ ІНДЕКСІВ SPI ТА SGI

Для просторової інтерпретації атмосферної та гідрогеологічної посухи у межах басейну річки Південний Буг було побудовані карти індексів SPI та SGI за 2016 рік — рік, що мав найповніше представлення гідрометеорологічних та гідрогеологічних даних.

Інтерполяція значень SPI (з метеостанцій) і SGI (РГВ по спостережних свердловинах) здійснювалася у середовищі ArcMap за допомогою методу сплайн-інтерполяції (Spline). Даний метод базується на двовимірному алгоритмі мінімальної кривизни поверхні, який створює гладке растрове поле, що точно проходить через задані точки (Z value field). Використовувався варіант REGULARIZED Spline, із параметрами ваги 0.1 та кількістю сусідніх точок — 12.

Інтерпольовані значення були візуалізовані у п’ятиступеневій кольоровій шкалі:

- від -2 і менше — темно-червоний (екстремальна посуха);
- від -1 до -2 — помаранчевий (сильна посуха);
- від -1 до 0 — жовтий (помірна посуха);
- від 0 до 1 — світло-зелений (нормальні умови);
- від 2 і більше — яскраво-зелений (надмірна вологість).

Побудовані карти були обрізані (clipped) за межами басейну Південного Бугу для виключення не-

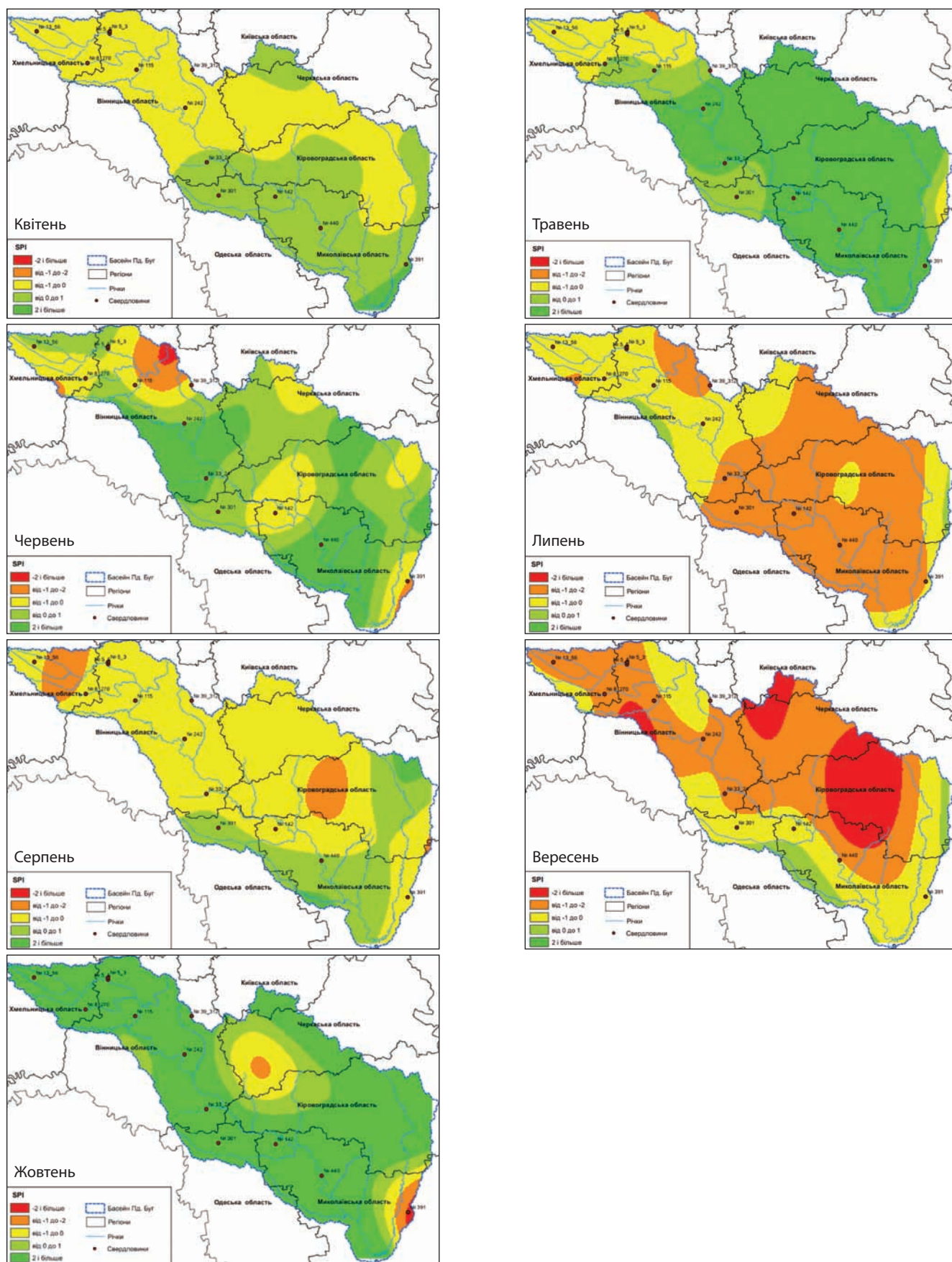


Рис. 10. Карти стандартизованого індексу опадів SPI для басейну р. Південний Буг, 2016 рік

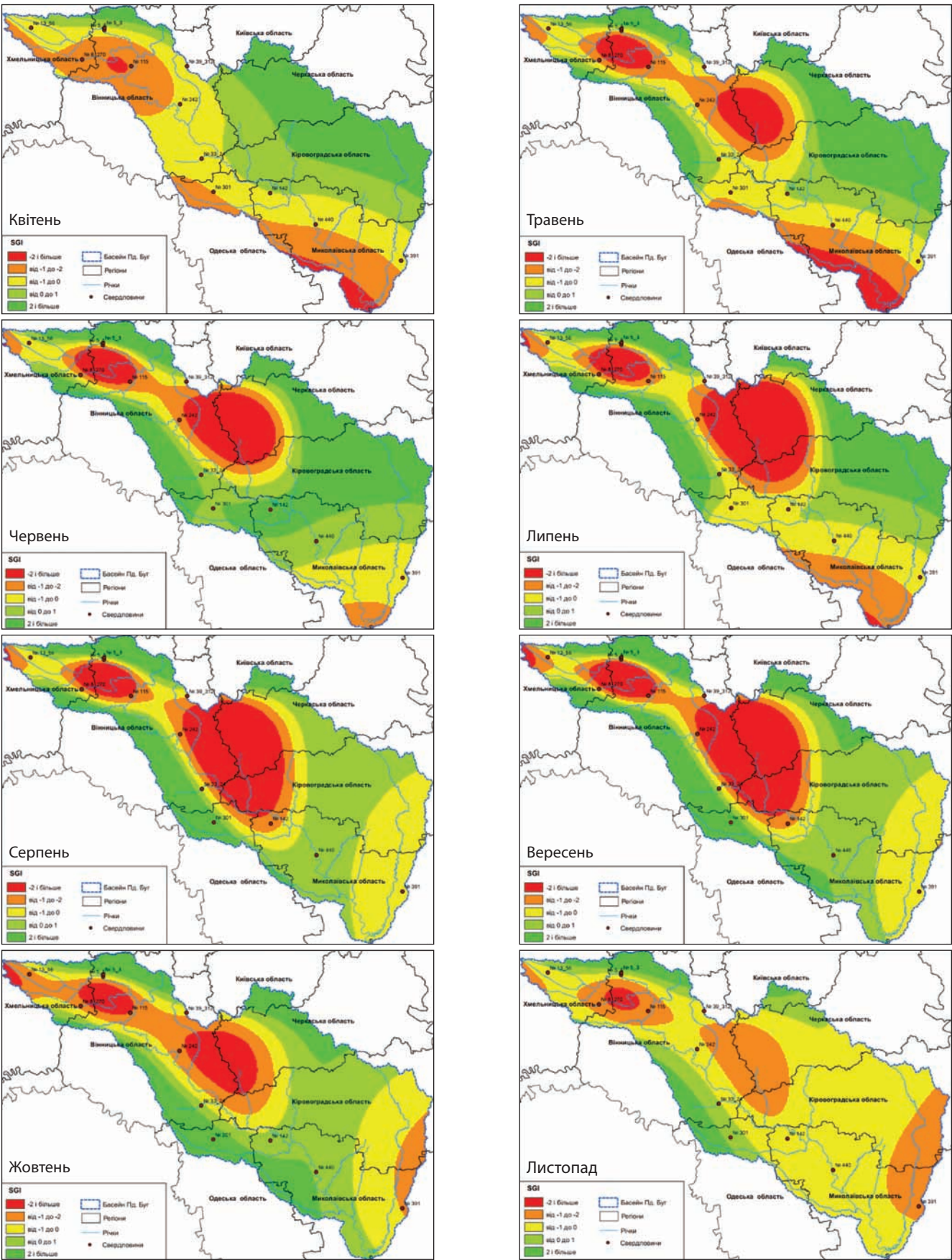


Рис. 11. Карти стандартизованого індексу SGI за безморозні місяці для басейну р. Південний Буг, 2016 рік.

коректних екстраполяцій. Координатна система — WGS 84 / UTM zone 36N (EPSG:32636).

Для оцінки взаємозв'язку між атмосферними опадами та РГВ у басейні р. Південний Буг було проведено просторове картографування стандартного індексу опадів (SPI) та стандартного індексу ґрунтових вод (SGI) за 2016 рік. Просторова інтерполяція обох індексів здійснювалася у середовищі ArcMap методом сплайну.

У 2016 році на картах SPI найбільш інтенсивні від'ємні значення (що свідчать про дефіцит опадів та посушливі умови) спостерігались у липні, серпні та особливо вересні. У ці місяці від'ємні значення охопили більшу частину басейну, зокрема центральні та південні райони. У вересні значна частина території потрапила до класу сильного і навіть надзвичайного дефіциту опадів ($SPI \leq -2$) (див. *рис. 10*).

Водночас карти SGI демонструють поступову реакцію РГВ на посушливі умови або кумулятивний ефект у змінах SGI. Вже із квітня-травня у центральній частині басейну з'являються перші ділянки з від'ємним SGI, меншим за -1 . У червні-липні масштаби негативних значень суттєво зростають, а у серпні та вересні вони охоплюють більшість центральних районів басейну. Найбільш виражена негативна аномалія SGI спостерігається у вересні-жовтні, після чого в листопаді починається поступове відновлення (див. *рис. 11*).

Такий характер зміни SGI вказує на наявність часового лагу (затримки) реакції рівнів ґрунтових вод відносно змін SPI. На основі візуального аналізу встановлено, що затримка реакції становить приблизно 1–2 місяці. Наприклад, максимум від'ємних значень SPI фіксується в липні-вересні, а SGI досягає свого мінімуму у вересні-жовтні.

Це відповідає природі залежності підземного стоку від атмосферних опадів: зменшення кількості опадів спочатку впливає на поверхневу вологість, а лише згодом — на живлення водоносних горизонтів. Така затримка залежить від гідрогеологічних умов, в т.ч. глибини залягання водоносних горизонтів, фільтраційних властивостей ґрунтів і типу живлення.

Результати порівняльного аналізу SPI та SGI у басейні річки Південний Буг у 2016 році підтверджують висновки, зроблені Bloomfield & Marchant (2013) у Великій Британії, зокрема щодо часових лагів та впливу геологічних умов на прояв гідрогеологічної посухи. У нашому випадку мінімальні значення SPI зосереджуються у літні місяці (липень–вересень), тоді як SGI демонструє відкладену реакцію підземних вод із поступовим розширенням зони негативних значень від квітня до вересня, що вказує на часовий лаг у кілька місяців.

У згаданому дослідженні встановлено, що часова затримка SGI від SPI (lag_max) зазвичай становить від 0 до 2 місяців і пов'язана з автокореляцією рівнів підземних вод (m_max), яка у свою чергу залежить від товщини зони аерації, типу водоносного горизонту, гідравлічної провідності.

Таким чином, результати просторового порівняння SPI та SGI підтверджують важливість урахування гідрогеологічних характеристик при оцінці реакції підземних вод на атмосферні аномалії. Як показано у роботі Bloomfield & Marchant (2013), саме поєднання автокореляційних властивостей SGI із значенням РГВ та складом порід дозволяє краще зрозуміти інерційність системи та передбачити тривалість і масштаб гідрогеологічних посух.

Порівняння одночасних або зсунутих на кілька місяців розподілів SPI та SGI (*рис. 10, 11*) переконує, що кліматична зональність або розподіл опадів не мають вирішального впливу на просторовий розподіл SGI по території басейну. Деяке просторове співпадіння SPI та SGI спостерігається лише в жовтні. Гідрогеологічна посуха тяжіє до областей розвантаження підземних вод. Тобто зменшення значень SGI відбувається не в широтному напрямку, підпорядковано зростанню температури та зменшенню суми опадів на південь, а вздовж центральної осі басейну — ближче до головної дрени. Це підтверджує концепцію розвитку гідрогеологічної посухи, сформульовану раніше (Шевченко та ін., 2021; Шевченко та ін., 2021а): спочатку на зменшення кількості опадів реагує річкова мережа, падіння рівнів у якій формує поле зростаючих у часі градієнтів потоку ґрунтових вод із водозбору. Це спонукає до збільшення витрат латерального стоку ґрунтових вод до річки, що за браку достатнього інфільтраційного живлення, створює умови для спрацювання запасів ґрунтових вод і рецесії РГВ. Короткі повноводні періоди поверхневого стоку лише частково відновлюють РГВ на ділянках водосховищ, у середній та нижній частині басейну, оскільки зливовий характер опадів забезпечує переважно саме поверхневий стік, а вплив високих рівнів у річці на РГВ обмежується відстанню в перші десятки метрів.

ВИСНОВКИ

У ході дослідження виконано кількісну та просторову оцінку метеорологічної і гідрогеологічної посухи в басейні річки Південний Буг на основі аналізу індексів SPI та SGI.

Доведено, що за термінами, характером проявів, підпорядкованістю та власне, наявністю самостійного індексу посухи, доцільно виділяти гідрогеологічну посуху окремо від гідрологічної. Виділяється три типи обумовленості гідрогеологічних посух:

1) метеорологічною посухою (на вододілах та схилах), 2) переважно гідрологічною посухою та опосередковано — метеорологічною (в долинах річок, в т.ч. на низьких терасах); 3) переважно метеорологічною посухою та меншою мірою — гідрологічною (високі тераси, схили). Глибокі рецесії РГВ, які ототожнюються з гідрогеологічними посухами ($SGL < -2$), здебільшого почали проявлятися у даному басейні починаючи із 2007 р.

Результати свідчать про наявність просторової відповідності між проявами дефіциту опадів та зниженням рівнів ґрунтових вод, проте з чітко вираженим часовим лагом. Встановлено, що найбільш інтенсивна метеорологічна посуха у 2016 році спостерігалася у липні-вересні, тоді як мінімальні значення SGI фіксувалися із затримкою на 1–2 місяці. Така інерційність реакції підземних вод підтверджує відому послідовну успадкованість посух — від метеорологічної до гідрологічної і ґрунтової, а згодом — до гідрогеологічної. Інтервал запізнення реакції РГВ залежить від його значень та ступеню гідравлічного зв'язку першого від поверхні водоносного горизонту із напірним горизонтом, що лежить нижче та найближчою річкою.

У подальшому варто зосередитись на виявленні та дослідженні певних сукупних просторових ефектів. Передбачається, що усереднення SPI або абсолютних значень суми опадів по групі точок у верхній частині басейну дасть певний відгук із певним лагом у значеннях SGI в цій самій частині басейну, можливо в середній чи навіть нижній частинах.

Аналіз динаміки SGI за багаторічними рядами (1980–2021) по 9 свердловинах показав значну просторову неоднорідність проявів посух, зокрема найбільш чутливими до метеорологічних збурень виявилися РГВ у центральній частині басейну.

Найважливішим висновком є те, що просторовий розподіл SGI не підпорядковується значною мірою кліматичній зональності та розподілу опадів по території басейну. Деяке просторове співпадіння SPI та SGI спостерігається лише в жовтні. Гідрогеологічна посуха формується у першу чергу в областях розвантаження підземних вод. Зменшення значень SGI відбувається не в широтному напрямку, а вздовж центральної осі басейну — ближче до головного водотоку.

Представлена методика та отримані результати є важливою складовою оцінки вразливості підземних вод до кліматичних змін та основою для розробки заходів щодо їх заощадливого, сталого використання. Отримані результати підтверджують доцільність порівняння SPI і SGI для розуміння формування гідрогеологічної посухи, комплексної оцінки посушливих явищ. Для прогнозування відповіді підземної гідросфери на зміни клімату доцільно провести регресійний та факторний аналізи SGI та абсолютних значень місячної суми опадів (із зміщенням у часі) і рівнів води у найближчих відкритих дренах. Запропонований підхід може бути інтегрований у систему управління водними ресурсами та стратегії адаптації річкових басейнів України до кліматичних викликів.

ЛІТЕРАТУРА

- Афанасьєв, С., Летицька, О., Мудра, К., Ярошевич, О. (2022). Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг. План управління річковим басейном Південного Бугу (Проект). Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, Державне агентство водних ресурсів України. [PDF-документ].
- Геомапи України. Районування України. Отримано з <https://geomap.land.kiev.ua>
- Шевченко, О., Бублясь, В., Ошурок, Д. (2023). Аналіз геофізичних, метеорологічних та гідрогеологічних даних для пояснення невідповідностей між інфільтрацією та атмосферними опадами. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Геологія)*. **Вип. 1** (100), 111–123. <http://doi.org/10.17721/1728-2713.100.13>
- Шевченко, О.Л., Лободзінський, О.В., Насєдкін, І.Ю., Чорноморець, Ю.О., Шклярєнко, В.В. (2024). Розчленування гідрографів річок з урахуванням даних гідрогеологічних спостережень. *Геологічний журнал*, **1**(386), 32–46. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2024.1.288190>
- Шевченко, О.Л., Скорбун, А.Д., Осадчий, В.І., Чарний, Д.В. (2021). Мінливі ритми в режимі ґрунтових вод та їхній зв'язок з кліматичними чинниками. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Геологія)*. **Вип. 2** (93). 71–82. <http://doi.org/10.17721/1728-2713.93.08>
- Шевченко, О.Л., Скорбун, А.Д. & Чарний, Д.В. (2021а). Підпорядкованість коливань рівнів ґрунтових вод в басейні р. Південний Буг кліматичним змінам. *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*, **26**(2(39)), 175–194. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2\(39\).246202](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2(39).246202)
- Шевченко, О.Л., Чарний, Д.В., Осадчий, В.І., & Ільченко, А.О. (2021б). Стік ґрунтових вод у басейні річки Південний Буг в умовах глобального потепління. *Геологічний журнал*, (3), 3–16. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2021.3.237361>
- Український гідрометеорологічний інститут. Land & Water: Агро-гідрологічна модель річкових басейнів України. Лабораторія моделювання річкових систем. <https://landwater.uhmi.org.ua/>
- Український гідрометеорологічний центр. Офіційний сайт Українського гідрометеорологічного центру. Державна служба України з надзвичайних ситуацій. <https://meteo.gov.ua>
- Bloomfield, J. P., & Marchant, B. P. (2013). Analysis of ground-water drought building on the standardised precipitation index approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, **17**(12), 4769–4787. <https://doi.org/10.5194/hess-17-4769-2013>
- GIS State Water Cadaster of Ukraine. (2021). Межі водозбірної басейну Південного Бугу на топографічній карті України

- [Картографічне зображення]. Отримано з <https://geoportal.davr.gov.ua:81>
- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The standardized precipitation index: A tool for identifying droughts. *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, **391**(1–2), 202–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012>
- Van Lanen, H. A. J., Wanders, N., Tallaksen, L. M., & van Loon, A. F. (2013). Hydrological drought across the world: Impact of climate and physical catchment structure. *Hydrology and Earth System Sciences*, **17**(4), 1715–1732. <https://doi.org/10.5194/hess-17-1715-2013>
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, **23**(7), 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- ## REFERENCES
- Afanasiev, S., Letytska, O., Mudra, K., & Yaroshevych, O. (2022). River Basin Management Plan of the Southern Bug River Basin (Draft). Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine, State Water Resources Agency of Ukraine. [PDF document, in Ukrainian].
- Bloomfield, J.P., & Marchant, B.P. (2013). Analysis of groundwater drought building on the standardised precipitation index approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, **17**(12), 4769–4787. <https://doi.org/10.5194/hess-17-4769-2013>
- Geomaps of Ukraine. Zoning of Ukraine. Retrieved from <https://geomap.land.kiev.ua>
- GIS State Water Cadaster of Ukraine. (2021). Boundaries of the Southern Bug River basin on the topographic map of Ukraine [Cartographic image]. Retrieved from <https://geoportal.davr.gov.ua:81>
- McKee, T.B., Doesken, N.J., & Kleist, J. (1993). The standardized precipitation index: A tool for identifying droughts. *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*.
- Mishra, A.K., & Singh, V.P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, **391**(1–2), 202–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012>
- Shevchenko, O., Bublyas, V., & Oshurok, D. (2023). Combination of geophysical and hydrogeological data to explain contradictions between infiltration and atmospheric precipitation. *Visnyk of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Geology*, **1**(100), 111–123. <https://doi.org/10.17721/1728-2713.100.13>
- Shevchenko O.L., Lobodzinskiy O.V., Nasedkin I.Yu., Chornomorets Yu.O., Shkliarenko V.V. 2024. Decomposition of river hydrographs taking into account data of hydrogeological observations. *Geologichnij zhurnal*, **1**(386): 32–46. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2024.1.288190>
- Shevchenko, O., Skorbut, A., Osadchii, V., & Charny, D. (2021). Variable rhythms in groundwater regime and their relationship with climate factors. *Visnyk of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Geology*, **2**(93), 71–82. <https://doi.org/10.17721/1728-2713.93.08>
- Shevchenko, O.L., Skorbut, A.D., & Charnyi, D.V. (2021a). Subordination of fluctuations of groundwater levels in the Southern Bug river basin to climate change. *Visnyk of Odesa National University. Geographical and Geological Sciences*, **26** (2(39)), 175–194. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2\(39\).246202](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.2(39).246202)
- Shevchenko, O.L., Charny, D.V., Osadchii, V.I., Il'chenko, A.O. (2021b). Groundwater runoff in the Pivdennyi Buh river basin in conditions of global warming. *Geologichnij zhurnal*, **3**(376), 03–16. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2021.3.237361>
- Van Lanen, H.A.J., Wanders, N., Tallaksen, L. M., & van Loon, A. F. (2013). Hydrological drought across the world: Impact of climate and physical catchment structure. *Hydrology and Earth System Sciences*, **17**(4), 1715–1732. <https://doi.org/10.5194/hess-17-1715-2013>
- Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., & López-Moreno, J.I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, **23**(7), 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- Ukrainian Hydrometeorological Center. Official website of the Ukrainian Hydrometeorological Center, State Emergency Service of Ukraine. <https://meteo.gov.ua>
- Ukrainian Hydrometeorological Institute. Land & Water: Agro-hydrological model of river basins of Ukraine. Laboratory of River Systems Modeling. <https://landwater.uhmi.org.ua/>

Valentyn Shklyarenko

ORCID: 0009-0002-9866-558X
 vlkshkl@ukr.net

Oleksii Shevchenko

ORCID: 0000-0002-5791-5354
 shevch62@gmail.com

Oleksandr Shcheglov

Aleshcheglov@gmail.com

Ukrainian Hydrometeorological Institute
 of State Emergency Service of Ukraine and
 National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

RECOGNITION OF HYDROGEOLOGICAL DROUGHTS BY SPI AND SGI INDICES IN THE SOUTHERN BUG RIVER BASIN

It is obvious that hydrogeological drought is caused by meteorological drought and is caused by a decrease in groundwater recharge and an increase in its flow. However, it remains unclear which factor is more influential: rising air temperatures, decreased precipitation, declining river stages, or other related variables. The article highlights a method for identifying hydrogeological drought based on the analysis of SGI indices and confirmation of meteorological drought. Based on retrospective data, the duration of meteorological droughts was assessed to determine whether it was sufficient to trigger significant and prolonged recession in groundwater levels. Groundwater level depths affected by meteorological drought were also analyzed. Spatial and temporal patterns of drought manifestation were identified, along with the degree of inertia in groundwater level response to climatic changes and meteorological phenomena. The analysis was conducted using data from hydrogeological monitoring wells in the Southern Bug River Basin, by calculating and comparing the Standardized Precipitation Index (SPI)

and the Standardized Groundwater Index (SGI). A series of SPI and SGI maps for the year 2016 was developed using the spline interpolation method in the ArcMap environment. Additionally, the long-term dynamics of SGI over the 1980–2020 period were analyzed using data from nine monitoring wells. The results showed spatial correlation between the indices, but with a temporal lag: the most intense meteorological drought was recorded in July–September, while the greatest groundwater level decline was observed in August–October. The analysis allowed the identification of the most drought-prone regions in the central part of the basin and substantiated the feasibility

of combining SPI and SGI indices for comprehensive water resource monitoring. The proposed approach can serve as a foundation for the development of a regional early warning system for groundwater droughts and adaptive groundwater management under climate change conditions.

Keywords: Groundwater drought, Standardized indices, SPI, SGI, Climatic impacts, Southern Bug River Basin, Drought monitoring, Temporal lag, Interpolation, Groundwater level, meteorological drought, factors.



