

# Оцінка навантаження біогенними елементами в басейні Сули засобами MONERIS

Андрій Бончковський , Наталія Осадча

Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України, пр-т Науки, 37, Київ, Україна, 03028

## Реферат

Представлено результати моделювання навантаження сполуками нітрогену і фосфору басейну Сули засобами MONERIS. Модель MONERIS – це напівемпірична концептуальна модель для кількісного розрахунку емісії N і P від точкових і дифузних джерел у водозбірному басейні, яка дозволяє окремо розрахувати шляхи та джерела надходження біогенних елементів. За допомогою емпіричної кривої забезпеченості водним стоком та різницевої інтегральної кривої водного стоку обґрунтовано період моделювання: визначено маловодний та багатоводний роки. Для моделі MONERIS виконано калібрування стоку шляхом розрахунку поправочного коефіцієнту, який залежить від гідрологічного зв'язку між аналітичними одиницями. Встановлено, що загальна емісія нітрогену для басейну Сули за середніх умов за багаторічний період складає 1809,8 т/рік, а фосфору – 196,2 т/рік. Виявлено, що з дифузними джерелами надходить 91 % всього нітрогену, серед них 57 % з підземними водами, що обумовлено переважанням підземного живлення річки та її приток. За рахунок антропогенних джерел вноситься 90 % емісії нітрогену у водозбірному басейні Сули, з яких основним є сільське господарство (55 %). Саме тому найбільші значення емісії нітрогену спостерігаються в аналітичних одиницях з домінуванням площ орних земель. Встановлено, що з дифузними джерелами до водозбірного басейну Сули надходить 71 % фосфору, з яких домінуючу частку вносять підземні води (39 %) та урбанізовані території (22 %). Виявлено, що антропогенні джерела складають 87 % загальної емісії фосфору, з яких 50 % вносять міські джерела. Унаслідок цього найбільші значення емісії фосфору виявлено в аналітичних одиницях з найвищим рівнем урбанізації. Окремо визначено ефективність моделювання та порівняно модельовані емісії біогенних елементів з результатами, отриманими іншими методами.

## Ключові слова

Нітроген, фосфор, емісія біогенних елементів, Сула, MONERIS

Надійшла до редакції: 16 червня 2024 / Прийнята: 20 червня 2024 / Опублікована онлайн: 30 червня 2024

## Modelling of the nutrient load in the Sula River basin using the MONERIS

Andrii Bonchkovskiy, Natalia Osadcha

Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service of Ukraine and the National Academy of Sciences of Ukraine, 37, Nauky Ave., Kyiv, 03028, Ukraine

## Abstract

The results of modeling of the load of nitrogen and phosphorus compounds in the Sula River basin using MONERIS are discussed. The MONERIS model is a semi-empirical conceptual model for quantifying N and P emissions from point and diffuse sources in a drainage basin, which allows for separate calculation of nutrient pathways and sources. The modelling period is based on the residual mass curve and the flow duration curve; dry and wet years are identified. For the MONERIS model, the runoff was calibrated by applying a correction factor that depends on the hydrological link between the analytical units. It was established that the total emission of nitrogen of the Sula River basin over a long-term period and under average conditions is 1809.8 t/year and phosphorus emission is 196.2 t/year. It appears that diffuse sources supply 91 % of the total nitrogen, including 57 % from groundwater, due to the predominance of groundwater supply to the river and its tributaries. Anthropogenic sources contribute to 90 % of nitrogen emissions in the Sula River basin, with agriculture being the main source (55 %). Therefore, the highest values of nitrogen emissions are observed in the analytical units with the predominance of arable land. It was revealed that 71 % of phosphorus enters the Sula River basin through diffuse sources, of which groundwater (39 %) and urban areas (22 %) contribute the dominant share. Anthropogenic sources were estimated to contribute 87 % of total phosphorus emissions, with urban sources contributing 50 %. As a result, the highest values of phosphorus emissions were identified in the analytical units with the highest level of urbanization. The efficiency of the modelling was determined additionally and the modelled nutrient emissions were compared with the results obtained by other methods.

## Keywords

Nitrogen, phosphorous, nutrient emission, Sula, MONERIS

Received: 16 June 2023 / Accepted: 20 June 2024 / Published online: 30 June 2024

## 1. Вступ

Надмірне антропогенне навантаження обумовило порушення природних циклів нітрогену та фосфору, у результаті чого в природних екосистемах з'явився ряд екологічних проблем. Водні об'єкти є найбільш вразливими до порушення природних циклів нітрогену

та фосфору, адже вони виступають зонами розвантаження міграційних потоків у межах водозбору. Підвищений вміст сполук нітрогену та фосфору став головним чинником погіршення екологічного стану поверхневих вод та призвів до масової евтрофікації водойм.

В Україні до цього часу була поширена практика визначення навантаження біогенних елементів від точкових

### Corresponding author:

Andrii Bonchkovskiy, Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service of Ukraine and the National Academy of Sciences of Ukraine, 37, Nauky Ave., Kyiv, 03028, Ukraine  
Email: andriybonch19@gmail.com

© 2024 The Authors. Published by Taras Shevchenko National University of Kyiv. This is an open-access article under the terms of the Creative Commons Attribution License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), which permits use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

джерел, незважаючи на те, що саме дифузні джерела є головним фактором погіршення стану поверхневих вод. Це, головним чином, пов'язано зі складністю розрахунку надходження біогенних елементів від дифузних джерел.

Для оцінки емісії біогенних елементів у світовій практиці найчастіше використовують математичні моделі, такі як фізико-математична модель SWAT (Arnold, 2012), а також напівемпірична концептуальна модель MONERIS (Behrendt et al., 2000). Разом із модельним підходом використовуються також простіші розрахункові методи (Behrendt & Dannowski, 2005; Khrisanov & Osipov, 1993; Kondratiev et al., 2011; 2013; Wojanowski et al., 2022; Bonchkovskiy & Osypov, 2024), однак останні не дозволяють простежити просторову мінливість джерел навантаження. В країнах басейну Дунаю для оцінки виносу біогенних елементів та розроблення сценаріїв антропогенних практик використовують модель MONERIS. Модель MONERIS (MODelling Nutrient Emissions in RIVER Systems) – це напівемпірична концептуальна модель для кількісного розрахунку емісії біогенних елементів від точкових і дифузних джерел у водозбірному басейні (Behrendt et al., 2000; 2002; 2003). Модель MONERIS найкраще підходить для оцінки емісії біогенних елементів у водозбірних басейнах з незначною кількістю даних, для яких не можуть бути налаштовані інші моделі (Caille et al., 2012). Розрахунковими параметрами в моделі MONERIS є навантаження водозбірного басейну нітрогеном та фосфором від точкових та дифузних джерел. У моделі виділяється сім основних шляхів надходження біогенних елементів (Venohr et al., 2009): точкові джерела (промислові скиди, очисні споруди); пряма емісія разом з атмосферним осадженням на водну поверхню; поверхневий стік; водна ерозія; гончарний дренаж (відсутній на досліджуваній території); підземні води; міські території.

Модель MONERIS розроблялася під керівництвом Хорста Бехретдта із колегами для розрахунку емісії біогенних елементів у водозбірних басейнах Німеччини (Behrendt et al., 1999; 2000). На основі широкої апробації моделі було сформовано її методологію та запропоновано ряд коефіцієнтів для калібрування. Пізніше модель було апробовано для транскордонного басейну річки Одра (Німеччина, Польща, Чехія) (Behrendt et al., 2002; 2003; Behrendt & Dannowski, 2005), що дозволило не лише удосконалити методологію, а й дало змогу виявити проблему різної роздільної здатності вхідних даних залежно від системи статистичного обліку окремих держав. Саме завдяки моделюванню водозбірного басейну Одри модель набула міжнародного значення.

Згодом модель MONERIS було апробовано для водозбірних басейнів великих річок Європи, зокрема річок Ельби (Berlekamp et al., 2007) та Рейну (De Wit & Behrendt, 1999; De Wit, 2000), По (Palmeri et al., 2005), Вісли (Kowalkowski & Buszewski, 2006; Kronvang et al., 2007; Kowalkowski et al., 2012). Опісля модель MONERIS почала використовуватися для моделювання навантаження біогенними елементами водозбірних басейнів середніх річок, таких як Везеру в Німеччині (Hirt et al., 2008; 2012), Акіосу в Греції (Nikolaidis et al., 2009). Почали з'являтися праці з моделювання водозбірних басейнів малих річок

(Tzoraki et al., 2014; Siman & Veliskova, 2020), що показало валідність моделі навіть для річок такого рангу.

Результати апробації моделі MONERIS для транскордонних водозбірних басейнів вперше представлено для басейнів річок Дунай (Schreiber et al., 2003; 2005), Вісла (Kowalkowski & Buszewski, 2006; Kowalkowski et al., 2012) і Тиса (Fischer et al., 2018). Детальніше модель була використана для моделювання емісії біогенних елементів у басейні Західного Бугу (у межах Львівської області) (Terekhanova, 2009), що згодом лягло в основу кількох публікацій (Tränckner et al., 2012; Helm et al., 2013). Приклади моделювання водозбірних басейнів, повністю розташованих на території України, за допомогою моделі MONERIS наразі відсутні.

Тому метою статті є апробація моделі MONERIS для розрахунку емісії нітрогену та фосфору у водозбірному басейні Сули, а також порівняння отриманих даних з раніше розрахованими значеннями емісії біогенних елементів методом масового балансу, опублікованих у праці (Bonchkovskiy & Osypov, 2024).

## 2. Матеріали і методи

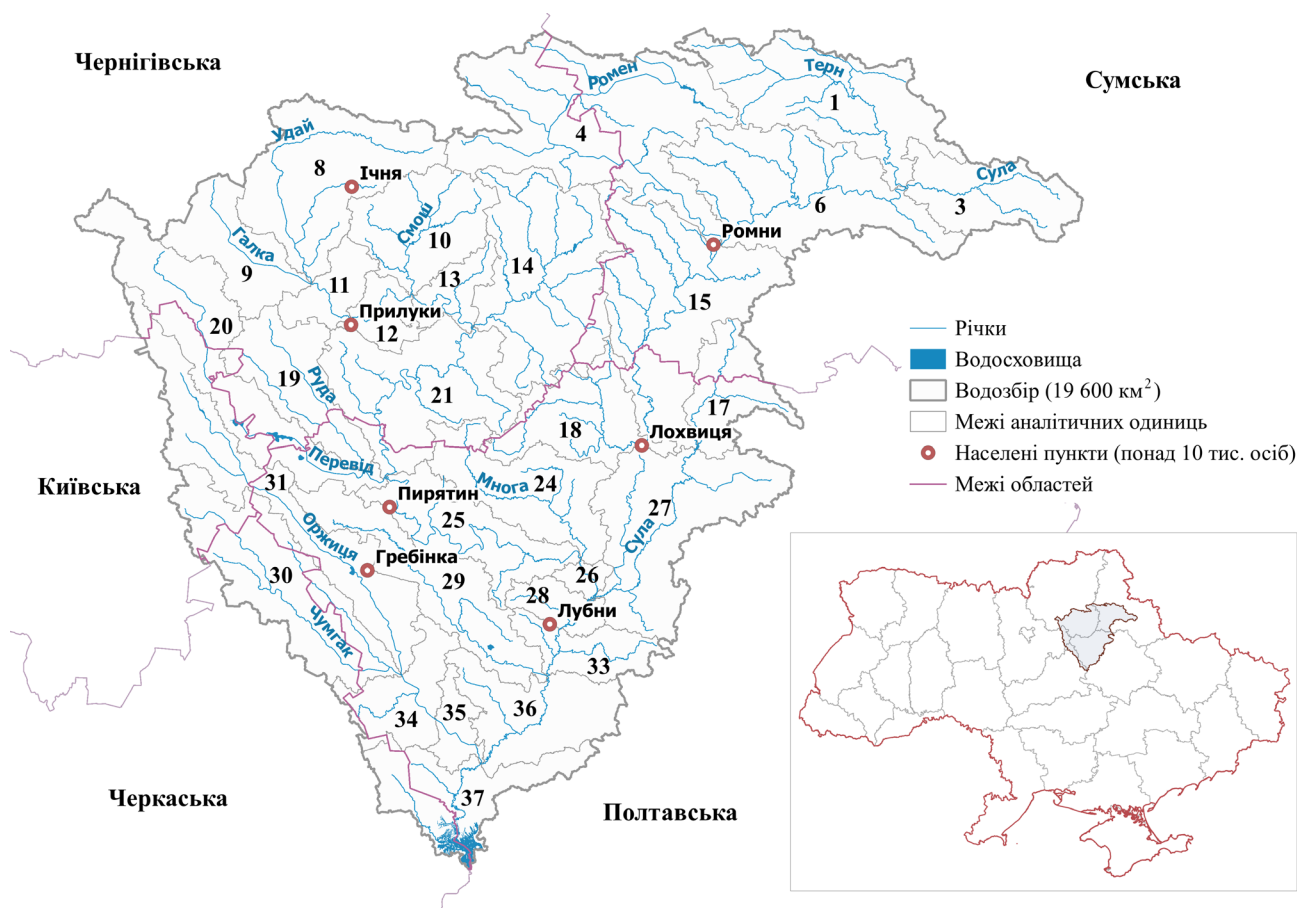
**2.1. Територія дослідження.** Річка Сула – п'ята за розміром ліва притока Дніпра довжиною 363 км. Сула бере початок на схилах Середньоруської височини поблизу однойменного села Сумського району і впадає у Кременчуцьке водосховище. Площа водозбірного басейну Сули становить 19 600 км<sup>2</sup> (Рис. 1).

Для басейну р. Сули властивий загальний похил території із північного сходу на південний захід. У його межах відзначаються помірно-континентальні кліматичні умови із середніми температурами січня від -2,6 °С до -4,3 °С, а липня – від +19,5 °С до +20,8 °С. Середня багаторічна кількість опадів складає 624 мм. Показник лісистості басейну р. Сули невисокий і становить 13,9 %. Найпоширенішими ґрунтами є чорноземи типові малогумусні та слабогумусні.

Спостереження за гідрологічним режимом Сули та її найбільших приток здійснюється на 8 гідрологічних постах. Середні багаторічні витрати води в нижній течії р. Сули у створі м. Лубни за період 1991–2020 рр. склали 21 м<sup>3</sup>/с. Сула характеризується змішаним типом живлення.

Основними факторами антропогенного навантаження в басейні Сули є сільськогосподарська діяльність, наявність міст, до яких тяжіє населення, і водокористування. Про активність рослинництва у басейні Сули можна судити з високого значення показника розораності (~70 %). Урбанізовані території займають лише 3,8 % території річкового басейну. Станом на 2020 рік у межах басейну Сули проживало 523,5 тис. осіб. Найбільші міста – Ромни, Лубни та Прилуки із населенням приблизно 39 тис., 45 тис. та 53 тис. осіб відповідно.

**2.2. Вхідні дані моделі MONERIS.** Вхідні дані моделі MONERIS складаються з основних та періодичних даних. Набір показників основної інформації містить відомості про аналітичні одиниці, гідрогеологічні умови, ґрунтовий покрив, землекористування, клімат, рельєф і т. д.



**Рис. 1.** Географічне положення басейну р. Сула. 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.

**Fig. 1.** Geographical location of the Sula River basin. Names of analytical units of the Sula river basin: 1 – Tern; 3 – Sula-vyitik; 4 – Romen; 6 – Sula-Nedryhailiv; 8 – Udai-vyitik; 9 – Halka; 10 – Smosh; 11 – Udai-Zaizd; 12 – Udai-Pryluky; 13 – Udai-Utka; 14 – Lysohir; 15 – Sula-Romny; 17 – Artopolot; 18 – Lohvitsia; 19 – Ruda; 20 – Perevid; 21 – Udai-Varva; 24 – Mnoha; 25 – Udai-Pyriatyn; 26 – Udai-hyrlo; 27 – Sula-Sulytsia; 28 – Sula-Lubny; 29 – Sliporid; 30 – Chumhak; 31 – Verkhnia Orzhytsia; 33 – Sula-Zasullia; 34 – Serednia Orzhytsia; 35 – Nyzhnia Orzhytsia; 36 – Sula-Irzhavets; 37 – Sula-hyrlo.

У таблиці 1 вказуються середні довгострокові значення кожного параметра в межах періоду розрахунків.

Для налаштування моделі використано різні джерела даних, зокрема дистанційні та локальні. Дистанційні дані охопили інформацію, зібрану за межами України. Локальні дані представляють інформацію, доступну безпосередньо в Україні, таку як карти ґрунтів, дані про клімат, гідрогеологічні умови тощо. При наявності декількох джерел даних віддавалася перевага тому з них, що містило найбільш достовірну інформацію.

Періодичні дані пов'язані з аналітичними одиницями та включають у себе часові ряди таких параметрів як: атмосферне осадження оксидів азоту ( $\text{NO}_x$ ), аміачного азоту ( $\text{NH}_y$ ), загального фосфору (TP), річна кількість опадів та їхнє значення у теплий період, витрати і температура води, сумарна сонячна радіація, кількість мешканців та ступінь їхнього підключення до каналізаційної мережі й очисних споруд, надлишок нітрогену у ґрунті, накопичення фосфору, C-фактор та екскреція фосфору від населення.

**2.3. Вибір періоду моделювання.** Моделювання навантаження біогенними елементами виконане для

середнього за водністю, маловодного та багатоводного років. Маловодний та багатоводний роки визначено на основі методу емпіричної кривої забезпеченості водного стоку за річними даними відповідно до методу Г. Алексєєва (Shakirzanova & Burlutska, 2016). Криву забезпеченості побудовано для даних за період 1936-2020 рр., а маловодний та багатоводний роки визначено для періоду 1991-2020 рр. (Рис. 2).

Значення витрат води р. Сула 50 % забезпеченості складає  $27,2 \text{ м}^3/\text{с}$ . Витрати маловодного періоду 75 % забезпеченості становили  $16,5 \text{ м}^3/\text{с}$ , а багатоводного – 25 % забезпеченості ( $34,5 \text{ м}^3/\text{с}$ ). За період 1991-2020 рр. маловодним був 2020-ий рік із середніми за рік витратами води  $5,6 \text{ м}^3/\text{с}$ , а багатоводним – 1998 рік, коли середні витрати сягнули  $41,8 \text{ м}^3/\text{с}$ .

Поширеним методом оцінки циклічності водного стоку є метод побудови різницевої інтегральної кривої (Lukianets, 2010). Крива накопичення стоку р. Сула відображає наявність повного циклу водності за період 1978-2017 роки (Рис. 3). Багатоводна фаза циклу фіксувалася протягом 1998-2008 років, а маловодна фаза розпочалася з 2017 року. Норма стоку за повний цикл стоку

(1978–2017 рр.) склала 27,4 м<sup>3</sup>/с, що практично відповідає значенню витрат 50 % забезпеченості (27,2 м<sup>3</sup>/с). Це свідчить про валідність обраного для моделювання середнього багаторічного значення. Більше того, обрані для моделювання 1998 та 2020 роки припадають на багатоводну та маловодну фази водного стоку, відповідно.

**2.4. Калібрування моделі MONERIS.** Використання моделі MONERIS не включає процес калібрування, оскільки початкові параметри моделі MONERIS калібруються на основі спостережень на етапі розробки моделі (Behrendt & Oritz, 1999; Venohr et al., 2011). З іншого боку, модель MONERIS передбачає калібрування

стоку. Оскільки значення річкового стоку у водозбірних басейнах реєструються тільки на гідрологічних постах, виникає необхідність у калібруванні стоку для оцінки витрати води в кожній аналітичній одиниці на основі водних балансів і спостережуваних значень. У межах водозбірного басейну Сули відсутні такі об'єми забору чи скиду поверхневих вод, які б суттєво впливали на водний баланс окремих аналітичних одиниць, тому поправочний коефіцієнт розраховано передусім на основі гідрологічного зв'язку між аналітичними одиницями.

Результати калібрування моделі представлені шляхом графічного порівняння змодельованої та виміряної на

**Таблиця 1.** Вхідні дані для налаштування моделі MONERIS.

**Table 1.** Input data for setting up of the MONERIS model.

Структура вхідних даних	Джерело	Параметри	Часовий зріз даних
Аналітичні одиниці	EMEP MSC-W (0.1° • 0.1°)	Атмосферні осадження NO <sub>x</sub> та NH <sub>y</sub>	2020, 1998
	ЦМВ SRTM (30 м)	Середні висоти	-
	ЦМВ SRTM (90 м)	Середній похил водозбору на 100 м	-
	GTOPO30 (1 км)	Середній похил водозбору на 1000 м	-
Гідрологічні пости	Центральна геофізична обсерваторія (ЦГО)	Назва гідрологічного посту та площа, яку покриває пост	-
Гідрологія	Опади на основі гомогенізованих рядів спостережень та з урахуванням аеродинамічної поправки	Кількість опадів (літо, рік)	1991-2020
	Агро-гідрологічна модель річкових басейнів України, Land & Water	Евапотранспірація	2000-2019
Гідрогеологія	Національний атлас України, карта «підземні води»	Консолідовані та неконсолідовані породи	-
Ґрунти	База даних «Властивості ґрунтів України»	Ґранулометричний склад ґрунтів	-
	Методика розрахунку балансу біогенних елементів ґрунту	Накопичення фосфору	-
	FAO Digital Soil Map of the World (DSMW)	Вміст азоту	-
Втрата ґрунту	Global Soil Erosion Modelling (GloSEM) (100 м)	Втрата ґрунту на орних землях залежно від похилу території	2019
	Global Soil Erosion (25 км)	Втрата ґрунту на пасовищах та лісах	2012
Землекористування	Esri Land Use/Land Cover (LULC) (10 м)	Площі та типи землекористування	2020
	Методика розрахунку балансу біогенних елементів ґрунту	Надлишок азоту	2020
Поверхневі води	OpenStreetMap (OSM)	Середня довжина водотоків та площа водної поверхні	-
Очисні споруди та промислові об'єкти	Портал електронних послуг Державного агентства водних ресурсів України	Внесок біогенних елементів від комунальних очисних споруд та промислових підприємств	2020
Періодичні дані	Атлас адміністративно-територіального устрою України	Чисельність населення	2001, 2018-2020
	ERA5-Land	Сонячна радіація	1991-2020
	Центральна геофізична обсерваторія (ЦГО)	Температура води	1991-2016
	The International Benchmarking Network (IBNET)	Ступінь підключення населення до очисних споруд та каналізаційних систем	-
	Агро-гідрологічна модель річкових басейнів України, Land & Water	Витрата води	1991-2020
	-	С-фактор	-
	Оцінка навантаження поверхневих водних об'єктів біогенними елементами	Коефіцієнти емісії забруднюючих речовин на одну особу	-

гідрологічних постах витрати води (Рис. 4). Значення відкаліброваних витрат води показали високий зв'язок зі спостережуваними даними, що відображає валідність калібрування.

### 3. Результати та їх обговорення

#### 3.1. Шляхи надходження біогенних елементів.

**3.1.1. Надходження біогенних елементів шляхом атмосферного осадження.** Надходження нітрогену та фосфору до водної поверхні шляхом атмосферного осадження для басейну Сули складає 25,8 т/рік (14,2 г/га) нітрогену та 0,2 т/рік (0,1 г/га) фосфору. Емісія нітрогену суттєво різниться залежно від водності Сули. Так, у маловодний рік надходження вона складає 20,3 т/рік, а в багатоводний рік – 31,4 т/рік. Надходження фосфору на водну поверхню шляхом атмосферного осадження не змінюється залежно від водності річки, що пов'язано передусім з дуже низькою концентрацією фосфору в атмосферних опадах на території України, підтвержене експериментальними дослідженнями (Solomatina et al., 2019).

Емісія нітрогену та фосфору шляхом атмосферного осадження варіює в межах аналітичних одиниць від 0,06 до 4,38 т/рік нітрогену та від 0,001 до 0,04 т/рік

фосфору. Найбільші значення емісії нітрогену та фосфору виявлено в аналітичних одиницях з максимальною площею водного дзеркала, розташованих уздовж річки Сула (Рис. 5), а також із найбільшою середньорічною кількістю опадів. Найменші значення емісії нітрогену та фосфору змодельовано для нижньої частини басейну р. Оржиця (Рис. 5), де простежується невелика площа водойм та знижена кількість опадів. Залежність між загальною площею аналітичних одиниць та надходженням нітрогену й фосфору через атмосферне осадження не простежується, що виражено у близьких до 0 значеннях коефіцієнту кореляції Пірсона:  $r = 0,10$  для нітрогену та  $r = 0,11$  для фосфору.

**3.1.2. Надходження біогенних елементів шляхом поверхневого стоку.** Надходження сполук біогенних елементів з поверхневим стоком складає для басейну Сули 258,0 т/рік (141,7 г/га) нітрогену та 9,0 т/рік (5,0 г/га) фосфору. Залежно від водності Сули та її приток, надходження біогенних елементів змінюється дуже сильно. Зокрема, емісія нітрогену та фосфору в маловодний рік складає 90,5 т/рік та 3,5 т/рік відповідно, тоді як у багатоводний рік надходження складає 546,4 т/рік нітрогену та 18,6 т/рік фосфору.

Максимальні значення емісії нітрогену та фосфору спостерігаються в нижній течії Удаю, сусідньому до неї суббасейні Сули та в басейні правої притоки Удаю –

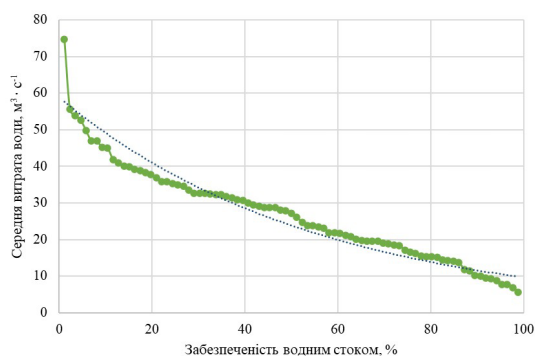


Рис. 2. Крива забезпеченості водним стоком за річними даними для гідрологічного поста р. Сула, м. Лубни.

Fig. 2. Flow duration curve for the Sula River near Lubny gauging station.

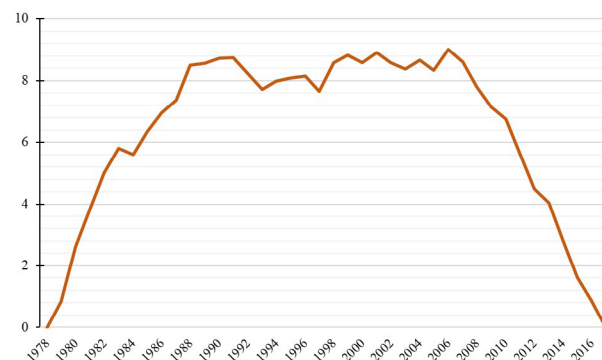


Рис. 3. Різниця інтегральна крива водного стоку р. Сула 1974 – 2020 рр.

Fig. 3. Residual mass curve of the Sula River.

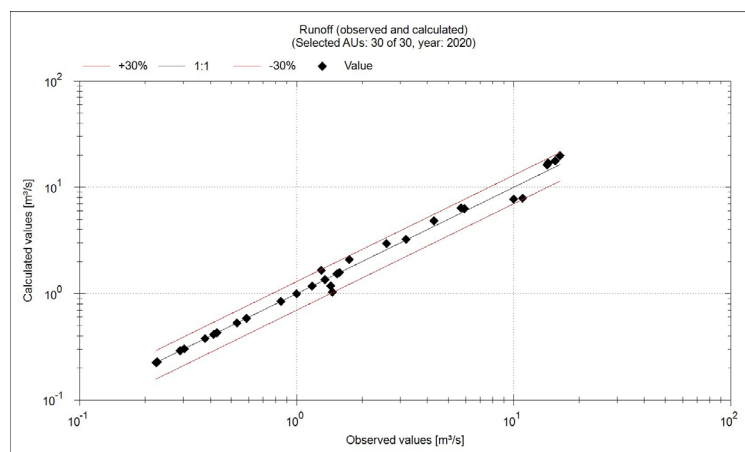


Рис. 4. Залежність між спостережуваними та змодельованими витратами води в аналітичних одиницях після введення поправочного коефіцієнта.

Fig. 4. The ratio between the observed and modelled water flows in analytical units after the correction factor is introduced.

річки Перевід, у межах яких надходження нітрогену досягає 14-20 т/рік, а фосфору – 0,5-0,7 т/рік (Рис. 6). Це пов'язано з тим, що найвищі показники шару стоку в басейні Сули простежуються саме в басейні Удаю (Osypov et al., 2023).

Найменші значення емісії нітрогену та фосфору з поверхневим стоком відзначено в басейнах річок Артополот, Сліпорід, Галка і Чумгак, локалізованих переважно в південно-західній і західній частинах водозбірному басейну Сули, де простежуються низькі значення шару стоку. Надходження нітрогену в цих суббасейнах складає всього 2,6-4,1 т/рік, а фосфору – 0,09-0,14 т/рік.

**3.1.3. Надходження біогенних елементів шляхом ерозії.** Надходження біогенних елементів шляхом ерозії для басейну Сули становило 22,1 т/рік (12,2 т/га) нітрогену та 11,2 т/рік (6,1 г/га) фосфору. Емісія нітрогену та фосфору в маловодний рік складає 13,9 т/рік та

7,1 т/рік відповідно, тоді як у багатоводний рік надходження досягає 38,1 т/рік нітрогену та 19,4 т/рік фосфору.

Найбільші значення емісії нітрогену шляхом ерозії простежуються в середній течії р. Сула та у водозбірному басейні річки Чумгак (Рис. 7А), у межах яких надходження нітрогену досягає 1,5-2,0 т/рік. У першому випадку високі значення емісії нітрогену передусім пов'язані із великими площами орних земель та високими показниками вертикального розчленування рельєфу в річковій долині Сули, тоді як у водозбірному басейні Чумгаку значна емісія нітрогену вочевидь є наслідком високого ступеня розораності території. Найбільші значення емісії фосфору шляхом ерозії виявлено в тих же аналітичних одиницях (окрім р. Чумгак) та досягають 0,8-1,0 т/рік фосфору (Рис. 7Б). Натомість, високе значення емісії фосфору простежується в басейні річки Ромен. Найменше надходження біогенних елементів

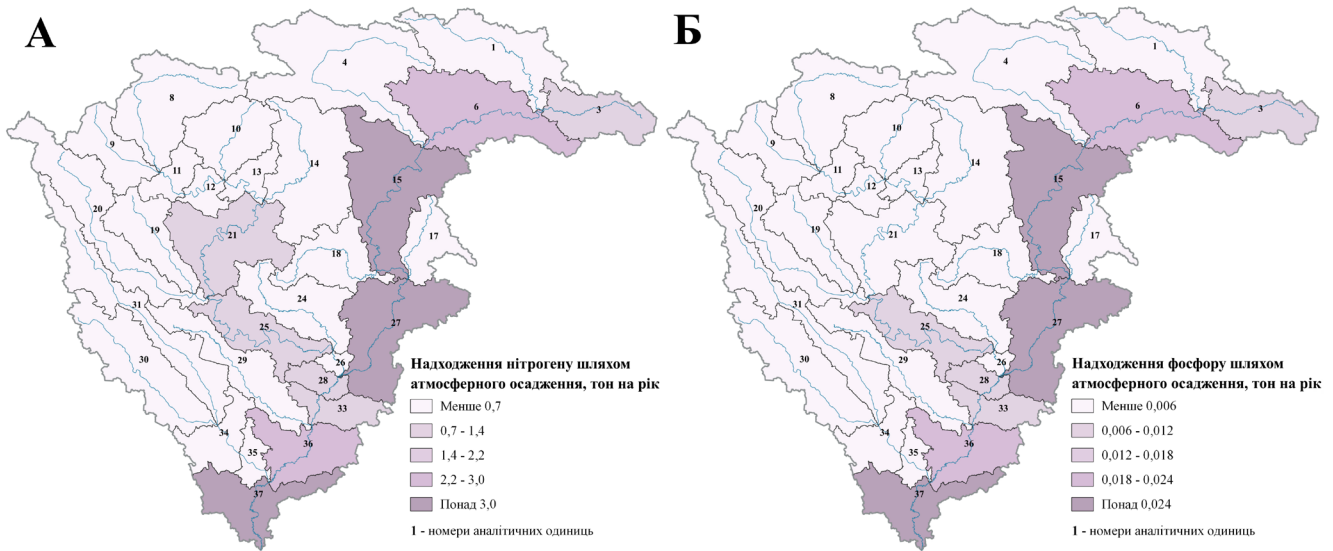


Рис. 5. Надходження біогенних елементів шляхом атмосферного осадження: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 5. Input of nutrients through atmospheric deposition: A – nitrogen; B – phosphorus.

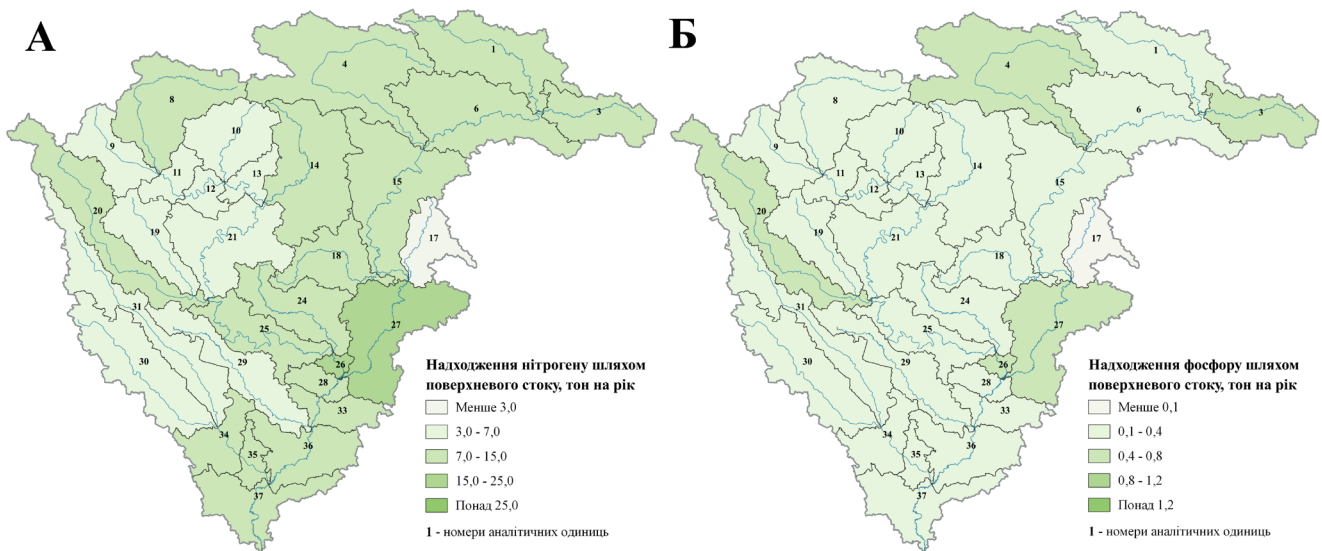


Рис. 6. Надходження біогенних елементів шляхом поверхневого стоку: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 6. Input of nutrients through runoff: A – nitrogen; B – phosphorus.

шляхом ерозії зафіксовано в аналітичних одиницях з мінімальною площею і, відповідно, з найменшою площею орних земель.

**3.1.4. Надходження біогенних елементів шляхом підземних вод.** Разом із підземними водами надходить основна частина нітрогену та фосфору, емісія яких для басейну Сули складає 1041,1 т/рік (571,8 т/га) нітрогену та 77,0 т/рік (42,2 т/га) фосфору. Вилуговування нітрогену та фосфору в маловодний рік складає 533,1 т/рік та 38,0 т/рік відповідно, тоді як у багатоводний рік ці показники зростають до 1746,5 т/рік нітрогену та 130,1 т/рік фосфору.

На відміну від решти шляхів надходження біогенних елементів, аналітичні одиниці з максимальними значеннями емісії нітрогену та фосфору різняться. Так, найбільше надходження нітрогену простежується у верхній частині басейну Сули, досягаючи 73-94 т/рік нітрогену (Рис. 8А). Саме тут зростає роль консолідованих

гірських порід (до 43-47 % площі аналітичних одиниць), що веде до незначного утримання сполук нітрогену в породах. Найбільше значення емісії фосфору через підземні води зафіксовано у віддалених аналітичних одиницях північної (Ромен), західної (Перевід) та східної (Сула-Сулиця) частин водозбірного басейну р. Сула, у межах яких надходження фосфору досягає 4,6-5,6 т/рік (Рис. 8Б).

Найменші значення емісії нітрогену простежуються у водозбірних басейнах Чортополоку, Чомгаку і Лисогіра (3,1-5,1 т/рік), що, вірогідно, пов'язано зі значним винесенням сполук нітрогену через ерозію. Найменше надходження фосфору виявлено у водозбірних басейнах Удай-Утка, Нижня Оржиця і Артополок (0,8-1,0 т/рік). Вважаємо, що це стало наслідком відносно невеликої площі сільськогосподарських земель та малої кількості населення, причому невідключеного до каналізаційних систем.

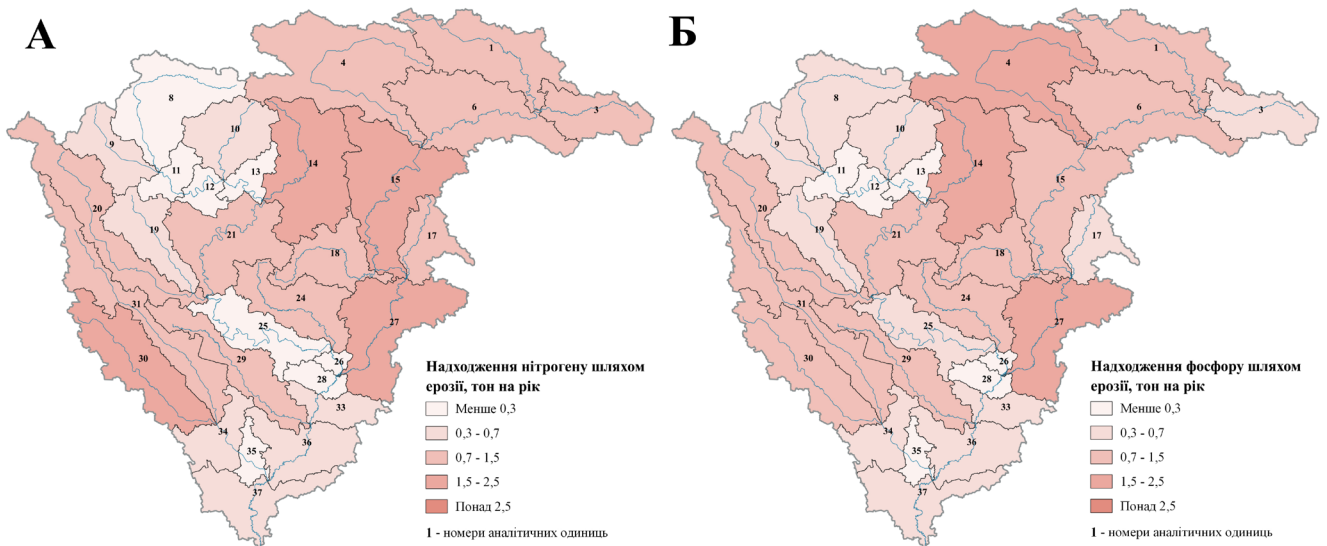


Рис. 7. Надходження біогенних елементів шляхом ерозії: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 7. Input of nutrients through erosion: A – nitrogen; B – phosphorus.

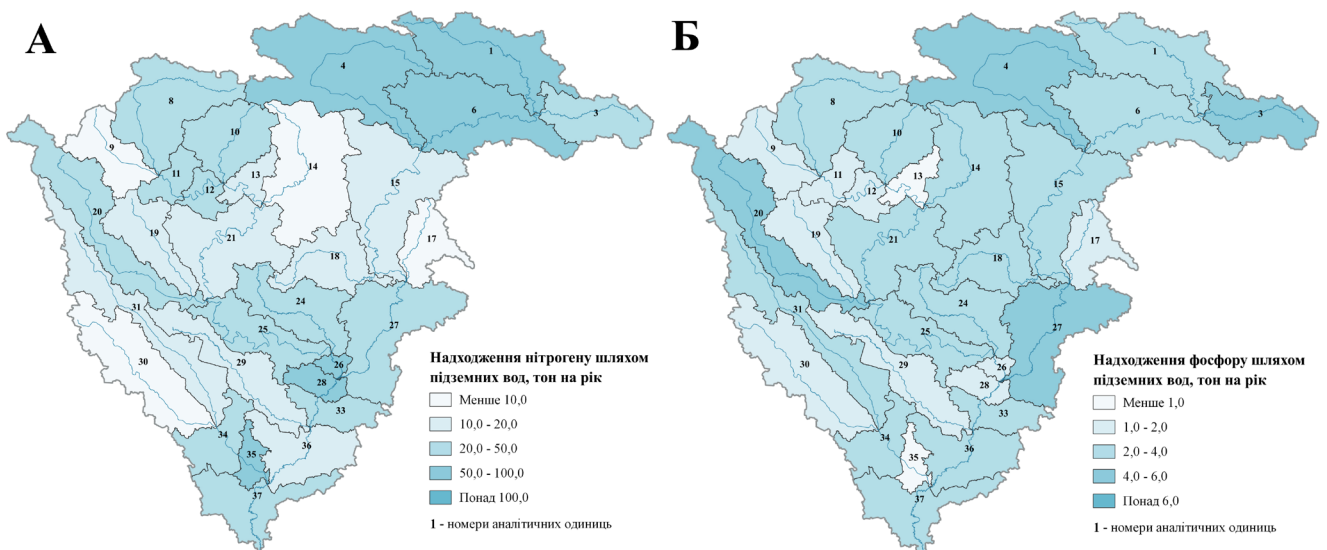


Рис. 8. Надходження біогенних елементів шляхом підземних вод: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 8. Input of nutrients through groundwater: A – nitrogen; B – phosphorus.

**3.1.5. Надходження біогенних елементів від урбанізованих територій.** Надходження біогенних елементів від міських територій у басейні Сули складає 300,5 т/рік (167,8 г/га) нітрогену та 42,7 т/рік (23,5 г/га) фосфору. Емісія нітрогену та фосфору в маловодний рік складає 270,2 т/рік та 40,8 т/рік відповідно, тоді як у багатоводний рік ці показники зростають до 354,4 т/рік для нітрогену та 46,9 т/рік для фосфору.

У третині аналітичних одиниць відсутнє надходження нітрогену від міських територій переважно в південній та південно-західній частині водозбірного басейну Сули (Рис. 9А). Це обумовлено відсутністю в цій частині басейну міського населення з організованими каналізаційними мережами. Найбільші значення емісії нітрогену від міських територій мають місце в аналітичних одиницях Верхня Оржиця, Сула-Недригайлів та Сула-Сулиця (Рис. 9А), де надходження нітрогену досягає 31,1-46,8 т/рік.

На відміну від нітрогену, емісія фосфору є у всіх аналітичних одиницях. Найбільше надходження фосфору

виявлено в наступних аналітичних одиницях (Рис. 9Б): Сула-Ромни, Верхня Оржиця, Сула-Недригайлів та Ромен. Значення емісії фосфору в зазначених суббасейнах досягають 2,8-4,3 т/рік. Найменше надходження фосфору простежується в невеликих аналітичних одиницях, у яких відсутні міські населені пункти – Удай-гірло, Удай-Утка, Руда (Рис. 9Б). Емісія фосфору в цих аналітичних одиницях складає лише 0,05-0,34 т/рік.

**3.1.6. Надходження біогенних елементів від точкових джерел.** Надходження біогенних елементів від точкових джерел у басейні р. Сула складає 162,3 т/рік (89,1 г/га) нітрогену та 56,1 т/рік (30,8 г/га) фосфору. Точкові джерела вважаються квазістаціонарними і від водності не залежать.

Надходження біогенних елементів від точкових джерел має місце тільки в семи аналітичних одиницях, зокрема Удай-Прилуки, Сула-Засулля, Сула-Ромни, Удай-Пирятин, Удай-витік, Удай-Варва, Сула-Недригайлів (Рис. 10). З них найбільше навантаження простежується в аналітичних

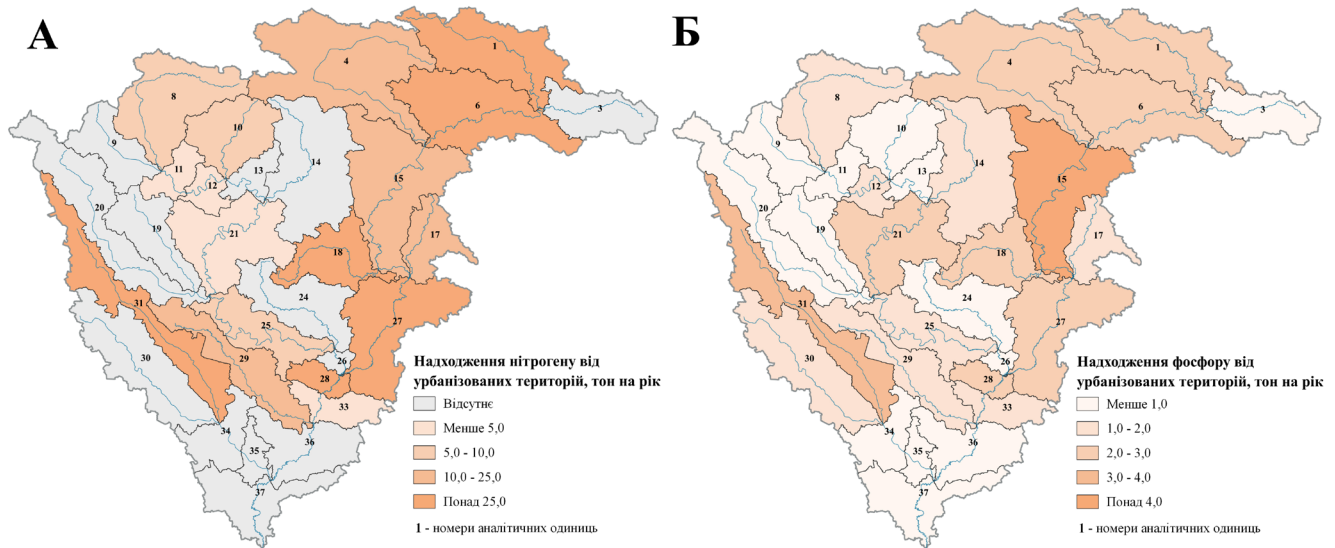


Рис. 9. Надходження біогенних елементів від урбанізованих територій: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 9. Input of nutrients through urban areas: А – nitrogen; Б – phosphorus.

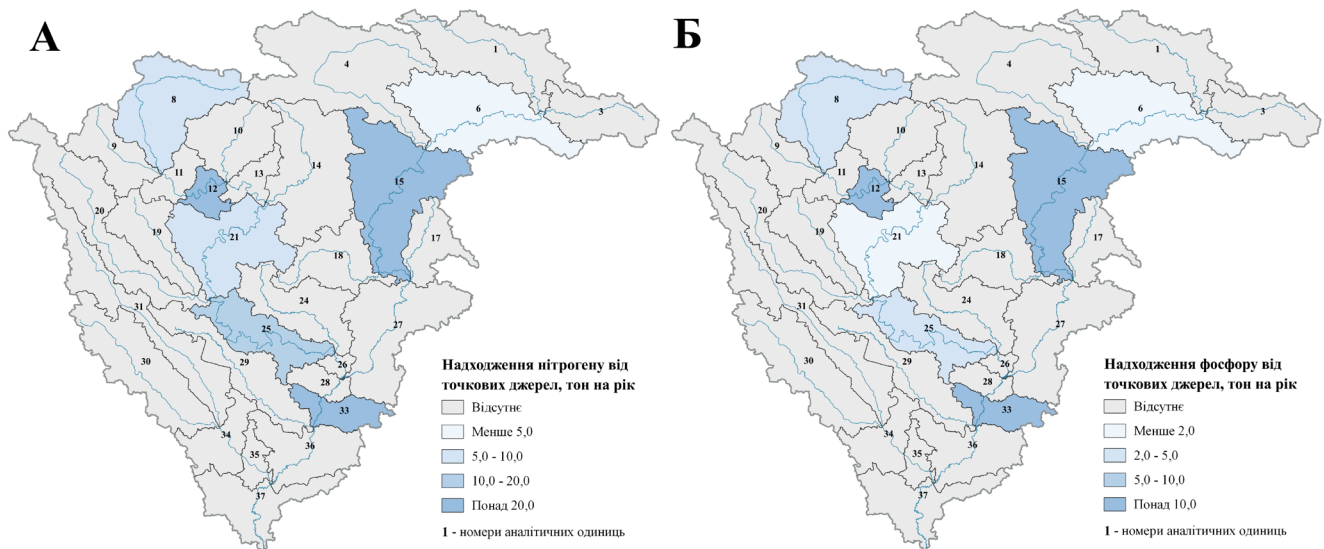


Рис. 10. Надходження біогенних елементів від точкових джерел: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 10. Input of nutrients from point sources: А – nitrogen; Б – phosphorus.

одиницях Удай-Прилуки (49,2 т/рік нітрогену та 17,0 т/рік фосфору), Сула-Засулля (44,1 т/рік нітрогену та 15,2 т/рік фосфору) і Сула-Ромни (35,9 т/рік нітрогену та 12,4 т/рік фосфору).

### 3.2. Джерела надходження біогенних елементів.

До джерел надходження біогенних елементів відносять сільське господарство, природний фон, міські джерела та інші джерела (Venohr et al., 2009). Головним джерелом емісії нітрогену у водозбірному басейні Сули є сільське господарство (55 % емісії), тоді як фосфор в основному надходить від міських територій (50 % емісії фосфору) (Рис. 11).

Щорічно від сільського господарства надходить 1001,8 т нітрогену та 56,6 т фосфору. Ця складова значною мірою визначається величиною водного стоку. Так, у маловодний рік 500,8 т нітрогену та 25,3 т фосфору, у багатоводний рік – 1702,8 т нітрогену та 102,8 т фосфору. Вплив сільського господарства передусім визначається застосуванням агрохімічних засобів – сумарно 577,5 т біогенних елементів.

Від міських джерел надходить найбільша частка фосфору (50 % або 98,8 т фосфору) та значна частка нітрогену (25 % або 446,1 т нітрогену) (Рис. 11). Залежно від водності Сули та її приток емісія біогенних елементів змінюється від 420,0 т нітрогену та 96,9 т фосфору в маловодний рік до 494,6 т нітрогену та 102,9 т фосфору в багатоводний рік.

Емісію від природного фону розглядають як таку, що не залежить від діяльності людини. Природний фон складає незначну частку від загальної емісії біогенних

елементів – 10 % для нітрогену (179,0 т) та 16 % для фосфору (30,8 т). Це свідчить про те, що близько 90 % всього надходження біогенних елементів у басейні Сули пов'язано з антропогенною діяльністю людини.

Від інших джерел надходить 10 % нітрогену та 5 % фосфору, що в абсолютному вимірі складає 182,9 т/рік нітрогену та 10,0 т/рік фосфору. Залежно від водності Сули та її приток емісія змінюється від 96,9 т/рік нітрогену та 5,1 т/рік фосфору в маловодний рік до 316,1 т/рік нітрогену та 17,4 т/рік фосфору в багатоводний рік.

### 3.3. Загальне навантаження біогенними елементами.

Загальна емісія нітрогену у водозбірному басейні Сули складає 1809,8 т/рік або 994 г/га за рік. Залежно від водності Сули та її приток надходження нітрогену збільшується більш, ніж у два рази: у маловодний рік емісія нітрогену становить 1090,3 т/рік (599 г/га), а у багатоводний рік – 2 879,1 т/рік (1581 г/га).

Важливо підкреслити роль дифузних джерел, частка яких складає 91,1 % усього надходження нітрогену. Серед них домінує роль підземних вод (57,5 % або 1041,1 т/рік) (Рис. 12). Це передусім пов'язано з внеском латерального стоку та неглибоких підземних вод, куди легко проникають фільтраційні води.

Найбільші значення емісії нітрогену (понад 100 т/рік) властиві для великих аналітичних одиниць у верхній або середній течії Сули, де об'єми розвантаження підземних вод, очевидно, є найбільшими (Терн, Ромен, Сула-Недригайлів, Сула-Сулиця) (Рис. 14А). У більшості з цих аналітичних одиниць нітроген надходить переважно з підземними водами. Найменші значення емісії нітрогену

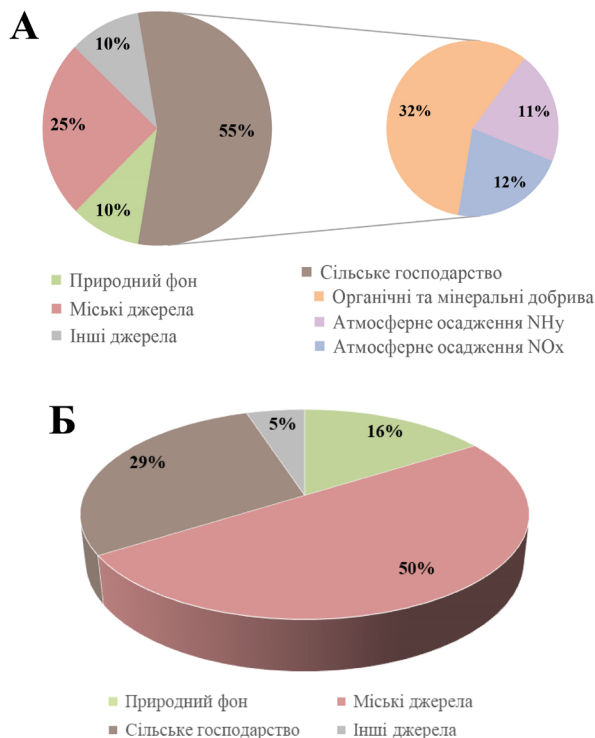


Рис. 11. Внесок різних джерел у загальну емісію біогенних елементів: А – нітрогену; Б – фосфору.

Fig. 11. Contribution of different sources to total nutrient emissions: A – nitrogen; B – phosphorus.

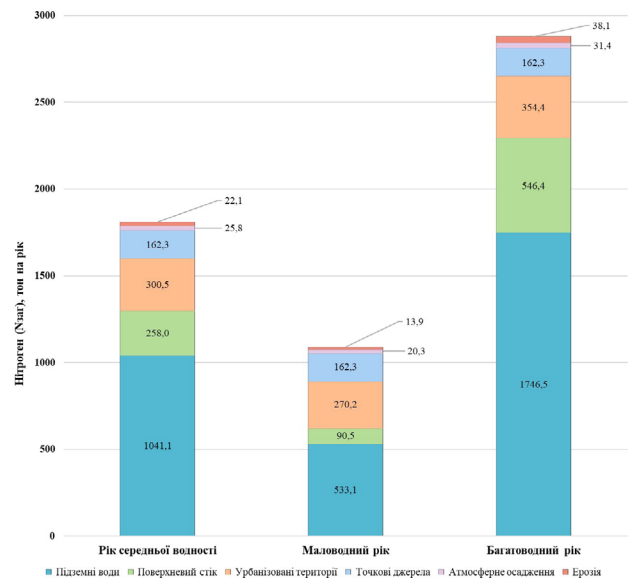


Рис. 12. Загальна емісія нітрогену у водозбірному басейні Сули.

Fig. 12. Total nitrogen emissions in the Sula River basin.

(менше 20 т/рік) виявлено у водозбірних басейнах приток Удаю – Чумгак, Галка, Лисогір, Руда. У межах них також домінує емісія нітрогену з підземними водами, проте тут поширені неконсолідовані гірські породи. Поблизу міст (аналітичні одиниці Артополот, Лохвиця, Верхня Оржиця) найбільше нітрогену надходить з урбанізованих територій (Рис. 15А).

Загальна емісія фосфору у досліджуваному басейні складає 196,2 т/рік або 107 г/га за рік. У маловодний та багатоводний роки емісія фосфору суттєво змінюється від 145,7 т/рік (80,0 г/га за рік) у маловодний рік до 271,3 т/рік (149,0 г/га за рік) у багатоводний рік (Рис. 13).

Дифузні джерела складають 71,4 % усього надходження фосфору у водозбірний басейн Сули, серед них основну роль відіграють підземні води (39,2 % або 76,9 т/рік). Помітний внесок і урбанізованих територій – 21,8 % або 42,7 т/рік. Порівняно з нітрогеном, роль поверхневого стоку у транспортуванні фосфору значно знижується (до 4,6 %), натомість зростає частка ерозії до 5,7 %.

Найбільші значення емісії фосфору (понад 20 т/рік) зафіксовано в аналітичних одиницях, у межах яких знаходяться найбільші міста водозбірного басейну – Удай-Прилуки, Сула-Ромни і Сула-Засулля (Рис. 14Б). Саме в цих аналітичних одиницях точкові джерела є головним шляхом надходження фосфору. Найменші значення емісії фосфору (менше 3 т/рік) виявлені в невеликих водозбірних басейнах дрібних приток Сули, у межах яких відсутні міські населені пункти – аналітичні одиниці Галка, Удай-Утка, Артополот і Нижня Оржиця.

У більшості аналітичних одиниць головним шляхом емісії фосфору є підземні води, окрім згаданих вище суббасейнів, у яких простежуються найвищі значення емісії фосфору. У кількох аналітичних одиницях головним шляхом емісії фосфору є урбанізовані території (Верхня Оржиця, Артополот, Чумгак) (Рис. 15Б).

Отже, загальна емісія нітрогену в басейні Сули у 9,2 рази вища від емісії фосфору, що узгоджується з

результатами моделювання інших річкових басейнів. Зокрема, у басейні Дунаю емісія нітрогену в 20,3 рази вища, ніж фосфору (Gericke & Venohr, 2021), у басейні Тиси в межах України емісія нітрогену також в 20,3 рази вища від фосфору (Fischer et al., 2018), у басейні Західного Бугу (у межах Львівської області) – у 18,6 разів, у басейні Одри – в 9,6 разів (Pastuszek et al., 2018) тощо.

Показник емісії нітрогену в басейні Сули менший порівняно з басейнами річок Європи. Зокрема, емісія нітрогену в басейні Дунаю складає 8,6 кг/га (Schreiber et al., 2005) та 3,9 кг/га (Gericke & Venohr, 2021), що майже у 9 та 4 рази відповідно більше, ніж у басейні Сули. У деяких річках Словаччини (Теплиця, Ставниця і Бистриця) емісія нітрогену оцінюється від 5,0 до 7,7 кг/га (Siman & Veliskova, 2020), для басейну Тиси в межах України – 8,6 кг/га (Fischer et al., 2018). Проте для басейну Західного Бугу в межах Львівської області змодельовано значно вищі значення емісії нітрогену – 18,5 кг/га (Terekhanova, 2009), що може бути пов'язано з розташуванням у межах басейну м. Львів.

Показник емісії фосфору в басейні Сули також менший, ніж в інших вивчених басейнах Європи. Так, емісія фосфору в басейні Дунаю складає 710 г/га за рік (Schreiber et al., 2005), а за оновленими даними – 380 г/га (Gericke & Venohr, 2021). У басейні Тиси в межах України емісія фосфору складає 440 г/га (Fischer et al., 2018), а в басейні Західного Бугу (у межах Львівської області) – 992 г/га (Terekhanova, 2009).

Навантаження біогенними елементами басейну Сули складає 1551,3 т/рік (852,0 г/га) нітрогену і 122,2 т/рік (67,1 г/га) фосфору. У маловодний рік загальне навантаження нітрогеном становить 850,2 т/рік (466,9 г/га), фосфору – 87,1 т/рік (47,8 г/га); у багатоводний рік – 2607,3 т/рік (1432,0 г/га) нітрогену та 179,4 т/рік (98,5 г/га) фосфору.

Нижчі показники навантаження водозбірного басейну Сули біогенними елементами, вірогідно, обумовлено кількома факторами:

- Низькою щільністю населення (26,7 осіб/км<sup>2</sup>);
- Низьким рівнем урбанізації (47,5 %) та відповідно невеликою кількістю комунальних підприємств;
- Невеликою кількістю точкових джерел забруднення у зв'язку з низьким ступенем індустріалізації водозбірного басейну.

З іншого боку, високий ступінь сільськогосподарського освоєння території басейну веде до того, що головним джерелом нітрогену є сільське господарство.

**3.4. Оцінка ефективності моделювання.** Ефективність моделювання навантаження біогенними елементами оцінюють на основі порівняння результатів моделювання зі спостережуваними даними. Для цього найчастіше використовують графічні методи порівняння і статистичні коефіцієнти.

Стандартну валідацію моделі для водозбірного басейну Сули виконати неможливо у зв'язку з недостатньою кількістю спостережень. У басейні Сули хімічний стік розчинених форм нітрогену та фосфору вимірюється тільки на трьох гідрологічних постах – Ромни (річка Ромен), Прилуки (річка Удай) та Лубни (річка Сула)

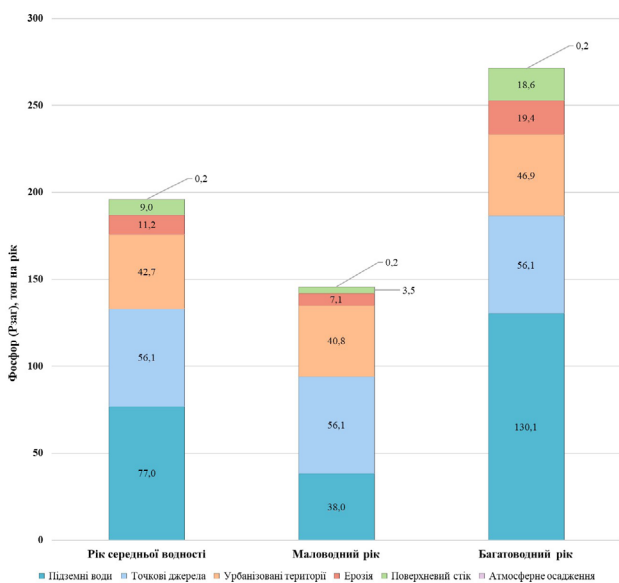


Рис. 13. Загальна емісія фосфору у водозбірному басейні Сули.  
Fig. 13. Total phosphorous emissions in the Sula catchment area.

(Табл. 2). Більше того, у дослідженнях з оцінки навантаження біогенними елементами гідрологічні пости з кількістю відібраних проб за рік менше 22 разів не розглядаються у зв'язку з часовою мінливістю концентрацій фосфору та нітрогену (Gericke & Venohr, 2021), тоді як у басейні Сули відсутні гідрологічні пости, на яких кількість відібраних проб перевищує семи за рік (Табл. 2). Навіть щомісячні дані по хімічному стоку біогенних елементів на гідрологічних постах дають високі похибки (Gericke & Venohr, 2021).

Крім того, невизначеність у порівнянні спостережуваних та змодельованих даних полягає також у розрахунку різних форм біогенних елементів. На гідрологічних постах вимірюються розчинені неорганічні форми сполук нітрогену (<http://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/>), тоді як модель MONERIS розраховує загальний стік сполук нітрогену. Саме тому в таблиці 2 змодельовані значення сполук нітрогену помітно більші від спостережуваних

(у 1,2-6,9 разів). З іншого боку, модельовані значення стоку фосфору на гідрологічних постах Ромни та Лубни нижчі від спостережуваних, що, вірогідно, пов'язано з розташуванням гідрологічних постів практично в межах міста (100-200 м вниз за течією від міст). Це визначає високу ймовірність впливу скидів підприємств на короткочасні піки концентрації фосфору, які через недостатню частотність спостережень формують хибне уявлення про високі середньорічні значення хімічного стоку фосфору.

Стандартне відхилення змодельованих і спостережуваних даних для нітрогену в інших басейнах найчастіше варіює в межах 20-30 % (Behrendt et al., 2000; 2003; Shreiber et al., 2005; Hirt et al., 2008; 2012; Fuchs et al., 2010). Відхилення змодельованих і спостережуваних значень емісії фосфору є більшим і найчастіше складає 27-38 % (Behrendt et al., 2000; 2003; Shreiber et al., 2005; Hirt et al., 2008; 2012; Fuchs et al., 2010). Це пов'язують із

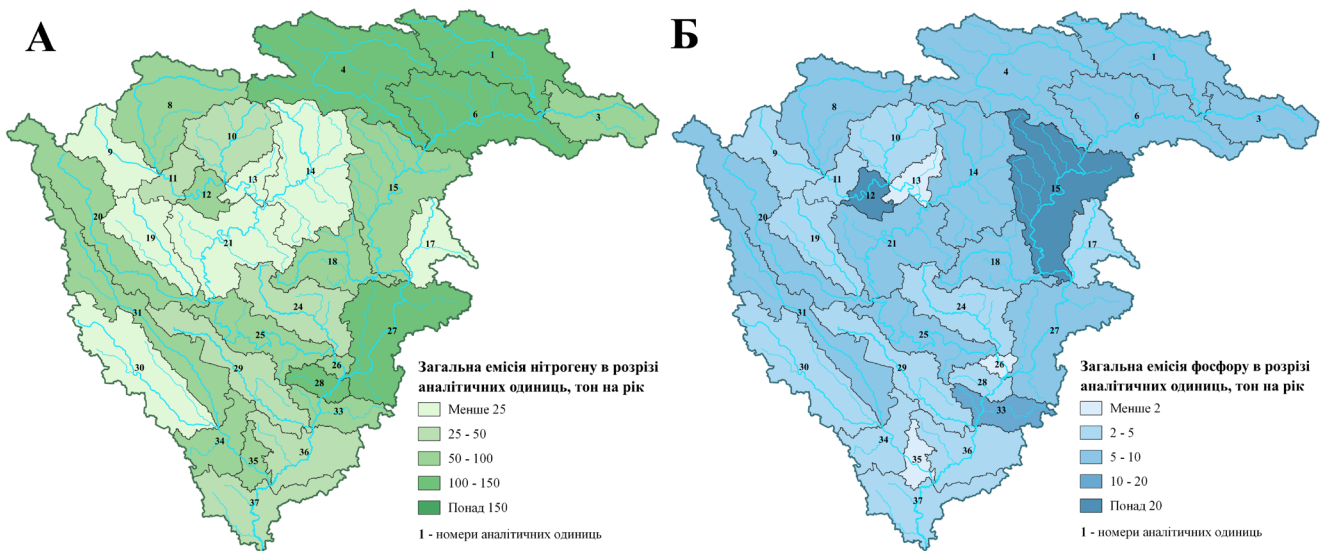


Рис. 14. Загальна емісія біогенних елементів у аналітичних одиницях басейну Сули: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 14. Total emission of nutrients in analytical units of the Sula basin: А – nitrogen; Б – phosphorus.

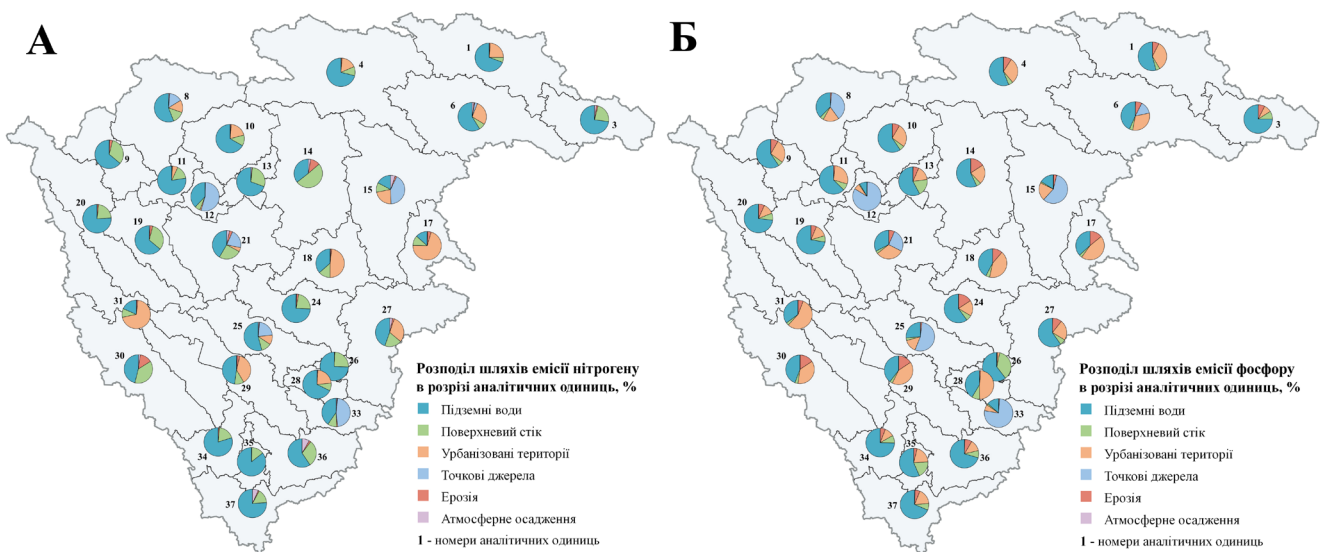


Рис. 15. Розподіл шляхів емісії в розрізі аналітичних одиниць: А – нітрогену; Б – фосфору.  
 Fig. 15. Distribution of emission pathways by analytical units: А – nitrogen; Б – phosphorus.

Таблиця 2. Спостережувані та модельовані значення хімічного стоку в басейні Сули.  
Table 2. Modelled and observed chemical flow in the Sula River basin.

Річка	Гідрологічний пост	Спостережуване значення, мг/дм <sup>3</sup>		Кількість відібраних проб за рік	Змодельоване значення, мг/дм <sup>3</sup>	
		Нітроген	Фосфор		Нітроген	Фосфор
Ромен	Ромни	54,16	30,45	6	63,58	19,00
Удай	Прилуки	18,23	15,72	2	125,73	24,56
Сула	Лубни	272,03	128,83	7	759,67	83,66

недосконалістю методик вимірювання загального фосфору в річках (Schreiber et al., 2003) або ж недосконалістю визначення коефіцієнту утримання в річках (Caille et al., 2009). Крім того, більше відхилення змодельованих значень від реальних виявлено для менших за розміром водозбірних басейнів, що пов'язано із більшою динамікою стоку та зростанням концентрацій біогенних елементів у менших водних об'єктах (Fuchs et al., 2010).

Отримані на основі моделі MONERIS значення емісії нітрогену та фосфору є близькими до таких, розрахованих за методом масового балансу (змодельованих для маловодного 2020 року): 1090,3 т/рік проти 921,2 т/рік нітрогену; 145,7 т/рік проти 312,9 т/рік фосфору (Bonchkovskiy & Osurov, 2024). Таким чином, модельована емісія нітрогену засобами MONERIS є дещо вищою порівняно з методом масового балансу, проте емісія фосфору є вдвічі нижчою. З іншого боку, відмінність у розрахунку коефіцієнту отримання в обох моделях веде до того, що значення навантаження біогенними елементами різняться більше. Так, засобами моделі MONERIS розраховано навантаження нітрогеном 850,2 т/рік, а фосфором 87,1 т/рік, тоді як за допомогою методу масового балансу ці значення складають – 272,9 т/рік нітрогену та 135,4 т/рік фосфору.

## 5. Висновки

1. Загальна емісія нітрогену в басейні Сули складає 1809,8 т/рік, у маловодний рік 1090,3 т/рік, а в багатоводний рік – 2 879,1 т/рік. Загальна емісія фосфору в басейні Сули у 9,2 рази менша від нітрогену і становить 196,2 т/рік, у маловодний рік 145,7 т/рік, а в багатоводний рік – 271,3 т/рік. Емісія нітрогену на одиницю площі в басейні Сули помітно менша, аніж в інших змодельованих водозбірних басейнах, що обумовлено низьким рівнем урбанізації басейну та невеликою кількістю точкових джерел забруднення.

2. Головним шляхом надходження нітрогену в басейні Сули є підземні води (57,5 %), значно менше урбанізовані території (16,6 %) та поверхневий стік (14,3 %). Головними шляхами надходження фосфору в басейні Сули є підземні води (39,2 %) та урбанізовані території (21,8 %). Такий розподіл шляхів надходження біогенних елементів пов'язаний передусім з підземним живленням Сули та її приток.


3. Антропогенні джерела складають 90 % емісії нітрогену та 87 % емісії фосфору у водозбірний басейн Сули. Головним джерелом надходження нітрогену в

басейні Сули є сільське господарство (55 % емісії), тоді як головним джерелом надходження фосфору є міські території (50 % емісії). У зв'язку з цим найбільші значення емісії нітрогену спостерігаються в аналітичних одиницях з найбільшими площами орних земель, а фосфору – в аналітичних одиницях з найвищим рівнем урбанізації.

4. Показники хімічного складу води у басейні Сули вимірюються лише на трьох постах, а частота спостережень не перевищує семи разів на рік. Це унеможливило процес валідації моделі й актуалізує питання застосування різних моделей до оцінки навантаження біогенними елементами. Проте, з впровадженням моніторингу вод відповідно до європейських стандартів, цей недолік буде подолано. З іншого боку, розраховані значення емісії нітрогену та фосфору на основі моделі MONERIS та за методом масового балансу для маловодного року є близькими між собою: 1090,3 т/рік проти 921,2 т/рік нітрогену; 145,7 т/рік проти 312,9 т/рік фосфору, відповідно. Різниця в отриманих значеннях може бути пов'язаною із відмінними підходами до розрахунку коефіцієнту утримання біогенних елементів.

5. Отримані результати моделювання є основою для розроблення програми заходів для досягнення масивами поверхневих вод басейну Сули «доброго» екологічного стану.

## ORCID iD

Andrii Bonchkovskiy  <https://orcid.org/0000-0002-3275-6772>

## Список посилань

- 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, D., Opitz, D. (1999). Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410, 111–122.
- Behrendt, H., Dannowski, R. (2005). *Nutrients and heavy metals in the Odra River system*. Weissensee Verlag.
- Behrendt, H., Dannowski, R., Deumlich, D., Dolezal, F., Kajewski, I., Kornmilch, M., Korol, R., Mioduszewski, W., Opitz, D., Steidl, J., Stronska, M. (2002). *Investigation on the quantity of diffuse entries in the rivers of the catchment area of the Odra and the Pomeranian Bay to develop decision facilities for an integrated approach on waters protection (Phase III)*. Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries.

- Behrendt, H., Dannowski, R., Deumlich, D., Dolezal, F., Kajewski, I., Kornmilch, M., Korol, R., Mioduszewski, W., Opitz, D., Steidl, J., Stronska, M. (2003). *Point and diffuse emissions of pollutants, their retention in the river system of the Odra and scenario calculations on possible changes*. Weißensee Verlag.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (1999). *Naehrstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands*. Berlin: Institute fuer Gewaesseroekologie und Binnenfischerei.
- 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).
- Berlekamp, J., Lautenbach, S., Graf, N., Reimer, S., Matthies, M. (2007). Integration of MONERIS and GREAT-ER in the decision support system for the German Elbe river basin. *Environmental Modelling & Software*, 22(2), 239–247. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.07.021>
- Bojanowski, D., Orlińska Woźniak, P., Wilk, P., Szalińska, E. (2022). Estimation of nutrient loads with the use of mass balance and modelling approaches on the Wena River catchment example (central Poland). *Scientific Reports*, 12, Article 13052. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17270-4>
- Bonchkovskiy A.S., Osypov V.V. (2024). Otsinka navantazhennia biohennymy elementamy basynu r. Sula vid tochkovykh ta dyfuznykh dzherel [Assessment of nutrients load in the Sula river basin from point and diffuse sources]. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, 1(71), 58–73. [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>
- Caille, F. (2009). *Integrated environmental assessment of nutrient emissions in a Mediterranean catchment: A case study in La Tordera, Catalonia* (PhD Thesis). Autonomous University of Barcelona, Bellaterra, Spain.
- Caille, F., Riera, J. L., Rosell-Melé, A. (2012). Modelling nitrogen and phosphorus loads in a Mediterranean river catchment (La Tordera, NE Spain). *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(8), 2417–2435. <https://doi.org/10.5194/hess-16-2417-2012>
- De Wit, M. (2000). Modelling nutrient fluxes from source to river load: A macroscopic analysis applied to the Rhine and Elbe basins. *Hydrobiologia*, 410, 123–130.
- De Wit, M., Behrendt, H. (1999). Nitrogen and phosphorus emissions from soil to surface water in the Rhine and Elbe basins. *Water Science and Technology*, 39, 109–116.
- 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).
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Gotz, T. (2010). *Calculation of emissions into rivers in Germany using the MONERIS model. Nutrients, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Report No. (UBA-FB) 001410/E. Environmental research of the Federal Ministry of the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety*. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt)
- Gericke, A., Venohr, M. (2021). *Nutrient Emissions and Loads in the Danube River Basin. Current situation and scenarios for the 3rd Danube River Basin Management Plan – Final report*. 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>
- Hirt, U., Venohr, M., Kreins, P., Behrendt, H. (2008). Modelling nutrient emissions and the impact of nutrient reduction measures in the Weser river basin, Germany. *Water Science and Technology*, 58(11), 2251–2258. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.833>
- Khrisanov, N. I., Osipov, G. K. (1993). *Upravlenie evtrofirovaniem vodoemov [Management of eutrophication of reservoirs]*. SPb.: Hydrometizdat. [Хрисанов, Н. И., Осипов, Г. К. (1993). *Управление эвтрофированием водоемов*. СПб.: Гидрометиздат].
- Kondratiev, S. A., Kazmina, M. V., Shmakova, M. V., Markova, Ye. G. (2011). Metod rascheta biogennoi nagruzki na vodnie obekti. [The method of calculating biogenic load on water objects]. *Regional Ecology*, 3-4, 50–59. [Кондратьев, С. А., Казмина, М. В., Шмакова, М. В., Маркова, Е. Г. (2011). Метод расчета биогенной нагрузки на водные объекты. *Региональная экология*, 3-4, 50–59].
- Kondratiev, S. A., Shmakova, M. V., Ulychev, V. I. (2013). *Determinirovano-stokhasticheskoe modelirovanie stoka i biogennoi nagruzki na vodnie obekti (na primere Finskogo zaliva Baltijskogo morya)* [Deterministic-stochastic modeling of runoff and biogenic load on water bodies (on the example of the Gulf of Finland of the Baltic Sea)]. SPb.: Nestor-History. [Кондратьев, С. А., Шмакова, М. В., Уличев, В. И. (2013). *Детерминировано-стохастическое моделирование стока и биогенной нагрузки на водные объекты (на примере Финского залива Балтийского моря)*. СПб.: Нестор-История].
- Kowalkowski, T., Buszewski, B. (2006). Emission of Nitrogen and Phosphorus in Polish Rivers: Past, Present, and Future Trends in the Vistula River Catchment. *Environmental Engineering Science*, 23(4), 615–622. <https://doi.org/10.1089/ees.2006.23.615>
- Kowalkowski, T., Pastuszek, M., Igras, J., Buszewski, B. (2012). Differences in emission of nitrogen and phosphorus into the Vistula and Oder basins in 1995–2008 – Natural and anthropogenic causes (MONERIS model). *Journal of Marine Systems*, 89(1), 48–60. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.07.011>
- Kronvang, B., Vagstad, N., Behrendt, H., Bøgestrand, J., Larsen, S. E. (2007). Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: An overview. *Soil Use and Management*, 23(1), 104–116.
- Lukianets, O. I. (Ed.). (2010). *Metodychni vkazivky do vykonannia praktychnykh robot z dystsypliny «Matematychni metody v hidrometeorologii» dlia studentiv heohrafichnoho fakultetu*. [Methodical instructions for practical work in the course “Mathematical methods in hydrometeorology” for students of the faculty of geography]. Kyiv University Publishing and Printing Center. [Лук'янець, О. І. (Ред.). (2010). *Методичні вказівки до виконання практичних робіт з дисципліни «Математичні методи в гідрометеорології» для студентів географічного факультету*. Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет»].
- Nikolaidis, N. P., Karageorgis, A. P., Kapsimalis, V., Drakopoulou, P., Skoulikidis, N., Behrendt, H., Levkov, Z. (2009). Management of nutrient emissions of Axios River catchment: Their effect

- in the coastal zone of Thermaikos Gulf, Greece. *Ecological Modelling*, 220(3), 383–396. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.10.003>
- Osyrov, V., Matviienko, Y., Bonchkovskiy, A., Osadcha, N., Mossur, H., Ahafonov, Y. (2023). Land & Water: An interactive web cartography platform for hydrological research in Ukraine. In *17th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment* (pp. 1–5). Taras Shevchenko National University of Kyiv. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520162>
- Palmeri, L., Bendoricchio, G., Artioli, Y. (2005). Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy. *Ecological Modelling*, 184, 37–53.
- Pastuszak, M., Kowalkowski, T., Kopiński, J., Doroszewski, A., Jurga, B., Buszewski, B. (2018). Long-term changes in nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder catchments (Poland) – Modeling (MONERIS) studies. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(29), 29734–29751. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2945-7>
- 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., Shishko, 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.
- Shakirzanova, Zh. R., Burlutska, M. Ye. (2016). *Hidrolohichni rozrakhunky i prohnozy: konspekt lektzii*. [Hydrological calculations and forecasts: lecture notes]. ODEKU. Шакирзанова, Ж. Р., Бурлуцька, М. Є. (2016). *Гідрологічні розрахунки і прогнози: конспект лекцій*. ОДЕКУ.
- Siman, C., Veliskova, Y. (2020). Impact of different proportions of agricultural land in river catchments on nitrogen surface stream pollution. *Acta Hydrologica Slovaca*, 21(1), 56–64.
- Solomatina, V. D., Pinkina, T. V., Svitelskyi, M. M., Matkovska, S. I., Ishchuk, O. V., Fediuchka, M. M. (2019). Vzaïmozv'язok fosforno-kaltsiïevoho rezhymu vodoïm z yikhnoïu bioproduktyvnostiïu (ohliad) [Interconnection of phosphate-calcium regime of reservoirs with their bioproductivity (review)]. *Bulletin National University of Water and Environmental Engineering. Series "Agricultural Sciences"*. 2019. 1(85). 105–123. [Соломатіна, В. Д., Пінкіна, Т. В., Світельський, М. М., Матковська, С. І., Ішчук, О. В., Федючка, М. М. (2019). Взаємозв'язок фосфорно-кальцієвого режиму водоïм з їхньою біопродуктивністю (огляд). *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія "Сільськогосподарські науки"*, 1(85), 105–123].
- 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.
- 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](https://doi.org/10.1007/978-94-007-3949-9_6)
- Tzoraki, O., Cooper, D.M., Dörfinger, G., Panagos, P. (2014). A new MONERIS in-Stream Retention Module to Account Nutrient Budget of a Temporary River in Cyprus. *Water Resources Management*, 28, 2917–2935. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0646-7>
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M., Behrendt, H. (2011). Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. *International Review of Hydrobiology*, 96(5), 435–483. <https://doi.org/10.1002/iroh.201111331>
- 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.