

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 (Savic 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 (Osypov 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-

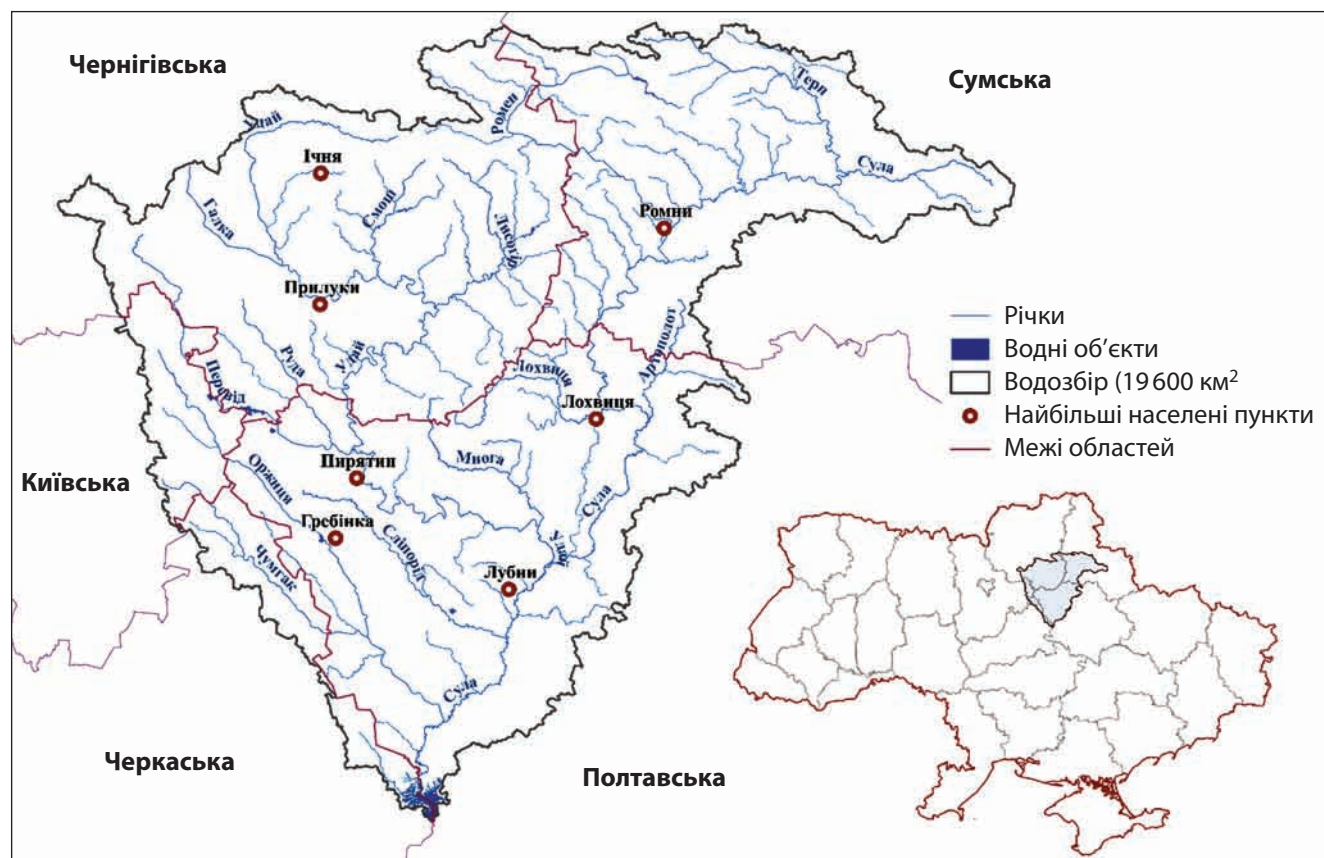


Рис. 1. Географічне положення басейну р. Сула

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 (Куирро, 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 ₃	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).

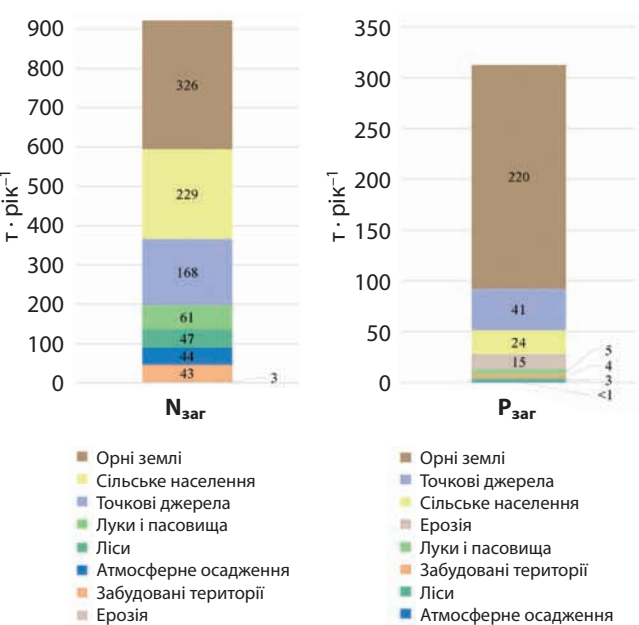


Рис. 2. Розрахована методом масового балансу емісія нітрогену (N_{зар}) та фосфору (P_{зар}) в басейні річки Сула

Емісія нітрогену та фосфору за моделлю MONE-RIS. 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-

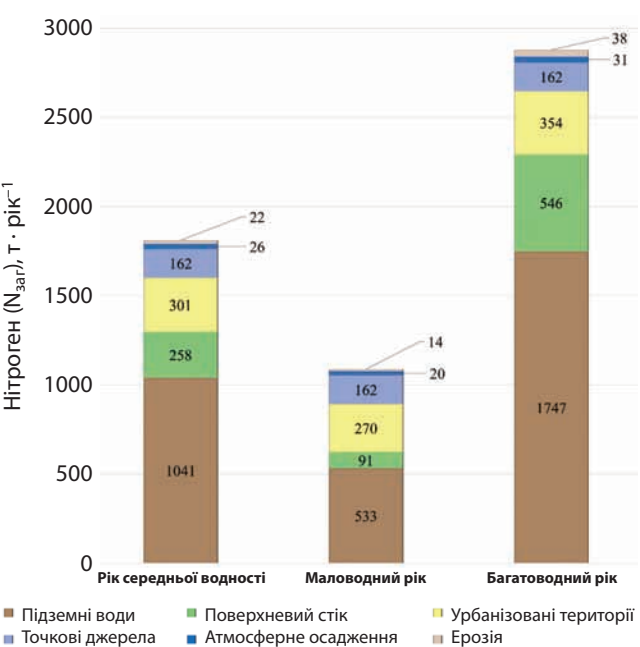


Рис. 3. Загальна емісія нітрогену у водозбірному басейні Сули за розрахунками моделі MONERIS

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

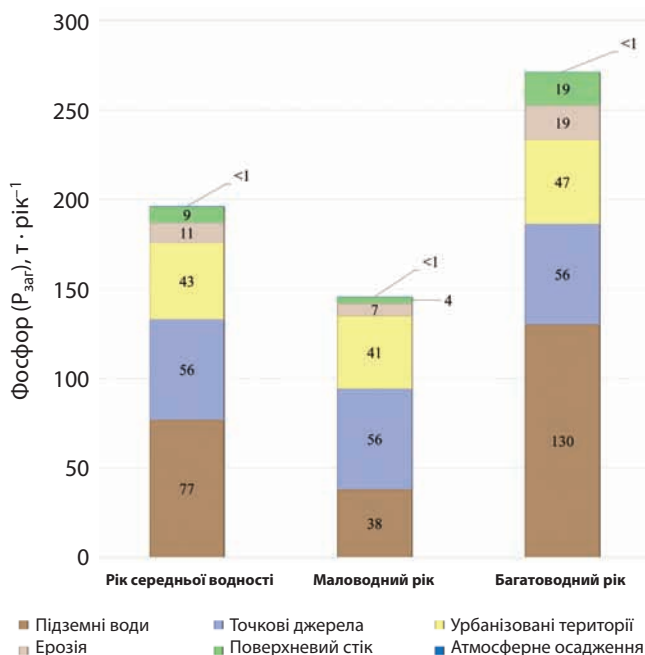


Рис. 4. Загальна емісія фосфору у водозбірному басейні Сули за розрахунками моделі MONERIS

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

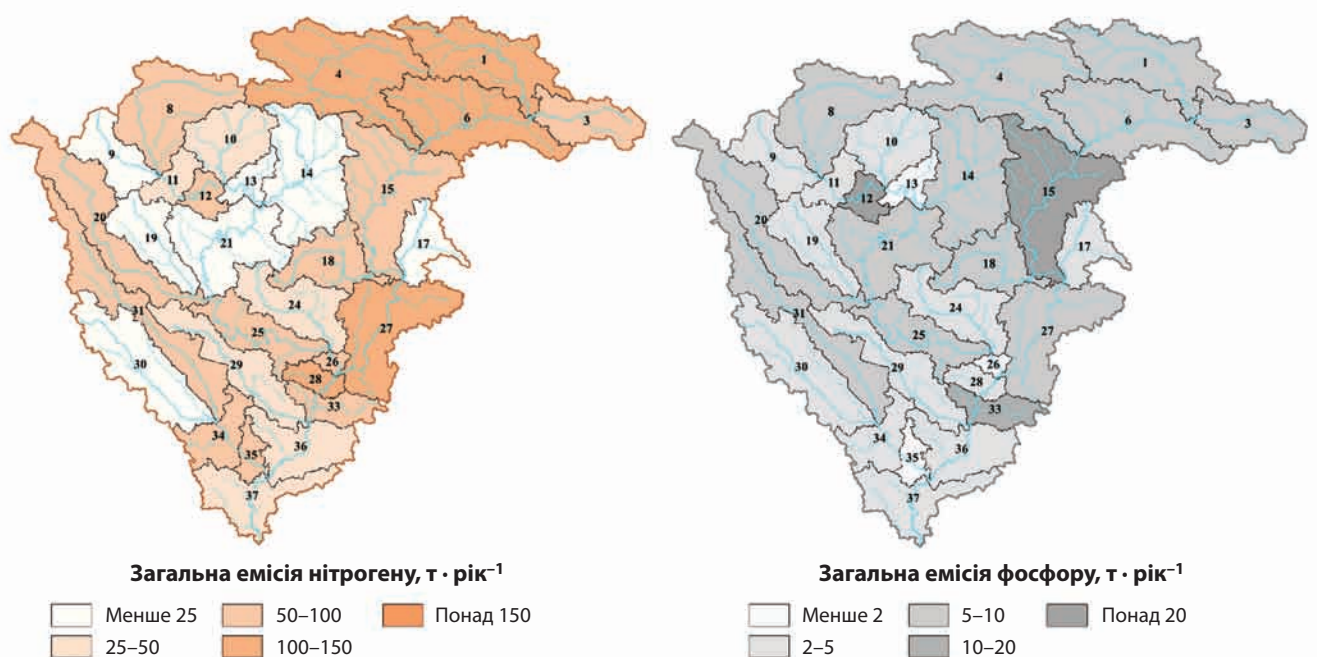


Рис. 5. Загальна емісія нітрогену та фосфору в розрізі аналітичних одиниць басейну Сули. Назви аналітичних одиниць басейну р. Сула: 1 — Терн; 3 — Сула-витік; 4 — Ромен; 6 — Сула-Недригайлів; 8 — Удай-витік; 9 — Галка; 10 — Смош; 11 — Удай-Заїзд; 12 — Удай-Прилуки; 13 — Удай-Утка; 14 — Лисогір; 15 — Сула-Ромни; 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 унеможливорює 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

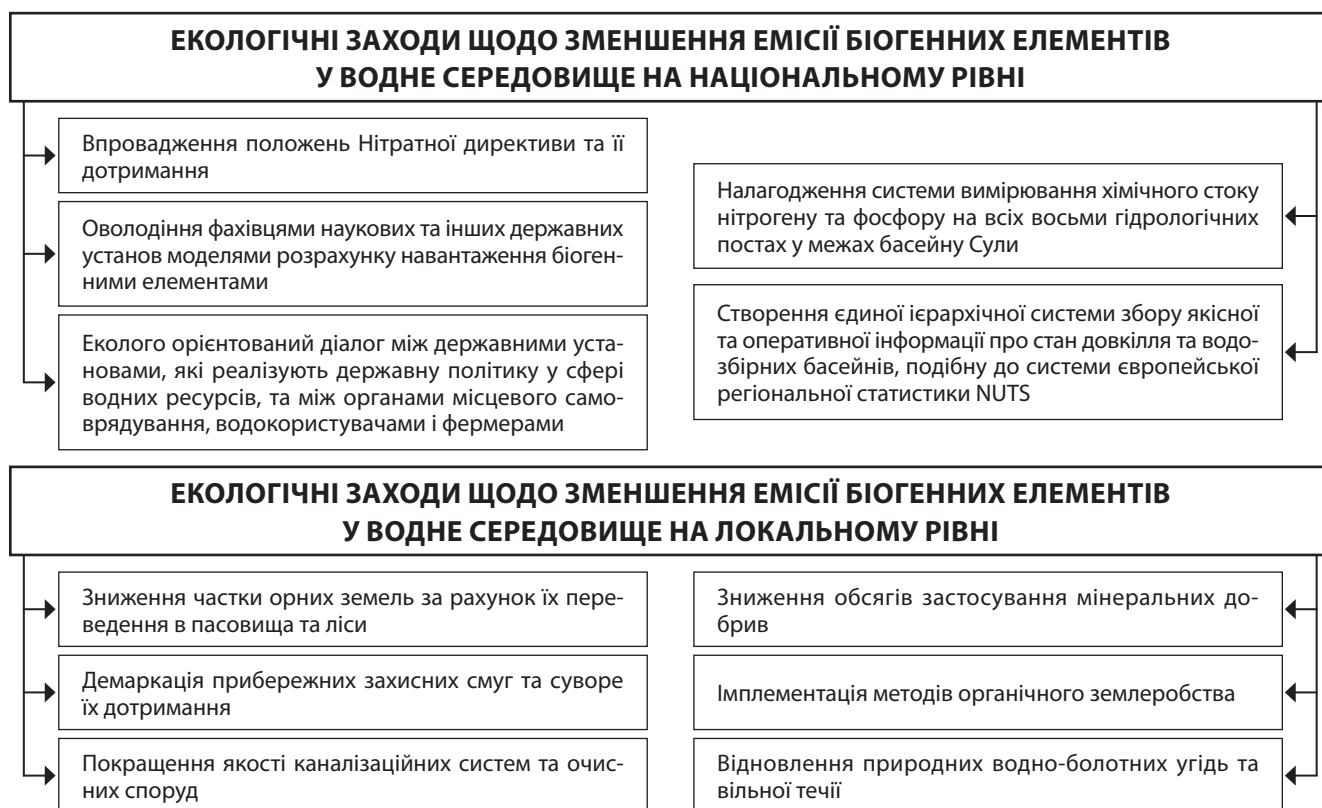


Рис. 6. Екологічні заходи щодо зменшення емісії біогенних елементів у водне середовище

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 імплементції 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.agsy.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 polyurethane-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., Bonchkovskiy, 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]
- Bonchkovskiy, 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]
- Bonchkovskiy, 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., Boussetta, 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 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.
- 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.