

Український гідрометеорологічний інститут
Державна служба України з надзвичайних ситуацій
Національна академія наук України
Київський національний університет імені Тараса Шевченка
Міністерство освіти і науки України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ЛУЗОВІЦЬКА ЮЛІЯ АНАТОЛІЇВНА

УДК 556.531.4÷ 556.561+556.11.012+628.1.03

ДИСЕРТАЦІЯ

**СТІК РОЗЧИНЕНИХ РЕЧОВИН Р. ДЕСНА ТА РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДІВ
ЙОГО МОДЕЛЮВАННЯ**

11.00.07 – гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія

Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата географічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ (Ю. А. Лузовіцька)

Науковий керівник:

Осадча Наталія Миколаївна,
доктор географічних наук,
старший науковий співробітник

Київ – 2017

АНОТАЦІЯ

Лузовіцька Ю. А. Стік розчинених речовин р. Десна та розроблення методів його моделювання. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата географічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 11.00.07 – гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія. – Український гідрометеорологічний інститут Державної служби України з надзвичайних ситуацій та Національної академії наук України. Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Міністерство освіти і науки України – Київ, 2017.

Дисертацію присвячено вивченню особливостей стоку компонентів хімічного складу води р. Десна та розробленню методів його моделювання на прикладі біогенних елементів. Біогенні елементи потрапляють у річкові системи як за рахунок точкових, так і розподілених джерел. До перших відносяться стічні води комунальних, промислових і сільськогосподарських підприємств, до других – оброблювальні сільськогосподарські землі.

Мета дисертаційної роботи – дослідження стоку розчинених речовин з водами р. Десни, визначення основних екологічних впливів та розроблення методів моделювання стоку окремих забруднювальних показників.

Об'єкт дослідження – закономірності формування стоку розчинених речовин у басейні річки Десна в межах України.

Предмет дослідження – кількісна оцінка винесення розчинених речовин з території водозбору, аналіз його часової мінливості, чинників впливу та розроблення методів прогнозування.

Дослідження проводились, на основі даних щоденних спостережень ПАТ «Київводоканал» за концентраціями у воді основних компонентів хімічного складу у гирловій ділянці р. Десни, даних гідрохімічних спостережень ДСНС України у створах м. Новгород-Сіверський, м. Чернігів та с. Літки за період

1991–2010 рр., а також власних експериментальних досліджень з моделювання виносу біогенних елементів на малих дослідницьких водозборах.

Узагальнено фізико-географічні умови басейну р. Десна та обґрунтовано їхній вплив на формування хімічного складу води. Вказано, що позитивний баланс вологи у басейні зумовлює формування промивного режиму ґрунтів з наступним утворенням маломінералізованих поверхневих вод. Велика площа сільськогосподарських угідь, які займають близько 60 % території, та значний відсоток заболочення (9,7 %) сприяють підвищеному вмісту біогенних елементів у поверхневих водах.

Досліджено динаміку вмісту розчинених речовин у воді р. Десна в річному та сезонному вимірах. На основі застосування непараметричної статистики виявлено тенденцію до зростання концентрацій розчинених речовин.

Виконано розрахунки стоку головних іонів, біогенних елементів, органічних речовин та мікроелементів за багаторічний період.

За різницевиими інтегральними кривими іонного та біогенного стоку встановлено наявність у гирловій частині замикального створу р. Десна зростаючої фази винесення вказаних груп компонентів та показано її синхронність з інтегральною кривою водного стоку. Досліджено внутрішньорічний розподіл стоку, який характеризується максимальними величинами у період весняного водопілля та мінімальними – у період літньо-осінньої межені.

Показано, що величина водного стоку – це визначальний фактор формування винесення розчинених речовин. Винятком є силіцій, винесення якого лімітується чисельністю фітопланктону, зокрема діатомовими водоростями, які домінують у видовому складі води р. Десни і які для побудови своїх панцирів споживають із води силіцій.

На підставі різницевих інтегральних кривих показано, що у створі м. Чернігова порівняно з замикальним створом р. Десни, спостерігається асинхронність коливань винесення неорганічних форм нітрогену та фосфору

відносно водного стоку, що свідчить про істотний вплив точкового джерела. Характерно, що починаючи з 1990 р., у складі неорганічних форм нітрогену істотно зменшилась частка амонійної форми.

Досліджено основні антропогенні впливи у басейні р. Десна. Відзначено три великих локальних центри точкового забруднення: м. Брянськ (Російська Федерація), м. Шостка та м. Чернігів, серед яких останній є найбільшим.

За допомогою сумарних та подвійних сумарних кривих визначено однорідність формування стоку біогенних елементів та проведено аналіз впливу антропогенних чинників. Встановлено, що для сполук нітрогену найбільший вплив характерний на ділянці м. Чернігів.

Досліджено просторову зміну винесення неорганічних сполук нітрогену та фосфору по довжині річки й показано поступове збільшення кількісних характеристик хімічного стоку від верхньої ділянки до гирлової частини річки. Показано, що з кінця 1980-х до сучасного періоду у нижній частині річки відбувся перерозподіл стоку домінуючих сполук нітрогену від його амонійної форми до нітратної, а абсолютні значення стоку нітратних сполук нітрогену зросли більш ніж у чотири рази порівняно із створами, розташованими вище. Беручи до уваги високу розчинність нітратних сполук нітрогену, зроблено висновок про збільшення надходження біогенних елементів від розподілених джерел.

На українській ділянці р. Десна виконано дослідження самоочисної здатності річки щодо неорганічних сполук фосфору та нітрогену. Встановлено наявність процесів самоочищення річки на верхній ділянці від м. Новгород-Сіверський до м. Чернігів, тоді як нижче за течією ці процеси пригнічені.

Виконано серію натурних експериментів з моделювання винесення біогенних елементів з водозбірної території з використанням добрив та за їхньої відсутності. Показано, що найбільшу транспортну здатність з водами поверхневого та внутрішньогрунтового стоку має нітратна форма нітрогену.

Внесення мінеральних добрив у ґрунтовий покрив зумовило різке збільшення змиву біогенних елементів, яке для нітрогену досягло 27 разів,

фосфору – 4,3 рази. Частка змиву аміачної селітри з водним стоком становила 18,6 %, а суперфосфату – 0,22 %.

Запропоновано три підходи для моделювання винесення біогенних елементів з водами р. Десни. Розроблений емпіричний метод дає змогу отримати прогностні характеристики загального винесення неорганічних сполук нітрогену та фосфору на найближчу перспективу.

Балансовий метод дозволяє врахувати основні джерела надходження біогенних елементів та встановити їхнє відносне значення у забрудненні води. На прикладі балансового розрахунку стоку біогенних елементів р. Убідь, яка у басейні Десни значно заболочена, показано домінуючий вплив розподілених джерел на формування стоку біогенних елементів з водозбірної території.

Математичне моделювання процесу дифузії біогенних елементів з ґрунтового розчину у водний стік дозволило отримати розподілені у часі характеристики біогенного стоку.

Практичне значення отриманих результатів. Оцінка гідрохімічного режиму, розрахунковий матеріал, оцінка антропогенного впливу у р. Десна можуть бути застосовані при розробленні плану управління басейном р. Десна, а також розроблення заходів з мінімізації їхнього впливу. Результати моделювання винесення розчинених речовин, експериментальні дослідження з отриманими коефіцієнтами перерозподілу нітрогену та фосфору у системі «ґрунт-вода» можуть бути використані для проведення оцінювання основних антропогенних впливів від розподілених та точкових джерел забруднення, для розроблення оцінювання впливу промислових об'єктів на навколишнє природне середовище. Розроблені модельні підходи для моделювання надходження біогенних елементів від розподілених джерел можуть бути адаптовані для інших річкових басейнів. Матеріали дисертаційного дослідження можуть бути впроваджені у навчальні курси з фахової підготовки здобувачів вищої освіти різних кваліфікаційних рівнів вищих учбових закладів відповідного профілю, а також в освітньо-наукову програму підготовки аспірантів за спеціальністю «гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» в

Українському гідрометеорологічному інституті ДСНС України та НАН України.

Ключові слова: Розчинені речовини, біогенні елементи, неорганічні сполуки нітрогену, фосфору, стік, розподілені та точкові джерела забруднення.

ANNOTATION

Luzovitska Yu.A. Dissolved substance runoff in the Desna River and development of its modeling methods. – The qualification scientific work as a manuscript.

The thesis for the degree of geographical sciences candidate (PhD) of specialty 11.00.07 – land hydrology, water resources, hydrochemistry. – Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Service of Emergencies of Ukraine and the National Academy of Sciences of Ukraine. Kyiv National Taras Shevchenko University, Ministry of Education and Science of Ukraine – Kyiv, 2017.

The thesis devoted to the study of the features of runoff of the chemical composition components in the Desna River and development of its modeling methods on the example of nutrients. Nutrients get into the river system through point and distributed sources. The first include the wastewater of municipal, industrial and agricultural enterprises, the second – the cultivated land.

The thesis goal is the research of dissolved substances runoff in the Desna River, the definition of main ecological influences and the development of modeling methods.

The research object is the Desna River Basin within Ukraine. The subject of researches is the quantitative assessment of the dissolved substances removal from the catchment area of the Desna River, analysis of its temporal variability and development of the forecasting methods.

The research was carried out on the data of daily observations of the main components concentration of chemical composition of public company

"Kyivvodocanal" in the water in the mouth part of the Desna River, data of the hydrochemical observations of the State Service of Emergencies of Ukraine in the gauges of Novhorod-Siverskyi City, Chernihiv City and Litky Village for 1991-2010 period, and also on the own experimental works of the removal of nutrients modeling in small research watersheds.

The physical and geographical conditions of the Desna River Basin were generalized and their effect on the formation of chemical water composition was substantiated. It is indicated that the positive balance of moisture in the basin leads to the formation of the flushing regime of soil with subsequent formation of small mineralized of surface waters. The large area of the agricultural land, which occupies about 60 % of the territory and significant percentage of wetlands (9,7 %) promote to the high content of nutrients in the surface waters.

The annual and seasonal dynamics of the dissolved substances content in the Desna River were researched. The tendency to increasing of the dissolved substances concentration was revealed on the basis of nonparametric statistics.

The calculations of the main ions, nutrients, organic matter and microelements removal were carried out for long-term period.

The presence of the increasing phase of the indicated components removal in the last gauging sections of the Desna River was found by the residual mass curves of ion and nutrient runoff. These curves are synchronous to the water runoff cyclicity curve. The intra-annual distribution of runoff was researched. It is characterized by the maximum values during the spring floods and the minimums – during the summer-autumn low waters.

It is shown that the magnitude of water runoff is the determining factor at the formation of dissolved substances removal. The exception is silicon. The limiting factor for silicon runoff is the number of phytoplankton, especially diatoms which dominate in the species composition in the Desna River. Diatoms consume silicon from the water due to build their shells.

The residual mass curves shown the asynchronicity fluctuations of inorganic forms of nitrogen and phosphorus removal relative to water runoff in the gauge

Chernihiv City, in comparing to the last gauging sections of the Desna River. It is an evidence of the significant influence of point source. Also, the proportion of ammonium form significantly decreased in the inorganic form of nitrogen since 1990.

The main human impacts in the Desna River Basin were researched. It is noted the three large local centers of point pollution: Bryansk City (Russian Federation), Shostka City and Chernihiv City (the largest).

The homogeneity of the formation of the nutrients removal and the analysis of anthropogenic factors influence were carried out by mass and double mass curves. It is found out that the greatest impact of nitrogen compounds has section Chernihiv City.

The spatial change of inorganic compounds of nitrogen and phosphorus runoff along the length of the river was investigated. The gradual increase of the quantitative characteristics of the chemical runoff from the upper area to the estuary of the river was shown. Thus, the redistribution of dominant nitrogen compounds runoff from its ammonium form to nitrate form has occurred from the end of the 1980s to modern times in the lower part of the river, and the absolute values of runoff of nitrate compounds of nitrogen have increased more than in four times to compared to gauges located above. It was concluded that the nutrients runoff has increased from distributed sources, as nitrate compounds of nitrogen have high solubility.

The research of the self-purification capacity of the river from inorganic compounds of phosphorus and nitrogen on the Ukrainian section of the Desna River was carried out. It was found the presence of self-purification processes of the river in the upper area from Novhorod-Siverskyi City to Chernihiv City, whereas these processes are suppressed in the downstream.

The series of natural experiments of the modeling of the nutrients removal from the catchment area has been carried out with using of fertilizers and without. Thus, nitrate form of nitrogen has the greatest transport capacity with waters of surface and intrasoil runoff.

The mineral fertilizer entering led to the sharp increasing of nutrients outwash (nitrogen in 27 times, phosphorus in 4,3 times). The proportion of ammoniac saltpeter outwash with water runoff was 18,6 %, and superphosphate – 0,22 %.

Three approaches to modeling of nutrients removal in the Desna River were proposed. Designed empirical method allows getting the forecasting characteristics of the total runoff of inorganic compounds of nitrogen and phosphorus for the near term.

The balance method allows taking into account the main sources of nutrients and determining their relative role. The dominant influence of distributed sources on the formation of nutrients removal from the catchment area was shown on the example of the balance calculation of nutrients runoff in the Ubid River that has the highest degree of wetlands in the Desna River Basin.

The mathematical modeling of the diffusion process of nutrients from the soil solution to the water runoff allowed getting characteristics of nutrient runoff distributed in time.

The practical importance of results. The estimation of the hydrochemical regime, the calculation material, the assessment of human impacts in the Desna River can be used at development of the Desna River management plan and also at development of measures to minimize its impact. The modeling results of the dissolved substances removal, experimental researches of the coefficients of redistribution of nitrogen and phosphorus in the "ground-water" system can be used for assessment of basic human impacts from distributed and point sources, for development of assessments of industrial objects impact on environment. The modeling approaches of the nutrients incoming from distributed sources can be adapted to other river basins. The materials of dissertation research can be applied in educational programs of higher educational institutions, also, of the Ukrainian Hydrometeorological Institute for preparing PhD in the specialty "hydrology, hydrochemistry, water resource".

Keywords: Dissolved substance, nutrients, inorganic compounds of nitrogen, phosphorus, runoff, distributed and point sources of pollution.

СПИСОК НАУКОВИХ ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових наукових виданнях України, в яких опубліковано основні наукові результати дисертації

1. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М., Осадчий В. І. Винос біогенних елементів з басейну річки Десни. *Зб. наук. пр. УкрНДГМІ*. 2011. Вип. 261. С. 117–138. (Особистий внесок автора: збір та обробка вихідних даних, аналіз одержаних результатів).

2. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М. Особливості Дифузного надходження біогенних речовин у водні екосистеми. *Научный журнал «Геополитика и Экогеодинамика регионов»*. Том 10, вып. 1, Симферополь 2014 г. с. 157–161. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, аналіз і узагальнення особливостей надходження біогенних елементів з площі водозбору).

3. Лузовіцька Ю. А., Кошкіна О. В. Осадча Н. М. Вплив водного стоку на формування виносу біогенних елементів у басейні річки Десни. *«Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»*. 2014 Т.2. Вип. 33. С. 37–45. (Особистий внесок автора: обробка вихідних даних, оцінка впливу водного стоку на формування винесення біогенних елементів).

4. Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М., Артеменко В.А. Аналіз чинників формування біогенного складу води р. Десна за допомогою сумарних та різницевих інтегральних кривих. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2017 Т.1.

Вип. 44. С. 85–94. (Особистий внесок автора: побудова сумарних та різницевих інтегральних кривих, аналіз отриманих результатів).

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав

5. Osadcha N., Osadchy V., Lutkovsky V., Luzovitska Y., Artemenko V. Experimental research and mathematical modeling of nutrients release in a small watershed. *Die Bodenkultur journal for Land Management, Food and Environment*. special issue: environment water. 65 band Heft 3 – 4 /2014 P. 7–13. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, частковий аналіз отриманих результатів).

Опубліковані праці апробаційного характеру

6. Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М. Емісія біогенних речовин з території басейну річки Десна. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. Матеріали п'ятої Всеукраїнської наук. конференції. 2011. С. 157–159. (Особистий внесок автора: проведено розрахунки і аналіз результатів, підготовлено висновки).

7. Осадчая Н.Н., Лузовицкая Ю.А. Основные источники формирования биогенной нагрузки в бассейне р Десны. 5^{ая} Восточно-Европейская конференция «*Опыт и молодость в решении водных проблем*»: сборник статей международной конференции молодых ученых IWA Часть 2. Киев, 26-28 июня 2013 г. С. 70–77. (Особистий внесок автора: проведено розрахунки, частковий аналіз отриманих результатів).

8. Шумов С.Н., Лузовицкая Ю.А., Ищук А.А. О классификации приток. 5^{ая} Восточно-Европейская конференция «*Опыт и молодость в решении водных проблем*». Сборник статей международной конференции молодых ученых IWA Часть 2. (Русскоязычная версия), Киев, 26-28 июня 2013 г. С. 130–134. (Особистий внесок автора: узагальнення та аналіз отриманих результатів).

9. Лузовицька Ю. А., Осадча Н. М. Оцінка виносу біогенних елементів з водозбору річки Десни у сучасний період. *Географічні та геоекологічні дослідження в Україні та суміжних територіях*. Тези доповідей Другої Міжнародної конференції молодих учених. Симф. «ДИАЙПИ», 2013. С. 327–332. (Особистий внесок автора: проведено розрахунки та частковий аналіз, узагальнення отриманих результатів).

10. Лузовицкая Ю. А., Кошкина О. В. Влияние водного стока на формирование биогенной нагрузки в бассейне реки Десны Тезисы докладов 7-го Всероссийского гидрологического съезда [Электронный ресурс], 19-21 ноября 2013 г. Санкт-Петербург. (Особистий внесок автора: оброблення даних, аналіз отриманих результатів).

11. Лузовицька Ю. А., Осадча Н. М. Особливості формування біогенного навантаження водних екосистем за рахунок змиву з поверхні водозбору. *Проблеми гідрології, гідрохімії та гідроекології*. Матеріали 6-ї всеукраїнської наукової конференції з міжнародною участю. 20-22 травня 2014 р. Дніпропетровськ. С. 185–187. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, аналіз отриманих результатів).

12. Osadcha N., Osadchyu V., Lutkovsky V., Luzovitska Yu. and Artemenko V. Experimental research and mathematical modeling of nutrients release in a small watershed. *Advances in Hydrologic Research on Pristine, Rural and Urban Small Basins. 15th Biennial Conference of the Euromediterranean Network of*

Experimental and Representative Basins; Book of Abstracts of the 15th Biennial Conference of the ERB 2014, 9-13 September 2014, Coimbra, Portugal. 2014. P. 22. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, частковий аналіз результатів).

13. Лузовіцька Ю. А. Особливості надходження сполук азоту і фосфору з поверхні водозбору. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем*. Збірник матеріалів науково-практичної конференції присвяченої 75-річчю заснування Інституту гідробіології НАН України, Київ. 2015. С. 43–45.

14. Лузовицкая Ю. А., Осадчая Н. М. Исследование особенностей поступления в речную сеть минеральных форм азота и фосфора с поверхности водосборной территории «Современные проблемы водохранилищ и водосборов». Труды V Международной научно-практической конференции, Пермь. 2015. С. 115–120. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, аналіз отриманих результатів).

15. Шумов С. М., Лузовіцька Ю. А. Розрахунки вмісту гумусу на площі деяких річкових басейнів України при відсутності відповідних векторних мап. «Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів». Матеріали Восьмої Міжнародної науково-практичної конференції, Дніпропетровськ. 2015 р. С. 58–59. (Особистий внесок автора: збір матеріалів дослідження, аналіз отриманих даних).

16. Luzovitska Yu., Osadcha N., Chernyshova L., Shevchuk I., Lytvyn M. Effect of fertilizes on nutrient export with run-of during snowmelt Effect of fertilizes on nutrient export with run-of during snowmelt «Hydrological behavior in small basins under changing conditions». Book of Abstracts of the 16th Biennial Conference of the Euromediterranean network of Experimental and Representative

Basins, 5-8 September 2016, Bucharest, Romania. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, частковий аналіз та узагальнення результатів дослідження).

17. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М. Оцінка самоочисної здатності р. Десни. Тези доповідей *Першого Всеукраїнського гідрометеорологічного з'їзду з міжнародною участю*. 20–23 березня, 2017. Одеса. С. 152–153. (Особистий внесок автора: збір матеріалів та аналіз дослідження, узагальнення результатів).

ЗМІСТ

ВСТУП.....	18
РОЗДІЛ 1 СТАН ВИВЧЕНОСТІ ТА ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА БАСЕЙНУ Р. ДЕСНА	25
1.1. Стан вивченості басейну р. Десна.....	25
1.2. Географічне розташування, геолого-геоморфологічні особливості та рельєф.....	28
1.3. Ґрунтові й підземні води.....	35
1.4. Земельні ресурси та ґрунти.....	38
1.5. Кліматичні умови.....	45
1.6. Гідрологічний режим.....	47
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	53
2.1. Матеріали досліджень.....	53
2.2. Методи досліджень.....	54
2.3. Загальна характеристика та методика проведення експериментальних робіт.....	59
РОЗДІЛ 3 ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДИ Р. ДЕСНА.....	61
3.1. Сольовий склад води р. Десна та режим головних іонів.....	61
3.2. Концентрації і сезонний розподіл біогенних елементів.....	65
3.3. Концентрації мікроелементів.....	69
3.4. Концентрації розчинених газів та органічних сполук.....	71
РОЗДІЛ 4 СТІК РОЗЧИНЕНИХ РЕЧОВИН У БАСЕЙНІ Р. ДЕСНА.....	75
4.1. Іонний стік.....	76
4.1.1. Величина та багаторічна динаміка іонного стоку.....	76
4.1.2. Внутрішньорічний розподіл стоку головних іонів.....	80
4.2. Стік біогенних елементів.....	82
4.2.1. Розподіл неорганічних форм нітрогену.....	92

РОЗДІЛ 5 АНАЛІЗ ВПЛИВУ ОСНОВНИХ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА ХІМІЧНИЙ СКЛАД ВОДИ У БАСЕЙНІ Р. ДЕСНА.....	97
5.1. Основні антропогенні чинники впливу на хімічний склад води р. Десна.....	97
5.2. Визначення основних впливів на стан води р. Десна та тенденції їхньої зміни.....	100
5.3. Оцінка самоочисної здатності води р. Десни	106
РОЗДІЛ 6 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ НАДХОДЖЕННЯ СПОЛУК АЗОТУ ТА ФОСФОРУ З ВОДОЗБІРНОЇ ТЕРИТОРІЇ.....	112
6.1. Основні форми знаходження нітрогену й фосфору в ґрунтовому покриві.....	113
6.2. Дослідження кількісних характеристик та особливостей переносу сполук нітрогену й фосфору в системі «ґрунт-вода» з неудобреної ділянки.....	116
6.2.1. Формування водного стоку.....	116
6.2.2. Надходження сполук нітрогену.....	118
6.2.3. Надходження сполук фосфору.....	123
6.3. Надходження біогенних елементів за умов застосування мінеральних добрив.....	126
6.3.1. Формування водного стоку на удобреній ділянці.....	126
6.3.2. Надходження сполук нітрогену.....	127
6.3.3. Надходження сполук фосфору.....	132
РОЗДІЛ 7 ПРОГНОЗУВАННЯ ЕМІСІЇ СПОЛУК НІТРОГЕНУ ТА ФОСФОРУ З ТЕРИТОРІЇ ВОДОЗБОРУ Р. ДЕСНА.....	138
7.1. Оцінка емісії сполук нітрогену та фосфору з території водозбору р. Десна на підставі емпіричних даних.....	139
7.2. Балансовий підхід для моделювання емісії сполук нітрогену та фосфору з території водозбору.....	141

7.2.1. Моделювання запасу нітрогену та фосфору в ґрунтовому покриві.....	143
7.2.2. Моделювання надходження сполук нітрогену та фосфору з поверхневим стоком.....	153
7.2.3. Оцінка емісії сполук нітрогену й фосфору з території водозбору.....	155
7.3. Математичне моделювання емісії сполук нітрогену та фосфору	156
ВИСНОВКИ.....	163
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	165
ДОДАТОК	177

ВСТУП

Актуальність теми. Незважаючи на те, що водні ресурси належать до відновлювальних, господарська діяльність людини призводить до їх виснаження та забруднення. У 80-х роках минулого століття антропогенний вплив досягнув рівня природних чинників формування хімічного складу водних об'єктів, а подекуди й перевищував його. Падіння економічного виробництва та зменшення водокористування, що спостерігається в Україні з початку 1990 рр., зумовило зменшення забруднення поверхневих вод, однак стан їхніх екосистем до цього часу не відновився.

Практика управління водними ресурсами в Україні тривалий час була направлена переважно на регулювання забруднення, що надходить від точкових джерел. Роль розподілених джерел у формуванні хімічного стоку річок практично не оцінювалась. Водночас численні світові публікації вказують, що вплив дифузних джерел за останні 20 років істотно виріс і часом може перевищувати вплив скидів стічних вод.

На сьогоднішній день глобального значення набуло забруднення вод біогенними елементами (БЕ), надлишок яких призводить до появи такого небезпечного явища як евтрофікація. Під вказаним терміном розуміють неконтрольоване зростання водної флори, що призводить до порушення балансу організмів у водному об'єкті та зниження якості води. БЕ надходять у водні об'єкти із стічними водами комунальних, промислових та сільськогосподарських підприємств, з мінеральними добривами, що змиваються водним стоком з полів, а також через зарегулювання річок.

Розроблення методів кількісної оцінки стоку сполук БЕ, а також визначення домінуючих чинників їхнього надходження є важливим завданням управління водних об'єктів та запобігання евтрофікації.

Вирішення цього завдання передбачається впровадженням у практику управління водними ресурсами України низки законодавчих актів ЄС, серед яких найбільше значення мають Водна Рамкова Директива 2000/60/ЄС,

директива про охорону вод від забруднення, спричиненого нітратами від сільськогосподарських джерел, директива стосовно очистки стічних вод міст.

Річка Десна – одна з найбільших приток Дніпра, що формує 21% його водного стоку. Води річки використовуються як джерело питного водопостачання низки великих міст, серед яких і столиця України м. Київ. У басейні річки проживає понад 960 тис. чоловік, знаходяться такі великі обласні центри як м. Чернігів та м. Суми. Економічна діяльність рівномірно розподілена між переробною промисловістю та сільським господарством. Стратегічна галузь регіону – це молочне тваринництво.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Наукові результати, які наведено в дисертаційній роботі, отримані під час проведення досліджень у відділі гідрохімії УкрГМІ за безпосередньої участі автора як виконавця державних бюджетних науково-дослідних робіт: № 15/09 “Науковий супровід існуючої системи моніторингу поверхневих вод України та розроблення принципів та методології її модернізації відповідно до міжнародних стандартів” (ДР № 0109U005588, 2009–2011 pp.); № 9/12 “Розроблення ГІС-орієнтованої системи для прогнозування винесення компонентів хімічного складу поверхневих вод з водозборів річкових басейнів” (ДР № 0112 U003627, 2012–2014 pp.); № 8/15 “Розробка методології та методів оцінки хімічного стану поверхневих вод України відповідно до європейських стандартів” (ДР № 0115 U004100, 2015–2017 pp.).

Мета та завдання дослідження. Мета дисертаційної роботи — дослідження стоку розчинених речовин з водами р. Десна, визначення основних екологічних впливів та розроблення методів моделювання стоку окремих забруднювальних показників.

Для досягнення поставленої мети виконано такі завдання:

- дослідити основні тенденції зміни концентрацій компонентів хімічного складу води р. Десна за період 1991–2010 pp.;
- провести кількісну оцінку хімічного стоку р. Десна та встановити основні чинники, що впливають на стік окремих компонентів;

- дослідити багаторічне коливання водного стоку та винесення окремих компонентів хімічного складу, а також особливості його сезонного розподілу;
- дослідити вплив основних антропогенних чинників на хімічний склад води р. Десна та ідентифікувати основні еколого-гідрохімічні проблеми;
- дати оцінку самоочисної здатності водної екосистеми річки;
- дослідити основні закономірності вимивання біогенних елементів з водозбірної площі;
- установити кількісні параметри перерозподілу нітрогену й фосфору в системі «грунт-вода»;
- визначити кількісні параметри впливу мінеральних добрив на стік біогенних елементів;
- розробити методи прогнозування емісії біогенних елементів з водозбору р. Десна.

Об'єкт дослідження – закономірності формування стоку розчинених речовин у басейні річки Десна в межах України.

Предмет дослідження – кількісна оцінка винесення розчинених речовин з території водозбору, аналіз його часової мінливості, чинників впливу та розроблення методів прогнозування.

Методи дослідження та вихідна інформація. Застосована в цій роботі методологія розрахунку стоку розчинених речовин р. Десна розвиває методичні надбання, викладені в попередніх роботах виконаних для басейну р. Десна (О. П. Нахшина, 1968; Д. В. Закревський, В. І. Пелешенко та В. К. Хільчевський, 1988; І. В. Мирон, 2003; Л. М. Притула, 2010), дослідження вмісту біогенних елементів у р. Десна (С. І. Сніжко, 1993), дослідження щодо оцінки навантаження біогенними елементами на річкові басейни (М. І. Хрісанов, Г. К. Осіпов, 1993; В. К. Хільчевський, 1996; А. В. Яцик, 2004), моделювання стоку розчинених речовин (М. І. Хрісанов, Г. А. Душенкова, 1986; С. О. Михайлов, 2000; С. А. Кондратьєв, 2005; А. В. Леонов, 2010; Н. Behrendt, D. Opitz 1999; M. Venohr, U. Hirt, J. Hofmann, 2011).

Вихідними матеріалами для розрахунків і побудови графічних матеріалів були результати щоденних спостережень ПАТ «Київводоканал» у гирловій ділянці р. Десна (3 км), а також дані мережі моніторингу поверхневих вод ДСНС України й власні матеріали, отримані під час проведення експедиційних та експериментальних досліджень.

Хімічний аналіз проб води та проб ґрунту виконувався за сертифікованими методами в акредитованій лабораторії УкрГМІ. Оброблення первинної інформації, розрахунки, статистичний аналіз та побудова графіків проводилися за допомогою інформаційно-аналітичної системи (ІАС) «Aqua Guard», розробленої в УкрГМІ, та прикладної системи програми «Microsoft Excel». Для дослідження тенденції зміни концентрацій хімічних речовин за багаторічний період використано програмний продукт Фінського метеорологічного інституту, розроблений для оцінювання трендів часових рядів на підставі непараметричного критерію Манна-Кендалла.

Побудову тематичних шарів окремих показників у басейні р. Десна виконано з використанням програмного продукту ArcGIS.

Наукова новизна отриманих результатів.

Уперше:

- виявлено зміщення винесення сполук неорганічного нітрогену в бік домінування нітратної форми;
- визначено та обґрунтовано основні еколого-гідрохімічні проблеми в басейні р. Десна;
- виконано оцінку самоочисної здатності водної екосистеми річки щодо неорганічних сполук нітрогену й фосфору та проведено її просторовий аналіз;
- виявлено вплив дифузних джерел забруднення в басейні р. Десна та проведено кількісну оцінку їхнього впливу на формування стоку біогенних елементів у басейні р. Убідь;
- розроблено емпіричний, математичний методи для моделювання винесення біогенних елементів з водозбірної території р. Десна;

- виконано прогноз емісії біогенних елементів балансовим методом у суббасейні р. Убідь.

Удосконалено:

- методики фазово-циклічної структури хімічного стоку та характеру внутрішньорічного розподілу головних іонів і біогенних елементів у басейні р. Десна;

- принципи оцінювання впливу природних та антропогенних чинників на формування винесення біогенних елементів у басейні р. Десна;

- підходи застосування балансового методу для моделювання винесення біогенних елементів;

- методичні підходи визначення закономірностей перерозподілу біогенних елементів у системі «грунт-вода» на прикладі чорнозему;

- балансовий метод моделювання запасу нітрогену та фосфору в ґрунтовому покриві.

Дістали подальший розвиток:

- знання щодо кількісного вмісту та тенденцій змін винесення хімічних речовин у р. Десна за сучасний період (1991–2010 рр.);

- застосування екосистемного підходу для оцінювання якості води;

- знання щодо аналізу основних антропогенних чинників впливу на хімічний склад води р. Десна;

- визначення впливу розподілених джерел на формування стоку біогенних елементів у басейні річки Десна;

- визначення кількісних характеристик перерозподілу біогенних елементів у системі «грунт-вода» за умов застосування мінеральних добрив.

Практичне значення отриманих результатів полягає в розширенні теоретичних і практичних знань щодо закономірностей формування хімічного складу води р. Десна. Основні наукові положення та висновки дисертаційної роботи доведено до рівня конкретних методичних розробок і прикладних рекомендацій, що можуть бути використані в подальших наукових дослідженнях.

Крім того, оцінювання гідрохімічного режиму, розрахунковий матеріал та моделювання винесення розчинених речовин, оцінювання антропогенних впливів у р. Десна, експериментальні дослідження з отриманими коефіцієнтами розподілу в системі «грунт-вода» можуть бути застосовані в ході розроблення плану управління басейном р. Десна для проведення оцінювання забруднення від розподілених та точкових джерел, а також розроблення заходів з мінімізації їх негативного впливу. Матеріали дисертаційного дослідження можуть бути впроваджені в навчальні курси з фахової підготовки здобувачів вищої освіти різних кваліфікаційних рівнів вищих учбових закладів відповідного профілю, а також в освітньо-наукову програму підготовки аспірантів за спеціальністю «гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» в Українському гідрометеорологічному інституті ДСНС України та НАН України.

Особистий внесок здобувача полягає у вивченні та аналізі наукової та нормативної літератури за темою дисертаційної роботи, проведенні польових та експериментальних досліджень, виконанні хімічного аналізу проб води та ґрунту, отриманні розрахункових характеристик та узагальненні експериментальних даних, установленні просторово-часових закономірностей коливань показників хімічного стоку в басейні р. Десна. Формування мети й завдань досліджень, обговорення основних результатів та висновків – разом з науковим керівником. У роботах, підготовлених у співавторстві, особистий внесок здобувача поділяється порівну з іншими співавторами.

Апробація результатів дисертації. Результати досліджень було оприлюднено на: V-ій Всеукраїнській науковій конференції «Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія» (м. Чернівці, 2011); II-ій Міжнародній науковій конференції «Географічні та геоекологічні дослідження в Україні та суміжних територіях» (м. Сімферополь, 2013); V-ой Восточно-Европейской конференции «Опыт и Молодость в решении водных проблем» IWA (м. Київ, 2013); 7-ом Всероссийском гидрологическом съезде (г. Санкт-Петербург, 2013); VI-ій Всеукраїнській науковій конференції з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології» (м. Дніпропетровськ, 2014); 15th Biennial

conference of the Euromediterranean Network of experimental and representative basins, hydrologic research on pristine, rural and urban small basins 9-13 september, 2014 Coimbra, Portugal; Науково-практичній конференції «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2015); Международной научно-практической конференции «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» (Пермь, 2015); Восьмій міжнародній науково-практичній конференції «Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів» (Дніпропетровськ, 2015); 16th Biennial conference of the Euromediterranean Network of experimental and representative basins, hydrological behavior in small basins under changing conditions 5 – 8 September, 2016 Bucharest, Romania; Першому Всеукраїнському гідрометеорологічному з'їзді (Одеса, 2017).

Публікації. За темою дисертаційної роботи опубліковано 17 наукових праць: 4 статті у фахових наукових виданнях, рекомендованих МОН України, 1 стаття в закордонному науковому фаховому виданні, 12 тез наукових доповідей.

Обсяг і структура дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, 7 розділів, висновків, списку літератури (137 джерел). Загальний об'єм роботи становить 180 сторінок, із яких основний текст викладено на 164 сторінках, включає 16 таблиць та 51 рисунки.

РОЗДІЛ 1

СТАН ВИВЧЕНОСТІ ТА ФІЗИКО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА
БАСЕЙНУ Р. ДЕСНА

1.1. Стан вивченості басейну р. Десна

На відміну від гідрологічних досліджень, які проводились у басейні р. Десна з 1885 року, вивчення гідрохімічних особливостей було розпочато на початку ХХ ст. В літературі зустрічаються окремі дані про хімічний склад води водних об'єктів України, отримані в другій половині ХІХ ст. (р. Дніпро в районі Києва, М.М. Кублі, 1907), і дещо узагальнені, отримані на початку ХХ ст. (р. Рось, Ф.Ф. Кіркор, 1907). Але початок систематичних гідрохімічних досліджень слід віднести до 20-х років ХХ ст.

В роботі Альокіна О. А. й Бражникової Л. В. [1] розраховано іонний стік у р. Десна – м. Чернігів за період 1938–1940, 1947–1950 рр.

Також одними з перших вивчення гідрохімічного режиму р. Десна як однієї з приток Дніпра почали співробітники Інституту гідробіології НАН України. Серед них необхідно відзначити роботи Алмазова О. М., Денисової О. І., Майстренко Ю. Г., Нахшиної О. П., де було узагальнено умови формування хімічного складу води річки та її основні гідрохімічні особливості. В подальшому гідрохімічні дослідження були спрямовані на встановлення закономірностей розподілу біогенних елементів і органічних речовин, а також сполук важких металів серед абіотичних компонентів водосховищ, гирлових ділянках річок та лиманів. Розрахунок іонного та біогенного стоку річок басейну верхнього Дніпра, зокрема, і р. Десна, проведено Нахшиною О. П., яка у 1968 р. вперше виконала оцінку сезонного розподілу біогенних елементів [2].

Велике значення для вивчення гідрохімічного режиму р. Десна й для розвитку гідрохімії в цілому мають роботи вчених КНУ ім. Тараса Шевченка,

де за сприяння Пелешенка В. І. засновано наукову школу з вивчення хімічного складу природних вод в умовах інтенсивного антропогенного впливу.

Результати роботи Закревського Д. В., Пелешенка В. І. та Хільчевського В. К. [3], присвяченої кількісній оцінці стоку хімічних компонентів річок України, що впадають у Чорне та Азовське моря, використано в даному дослідженні для встановлення змін стоку розчинених речовин у сучасний період.

Значний внесок в розвиток досліджень винесення розчинених речовин від розподілених джерел зробив В.К. Хільчевський, який вперше системно оцінив хімічний склад поверхнево-схилового стоку на експериментальних водозборах воднобалансових станцій у різних природних зонах України. Сформований ним науковий напрям агрогідрохімія дозволяє детальніше дослідити вплив сільськогосподарських джерел при глобальному евтрофуванні вод суші та їхньому забрудненні. У монографії Хільчевського В. К. «Роль агрохімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра» [4] оцінені екологічні умови застосування агрохімічних засобів у басейні Дніпра з більш розвиненим та поглибленим географо-гідрологічним методом у гідрохімії. Спільно з Горєвим Л. М. та Пелешенком В. І. виконано фундаментальне узагальнення з гідрохімії всіх типів водних об'єктів на території України – «Гідрохімія України» (1995 р.) [5].

Великий внесок для дослідження біогенного стоку, зокрема й в басейні Дніпра, зробив Сніжко С. І. Ця тематика лягла в основу його дисертаційної роботи при отриманні наукового ступеня кандидата географічних наук [6, 7].

До останніх робіт, що, зокрема, присвячено вивченню гідрохімічного режиму Десни та оцінюванні її якості належать роботи Мирон І. В. та Лозовіцького П. С., а також праця Притули Л.М., в яких досліджувався стік розчинених речовин за багаторічний період [8, 9, 10].

Праці закордонних вчених, спрямованих на вивчення винесення хімічних речовин, зокрема, біогенних елементів (БЕ), мають більш широкий спектр досліджень.

Так, в Росії такі відомі вчені як М. І. Хрісанов та Г. К. Осіпов досліджували винесення БЕ та займались розробкою методів їхнього моделювання для ефективного управління евтрофікацією водних об'єктів. Значного розвитку дослідження біогенного навантаження на водні екосистеми набули в роботах С. А. Кондратьєва (Інститут озерознавства РАН), який займався питаннями моделювання винесення біогенних елементів з водами р. Неви.

У США дослідженням винесення хімічних сполук, зокрема, й БЕ займається низка урядових та наукових організацій, наукові програми та розробки яких займають провідні місця у світі. До таких організацій належать: U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Ecological Criteria Division of the Office of Science and Technology (OST) and the Wetlands Division of the Office of Wetlands, Oceans and Watersheds (OWOW) [англ.]. Так, у 1998 р., було розроблено та впроваджено критерії контролю розподілу БЕ в навколишньому середовищі. Розробленням та впровадженням цих критерієм займалась EPA.

В країнах Західної Європи впроваджено низку програм для боротьби із забрудненням водних об'єктів, які дозволяють вести контроль за викидами забруднювальних речовин на міжнародному рівні. Так, у 2000 р. прийнято Директиву Європейського Парламенту й Ради про встановлення рамок діяльності співтовариства у сфері водної політики (ВРД) [11], що дозволило вести контроль за водними об'єктами на законодавчому рівні. З підписанням Угоди про асоціацію між Україною та ЄС наша держава зобов'язана впроваджувати її в середині країни, що дасть можливість створити нові стандарти у різних сферах суспільного життя, враховуючи сферу охорони здоров'я.

1.2. Географічне розташування, геолого-геоморфологічні особливості та рельєф

Річка Десна – найдовша й друга за водністю притока Дніпра. Вона бере початок на Смоленській височині Російської Федерації (РФ) за 9 км від м. Єльня на висоті 238 м над рівнем моря. Впадає р. Десна в головну водну артерію України – р. Дніпро поблизу м. Києва, долаючи шлях від витoku до гирла територіями Смоленської, Брянської, Курської, Калузької областей РФ, а після перетину кордону з Україною – Чернігівської, Сумської та Київської областей (рис. 1.1.) [12, 13].

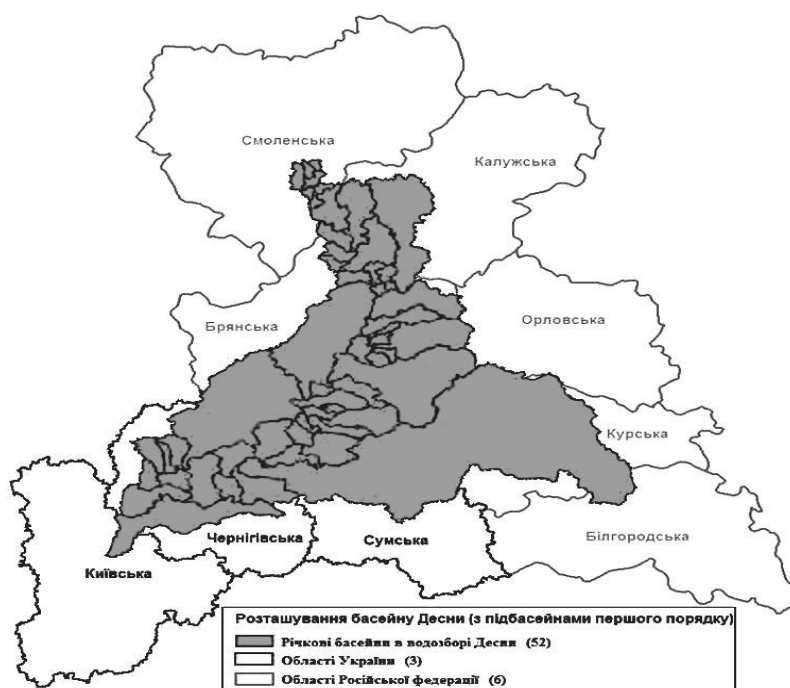


Рис. 1.1. Схема розташування басейну р. Десна

Загальна довжина річки в межах України 575 км, з яких 70 км – протяжність по території Київської області, 468 км – по території Чернігівської області та 37 км – по кордону Чернігівської та Сумської областей.

Водозбірний басейн р. Десна за географічним положенням розташований на території України та Російської Федерації і складає 88,9 тис.км². На території України протікає Десна від с. Мурав'ї до гирла, протяжністю 591 км, з площею водозбірного басейну 41330 км², що складає 46 % від загальної площі.

У межах території України відповідно до адміністративно-територіального розподілу басейн Десни займає 71 % площі в межах Чернігівської, 45,6 % – Сумської та 2,4 % – Київської областей.

На шляху від Єльні до Дніпра в Десну впадає понад 20 великих і малих річок. Основні притоки Десни: Судость, Снов, Болва, Навля, Неруса, Івотка, Сейм, Остер [12].

В геологічному відношенні практично вся територія України розташована в межах Східноєвропейської платформи. Залежно від глибини залягання осадочної товщі в межах платформи виділяють кристалічні щити, кристалічні масиви, плато, западини й прогини. Основна частина басейну р. Десна розташована у межах Дніпровсько-Донецької западини – одна з найглибших западин Східноєвропейської платформи. В осьовій частині її докембрійський фундамент знаходиться на глибині 12–20 км. Найглибша частина западини — це вузька ровоподібна структура, ширина якої в районі Чернігова становить 65 км. Борти западини утворені ступенями кристалічного фундаменту й розбиті тектонічними розломами. Дніпровсько-Донецька западина заповнена переважно осадочними відкладами девону (потужність понад 4000 м), карбону (3700 м), пермі (1900 м), тріасу (450 м), юри (650 м), крейди (650 м), палеогену (250 м) і неогену (30 м). Серед девонських відкладів велике значення мають пісковики, вапняки, доломіти та соленосні товщі. Поблизу Чернігова виявлено вулканогенну товщу девонських відкладів, яка складається з діабазів, базальтів, туфій і туфобрекчій. Пермські відклади представлені різнокольоровими глинами, вапняками, доломітами, гіпсами. Товщі тріасових порід представлені глинами, пісками, пісковиками й мергелями. Палеогенові та неогенові відклади перекриті антропогеновими алювіальними й флювіогляціальними пісками, моренними глинами та лесоподібними суглинками [13, 14].

Протягом палеогену в Дніпровсько-Донецькій западині переважав морський режим, що призвело до накопичення піщаних і глинистих відкладів товщиною понад 100 м. Тут відомі канівські, бучацькі, київські, харківські й полтавські відклади [13].

В окремих місцях Чернігівського Полісся по долинах річок палеогенові відклади залягають вище від базису ерозії і беруть участь у будові сучасного рельєфу. Поверхня палеогенових відкладів інтенсивно розминалась у наступні періоди й тому дуже нерівна. На ній залягають неогенові, а в деяких місцях безпосередньо антропогенові (четвертинні) відклади. Неогенові відклади мають континентальне походження, швидко змінюються як у вертикальному, так і у горизонтальному напрямі. Представлені вони різноманітними пісками та глинами загальною товщиною від 5 до 20—30 м.

За походженням на Поліссі розрізняють льодовикові, водно-льодовикові, алювіальні, озерні, еолові, елювіальні, делювіальні та органігенні відклади [15].

Льодовикові відклади представлені валунними суглинками й пісками червоно-бурого та жовто-бурого кольорів. Середня товщина морени від 2 до 4 м. Характерною рисою морени є несортованість матеріалів, що входять до її складу.

Серед суглинків і пісків зустрічаються різного розміру валуни кристалічних (граніти, габро, базальти), метаморфічних (кварцити, кремій) та осадових (пісковики, вапняки) порід. Серед них є валуни не тільки з місцевих порід, а й з порід, принесених з інших районів. Найбільші розміри валунів досягають 1—1,5 м. Льодовикові відклади в межах Українського Полісся збереглися лише в окремих районах. Характерно, що льодовикові відклади зустрічаються в найвищих частинах південного Полісся. Зокрема, вони збереглися окремими островами на Чернігівському Поліссі. У придніпровській частині Полісся у складі морени переважають валунні суглинки, а в західній частині — валунні піски.

Верхня частина басейну приурочена до схилів Воронезького кристалічного масиву. Докембрійські кристалічні породи тут залягають на глибині від 150 до 970 м і перекриті осадовими відкладами пермського, юрського, крейдового й палеогенового віку, які представлені крейдою, пісковиками, пісками та глиною [14]. На ділянці від кордону України до

с. Бужанка спостерігаються виходи давніх порід палеогенової товщі, які виступають в оглеєннях по берегах р Десна. В області розвитку крейдових і важко розмивних еоценових порід у будові схилів долини відзначається різко виражена асиметрія [13].

Нижня частина басейну, трохи нижче від впадіння р. Остер і до гирла р. Десна, розташована в межах Українського щита, найдавніші відклади якого утворюють породи Дніпровського комплексу, представленого метаморфічними кристалічними сланцями, гнейсами й пегматитами, дунітами та передотитами.

Остерсько–Переяславський максимум деформування повздожніх профілів Дніпра, Десни, Остра й Трубіжу є вираженням в рельєфі субмеридіального Ядловсько–Трактимеровського підняття, з заходу ускладненого Остерсько–Трактемировським скидом. Цей скид обумовлює різкі переломи повздожніх профілів Десни нижче с. Морівськ (від 0,2 до 20,1 см/км). В межах цієї деформації спостерігається зменшення товщини алювію заплави р. Десна до 20 – 30 м, зменшення ширини меандрового поясу до 200–250 м, підвищення поверхні заплави й першої надзаплавної тераси, зміна фаціального складу алювію заплави – в межах деформації перевищує руслова фація над заплавною, тоді як нижче по течії це відношення значно змінюється на користь заплавної фації [13, 14].

У сучасних і давніх річкових долинах поширені алювіальні відклади, представлені різнозернистим піском з галькою та суглинками. За походженням виділяють заплавної, русловий та старичний алювій. За віком алювіальні відклади можуть належати до всіх відділів антропогену. Давньоалювіальні відклади збереглися лише в дольодовикових долинах.

Більш молоді алювіальні відклади складають тераси сучасних річкових долин. Середньоантропогенові відклади беруть участь у будові другої надзаплавної тераси, верхньоантропогенові — в будові першої надзаплавної тераси й сучасні — в будові заплави. Товщина алювіальних відкладів коливається від 3—5 м до 20—30 м [14].

Вагоме значення в сучасних фізико-географічних умовах Полісся відіграють антропогенові (четвертинні) відклади, що мають майже суцільне поширення. Вони беруть безпосередню участь в будові рельєфу, містять корисні копалини, є материнською породою для ґрунтів, впливають на режим ґрунтових вод і рослинний покрив. В антропогенових відкладах закладають фундаменти гідротехнічних споруд, заводів, фабрик і житлових будинків, проводять осушувальні канали, прокладають газопроводи, лінії зв'язку, будують шляхи сполучення [16].

На умови водообміну в басейні річки значною мірою впливає рельєф, що визначає показники поверхневого та підземного стоку. Сучасний рельєф басейну р. Десна переважно ерозійний [17, 18, 19]. Поверхня басейну рівнинна, значною мірою почленована ярами та балками; густина яружно-балкової сітки коливається від 0,25 до 0,75 км/км².

Басейн річки переважно розташований у межах Східно-Європейської рівнини, тільки верхня частина до м. Брянськ займає Смоленську та Середньоруську височини. Гіпсометричні показники басейну коливаються в межах 100–220м, за переважаючого значення 125 м над рівнем моря.

У басейні р. Десна чітко розрізняється правобережна й лівобережна частини. На правобережжі знаходиться один із нешироких і слабо виражених відрогів Середньоруської височини, у зв'язку з чим до цієї частини приурочені більші висоти. Найбільше рельєфоутворювальне значення на правобережжі мають відклади крейди та палеогену. Схили долини порізані балками та ярами, в оголених місцях можна побачити виходи крейди та мергелю. Їхня висока здатність до розмивання призводить до формування у рельєфі так званих «крейдових лобів». Особливою порізаністю відрізняється ділянка від м. Брянська до м. Трубчевська, де у водовміщуючих породах переважають дрібнодисперсні суглинки [13, 14]. Правий берег в основному корінний і круто обривається до заплави.

Лівобережжя Десни – це полого-хвилева низовина, утворена терасами, які добре прослідковуються по всій довжині річки.

Нижня частина басейну зайнята Придніпровською низовиною, в межах якої виділяється середньодніпровська терасова рівнина. Тут для р. Десна характерна широка, слабоврізана, інтенсивно заболочена долина.

У верхній частині басейну від витoku до впадіння р. Велика Присмара долина р. Десна має ширину близько 200 м, далі, починаючи від Троянівської слободи, вона розширюється і місцями досягає 700–800 м. На наступній ділянці до гирла р. Ветьма ширина долини змінюється від 0,7–1,0 км до 1,5 км. Схили долини тут низькі й пологі. Від впадіння р. Ветьма до м. Брянськ лівий схил низовинний, заболочений і вкритий лісом; правий – досить високий (до 80 м) відкритий. Від м. Брянськ до м. Новгород-Сіверський долина розширюється, досягаючи 4–5 км, а нижче м. Трубчевськ – 10 км.

Лівий схил долини р. Десна переважно низький і пологий, правий – високий і крутий. Далі, до впадіння р. Сейм, ширина долини становить 8–12 км, нижче розширюється до 15–18 км. Лівий схил продовжує бути низьким, правий залишається значно підвищеним (30–50 м, а біля м. Чернігів до 100 м), але стає пологішим. Від м. Чернігова до гирла ширина долини становить 4–10 км, місцями розширюється до 15 км. Лівий схил низький і тільки біля м. Остер значно підіймається над рівнем води. Правий схил і весь простір між Дніпром і Десною поступово знижується [13, 14, 20].

Середня швидкість зміщення увігнутих берегів р. Десна від м. Чернігів до гирла за період 1899–1963 рр. змінювалася від 0,4 до 6 м за рік, а найбільша швидкість досягала 15 м/рік [21].

У ландшафтній структурі переважають місцевості долинно-терасового генезису. У верхній частині до м. Брянськ Деснянська долина має три надзаплавні тераси, нижче гирла р. Болви їхня кількість зростає до чотирьох. На території України в долині р. Десна виділяються три тераси: заплавна, давньо-піщана й вкрита лесами моренна. Заплавна тераса безперервно тягнеться вздовж річки, утворюючи заплавні луки [13].

Домінуюче значення у ландшафтній структурі займають ландшафти озерно-алювіальної низовинної рівнини зі складним поєднанням місцевостей

древньодолинних заболочених знижень, прохідних долин або древньоозерних западин, які на сьогоднішній день перетворилися у болота. Більш поширені місцевості, які сформувалися по долинах річок на алювіальних пісках з розвитком опідзолених чорноземів та дерново-підзолистих ґрунтів під сосновими лісами.

Місцевості прохідних долин та озерних западин характеризуються торфино-глейовими та мулуватоглейовими ґрунтами. На ділянках з близьким розташуванням підземних вод розповсюджені чорноземно-лучні та лучно-солонцеві ґрунти. Нерідко має місце інтенсивне содове засолення.

На плоско-рівнинних вододільних ділянках, то окремо, то групами, розкидані округлими зниженнями – «степові блюдця» різної форми, розмірів та глибини. Взагалі вони у поперечному розрізі не більше одного-двох десятків метрів, глибина їх один-півтора метра. «Степові блюдця» гірше вимальовуються на розораних землях, але чітко виділяються у вегетаційний період, завдяки відмінностям у термінах визрівання культурної рослинності та розвитку тут специфічних бур'янів [16].

У північній частині району зустрічаються ділянки місцевості прохідних долин. Вони відрізняються від балок своєю більш прямолінійною формою, відносною симетричністю схилів, плоским, нерідко заболоченим дном. Ці різко виражені заниження, розсічені вододілами, відкриваються одночасно в дві та більше сучасних річкових долин. Складені вони, як правило, водно-льодовиковими породами та лесом.

Великий вплив на формування рельєфу мали води часів дніпровського зледеніння, й тому тут переважають його водно-генетичні форми. Льодовикові та водно-льодовикові форми рельєфу представлені моренними горбами, моренними рівнинами [13, 14, 16, 20].

1.3. Ґрунтові й підземні води

Вся територія басейну Десни в гідрогеологічному відношенні розташована в межах Дніпровського артезіанського басейну. В басейні використовують четвертинний, харківський, бучацький, верхньокрейдяний та нижньокрейдяний горизонти. Харківський і бучацький горизонти в багатьох районах Чернігівської області мають підвищений вміст феруму, але й використовуються найчастіше.

Високий рівень забруднення підземних вод Чернігівської області зумовлений їхньою слабкою захищеністю від вертикальної фільтрації забруднювальних речовин. Ґрунтові води в басейні р. Десна майже скрізь незахищені через відсутність поверхневого покриття породами важкого гранулометричного складу – суглинками, глинами.

Ґрунтові води залягають на різній глибині в залежності від ступеня ерозійного розчленування, літології порід. На заплавах річок та їхніх приток ґрунтові води залягають на глибині від одного метра й менше, на вододільних просторах до 20 метрів.

Якість питної води значною мірою визначається екологічним станом підземних вод, який на більшій частині України незадовільний. Не є винятком і підземні води басейну р. Десна, зокрема, за останні 30 років мінералізація ґрунтових вод в межах Чернігівської області підвищилася від 0,2 – 0,5 г/дм³ до 1,5 – 2,0 г/дм³. Таке підвищення зумовлене значним збільшенням у воді вмісту натрію, калію, сульфатів, іноді й хлору. При цьому максимальна мінералізація ґрунтових вод спостерігається навесні, в період найбільш високого стояння їхніх рівнів та найбільш інтенсивного винесення хімічних компонентів мінеральних добрив з полів [22, 23].

Узагальнені результати якості ґрунтових вод у Чернігівській області приведені у таблиці 1.1.

Екологічно небезпечними джерелами забруднення підземних вод є фільтрувальні накопичувачі, необладнані звалища промислових і побутових

відходів. Ці звалища є «бомбами уповільненої дії», котрі впродовж багатьох років забруднювали, забруднюють і будуть забруднювати підземні води токсичними інгредієнтами. Хімічний склад відходів дуже різноманітний. Найчастіше у відходах переважають неорганічні сполуки нітрогену та фосфору, а також плумбум, цинк, кадмій, ртуть, купрум. Цими ж елементами забруднені й підземні води. Про це свідчать проби води із свердловин, що знаходяться поблизу накопичувачів різних відходів.

Таблиця 1.1

Статистичні характеристики кількісної і якісної мінливості хімічного складу ґрунтової води басейну р. Десна в межах Чернігівської області [24]

Показники	Середнє значення	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	Мінімальне значення	Максимальне значення	Рівень надійності (95%)
Кольоровість, град	13,1	1,98	4,44	8,4	19,3	5,52
HCO_3^- , мг/дм ³	288,8	41,44	92,68	198,0	440,0	115,07
Cl^- , мг/дм ³	84,3	43,5	97,3	32,0	258,0	120,8
SO_4^{2-} , мг/дм ³	244,0	97,3	217,5	60,0	608,0	270,1
Ca^{2+} , мг/дм ³	91,1	35,2	78,8	30,8	228,0	97,8
Mg^{2+} , мг/дм ³	46,7	14,9	33,4	24,6	105,0	41,5
Na^+ , мг/дм ³	94,8	21,8	48,8	58,7	158,0	60,6
K^+ , мг/дм ³	8,0	1,1	2,4	5,8	12,0	2,9
Заг. мінер., мг/дм ³	849,7	244,2	545,9	508,1	1817,0	677,9
BCK_5 , мгО ₂ /дм ³	2,8	0,5	1,1	1,9	4,6	1,3
N-NO_2^- , мг/дм ³	0,045	0,011	0,025	0,019	0,080	0,031
N-NO_3^- , мг/дм ³	5,5	2,4	5,4	0,23	14,48	6,77
Фосфати, мг/дм ³	0,137	0,031	0,071	0,05	0,23	0,088
Fe, заг., мг/дм ³	0,358	0,14	0,351	0,07	0,89	0,391
Mn^{2+} , мг/дм ³	0,035	0,01	0,03	0,003	0,084	0,037
Жорсткість, мг-екв/дм ³	8,4	2,9	6,6	4,4	20,1	8,1

Найнижчі рівні забруднення підземних вод на Чернігівщині спостерігаються в Північній області Полтавської рівнини (Варвинський,

Срібнянський, Талалаївський адміністративні райони), що визначається найкращими умовами захищеності підземних вод від вертикальної фільтрації забруднювальних речовин, сильним розвитком поверхневого стоку.

Згідно проведених у 2010–2015 роках лабораторних досліджень якості питної води централізованого водопостачання було визначено перевищення вмісту наступних показників, що не відповідає чинному стандарту на питну воду і в більшості випадків зумовлено надлишковим вмістом їх у водоносних горизонтах, де формуються підземні води :

- феруму — 1,2 – 1,9 ГДК в Борзнянському, Варвинському, Ічнянському, Ріпкинському, Семенівському районах, м. Ніжин;
- фтору — 1,4 – 1,8 ГДК в Ічнянському, Менському, Прилуцькому районах та в м. Прилуки;
- мангану — 1,1 – 3,5 ГДК в Городнянському, Ріпкинському районах та м. Чернігові.

Перевищений вміст нітратного нітрогену (1,8 ГДК) виявлено у питній воді комунального водопроводу в м. Семенівка.

Загалом по області перевищення вмісту нітратів у воді колодязів загального користування в районах області (1,3 – 20) ГДК, збільшилось – в Бобровицькому, Варвинському, Городнянському, Козелецькому, Корюківському, Ніжинському, Новгород-Сіверському, Ріпкинському, Семенівському, Талалаївському, Щорському районах та м. Прилуки; нітритів – 1,4 – 3,8 ГДК, збільшилось – в Бахмацькому, Ічнянському, Коропському, Ніжинському, Сосницькому районах та в м. Прилуки [24, 25, 26].

Визначений вміст пестицидів у питній воді централізованого водопостачання в межах діючих нормативів: гексахлорциклогексан $<0,005$, метафос – 0,001, ртутьорганічні – нижче $< 0,005$, ДДВФ $<0,2$, децис $<0,01$, актара $<0,01$, прометрин $<0,1$ мг/дм³ [24, 26].

Перевищень допустимих рівнів вмісту радіонуклідів (стронцій-90, цезій-137) не виявляли.

Випадків виникнення інфекційних захворювань серед населення області через водний фактор передачі не зафіксовано [25].

На сьогоднішній день основною проблемою з водопостачання Чернігівської області залишається підвищений вміст феруму загального й мангану у воді свердловин Бучацького горизонту та вторинне забруднення питної води в розподільчій водопровідній мережі.

1.4. Земельні ресурси та ґрунти

Фізико-географічне положення басейну Десни, особливості її природно-ресурсного потенціалу зумовлюють провідну роль земельного фонду, як одного з найважливіших ресурсів. Основним природним земельним багатством є особливо цінні продуктивні землі до яких відносяться темно-сірі опідзолені ґрунти та чорноземи опідзолені, чорноземи типові не еродовані суглинкові, лучно-чорноземні незасолені суглинкові ґрунти.

Ґрунти басейну р. Десна характеризуються значною різноманітністю. Основну частину займають дернові відміни з різним ступенем опідзолення, значною мірою представлені сірі лісові ґрунти, також виявлено чорноземи.

Дерново-підзолисті ґрунти займають переважно північну частину Чернігівського Полісся. У його центральній частині, здебільшого на рівнинних заниженнях, поширені дерново-середньопідзолисті ґрунти супіщаного механічного складу. Вони мають чітко виражені елювіальний та ілювіальний горизонти. Елювіальний горизонт сягає глибини 35–40 см і майже повністю складається з аморфного окису силіцію SiO_2 . Ілювіальний горизонт простягається суцільним 30 см шаром. Він має червоно-бурий колір, щільний суглинково-механічний склад, у зв'язку з чим відіграє роль водотриву.

Меншою мірою поширені дерново-слабопідзолисті й дерново-прихованопідзолисті ґрунти, які розташовані переважно в північній та північно-східній частині басейну річки. В умовах постійного або періодичного зволоження сформувались оглеєнні відміни дерново-підзолистих ґрунтів.

Зазначені типи ґрунтів кислі, не насичені основами з низьким вмістом гумусу й поживних речовин. Механічний склад таких ґрунтів переважно глинисто-піщаний, що зумовлює їхню високу водопроникність.

У центральній та східній частинах правобережжя та лівобережжя річки поширені опідзолені ґрунти на лесових породах переважно легкосуглинкового, а іноді супіщаного механічного складу: ясно-сірі, сірі, темно-сірі опідзолені ґрунти, чорноземи опідзолені та оглеєні відміни цих ґрунтів. Ясно-сірі лісові ґрунти від дерново-підзолистих ґрунтів відрізняються темно-бурим забарвленням ілювіальних горизонтів завдяки високому вмісту гумусу [27]. Величини рН ґрунтового розчину ясно-сірих ґрунтів свідчать про кисле, або сильно кисле середовище. Гідролітична кислотність становить 2 – 3 мг-екв/100 г ґрунту. Ступінь насичення основами становить 65–75 %. Вміст загального нітрогену невисокий – 0,05–0,1 %, а легкогідролізованого — 3–4 мг на 100 г ґрунту. Кисла реакція середовища визначає значну рухомість фосфору.

Порівняно з ясно-сірими ґрунтами в сірих лісових менш кисла реакція ґрунтового розчину, рН — 4,5–5,5. Ступінь насичення основами становить 70–80 %, а сума обмінних основ досягає 12–14 мг-екв/100г ґрунту. Режим поживних елементів дещо кращий, ніж у ясно-сірих ґрунтах, однак вміст як загальних, так і рухомих форм нітрогену й калію невеликий. Відносний вміст загального нітрогену становить 0,1–0,15 %, а доступного рослинам — 3,4–4,5 мг/100 г ґрунту. Вміст сполук фосфору становить 10-14 мг/100 г ґрунту.

Темно-сірі опідзолені ґрунти мають більш темне забарвлення і містять 3-3,5 % гумусу. Реакція ґрунтового розчину слабко кисла рН = 5,5 – 6,0, проте абсолютна величина гідролітичної кислотності зростає до 3,0–3,5 мг-екв/ 100 г ґрунту. Висока насиченість основами (80–90 %) зменшує негативну дію гідроксидів феруму. Вміст загального нітрогену становить 0,15–0,30 %, а його частина, що легко гідролізує, досягає 5–6 мг/100 г ґрунту [28].

Чорноземи опідзолені поширені в Ніженському та Носівському районах Чернігівської області [27]. Цей тип ґрунтів містить 3,5–5,0 % гумусу й також характеризується слабо кислою реакцією середовища (рН= 5,5–6,54). Ступінь

насиченості основами становить 75–85 %, у вбирному комплексі ґрунтів присутній водень [28].

У заплавах річок Десни, Сейму, Остра й Снову значного поширення набули лучні ґрунти, а на вирівняних знижених ділянках давніх терас – лучні солонцюваті ґрунти. Найбільші площі солонцюватих ґрунтів у Ніжинському, Куликівському, Борознянському районах і в північній частині Ічнявського району Чернігівської області. Лучні ґрунти належать до дернового типу ґрунтоутворення, характеризуються оглеєнністю не тільки ґрунтоутвірної породи, але й частини ґрунтового профілю. Вміст поживних речовин – середній. Реакція ґрунтового розчину близька до нейтральної, у солончакових відмін – слабо лужна. У центральній частині заплави Десни в комплексі з лучними ґрунтами поширені лучні солонцюваті осолоділі ґрунти. По всьому профілю лучних осолоділих ґрунтів помітна присипка аморфного окислу силіцію SiO_2 . Лучні ґрунти переважно з поверхні засолені незначною кількістю легкорозчинних солей. Основну перевагу становлять гідрокарбонатні солі, сульфатних і хлоридних менше. Лучні поверхнево-слабосолонцюваті, лучні глибоко-слабосолонцюваті ґрунти від лучних звичайних відрізняються наявністю у їхньому вбирному комплексі натрію. Закипання ґрунту від соляної кислоти HCl з поверхні бурхливе, в перехідному горизонті переривається або слабке і в породі знову бурхливе [27, 29].

На знижених місцях заплав басейну Десни утворилися також лучно-болотні, болотні й торфово-болотні ґрунти. Лучно-болотні розповсюджені переважно в заплавах річок, у замкнутих зниженнях і сагах, де підґрунтові води підходять близько до поверхні. Ці ґрунти мають сприятливі агрохімічні показники, але перенасичені вологою. Болотні і торфово-болотні ґрунти мають слабо лужну реакцію, мало засолені. Однак поруч із значним вмістом гумусу для них характерна інтенсивна заболоченість, що виявляється в оглеєнні всього профілю. Торфовища найбільше поширені в заплавах річок Убідь, Сейму, Удаю, Остра, Недри, Супою та на болотах «Замглай», «Смолянка». Це переважно добре розкладені торфи з високою зольністю. Більша частина

торфовищ карбонатна, має нейтральну, або слабо кислу реакцію ґрунтового розчину.

На території басейну Десни проявляються також дернові оглеєнні ґрунти піщаного й глинисто-піщаного механічного складу. Вони збіднені на гумус та рухомі поживні речовини. У цих ґрунтах пригнічена нітрифікаційна здатність [27, 28, 29].

Основна частина земельних угідь басейну річки Десна зайнята сільськогосподарськими територіями. Орні землі займають 58 % території. Найбільше обробляється південна частина басейну Десни, особливо басейн річки Сейм. Основна частина посівних земель використовується під зернові культури. Площа пасовищ і сінокосів складає 10 % території басейну [30].

Структура земель за їхнім цільовим призначенням свідчить про високе фонове антропогенне навантаження.

Аналіз сучасного стану земельних ресурсів Чернігівської області свідчить про їхню деградацію, що проявляється насамперед у збільшенні площ еродованих та наявності деградованих і малопродуктивних земель, які підлягають консервації на загальній площі 138,7 тис. га.

На схилових землях сільськогосподарських угідь ґрунти руйнуються як площинною, так і глибинною ерозією. Наприклад, щорічно зі схилів еродованої ріллі Чернігівської області змивається 292,6 тис.м³ твердого стоку. Разом з природними факторами, розвитку ерозійних процесів сприяють високий ступінь розораності територій, низький відсоток заліснення схилових земель, недотримання заходів щодо збереження ґрунтів.

Важливою складовою в проблемі родючості ґрунтів лишається їхня кислотність. Нині більшість ґрунтів півдня басейну Десни мають кислотність в межах 5,51 – 6,0, тобто близьку до нейтральної. У межах орних земель кислотні ґрунти Чернігівської області займають 489,5 тис. га (42%). За останні 5 років в цілому по області площі кислих ґрунтів збільшились на 65 тис. га. Різке підкислення ґрунтів пояснюється тим, що у зв'язку з відсутністю фінансування, вапнування кислих ґрунтів майже припинено. Проведення заходів по

докорінному поліпшенню земель є необхідною передумовою створення екологічно-збалансованих агросистем, обумовлюючим фактором значного підвищення продуктивності ґрунтів.

Наведені фактори й процеси, що зумовлюють зниження ґрунтової родючості свідчать про значну строкатість родючості ґрунтів і необхідність диференційованого підходу як до використання земельних ресурсів, так і до оцінки ефективності господарювання [26].

Одним із основних важелів підвищення врожайності сільськогосподарських культур, отримання високоякісної продукції та відновлення родючості ґрунтів є застосування агрохімікатів.

За останнє десятиріччя минулого століття обсяги застосування добрив значно зменшились. Різке зменшення досягло найнижчого рівня в 2000 році, коли було внесено лише по 10 кг поживних речовин мінеральних добрив на 1 га посівної площі. З 2001 року в розрахунку на 1 га посіву обсяги внесення туків нарощувались, проте загальна їхня кількість залишається на досить низькому рівні. В середньому за 2001–2005 роки на 1 га посівної площі було внесено по 31 кг поживних речовин мінеральних і 1,6 тонни органічних добрив, що порівняно з 1986–1990 роками менше, відповідно, в 5,3 і 6,7 разів [25].

Аналіз даних статистичної звітності Чернігівської області показує, що під урожай 2010 року було внесено 54,8 тис. тонн поживних речовин мінеральних добрив, що склало 127 % до попереднього року. Рівень удобрення 1 га збільшився з 56 кг на 1 га до 71 кг на 1 га (рис. 1.2).

За даними Державної інспекції захисту рослин Чернігівської області за останні роки обсяги використання засобів захисту рослин сільськогосподарськими товаровиробниками значно збільшились. Різке збільшення спостерігається починаючи з 2006 року, коли було застосовано 501,1 тонни до 828,6 тонни у 2009 році [32].

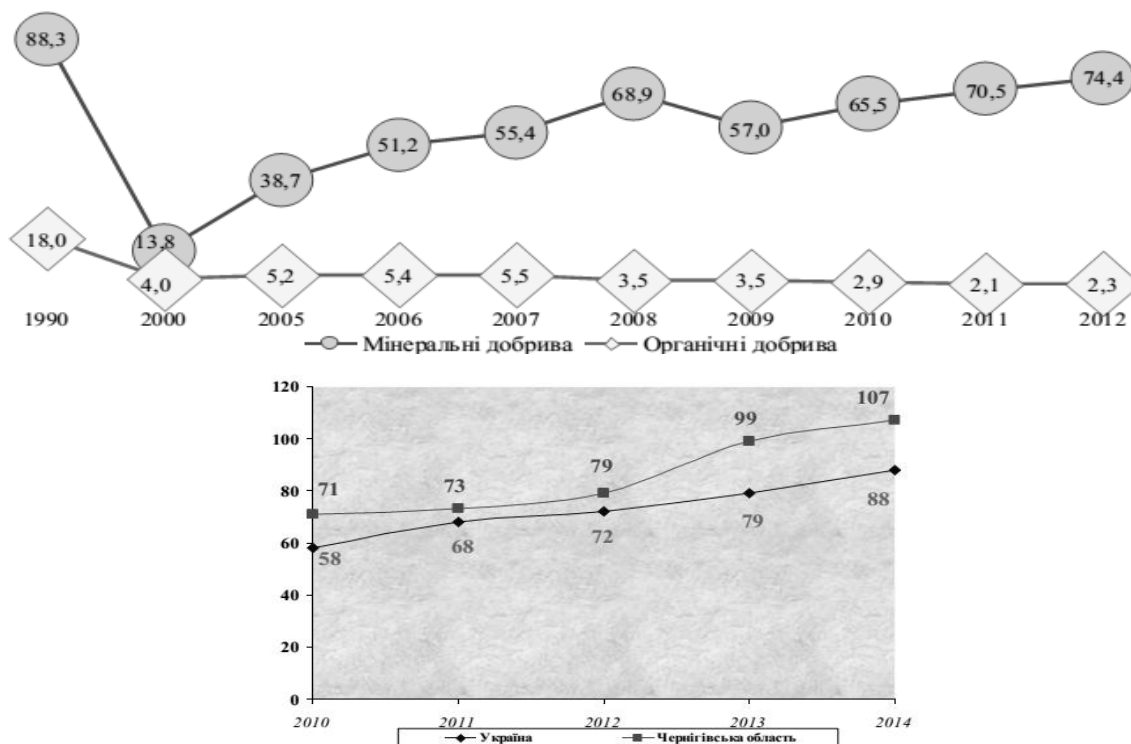


Рис. 1.2. Динаміка внесення мінеральних добрив у 1990-2014 рр., (кг/га пож. речовини) [31]

Ситуація на полях, де вирощуються сільськогосподарські культури значно погіршилась. Недотримання інвесторами сівозмін, поверхневий обробіток ґрунту призводить до збільшення використання пестицидів і агрохімікатів.

Використання пестицидів у сільському господарстві за 2010 рік на території Чернігівської області відображено в табл. 1.2.

Таблиця 1.2.

Застосування засобів захисту рослин [33]

	2006	2007	2008	2009	2010
Витрати засобів захисту рослин, тис. т	498,013	579,786	805,838	827,292	1050,02
Площа, на якій застосовувалися засоби захисту рослин, тис. га	798,17	833,6	1055,95	1100,7	1200,25
Кількість внесених пестицидів на 1 га, кг	0,624	0,695	0,763	0,751	0,874

При застосуванні хімічних засобів захисту рослин та елементів біологізації землеробства – включно до 2012 року в області щорічно збільшувалось їх застосування (з 827,3 т в 2009 році до 1526,1 т 012 році). Вартість цих засобів постійно зростає, їхнє використання, крім того, є загрозою для екологічного стану навколишнього природного середовища [25, 31, 33].

Близько 4 % території басейну р. Десна зайнята під штучні поверхні. Річки й водоймища та водно-болотні угіддя займають близько 2 % території басейну р. Десна. Всього у басейні р. Десна в межах Чернігівської, Сумської та Київської областей протікає 1158 малих річок загальною довжиною 7065 км та налічується 1648 природних озер, площею водного дзеркала 6999,5 га і загальним об'ємом 139,47 млн. м³ [20, 30].

У басейні р. Десна на даний час функціонує 26 водосховищ, загальною площею водного дзеркала 2392,6 га і загальним об'ємом 42,93 млн. м³ та 1831 ставок, сумарним об'ємом 129,9 млн. м³ і загальною площею водного дзеркала 9610,0 га [12, 16, 20, 34].

Залісенність басейну р. Десна складає 26 %. Лісистість південної частини басейну найменша, й коливається вздовж річки від 5 до 20 %. Північна частина басейну річки дещо більше залісена, частка залісенності тут змінюється від 20 % до 30 %. Найбільш залісена гирлова ділянка басейну річки, де ліси займають 40 % площі.

Ліси у басейні р. Десна представлені переважно широколистяними породами. Площа змішаних лісів займає 8 % території. Хвойних лісів у басейні Десни небагато, загальна їхня площа становить близько 1,5 % [19].

Лісова рослинність у заплаві річки представлена деревно-чагарниковою рослинністю вдовж русла Десни та її приток, фрагментами вербово-осокових та вільхових заплавних лісів, а також фрагментами справжніх листяних мішаних та соснових лісів. Прируслові зарості формують верби тритичникова та прутовидна. Серед заростей верб зустрічаються деревостани з чорної тополі, осики та тополі білої. Часом вони формують заплавні галерейні ліси. Подекуди у межах заплави зустрічаються фрагменти листяних лісів та заплавних дібров.

Лучна рослинність заплави Десни представлена справжніми та болотистими луками [15].

1.5. Кліматичні умови

Клімат в басейні річки Десни, як і на більшій частині території України, помірно-континентальний. Більша частина басейну Десни розташована у межах Сіверського й Чернігівського Полісся, для якого характерна волога, помірно тепла зима. Південна частина басейну, що лежить у межах лісостепової зони, й більша частина басейну річки Сейм розташовані у недостатньо вологій, теплій зоні, яка характеризується більшою тривалістю сонячного сяйва, меншою кількістю атмосферних опадів за теплий період і більшою тривалістю безморозного періоду.

Сумарна сонячна радіація в басейні р. Десна складає 4000 МДж/м² за рік.

Радіаційний баланс як взимку, так і влітку нижчий в північно-східній частині басейну, а найбільший – в південній. За рік він складає в північній частині 1600 Мдж/м², у південній – 1700 Мдж/м².

Середня місячна температура повітря за липень для всього басейну річки практично однакова й становить + 19° С. Абсолютний максимум у межах басейну за рік становить 38–40° С. Середнє число днів з температурою повітря + 25° С і вище становить близько 40.

В зимовий же період в гирловій частині басейну температура повітря у середньому на 2° С вища ніж на ділянці витoku й становить – 6 та – 8° С відповідно. Найбільш холодний період спостерігається, як правило, з другої декади січня. Середнє число днів з температурою повітря – 10° С і нижче в гирловій ділянці Десни становить близько 35, на середній ділянці, яка охоплює м. Чернігів і частину басейну річки Снов, середнє число днів з температурою повітря – 10° С і нижче, близько 40 днів. Вище Чернігова кількість таких днів збільшується в середньому від 45 до 50 днів у напрямку до витoku.

Найбільше середнє число днів з відлигою спостерігається у гирловій ділянці й становить близько 45 днів. В районі Чернігова їхня тривалість скорочується до 40 днів, а вище м. Чернігова в напрямку до витоку – до 30 днів. Останні заморозки весною у гирловій ділянці відбуваються, зазвичай, в середньому на 10 днів раніше ніж, на ділянці витоку. А тривалість безморозного періоду в середньому на 20 діб більша в гирловій ділянці ніж на ділянці витоку і становить 170 діб. Середня тривалість безморозного періоду на поверхні ґрунту в гирловій частині Десни становить близько 160 днів і зменшується у напрямку до витоку до 120 днів і менше.

Вологість повітря по всьому басейну у літній період практично однакова. Середній парціальний тиск водяної пари у цей період становить близько 16 гПа. В зимовий період вологість повітря, починаючи вище від м. Чернігова й в напрямку до гирла, вища порівняно зі східною частиною.

Басейн річки Десни достатньо зволожений. В середньому тут випадає 650 мм атмосферних опадів в рік і перевищує випаровування, величина якого становить 432 мм.

Найбільше опадів випадає в північно-східній частині. Річний хід опадів характеризується їхньою найбільшою кількістю у червні та липні.

Річка Десна має переважно снігове живлення. Утворення стійкого снігового покриву у західній частині басейну припадає в середньому на другу декаду грудня. В східній частині, починаючи трохи вище м. Чернігова, утворення стійкого снігового покриву відбувається з першої декади грудня [35, 36].

Загалом, помірна зволоженість басейну Десни та позитивний баланс вологи зумовлюють формування промивного режиму ґрунтів, що призводить до утворення маломінералізованих поверхневих вод.

1.6. Гідрологічний режим

Басейн Десни має густу гідрографічну сітку. Річки характеризуються незначним падінням, спокійною течією і меандруванням.

Спостереження за водним режимом Десни в межах України виконуються на 11 гідрологічних постах з кінця 19 ст. Так, у Чернігові їх започаткували в 1884 р. За наявними даними, для річки притаманні значні коливання рівнів і витрат води, що в цілому більші, ніж на Дніпрі чи Прип'яті. Амплітуда коливань рівня на окремих постах сягає 8 – 9 м. [37]. У 60 % випадків водопіль річка виходить на заплаву [38].

Середньобогаторічне значення рівня води на гідрологічному посту р. Десна – м. Чернігів становить 332 м, на гідрологічному посту р. Десна – с. Літки – 310 м. Максимальний рівень води в створі Чернігова спостерігався 18.04.1917 з відміткою 985 м. У створі Літок така відмітка досягла 757 м 01.05.1993. Мінімальні позначки становили 106 (02–03.09.1992) у створі м. Чернігова та відповідно 95 м (04–09.09.1992) у створі Літок [39].

Дані про середній багаторічний стік основних приток Десни й забезпеченість водними ресурсами приведено у табл. 1.3.

Середня витрата води за багаторічний період у створі м. Чернігова становить $328 \text{ м}^3/\text{с}$, у створі Літок – $358 \text{ м}^3/\text{с}$. [40]. Відповідно, об'єм стоку води буде рівним $10,3 \text{ км}^3/\text{рік}$ для створу в районі Чернігова та $11,3 \text{ км}^3/\text{рік}$ для створу в районі Літок. У басейні Десни забезпеченість поверхневими водними ресурсами на одиницю площі складає від 110000 до 120000 м^3 рік на 1 км^2 [38].

Головну роль у живленні р. Десна, мають накопичені за зиму снігові опади, які дають більшу частину річного стоку в період весняної повені [20]. За результатами досліджень авторів [41, 42] виявлено, що впродовж останніх двадцяти років зросла величина сумарного підземного живлення річки на 10 % за рахунок відповідного зниження величини снігового живлення. Найбільшого значення підземний стік, зазвичай, має в багатоводні роки – восени і взимку, в

маловодні – навесні. Найменше значення підземного живлення припадає на літо або зиму.

Таблиця 1.3

Водні ресурси основних річок басейну Десни [20]

Річка - пост	Площа басейну, км ²	Середній багаторічний стік за рік			Забезпеченість (Р) водними ресурсами, км ³		
		витрата	модуль	об'єм	50	75	95
р. Десна – с. Розльоти	36300	170	4,68	5,35	5,2	4,29	3,22
р. Десна – м. Чернігів	81400	328	3,93	10,3	9,68	7,95	5,93
р. Івотка – с. Івот	1310	5,06	3,86	0,16	0,146	0,114	0,082
р. Головесня – с. Покошичі	29,5	0,172	5,83	0,0054	0,005	0,004	0,032
р. Убідь – с. Кудрівка	970	4,41	4,55	0,139	0,132	0,108	0,084
р. Сейм – с. Мутіно	25600	100	3,91	3,15	2,98	2,32	1,58
р. Клевень – с. Шарповка	2440	9,21	3,78	0,28	0,268	0,204	0,137
р. Есмань – с. Ротівка	628	2,27	3,62	0,072	0,066	0,051	0,036
р. Снов – м. Щорс	7140	25,2	3,53	0,795	0,754	0,609	0,467
р. Остер – с. Кривицьке	2750	5,04	1,83	0,159	0,123	0,061	0,016

Найбільші рівні та витрати спостерігаються в басейні Десни, зазвичай, в кінці квітня – на початку травня. Підйом і спад весняних вод проходить тим інтенсивніше, чим вище максимум повені. Тривалість періоду від початку весняного підйому, який, зазвичай, спостерігається ще при льодоставі, до настання максимуму повені коливається в значних межах – від 20 до 100 днів і більше (Чернігів) і складає в середньому 40–50 днів [20]. Дати початку настання водопілля, починаючи з 1988 р., змістились на більш ранні строки (лютий, березень). Більш теплі зими з відлигами призводять до зменшення запасів снігу й раннього початку водопілля [43, 44]. Спад рівнів, зазвичай, закінчується в червні – липні. У верхів'ї річки весняне водопілля менш розпластане й гідрограф стоку має вигляд трикутника. Межень характеризується помірно стійкими низькими рівнями, які іноді перериваються

короткочасними літніми паводками. В окремі роки, внаслідок інтенсивних дощів, паводки мають затяжний характер, але висота їх незначна (0,5 – 0,8 м.). Осінні підйоми рівнів починаються в серпні – вересні й бувають іноді настільки значними, що перевищують найвищі рівні літніх паводків. Протягом зимового періоду спостерігається загальне падіння рівнів до кінця зими; однак, в окремі роки в залежності від ходу температур буває низка підйомів води й під льодовим покривом.

Замерзання річки відбувається раніше у верхових пунктах, а потім у низинних і для середнього багаторічного періоду різниця між замерзанням річки поблизу м. Новгород-Сіверський та гирла складає 5 днів. Початок льодоставу спостерігається у першій та другій декаді грудня [20].

Коливання водності р. Десна за різницевами інтегральними кривими у створах поблизу м. Чернігова та с. Літки показали, що на гідрологічному посту р. Десна – м. Чернігів, де спостереження за водністю проводились за період 1885–2010 рр., можна виділити один повний цикл водності, який тривав з 1926 р. до 1977р. Середня витрата води цього періоду становила 326 м³/с, що практично не відрізняється від середнього багаторічного значення аналогічного показника за весь період спостережень – 328 м³/с. Починаючи із 1978 р. спостерігається фаза зростання водності річки в створі Чернігова із середньорічною витратою води за цей період до 359 м³/с. Ряд спостережень у замикальному створі р. Десна – с. Літки, порівняно зі створом р. Десна – м. Чернігів, набагато коротший, оскільки пост функціонує тільки з 1973 р. Шляхом накладання кривих циклічності стоку на обох постах (рис. 1.3) показано, що циклічні коливання у цих створах синхронні та синфазні. Це дозволило зробити висновок про співпадіння циклів водного стоку р. Десна в створах м. Чернігів та с. Літки [40].

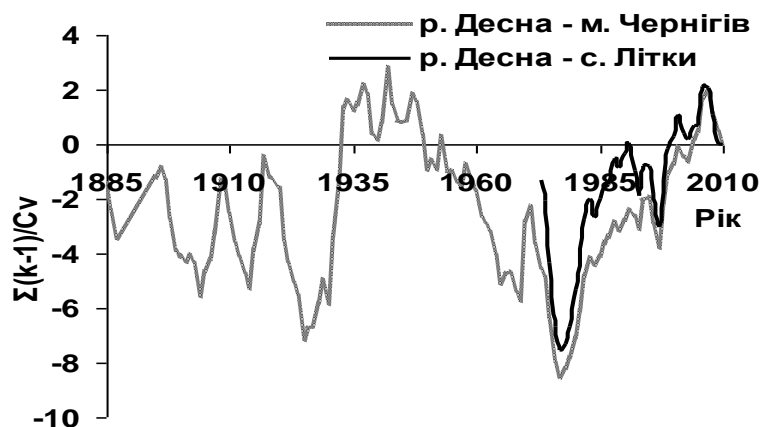


Рис. 1.3. Різницеві інтегральні криві коливань об'єму водного стоку за багаторічний період на гідрологічних постах р. Десна – м. Чернігів (1885–2010 рр.) та р. Десна – с. Літки (1973–2010 рр.)

У долинах Десни, Сноу, Сейму багато заплавлених озер. Заболоченість регіону досить велика. Площа торф'яних боліт становить понад 4,5 % всієї території. Майже всі болота належать до низовинного типу. Перехідні й верхові болота трапляються дуже рідко. Найбільшими болотами є Замглай (8334 га), Остерське (10 558 га), Сновське (9400 га), Смолянка (4288 га), Доч-Гали (3600 га), Видра (2458 га), Паристе (2340 га).

Висновок. Вивченість басейну р. Десна щодо гідрохімічних характеристик, на відміну від гідрологічних досліджень, має фрагментарний характер. Найвагомий вклад у вивченість хімічного складу та стоку розчинених речовин зроблено вченими Інституту гідробіології НАН України (1960 – 1970-ті рр.) та вченими КНУ ім. Тараса Шевченка (1980 – 1990-ті рр.).

Річка Десна – найдовша й друга за водністю притока Дніпра. Вона бере початок на Смоленській височині Російської Федерації (РФ).

У геологічному відношенні основну частину басейну, яка розташована в межах Дніпровсько-Донецької западини, складають пісковики, піски та мергелі. Нижня частина басейну р. Десна розташована в межах Українського

кристалічного щита, а верхня приурочена до схилів Воронезького кристалічного масиву.

Басейн річки переважно розташований у межах Східно-Європейської рівнини, тільки верхня частина до м. Брянськ займає Смоленську та Середньоруську височини.

Сучасний рельєф басейну р. Десна переважно ерозійний. Загалом більша частина басейну річки Десна характеризується рівнинним рельєфом.

В ґрунтових водах басейну Десни перевищені показники неорганічних сполук нітрогену та фосфору, а також, плюмбуму, цинку, кадмію, ртуті та купруму.

Ґрунти басейну Десни характеризуються значною різноманітністю. Основну частину займають дернові відміни з різним ступенем опідзолення, значною мірою представлені сірі лісові, торфовища, також виявлені чорноземи. Дерново-підзолисті ґрунти займають переважно північну частину Чернігівського Полісся. Болотні й торфово-болотні ґрунти розташовані переважно в заплавах річок.

Структура земель за їхнім цільовим призначенням свідчить про високе фонове антропогенне навантаження. Аналіз сучасного стану земельних ресурсів Чернігівської області свідчить про їхню деградацію, що проявляється насамперед у збільшенні площ еродованих та наявності деградованих і малопродуктивних земель.

Важливою складовою в проблемі родючості ґрунтів лишається їхня кислотність. Нині більшість ґрунтів півдня басейну Десни мають кислотність в межах 5,51–6,0, тобто близьку до нейтральної.

Основна частина земельних угідь басейну річки Десна зайнята під сільськогосподарські території, де орні землі займають 69 % від їхньої загальної площі. Найбільше обробляється південна частина басейну р. Десна, особливо басейн річки Сейм.

За останні десятиріччя порівняно з періодом існування СРСР обсяги застосування добрив значно зменшились, натомість, обсяги використання

засобів захисту рослин сільськогосподарськими товаровиробниками значно збільшились.

Близько 4 % території басейну р. Десна зайнята під штучні поверхні. Річки й водоймища та водно-болотні угіддя займають близько 2 % території басейну р. Десна. Заболоченість регіону досить велика.

Лісистість басейну р. Десна складає 26 %. Найбільш залісена гирлова ділянка басейну річки, де ліси займають 40 % площі.

Клімат в басейні річки Десни, як і на більшій частині території України, помірно-континентальний, для басейну характерна волога, помірно тепла зима.

Басейн річки Десни достатньо зволожений. В середньому тут випадає 650 мм атмосферних опадів в рік і перевищує випаровування, величина якого становить 432 мм.

Кліматичні умови посприяли формуванню в основному снігового виду живлення річок, а основна частка водного стоку припадає на період весняного водопілля.

Загалом помірна зволоженість басейну Десни та позитивний баланс вологи зумовлюють формування промивного режиму ґрунтів, що призводить до утворення мало мінералізованих поверхневих вод.

Річкова мережа басейну густа. Річки характеризуються незначним падінням, спокійною течією і меандруванням.

Спостереження за водним режимом Десни в межах України виконуються на 11 гідрологічних постах.

Середня витрата води за багаторічний період у створі м. Чернігова становить 328 м³/с, у створі Літок – 358 м³/с, а об'єм водного стоку для Чернігова становить 10,3 км³/рік, для Літок – 11,3 км³/рік.

Згідно попередніх досліджень дати початку настання водопілля, починаючи з 1988 р., змістились на більш ранні строки (лютий, березень). Більш теплі зими з відлигами призводять до зменшення запасів снігу й раннього початку водопілля.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Матеріали досліджень

Інформаційною основою виконаних досліджень були результати щоденних спостережень ПАТ «Київводоканал» у гирловій ділянці р. Десна за концентраціями неорганічних форм нітрогену, фосфору, силіцію, феруму, розчинених газів (кисень та вуглекислий газ), кольоровістю води, чисельністю фітопланктону за період 1991–2010 рр.

Дані про загальний хімічний склад води у створах м. Новгород-Сіверський (1990–2014 рр.), м. Чернігів (1968–2014 рр.) та с. Літки (1991–2014 рр.) отримано з бази даних мережі гідрометеорологічних спостережень ДСНС України. Розміщення пунктів спостережень для яких проводились розрахунки представлено на рис. 2.1.

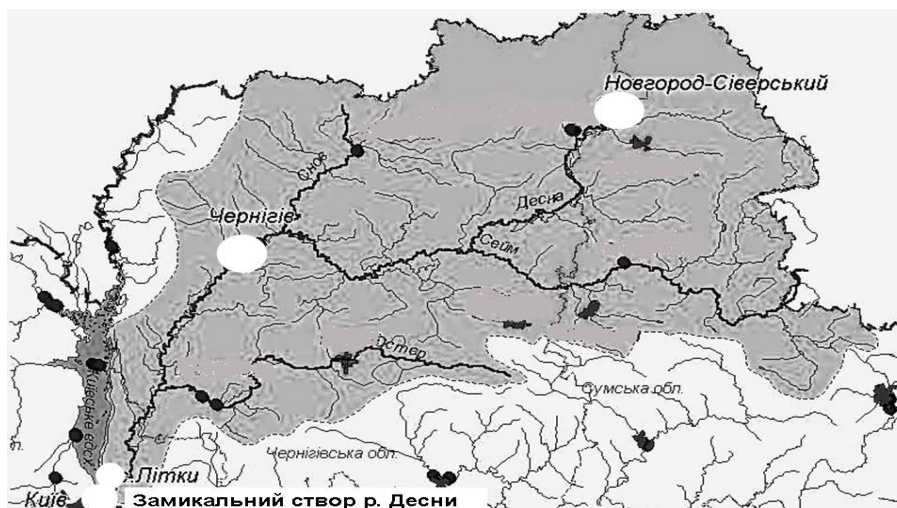


Рис. 2.1. Карта-схема досліджуваних пунктів спостережень за хімічним складом та водним режимом у р. Десна

Оброблення результатів гідрометеорологічних спостережень проведено з використанням інформаційно-аналітичної системи Aqua Guard, розробленої у відділі гідрохімії УкрГМІ.

Щоденні значення витрат води за довжиною р. Десна та у її притоках отримано з бази гідрологічних спостережень ДСНС України.

Характеристику господарського комплексу виконано з використанням матеріалів державного управління екології й природних ресурсів у Чернігівській, Сумській та Київській областях.

Дані про особливості перерозподілу сполук нітрогену й фосфору в системі «грунт-вода» отримано на підставі натурних експериментів, виконаних автором особисто. Детальну методологію експериментальних робіт наведено в наступному підрозділі.

2.2. Методи досліджень

Для реалізації поставленої мети дисертаційного дослідження, розроблено схему комплексних досліджень в басейні р. Десна.

Комплексну схему досліджень наведено на рис. 2.2.

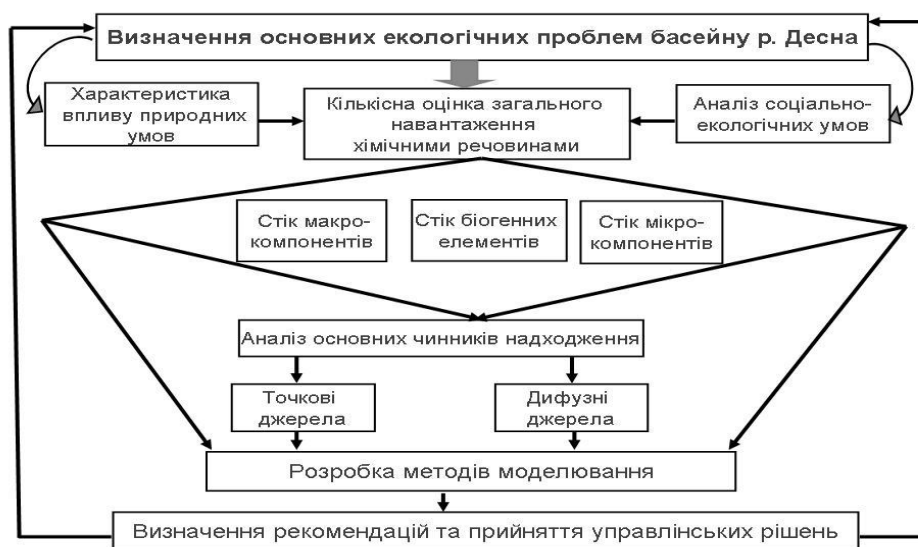


Рис. 2.2. Загальна схема проведення гідрохімічних досліджень в басейні р. Десна

Розрахунок величини хімічного стоку проведено відповідно до виразу:

$$R=W \cdot C, \quad (2.1)$$

де R – стік компонента хімічного складу за певний проміжок часу; W – об'єм водного стоку за певний проміжок часу; C – концентрація компонента.

Крім абсолютного значення хімічного стоку розраховано відносний показник хімічного стоку P . Величина P пов'язана з хімічним стоком з території:

$$P = R/F, \quad (2.2)$$

де F – площа території, км^2 , а з модулем водного стоку M і мінералізацією води C – рівнянням:

$$P = A \cdot M \cdot C. \quad (2.3)$$

При M , $\text{л/с}\cdot\text{км}^2$, і C , мг/дм^3 , коефіцієнт пропорційності A для розрахунку P т/рік становить:

$$A = 31,5 \cdot 10^{-6} / 10^{-9} = 0,0315 \quad (2.4)$$

Надійність виконаних розрахунків залежить від тривалості періоду, для якого вони виконуються, та повноти вихідних матеріалів. Так, спостереження за гідрологічними параметрами, зазвичай, проводяться протягом багаторічного періоду й з більшою частотою. Багато пунктів спостереження обладнано самописцями рівня води. Значення щоденних витрат води отримують на підставі кривої зв'язку між витратами й рівнем води, яка згідно нормативних вимог уточнюється щорічно.

Разом з тим об'єм даних спостережень за хімічним складом води значно обмеженіший. Це призводить до того, що загальна похибка оцінки винесення хімічних речовин річками досягає 20–100% [45]. Для підвищення якості вихідних гідрохімічних даних у [46] рекомендується застосовувати графічну інтерполяцію. Вплив частоти відбору проб на точність розрахунку хімічного стоку досліджувався в [47]. Встановлено, що зменшення кількості проб призводить до завищення величини стоку елементів від 1 до 25 %. Більшою мірою це стосується показників антропогенного впливу – сполук нітрогену, сульфатних та хлоридних іонів, магнію. У межах достатньо відбирати проби

1 раз на 10 днів, а в період нестабільного режиму (повінь, паводки) частота відбору має складати по 3–5 разів на висхідній гілці гідрографа й на спаді піку [48].

Наявні дані спостережень про хімічний склад води р. Десна не відповідали вимогам, встановлених авторами [48]. Зважаючи на це, нами було проведено графічну інтерполяцію наявного ряду з допомогою програми OSTAVER, що дозволило змодельовати щоденні концентрації.

На підставі зазначених даних розраховано щоденний стік досліджуваних елементів, сумування значень яких протягом року давало загальний стік для кожної із сполук.

З метою виділення генетично однорідних водних мас виокремлювали періоди водопілля, літньо-осінньої та зимової межени з використанням процедури мануального розділення гідрографа стоку.

Для оцінки багаторічних коливань величин хімічного та водного стоку використано метод різницевої інтегральної кривої.

Різницева інтегральна крива – це сумарна крива відхилень від середнього значення, яка, зазвичай, виражається у модульних коефіцієнтах:

$$K_i = Q_i / Q_{\text{сер}}, \quad (2.5)$$

тобто як

$$\Sigma(K_i - 1) = f(i), \quad (2.6)$$

де K_i – модульний коефіцієнт, Q_i – значення i -го члену ряду, $Q_{\text{сер}}$ – середнє арифметичне значення [49, 50].

Інтегральні криві дають на кінець кожного i -го року зростаючу суму відхилень від середнього багаторічного значення або норми ($K_{\text{сер}}=1$). Величина відхилення за певний інтервал часу чисельно визначається шляхом ділення різниці кінцевої (I_k) й початкової (I_n) ординат кривої на кількість років в

інтервалі $n > 1$, тобто $K_{\text{сер}}-1=(I_k-I_n)/n$. Ділянка інтегральної кривої з нахилом угору та з додатнім значенням $(K_{\text{сер}}-1)$ відповідає багатоводній фазі циклічних коливань стоку (або загалом фазі підвищених значень), а ділянка з нахилом униз та з від'ємним значенням $(K_{\text{сер}}-1)$ відповідає маловодній фазі (або фазі понижених значень). Для зручності співставлення циклічних коливань стоку на різних пунктах з різними періодами спостережень положення вісі абсцис краще встановлювати із загальної для всіх умови рівності додатних і від'ємних відхилень від вісі, для чого усі ординати кривої зрізаються на величину

$$a = \Sigma/n, \quad (2.7)$$

де Σ – алгебраїчна сума усіх ординат початкової інтегральної кривої;

n – кількість років ряду.

Крім того, для виключення впливу мінливості, інтегральні криві при їхньому співставленні між собою, наводяться у нормованих відхиленнях (тобто приводити до $C_v = 1$) [49]. Таким чином, вираз для нормованих різницевоїх інтегральних кривих у модульних коефіцієнтах має такий вигляд:

$$\frac{\sum_{t=1}^T (k(t) - 1)}{C_v} = f(t), \quad (2.8)$$

де C_v – коефіцієнт варіації середньорічного водного стоку;

$k(t) = Q(t)/Q_0$ – модульний коефіцієнт;

$Q(t)$ та Q_0 – середньорічна витрата води t -го року та середня витрата води за період часу T .

Однорідність винесення досліджуваних елементів водами р. Десна визначено за допомогою подвійної сумарної кривої. Середня за досліджуваний період зміна стоку біогенних елементів відносно водності обчислювалась на підставі вимірювання кута нахилу у початковій та кінцевій точках відхилення за формулою, наведеною у [51]:

$$K_n = \text{tg} \alpha / \text{tg} \alpha_1, \quad (2.9)$$

де K_n – середня за період зміна досліджуваної величини,

α і α_1 – кути нахилу сумарної кривої у початковій та кінцевій точці відхилення. Вимірювання кутів нахилу виконувалось за допомогою програмного коду, розробленого у системі FreeMat.

Для оцінки тенденцій зміни концентрацій досліджуваних компонентів протягом 1990–2012 рр. було застосовано непараметричний критерій Манна-Кендалла. Оцінка достовірності тренда проводилась відповідно до рівняння Сенна. Розрахунки проводились у програмному середовищі, розробленому Фінським метеорологічним інститутом [52].

Для дослідження самоочисної здатності річки Десна відносно біогенних елементів використано коефіцієнт ефективності самоочищення (E_c), який визначали за формулою:

$$E_c = \frac{R_n - R_v}{R_v} * 100, \quad (2.10)$$

де E_c – коефіцієнт ефективності самоочищення річки, R_n – прибуткова частина стоку, має, зазвичай, більший показник винесення порівняно з верхнім створом; R_v – витратна частина стоку, має, зазвичай, менший показник винесення порівняно з верхнім створом. Позитивні значення коефіцієнту свідчить про те, що в річці відбувається самоочищення, від'ємні значення показують ступінь забруднення.

Методологія впливу точкового джерела базувалась на розрахунку надходження сполук $N-NH_4^{2+}$ від однієї особи. Згідно [53] за рахунок життєдіяльності 1 особи у стічні води надходить 7–8 г $N-NH_4^+$ /добу, що складає 2,7 кг $N-NH_4^+$ /рік. Перерахунок на чисельність населення м. Чернігова, складає більше 800 т $N-NH_4^+$ /рік. На очисних спорудах міста застосовується другий, мікробіологічний тип очищення з наступним доочищенням у біоставках. Ефективність цього методу дещо вища за 50%, тобто зі стічними водами міста орієнтовно може скидатися 300–400 т $N-NH_4^+$ в рік.

Оцінка екологічної якості води. Оцінку екологічної якості поверхневих вод р. Десна виконано за методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями, затвердженої Мінекобезпеки України як

міжвідомчого керівного нормативного документу в 1998 р. [54]. Методика включає три групи спеціалізованих класифікацій: за сольовим складом, трофо-сапробіологічними критеріями та за вмістом специфічних речовин (токсичних і радіоактивних впливів). Перша містить дві складові: визначення галинності води за величиною мінералізації та визначення класу, групи й типу води за співвідношеннями основних іонів. На підставі цих показників визначається індекс I_1 . Трофо-сапробіологічна оцінка проводиться за комплексом показників, до яких входять гідрофізичні (завислі речовини, прозорість), гідрохімічні (рН, нітроген неорганічних форм, фосфор, фосфати, кисень, окиснюваність води, біохімічне споживання кисню (БСК)), гідробіологічні показники (біомаса фітопланктону, індекс самоочищення-самозабруднення), бактеріологічні (чисельність бактеріопланктону та сапрофітних бактерій), індекси сапробності. На підставі цих показників визначається індекс I_2 . Оцінка за вмістом речовин специфічної дії включає дані про наявність у воді ртуті, кадмію, міді, цинку, свинцю, хрому, нікелю, феруму, мангана, фторидів, ціанідів, нафтопродуктів, летких фенолів, СПАР, пестицидів, сумарної β -активності, концентрацій цезію-137 та стронцію-90. На підставі цих показників визначається індекс I_3 . Для проведення оцінок розроблено класифікації, що налічують 5 класів та 7 категорій якості води [53].

2.3. Загальна характеристика та методика проведення експериментальних робіт

З метою дослідження надходження сполук нітрогену й фосфору від розподілених джерел на Богуславській експериментальній гідрометеорологічній базі УкрГМІ, що розташована в басейні р. Рось, проведено цикл активних натурних експериментів.

Для фізичного моделювання винесення біогенних елементів з поверхні водозбору задіяно дві малі експериментальні стокові ділянки площею 2 м^2 , вкритих опідзоленим чорноземом. Для фізичного розділення стоку на

поверхневий і внутрішньогрунтовий з поверхні ділянок знято шар ґрунту на глибину 35 см та прокладено водотривкий шар. Після цього вкладали ґрунт, попередньо відібраний у басейні р. Десна. Відбір ґрунту проводили монолітами 20x20x35 см. Ділянки відстоювалися півроку для кольматації розривів між окремими квадратами. Протягом літньої вегетації ділянки вкрилися трав'яним покривом. Стоковідвідні трубки знаходились на рівні водотриву та близько до поверхні.

На одну з ділянок попередньо внесли мінеральні добрива в розрахунку 300 кг діючої речовини на гектар. Всього було внесено 170 г аміачної селітри, що відповідає 60 г N, та 500 г суперфосфату, що відповідає 65 г P. Відповідно до сільськогосподарської практики суперфосфат вносився восени, а аміачна селітра перед початком вегетаційного періоду.

На поверхні обох ділянок в зимовий час було накопичено шар снігу висотою 7 см, який з підвищенням температури повітря почав танути та формувати водний стік. Відбір проб проводився у безперервному режимі протягом усього явища стоку, який тривав близько 30 днів. Проби води фільтрувались через мембранний фільтр Millipore з діаметром пор 0,45 мкм. Після фільтрування отриманих проб води в них було визначено вміст неорганічних форм нітрогену (амонійної, нітритної та нітратної) та фосфатів за загальноприйнятими методами [55, 56].

За підсумками експериментальних досліджень оброблено 650 проб води поверхневого та внутрішньогрунтового стоків на предмет вмісту неорганічних сполук нітрогену та фосфору.

Для встановлення перехідних коефіцієнтів у системі «ґрунт-вода» відібрано та проаналізовано пробу ґрунту чорнозему опідзоленого на лесах, відібрану у басейні р. Десна відповідно до стандартного методу конверта [57].

РОЗДІЛ 3

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДИ РІЧКИ
ДЕСНА

Хімічний склад природних вод – це складний комплекс різних мінеральних солей, розчинених газів та органічних сполук, серед яких перші складають основу хімічного складу природних вод. У прісних водах їхній вміст досягає 90–95 % [58].

3.1. Сольовий склад води р. Десна та режим головних іонів

Як загальна мінералізація води, так і вміст окремих аніонів зазнають змін з часом. Загальну динаміку концентрацій головних іонів у замикальному створі р. Десна за період 1992–2010 рр. наведено на рис. 3.1.

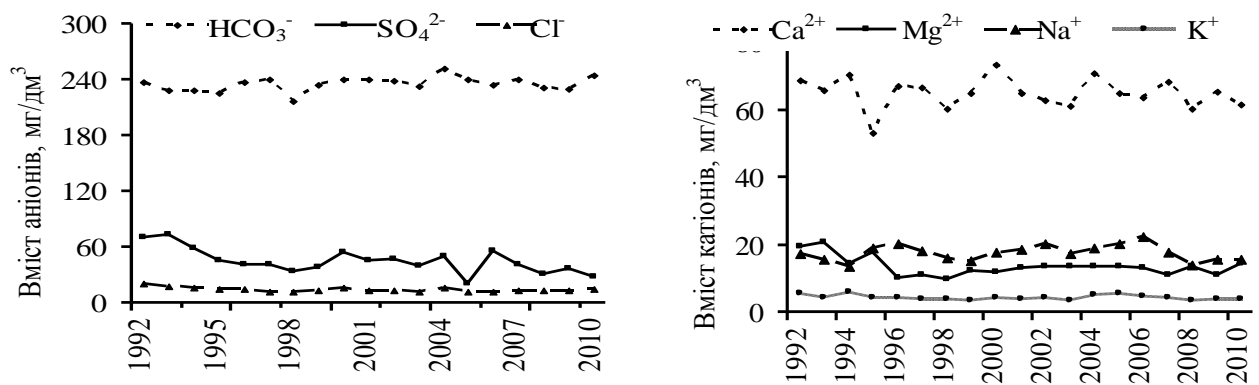


Рис. 3.1. Часова динаміка концентрації аніонів та катіонів сольового складу у воді р. Десна за період 1992–2010 рр.

Середня мінералізація води в замикальному створі р. Десна за досліджуваний період становила 394 мг/дм³, що відповідає категорії прісних вод. За аніонним складом вода р. Десна належить до гідрокарбонатного класу. Співвідношення аніонів змінюється у наступному порядку: HCO₃⁻ > SO₄²⁻ > Cl⁻,

середній уміст яких становить відповідно 235, 45 та 14 мг/дм³. Серед катіонів переважає кальцій, а їхній загальний порядок змінюється у напрямку: $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, середній уміст катіонів становив відповідно 64,8, 17,5, 13,5 та 4,2 мг/дм³.

Мінімальне значення середньорічних концентрацій гідрокарбонатних іонів становило 217 мг/дм³, а максимальне – 252 мг/дм³. Середньорічний уміст сульфатів змінювався у 3,5 рази в межах 20,7–73,1 мг/дм³. Коливання хлоридних іонів не були такими значними як сульфатних, мінімальне значення їхніх концентрацій становило 11,1 мг/дм³, максимальне – 19,9 мг/дм³. Межі варіабельності катіонів не перевищували 2-х разів, мінімальні їхні значення представлені в наступному порядку $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ – 53,1, 13,4, 9,7 та 3,2 мг/дм³, максимальні їхні значення становили відповідно – 73,3, 22,3, 20,6, 5,7 та мг/дм³. Беручи до уваги гумідний тип клімату в досліджуваному басейні та високу промитість ґрунтів, мінімальні показники концентрацій головних іонів спостерігалися в роки найбільшої водності, передусім це 1998 р., коли середньорічна витрата води досягла 485 м³/с і значно перевищила середньорічну багаторічну величину – 358 м³/с.

Як видно з отриманих результатів, після застосування непараметричного **критерію Манна-Кендалла** [52] у басейні р. Десна спостерігається наявність низхідного тренда для мінералізації води (рис. 3.2.). Тренди SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} характеризуються від'ємним значенням статистичного параметра (Тест Z), який показує рівень похилу. Тест Z для SO_4^{2-} і Cl^- найбільший, відповідно – 2,59 та – 1,89. Концентрація гідрокарбонатних іонів, яка переважно регулюється природними процесами, не змінювалась. Для Ca^{2+} тест Z становив – 0,98, для Mg^{2+} – 0,7. що свідчить про те, що темпи зменшення згаданих катіонів були не такими стрімкими порівняно з аніонами.

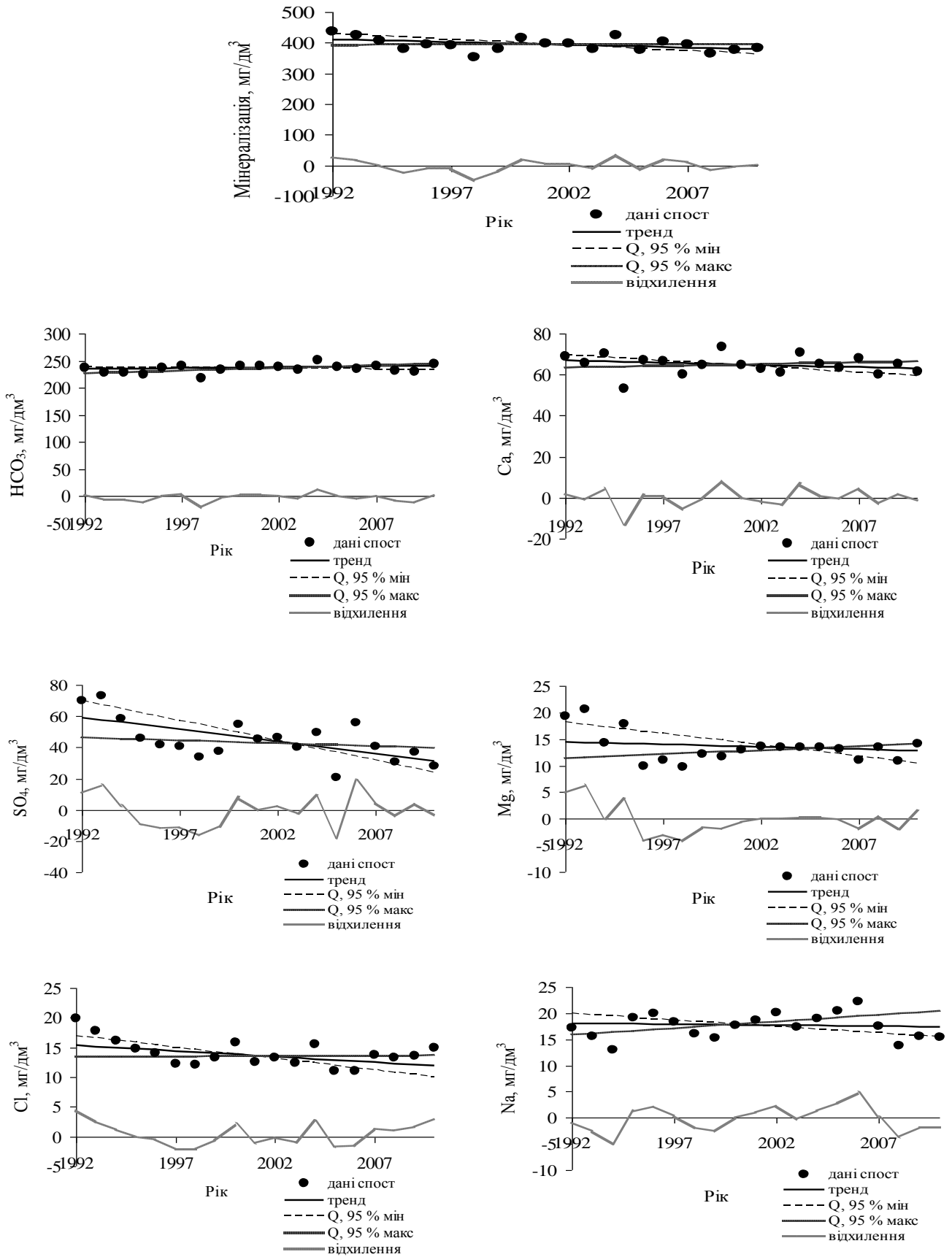


Рис. 3.2. Оцінка зміни трендів та довірчих інтервалів сольового складу в басейні р. Десна за період 1992–2010 рр. за тестом Манна-Кендала

Внутрішньорічна зміна концентрацій найкраще демонструє умови формування сольового складу р. Десна (рис. 3.3.). Мінімальні концентрації спостерігались у період весняного водопілля, коли величина водного стоку складає більше, ніж 50 % від загального річного. Винятком є динаміка SO_4^{2+} , мінімальні значення цього іону припадають на літній період, зокрема в липні. Сірка є життєво важливим елементом у складі амінокислот білків і активно споживається живою речовиною. У вигляді SO_4^{2-} засвоюють сірку переважно рослинні організми, пік розвитку яких співпадає з мінімальними протягом року концентраціями сульфатних іонів [58].

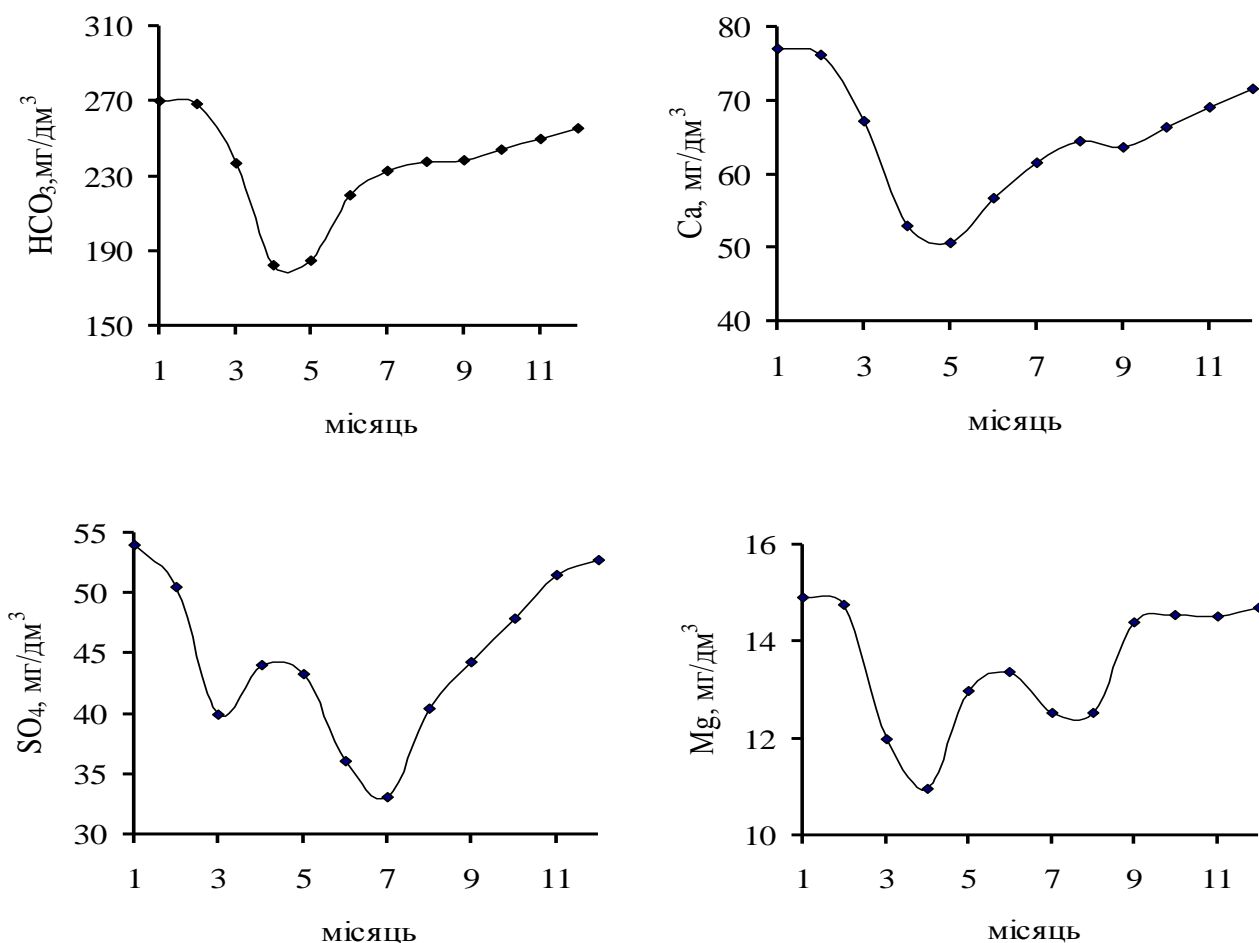


Рис. 3.3. Внутрішньорічна зміна концентрацій компонентів сольового складу (у середньому за 1991–2010 рр.)

Найбільші концентрації головних іонів спостерігаються у зимовий період, коли річка переходить практично на підземне живлення. Основне джерело

надходження головних іонів – це гірські породи. Гідрокрбонатні іони потрапляють в природні води за рахунок широкого поширення вапняків, мергелів і доломітів. Хлоридні іони потрапляють у природні води в основному за рахунок хлоридних мінералів (таких як галіт, сильвін, тощо), гірських порід, ґрунтів, атмосферних опадів. Надходження сульфатів у воду пов'язане переважно з осадовими породами. Певне значення в збагаченні вод зазначеними іонами мають процеси окиснення сульфідів, які поширені у земній корі. Джерелом надходження катіонів кальцію та магнію є вапняки, доломіти, гіпс, мергелі та продукти вивітрювання основних та ультра основних порід. Натрій надходить за рахунок вивітрювання вивержених порід. [58, 59, 60].

3.2. Концентрації і сезонний розподіл біогенних елементів

Неорганічні сполуки нітрогену (N_{\min}), фосфору ($P-PO_4^{3-}$) та силіцію (Si^{2+}) належать до біогенних елементів (БЕ), які є необхідними компонентами для життя та розвитку живих організмів. Ця функція БЕ прямо відображається у їхній англійській назві – nutrients, тобто поживні речовини. Нестача БЕ призводить до пригнічення біопродуктивності водних об'єктів, а їхній надлишок може викликати неконтрольоване зростання останньої, наслідком чого є евтрофікація і різке погіршення якості води. Евтрофікація означає «старіння водойми». Природне формування цього явища триває по декілька століть, але з розвитком цивілізації розпочалась інтенсифікація надходження (БЕ), і, як наслідок, процес уже формується за декілька десятиліть, в окремих випадках, за декілька років. Прямим наслідком збільшення надходження БЕ у водний об'єкт є інтенсифікація росту водоростей, що призводить до гіперпродуктивності водного об'єкта. Масове відмирання гідробіонтів викликає органічне забруднення водних мас, на окиснення яких активно витрачається кисень аж до виникнення анаеробних умов. Критичними концентраціями нітрогену й фосфору з точки зору початку евтрофування води вважаються

0,1 мгN/дм³ та 0,02 мгP/ дм³ відповідно [61, 62, 63, 64]. Це набагато менші величини порівняно з тими, що характерні для поверхневих вод.

Середня концентрація силіцію у водах р. Десна за період дослідження складала 6,37 мг/дм³, нітрогену неорганічного N_{min} – 0,79 мгN/ дм³. Найменшим вмістом серед біогенних елементів характеризуються сполуки фосфору – 0,15 мгP/ дм³. Серед неорганічних форм нітрогену домінує його нітратна форма з середньорічною концентрацією – 0,51 мгN/дм³, вміст N-NH₄⁺ становив – 0,27 мг/дм³, концентрація N-NO₂⁻ серед сполук нітрогену була найменшою й становила 0,014 мг/ дм³.

Загалом, уміст БЕ у воді річок басейну р. Десна за спостережуваний період поступово зростає. Всі тренди біогенних елементів, отримані з використанням теста Манна-Кендалла, мають висхідний характер (рис. 3.4.).

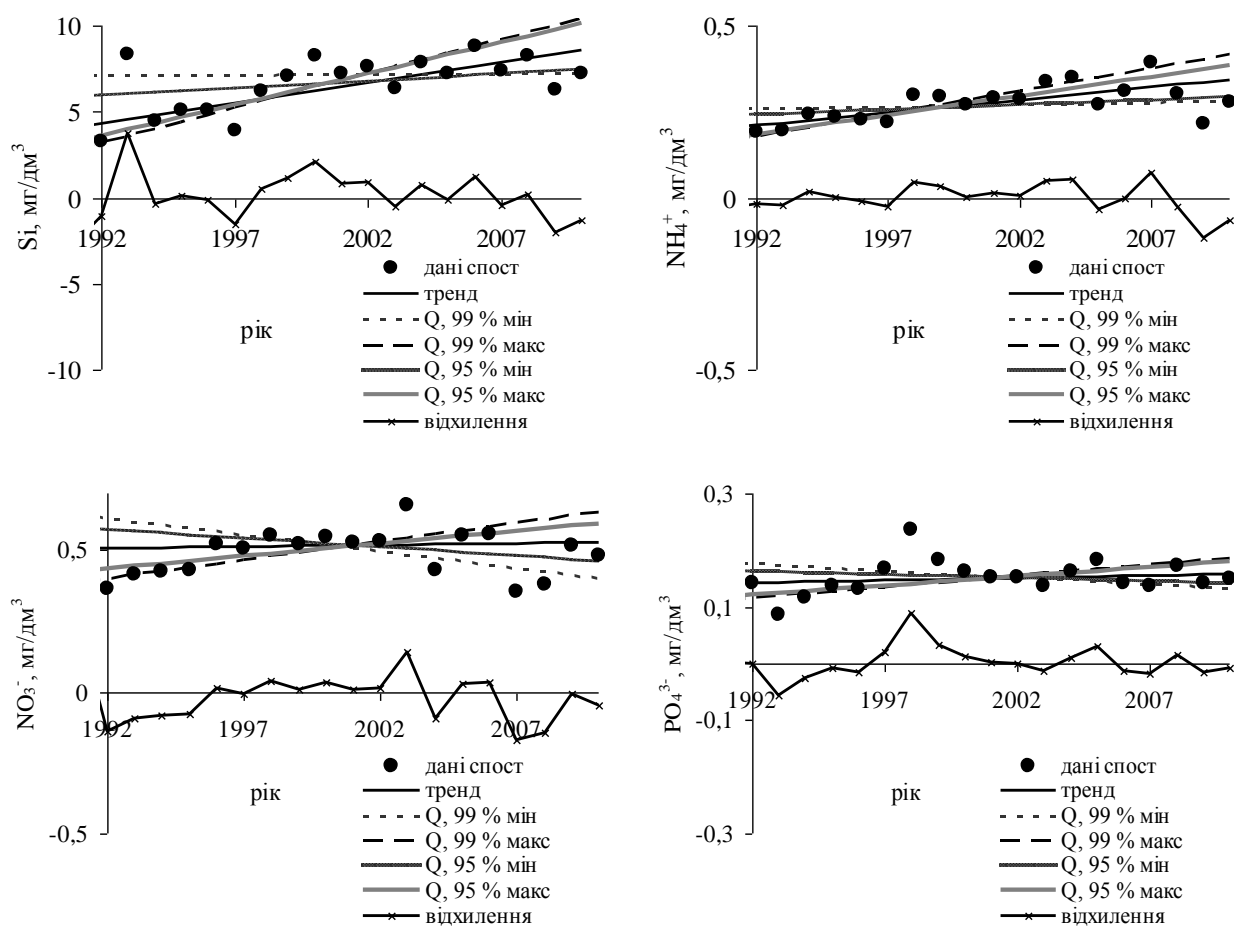


Рис. 3.4. Тенденції зміни трендів та довірчих інтервалів вмісту біогенних елементів у воді р. Десна за тестом Манна-Кендалла, 1991–2010 рр.

Найбільше значення теста $Z = 2,6$ має Si^{2+} . Спрямованість трендів неорганічних форм нітрогену також має висхідний характер. Тест Z для N-NH_4^+ дорівнює 2,89 для $\text{N-NO}_3^- -1,19$, це говорить про суттєвіше зростання вмісту амонійних сполук порівняно з нітратними. Варіація довірчих інтервалів максимальних і мінімальних показників неорганічних форм нітрогену незначна. Для амонійних сполук така варіація стає ширшою в останні роки спостереження. Розширення варіації довірчих інтервалів може свідчити про зростання впливу певних чинників. Для нітратних сполук зростання відхилення характерне для початкового періоду спостережень і в останні роки.

Значимість трендів для сполук нітрогену та фосфору становить 0,1, згідно цього відхилення показників може бути $> 4\%$.

Головне джерело сполук силіцію у поверхневих водах – процеси хімічного вивітрювання й розчинення кремнієвмісних мінералів [65, 66]. Максимальні концентрації силіцію спостерігаються у період зимової межени.

З розвитком вегетації вміст силіцію починає суттєво знижуватись у зв'язку зі споживанням фітопланктоном, передусім діатомових водоростей. Затухання вегетації та наступне відмирання водоростей призводить до зростання Si у воді.

Загалом, сезонна концентрація силіцію в поверхневих водах залежить від зміни відношення між поверхневим та підземним стоком, інтенсивності процесів біологічного споживання силіцієвої кислоти, відмирання водних організмів коагуляції і седиментації. Внутрішньорічна динаміка вмісту окремих форм неорганічного нітрогену має нерівномірний характер (рис. 3.5.). Збільшення концентрації амонійних сполук спостерігається в періоди відмирання водних організмів. Значна їхня кількість надходить з поверхневим стоком, а також з атмосферними опадами, в складі яких амоній нерідко переважає над іншими катіонами.

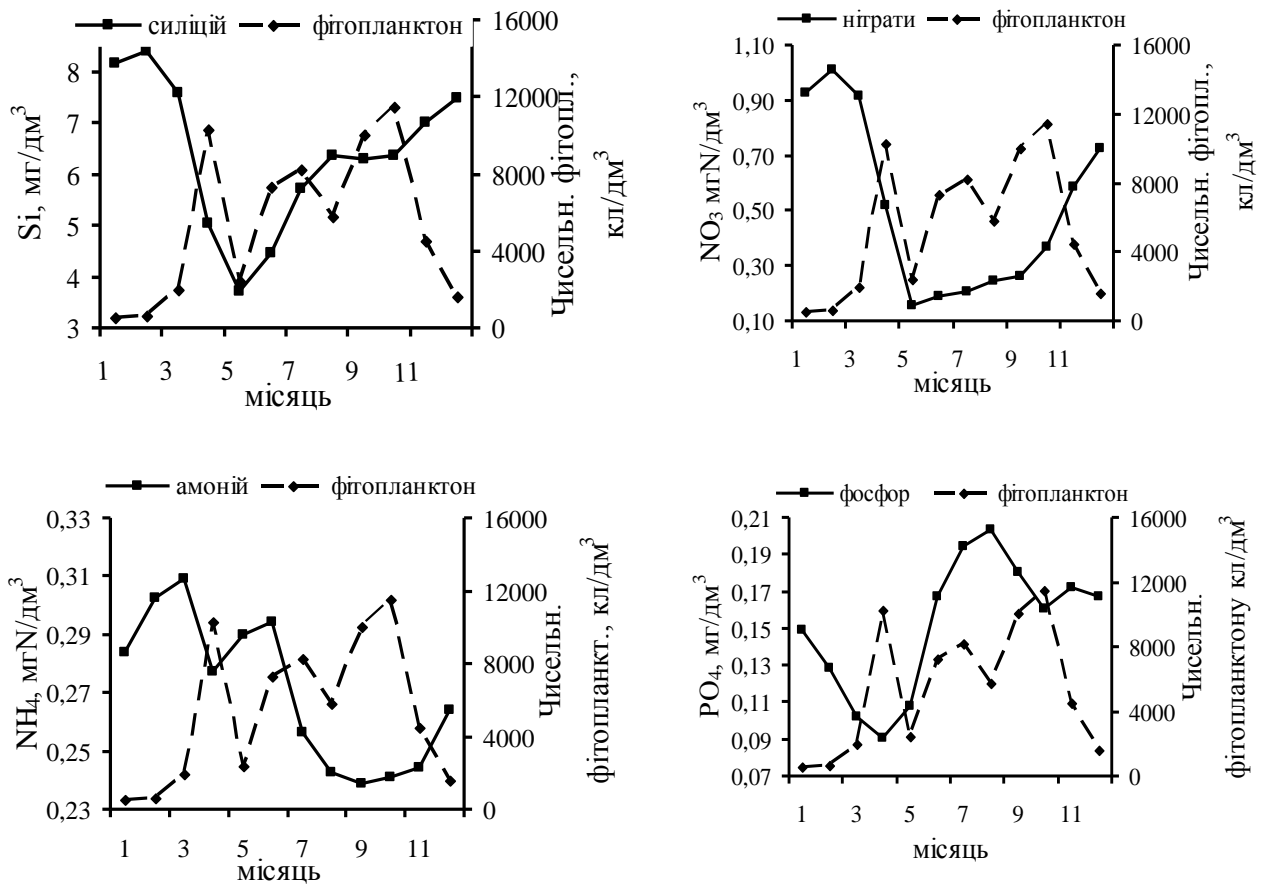


Рис. 3.5 Внутрішньорічна зміна концентрацій біогенних елементів та чисельності фітопланктону в р. Десна

Концентрація $N-NH_4^+$ найбільша під кінець зими та на початку весни, коли нітроген накопичується у воді внаслідок мінералізації органічної речовини. З початком водопілля його вміст різко падає через розбавлення руслових вод атмосферними опадами. На низхідній гілці гідрографа вміст амонійних форм збільшується за рахунок надходження вод повільного (підгрунтового) стоку, які вимивають сполуки нітрогену з ґрунтового покриву. Найменші показники спостерігаються в літньо-осінні місяці з розвитком вегетації. Наприкінці осені вміст амонійного нітрогену знову зростає. Це пов'язано з процесами мінералізації органічних речовин в умовах слабкого споживання фітопланктоном.

Концентрація $N-NO_2^-$ серед неорганічних сполук нітрогену найменша. Зимовий період характеризується максимальним їхнім вмістом, що

пояснюється недостатньою кількістю бактерій-нітрифікаторів та низькою температурою води. З початком водопілля їхній вміст різко знижується і досягає мінімальних показників у літній період. Наявність в незабруднених поверхневих водах нітритних іонів пов'язано головним чином з процесами мінералізації органічних речовин і нітрифікації.

Концентрації $N-NO_3$ серед сполук нітрогену найбільші. Максимальні їхні значення характерні підчас зимової межені, коли нітратні сполуки накопичуються за рахунок мінералізації органічної речовини, а споживання БЕ падає до мінімальних за рік показників внаслідок пригнічення діяльності фітопланктону. Навесні з підвищенням температури й збільшенням освітлення починає інтенсифікуватись розвиток водяних рослин, і, відповідно, споживання нітратів зростає. Це супроводжується зменшенням концентрацій нітратів у воді, які досягають свого мінімуму у вегетаційний період.

Для фосфору неорганічного найбільші концентрації спостерігаються у період літньо-осінньої межені й мало пов'язані з коливанням чисельності фітопланктону. Як відомо, значне надходження фосфатних іонів відбувається за рахунок точкових джерел, вплив яких максимально проявляється за мінімальних показників водного стоку. Забрудненню поверхневих вод фосфором сприяє широке застосування фосфорних добрив, поліфосфатів, миючих засобів, флотореагентів і пом'якшувачів води [63, 67, 68].

3.3. Концентрації мікроелементів

Серед мікроелементів, досліджували купрум, плюмбум, манган, хром і ферум. Вміст Cu коливався у воді р Десна від 0 до $23,6 \text{ мкг/дм}^3$. Середня концентрація Cu у замикальному створі Десни за період 1997–2010 рр. становила $2,8 \text{ мкг/дм}^3$. Максимальні значення середньорічної концентрацій Cu спостерігались у 1998 р., який характеризувався найбільшою за період дослідження водністю. Середня концентрація у період водопілля в цьому році становила 17 мкг/дм^3 , а максимальна досягла $23,6 \text{ мкг/дм}^3$.

Уміст хрому коливався від 0 до 30 мкг/ дм³. Його середній за період 1995–2010 рр. уміст у створі с. Літки складав 8,7 мкг/ дм³. Від початку періоду наших досліджень спостерігається тенденція до зменшення його вмісту.

Концентрація Zn за період 1997–2010 рр. коливалась від 0 до 83 мкг/ дм³, а його середнє значення становило 20,7 мкг/ дм³ (рис. 3.6.). Як правило, в гумідній зоні мікроелементи більшою мірою перебувають у розчинній формі [69, 70, 71].

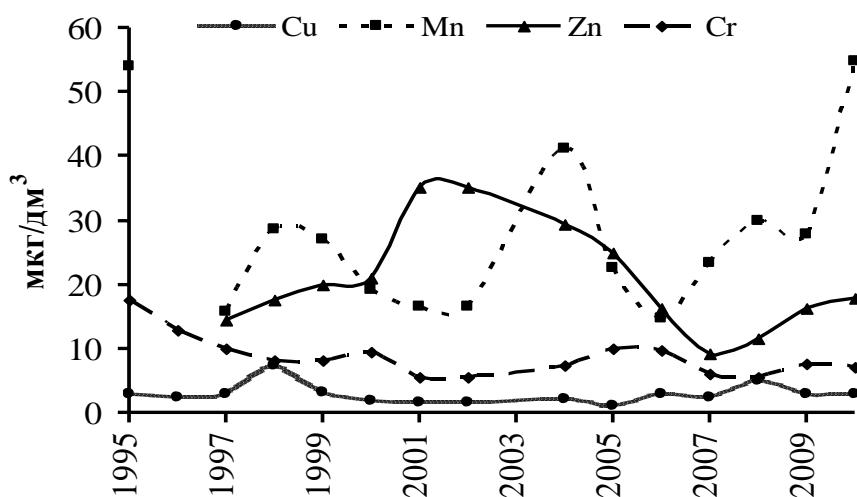


Рис. 3.6. Динаміка концентрацій окремих металів у воді р. Десна за період 1995–2010 рр.

Загалом концентрація мангану за період 1995–2010 рр. варіювала у межах 0–173 мкг/дм³. Середня концентрація Mn становила 28,8 мкг/дм³.

Ферум належить до найпоширеніших елементів у земній корі, тому на відміну від інших важких металів його концентрація подається в міліграмах. Середня концентрація Fe за період дослідження 1991–2010 рр. становила 0,38 мкг/дм³. Динаміка вмісту феруму у воді р. Десна була досліджена за допомогою теста Манна-Кендалла (рис. 3.7.).

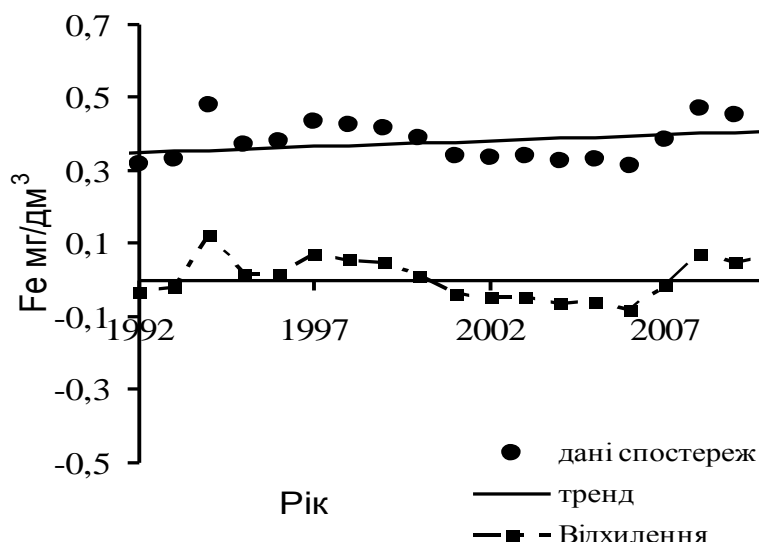


Рис. 3.7. Оцінка зміни трендів та довірчих інтервалів вмісту феруму у воді р. Десна за період 1991–2010 рр. за тестом Манна-Кендалла

Похил лінії тренда має висхідний характер, значення теста Z становить 0,94, що свідчить про зростання концентрацій феруму. Значимість тренда становить 0,1. Варіація довірчих інтервалів незначна, що свідчить більшою мірою про однорідність формування вмісту феруму в р. Десна.

3.4. Концентрації розчинених газів та органічних сполук

Розчинені гази завжди присутні в поверхневих водах і мають особливу роль для життєдіяльності живих організмів. Найпоширенішими та необхідними серед них є кисень та діоксид карбону [70].

Середній вміст CO_2 за період дослідження становив $9,1 \text{ мгО/дм}^3$, середній вміст O_2 становив $8,2 \text{ мгО/дм}^3$. Коливання середніх значень діоксиду карбону відбувалось в межах $5,4\text{--}11,7 \text{ мгО/дм}^3$, вміст O_2 змінювався від 6,8 до $9,3 \text{ мгО/дм}^3$ (рис. 3.8.).

Величини концентрацій кисню та діоксиду вуглецю свідчать про їхній оптимальний склад, який сприятливо позначається на життєдіяльності живих організмів.

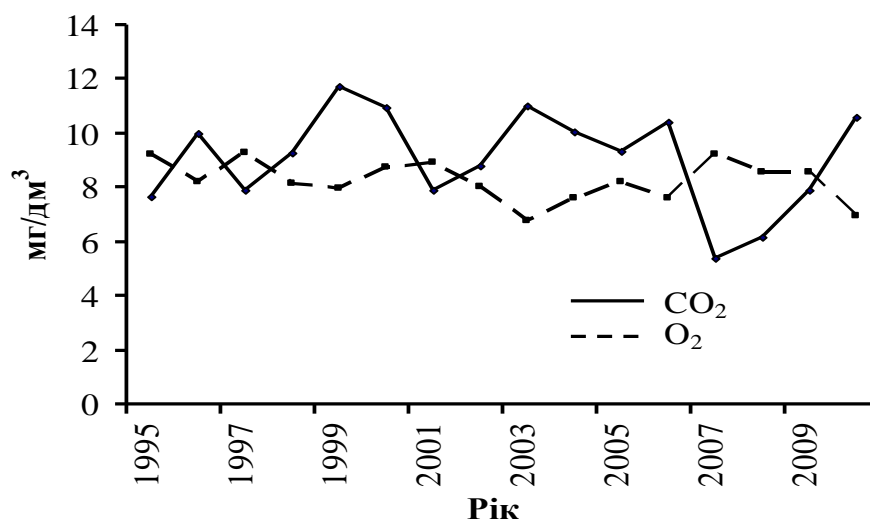


Рис. 3.8. Коливання середньорічних концентрацій CO₂ та O₂ у замикальному створі р. Десна за період 1995–2010 рр.

Органічні речовини завжди присутні в природних водах. Незважаючи на велику кількість форм, органічні сполуки складаються в основному з карбону, кисню й гідрогену, які становлять 98,5% маси [45]. За інтегральним показником хімічного споживання кисню (ХСК_{Мп}) вміст органічних речовин у воді р. Десна в середньому становив 8,3 мгО/дм³ за меж коливання від 6,5 до 9,8 мгО/дм³.

Середнє значення БСК₅ за період спостережень 1995–2010 рр. становило 2,2 мгО/дм³. Його вміст змінювався не більше ніж в два рази за досліджуваний період — 1,4 до 3,1 мгО/дм³.

Наведені значення ХСК та БСК₅ свідчать про невисокий вміст органічних речовин у замикальному створі р. Десна.

Висновок. Виконаний аналіз показав, що середня мінералізація води в замикальному створі р. Десна за 1991–2010 рр. становила 394 мг/дм³. За сольовими показниками вода р. Десна відноситься до гідрокарбонатно-кальцієвого класу. Співвідношення аніонів змінюється у наступному порядку: HCO₃⁻>SO₄²⁻>Cl⁻, середній вміст яких становить відповідно 235, 45 та 14 мг/дм³. Серед катіонів переважає кальцій, а їхній загальний порядок змінюється у

напрямку: $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, середній вміст катіонів становив відповідно $64,8 \text{ мг/дм}^3$, $17,5 \text{ мг/дм}^3$, $13,5 \text{ мг/дм}^3$ та $4,2 \text{ мг/дм}^3$.

Серед біогенних елементів домінують сполуки силіцію. Середня концентрація силіцію у водах р. Десна за період дослідження складала $6,37 \text{ мг/дм}^3$, нітрогену неорганічного $N_{\min} - 0,79 \text{ мгN/ дм}^3$. Найменшими концентраціями серед біогенних елементів характеризуються сполуки фосфору – $0,15 \text{ мгP/дм}^3$. Серед неорганічних форм нітрогену домінує його нітратна форма з середньорічною концентрацією – $0,51 \text{ мгN/дм}^3$, вміст N-NH_4^+ становив – $0,27 \text{ мгN/дм}^3$, концентрація N-NO_2^- серед сполук нітрогену була найменшою й становила $0,014 \text{ мгN/ дм}^3$.

Найбільша середня концентрація серед важких металів у воді р. Десна, характерна сполукам феруму – $0,38 \text{ мг/дм}^3$, середня концентрація хрому становить – $8,7 \text{ мкг/ дм}^3$, цинку – $20,7 \text{ мкг/ дм}^3$, купруму – $2,8 \text{ мкг/дм}^3$.

Уміст розчинених газів та органічних сполук у замикальному створі р. Десна незначний, що свідчить про оптимальні умови при формуванні екологічного стану води. Середня концентрація CO_2 за період дослідження становить $9,1 \text{ мгO/дм}^3$, $\text{O}_2 - 8,2 \text{ мгO/дм}^3$. За інтегральним показником хімічного споживання кисню (ХСК_{Mn}) вміст органічних речовин у воді р. Десна в середньому становив $8,3 \text{ мг/дм}^3$ за меж коливання від $6,5$ до $9,8 \text{ мгO/дм}^3$. Середнє значення БСК_5 за період спостережень 1995–2010 рр. становило $2,2 \text{ мгO/дм}^3$.

Для сезонної динаміки концентрацій головних іонів та БЕ характерні мінімальні значення у весняно-літній період. Виняток становлять сполуки фосфору, концентрації якого в цей період наближені до максимальних значень, що, вочевидь, зумовлено значними скидами стічних вод на фоні мінімальних показників водного стоку.

Тенденції зміни вмісту головних іонів, БЕ та феруму за багаторічний період досліджували за допомогою непараметричного теста Манна-Кендалла. Оцінка достовірності тренда проводилась відповідно до рівняння Сенна. Серед компонентів сольового складу низхідний характер лінії тренда мають аніони

сульфатів, хлоридів, катіонів кальцію та магнію, що свідчить про тенденцію до зменшення їхнього вмісту. Лінія тренда для гідрокарбонатних іонів, натрію, калію та БЕ має висхідний характер, що свідчить про зростання їхніх концентрацій. Варіабельність коливання концентрацій важких металів незначна. Для хрому спостерігається тенденція до зменшення його вмісту.

РОЗДІЛ 4

СТІК РОЗЧИНЕНИХ РЕЧОВИН У БАСЕЙНІ Р. ДЕСНА

Перенесення хімічних компонентів річковим потоком – важливий показник їхнього масообміну, а його кількісна характеристика в інтегрованому вигляді віддзеркалює процеси, які відбуваються на водозборі. Унаслідок контакту атмосферних опадів з підстильною поверхнею до річок надходить значна кількість розчинених і завислих речовин, зумовлюючи їхній перерозподіл у навколишньому середовищі. Кількість речовин, які стікають з водним стоком з території басейну, називають стоком хімічних речовин. У англійській літературі йому відповідає поняття load.

Міграційні потоки між різними компонентами екосистем є своєрідними каналами зв'язку, кількісні характеристики яких визначаються величиною фази носія й фази мігранта.

При цьому водна маса як основний носій енергії відіграє роль активної динамічної складової, забезпечуючи масообмін між компонентами в системі «тверда фаза – вода».

Вивчення стоку елементів має важливе фундаментальне значення, оскільки характеризує ступінь та направленість взаємодії води з корою вивітрювання. Межі басейнів поверхневого стоку хімічних елементів співпадають з межами річкових басейнів, а його величина кількісно характеризує основну витратну частину балансу хімічних елементів річкового басейну, ступінь ерозії ґрунтів і порід, процес вивітрювання, карсту, засолення територій.

Як будь-яка ізольована термодинамічна система, взаємодія між підстильною поверхнею і водним стоком окремих територій без зовнішнього впливу буде прямувати до рівноважного стану, про що свідчить відносно стабільний хімічний склад окремих річок [70]. Збільшення винесення речовин з

річкових басейнів та речовинного балансу морів свідчить про зміни в системі, які можуть бути викликані різноманітними причинами: антропогенним впливом, кліматичними змінами та ін.

З 70-х років минулого сторіччя відзначається значне збільшення біопродуктивності водосховищ і морів та пов'язане з цим різке підвищення біомаси фіто- та зоопланктону, масовий розвиток деяких безхребетних. У результаті зменшення фотичного шару та розкладання постмортальних решток гідробіонтів виникає дефіцит кисню з наступною задухою. Це явище здобуло назву евтрофікації і, як показали численні дослідження, спричиняється підвищеним надходженням до водних об'єктів сполук нітрогену, фосфору й меншою мірою силіцію з ґрунтового покриву, зокрема, й завдяки внесенню добрив, рослинності, гірським породам, з стічними водами, атмосферними опадами [63, 72].

4.1. Іонний стік

4.1.1. Величина та багаторічна динаміка іонного стоку

За хімічним складом вода р. Десна належить до гідрокарбонатно-кальцієвого класу 2-го типу, що характерно для річок гумідної зони.

Основним джерелом надходження вказаних компонентів є літосфера, зокрема, карбонатні осадові породи (мергелі вапняки, доломіти, гіпс) [70]. В атмосферних опадах їхній вміст незначний.

Середня величина винесення сполук HCO_3^- у замикальному створі гирла р. Десна за досліджуваний період становила 2482 тис. т/рік, накопичення у водах іонів HCO_3^- лімітується наявністю кальцію. Гідрокарбонати домінують у водах р. Десна, серед аніонів, частка їхнього винесення від аніонного складу становить 79 % (рис.4.1). Домінування гідрокарбонатних іонів, як правило, відзначається у прісних водах.

Середня величина стоку SO_4^{2-} становила 492 тис. т/рік (табл. 4.1), частка сульфатних іонів у аніонному стоці не перевищувала 16 %. Сульфатні іони менш рухомі порівняно з хлоридними, їхній вміст лімітується наявністю в природних водах Ca^{2+} . Хлоридні іони мають найвищу міграційну здатність і не утворюють важкорозчинних солей, у маломінералізованих водах вони за вмістом поступаються гідрокарбонатним і сульфатним іонам [58, 59, 60]. У випадку р. Десна стік хлоридних іонів не перевищував 147 тис. т/рік, а частка винесення становила 5 %.

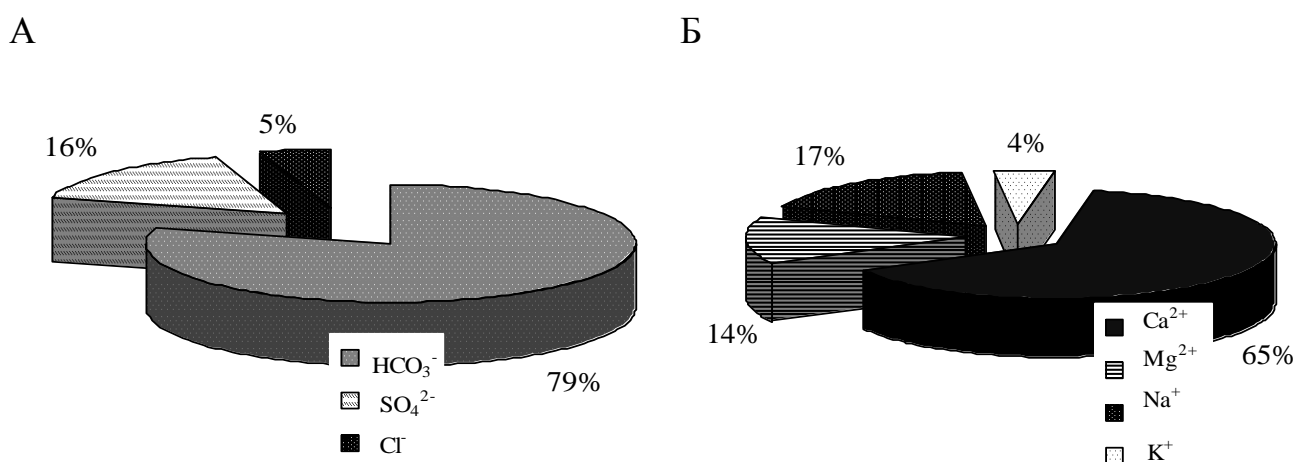


Рис. 4.1. Розподіл (А) аніонного та (Б) катіонного стоку головних іонів у басейні р. Десна

У катіонному складі маломінералізованих вод домінують іони кальцію. Серед лужних та лужноземельних металів кальцій має найвище кларкове число. Середня величини стоку Ca^{2+} у басейні р. Десна становила 685,5 тис. т/рік (65 %), Mg^{2+} – 146,7 тис. т/рік (14 %), Na^+ – 183,5 тис. т/рік (17 %), K^+ – 46,5 тис. т/рік (4 %). Магній за своїми властивостями схожий до кальцію, однак, у природних умовах рідко зустрічаються води з домінуванням цього катіону. У високомінералізованих водах, зазвичай, переважає Na^+ , а в маломінералізованих Ca^{2+} [59]. Найменша частка винесення катіонів K^+ зумовлена його низькою міграційною здатністю та високою потребою у живленні живих організмів, зокрема, рослинного покриву.

Атмосферні опади відіграють істотне значення в процесах формування міграційних потоків речовин, але пряме надходження хімічних компонентів з ними, як правило, незначне, за винятком промислових районів з підвищеним умістом забруднювальних речовин у атмосферному повітрі. Значно більший вплив чинить характер випадіння атмосферних опадів, їхня інтенсивність та тривалість, оскільки цим визначається об'єм міграційних водних потоків [73].

Таблиця 4.1

Іонний стік у замикальному створі гирла р. Десна, 1992–2010 рр.

	НСО ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	W
	тис. т/рік							км ³
1992	2095	560	171	582	177	138	46,8	8,8
1993	1954	760	155	580	199	136	37,2	9,1
1994	2696	737	192	808	198	148	73,3	13,9
1995	2318	511	151	557	188	192	46,0	11,2
1996	1917	370	113	537	91	161	39,2	9,0
1997	1949	334	100	550	83	151	30,8	8,4
1998	3057	477	172	827	147	229	58,3	15,3
1999	3041	449	175	826	165	188	43,8	13,9
2000	2828	637	185	867	136	207	51,1	12,3
2001	3002	567	157	815	163	229	48,2	13,1
2002	2175	457	121	595	119	186	39,6	9,7
2003	2262	412	120	584	138	174	37,4	10,7
2004	2963	580	186	838	168	200	57,5	12,5
2005	2574	243	120	726	137	213	55,3	11,2
2006	3212	821	149	874	182	312	68,2	14,7
2007	2596	461	147	735	123	191	44,9	11,1
2008	1983	284	116	531	112	121	29,2	9,0
2009	1942	368	117	559	94	146	33,9	8,7
2010	2598	325	153	634	167	165	42,9	11,2
Сер.	2482	492	147	686	147	184	36,5	11,3

Загалом, для України атмосферні опади характеризуються переважанням у них сульфатних аніонів та катіонів магнію. Надходження головних іонів з

атмосферними опадами відбувається у наступному порядку: аніони – $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$, катіони – $\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ [74].

Часова динаміка стоку головних іонів р. Десна у замикальному створі вказує на значну варіабельність винесення окремих іонів (рис.4.2).

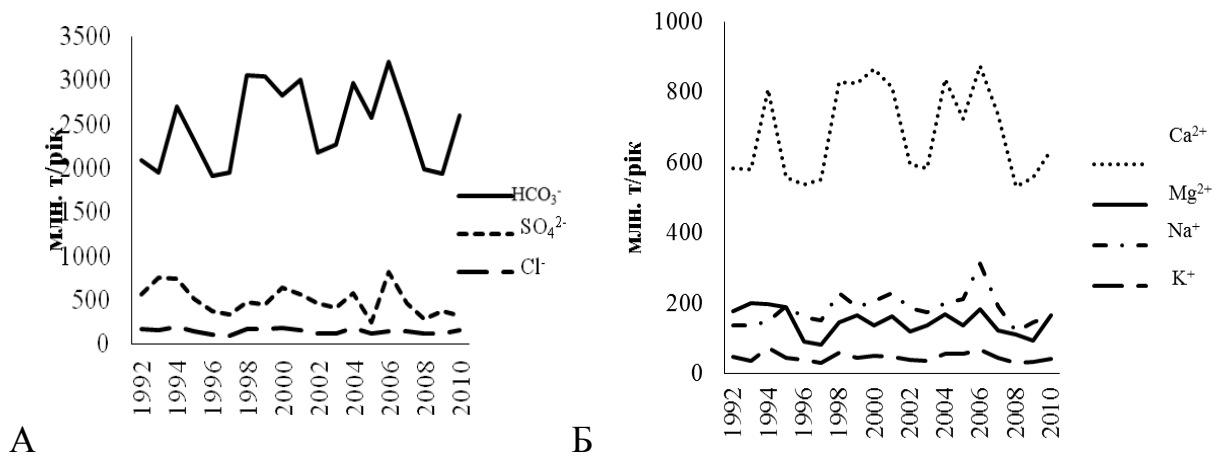


Рис. 4.2. Динаміка А – аніонного та Б – катіонного стоку головних іонів в басейні р. Десна, 1991–2010 рр.

У цілому досить чітко простежується наступна закономірність. Максимальні показники стоку головних іонів спостерігалися у 1998 р. та 2006 р. Це були найбільш багатоводні роки за досліджуваний нами період, коли об'єм водного стоку досягав відповідно $15,3 \text{ км}^3$ та $14,7 \text{ км}^3$. В роки з найменшою водністю (1997 та 2009 роки), об'єм стоку води за рік зменшувався відповідно до $8,4 \text{ км}^3$ та $8,7 \text{ км}^3$, стік головних іонів наближався до мінімальних значень. Мінімальна величина винесення гідрокарбонатних іонів становила 1917 тис. т/рік (1996 р.), а максимальна – 3212 тис. т/рік (2006 р.). Амплітуда коливань винесення сульфатних іонів змінювались більше, ніж у 3 рази з 243 тис. т/рік (2005 р.) до 821 тис. т/рік (2006 р.). Винесення хлоридних іонів коливалося від 100 тис. т/рік (1997 р.) до 192 тис. т/рік (1994 р.). Амплітуда коливань загального вмісту катіонів не перевищувала 2,5 раз. Максимальна величина стоку кальцію становила 874 тис. т/рік (2006 р.), магнію – 199 тис. т/рік (1993 р.), натрію – 312 тис. т/рік (2006 р.), калію – 73,3 тис. т/рік (1994 р.). Мінімальна величина стоку іонів кальцію становила 531 тис. т/рік (2008 р.),

магнію – 83 тис. т/рік (1997 р.), натрію – 121 тис. т/рік (2008 р.), калію – 30,8 тис. т/рік (1997 р.).

Циклічність коливань іонного стоку та водності р. Десна досліджено за допомогою інтегральних кривих відхилень (рис.4.3).

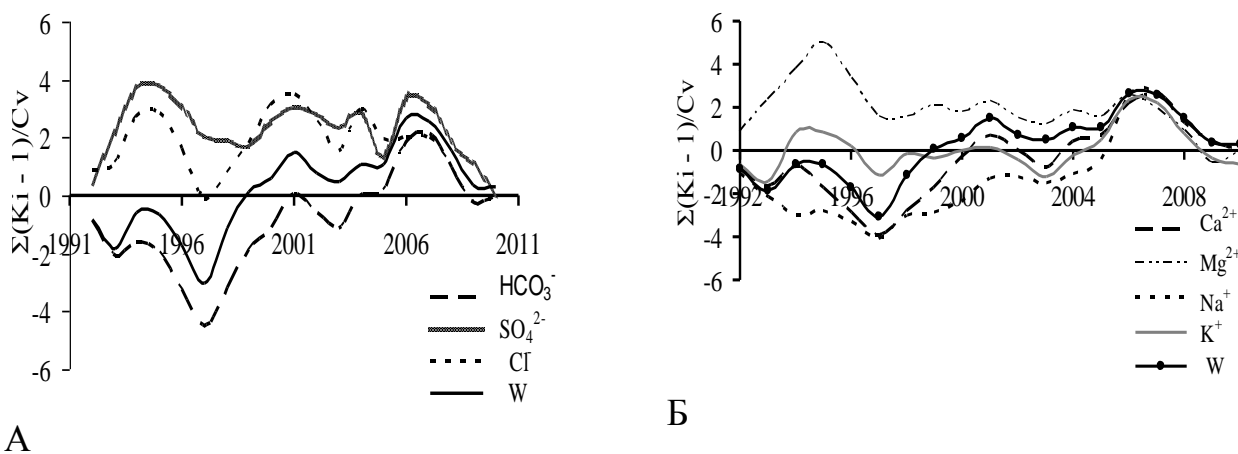


Рис. 4.3. Інтегральні криві відхилень А – аніонного, Б – катіонного та водного стоку в басейні р. Десна, 1991–2010 рр.

Коливання винесення головних іонів відносно водного стоку мають синхронний характер для всіх компонентів. Протягом 1992–1997 рр. спостерігалася спадаюча фаза водного стоку, яка з 1998 р. змінюється на протилежну. Циклічність стоку головних іонів повторюють коливання фаз водності, виняток становить стік сульфатних іонів та магнію, який є асинфазним відносно водного стоку. Це пояснюється переважним надходженням зазначених іонів з підземними та ґрунтовими водами.

4.1.2. Внутрішньорічний розподіл стоку головних іонів

Внутрішньорічна зміна стоку хімічних показників р. Десна (рис. 4.4) характеризується майже рівномірним розподілом їхнього винесення протягом року. Більша частка винесення головних іонів відзначається у період весняного водопілля – 39 %. У період літньо-осінньої межені частка їхнього стоку

становить 31 %. Під час зимової межені водами р. Десна виноситься 30 % хімічних сполук.

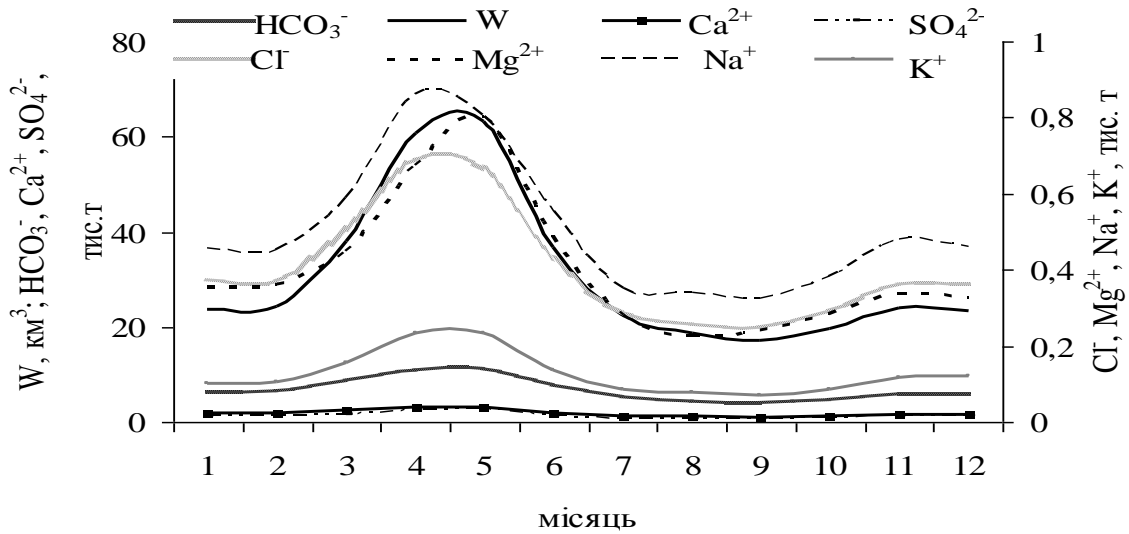


Рис. 4.4. Внутрішньорічний розподіл іонного стоку р. Десна за період 1991–2010 рр.

Відзначений розподіл іонного стоку зумовлений геохімічними умовами формування мінералізації води. Основним джерелом надходження компонентів іонного складу є літосфера, внаслідок чого концентрації розчинених солей спостерігаються у підземних водах.

Загалом, величина водного стоку є визначальним фактором у формуванні іонного стоку з басейну річки Десни [58, 72]. Свідченням цього стали побудовані графіки зв'язку між водним та іонним стоком, наведені на рис. 4.5.

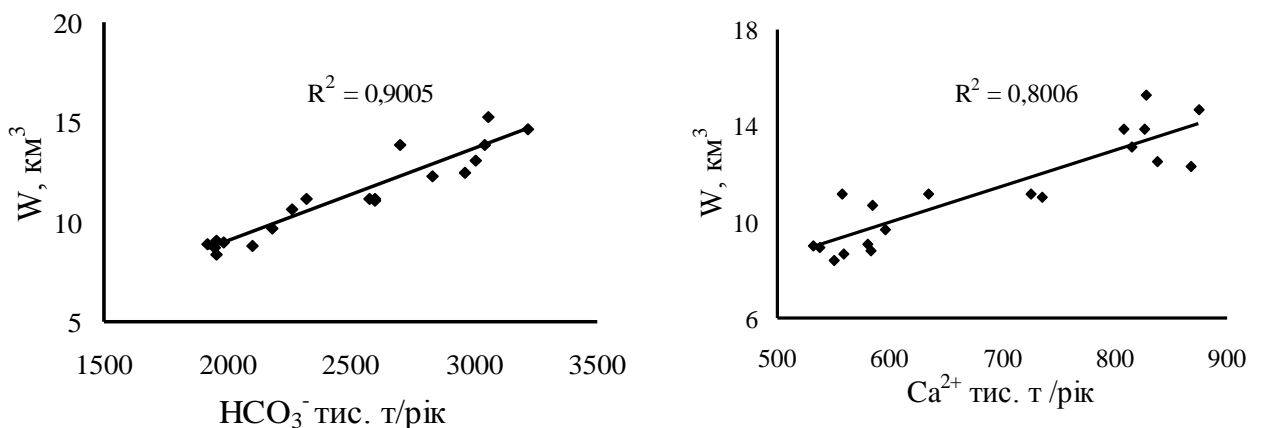


Рис. 4.5. Залежність між винесенням HCO_3^- і Ca^{2+} та водним стоком

Тіснота зв'язку оцінювалась за величиною коефіцієнтів парної кореляції між величинами, наведеними у табл. 4.2. Для всіх іонів співвідношення $r/\delta_r > 3$, що свідчить про надійність отриманих коефіцієнтів кореляції, які повністю відзеркалюють досліджуваний зв'язок.

Таблиця 4.2

Коефіцієнти парної кореляції між іонним та водним стоком

	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+
Коефіцієнт кореляції, r	0,94	0,69	0,76	0,89	0,86	0,83	0,88

Малий зв'язок між винесенням сульфатних і хлоридних іонів з водністю, зумовлений, найвірогідніше, антропогенними чинниками. Хлоридні іони значною мірою містяться в стічних водах промислових та комунально-господарських підприємств. Застосування добрив, що містять сульфатні та хлоридні сполуки, а також надходження атмосферних опадів, де вміст SO_4^{2-} нерідко перевищує допустимі норми, в основному й зумовлюють антропогенне навантаження на водні об'єкти вказаним сполуками.

4.2. Стік біогенних елементів

Серед біогенних елементів, що транспортуються водами р. Десна, домінують сполуки силіцію (87%). Це пояснюється значною поширеністю силіцію у літосфері, у складі якою домінують алюмосилікати.

Стік неорганічних сполук нітрогену у стоці біогенних елементів становив 11 %, а частка фосфатів була найменшою – 2 %. Втім, саме сполуки нітрогену й фосфору мають провідне значення в розвитку гідробіонтів. Важлива особливість, полягала в тому, що силіцій надходить до природних вод, передусім, завдяки природним процесам, тоді як для нітрогену й фосфору важливою є антропогенна складова [72].

Результати розрахунку стоку біогенних елементів з водозбірної площі р. Десна наведено у табл. 4.3.

Таблиця 4.3

Стік біогенних елементів у замикальному створі р. Десна, 1991–2010 рр.

Рік	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-N _{min}	P-P _{min}	Si	W км ³
	тис. т/рік						
1991	2,2	0,09	9,3	11,6	1,7	15,6	12,2
1992	1,9	0,08	3,5	5,5	1,0	22,1	8,8
1993	1,7	0,08	3,7	5,5	0,8	72,1	9,1
1994	3,6	0,12	4,5	8,2	1,4	48,9	13,9
1995	2,4	0,09	4,3	6,8	1,3	46,7	11,2
1996	2,1	0,17	4,4	6,8	1,1	41,3	9,0
1997	1,7	0,09	4,4	6,2	1,2	33,1	8,4
1998	4,7	0,33	7,0	12,1	3,2	83,0	15,3
1999	4,4	0,17	6,4	10,9	2,0	77,3	13,9
2000	3,3	0,15	6,1	9,6	2,0	92,5	12,3
2001	3,7	0,15	6,5	10,4	1,8	93,0	13,1
2002	2,9	0,10	5,2	8,2	1,2	74,0	9,7
2003	3,4	0,10	6,0	9,5	1,5	63,5	10,7
2004	4,6	0,09	5,2	9,9	1,6	83,6	12,5
2005	3,1	0,13	5,9	9,2	2,1	76,9	11,2
2006	4,8	0,16	7,3	12,3	1,9	112,7	14,7
2007	3,3	0,09	4,3	7,7	1,3	88,5	11,1
2008	2,7	0,13	3,4	6,2	1,5	75,7	9,0
2009	2,0	0,10	4,7	6,8	1,1	52,5	8,7
2010	3,3	0,13	5,2	8,7	1,3	65,1	11,2
Сер.	3,1	0,13	5,4	8,6	1,6	65,9	11,3

За період досліджень кількість силіцію, що транспортувався з водою річки, змінювалась майже у 7 разів – від 15,6 до 112,7 тис. т/рік, а загальна динаміка змін відповідала коливанням водного стоку (рис. 4.6).

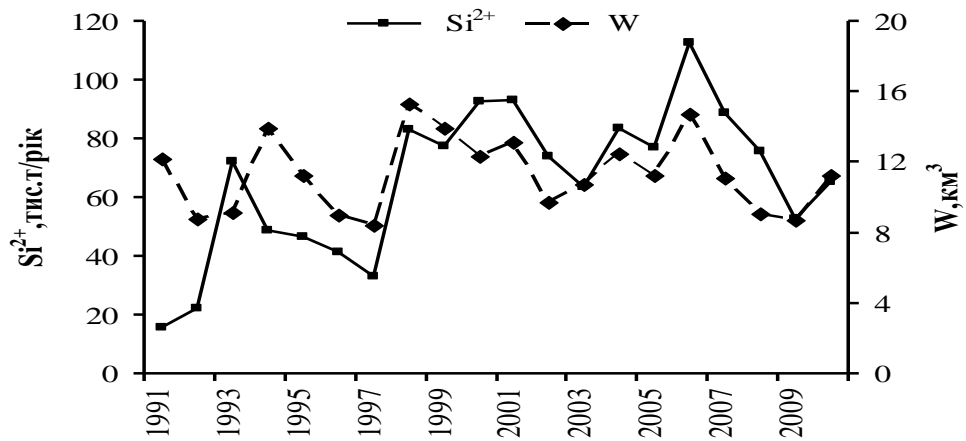


Рис. 4.6. Коливання стоку силіцію та водного стоку у р. Десна за період 1991–2010 рр.

З огляду на залежність між водністю й винесенням хімічних компонентів, останній був нами унормований на величину водності 50-ти % забезпеченості. З урахуванням водності за досліджуваний період винесення водами р. Десна сполук силіцію коливалось в широких межах – від 14,4 до 94,8 тис. т/рік, відповідно у 1991 р. та 2008 р. (рис. 4.7).

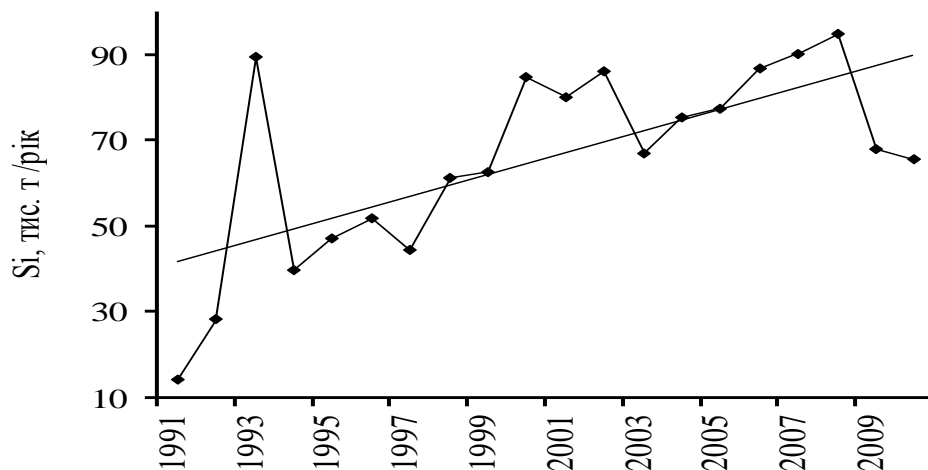


Рис. 4.7. Динаміка стоку силіцію з водозбірної території р. Десна, унормованого на водність 50-ти % забезпеченості, 1991–2010 рр.

Нами було проаналізовано дані щодо стоку Si за попередні періоди, наведені в роботах [2, 10]. Згідно з розрахунками [2], у 1953 р. стік силіцію досягав 88 тис. т. у 1954 р. – 35 тис. т. Об'єм водного стоку в ці ж роки становив відповідно 6,8 км³ та 13,8 км³. Після приведення даних стоку Si до

середньобагаторічної водності р. Десна ($11,3 \text{ км}^3$) отримали значення винесення Si 72 тис. т у 1953 р. та 57 тис. т у 1954 р., що є близькими до отриманих нами результатів для періоду 1994–2004 рр. У роботі [10] наведено дані за різні періоди: 1971–1980 рр.; 1981–1990 рр., 1991–2000 рр.; 2001–2007 рр. Перший з них відповідав фазі зниження водності р. Десна, а інші – збільшення водного стоку. Водність двох останніх періодів була близькою до середньобагаторічної величини. Після унормування наведених автором [10] розрахунків стоку силіцію на середню багаторічну водність отримали наступні показники винесення Si: 1971–1980 рр. – 45,1 тис. т/рік; 1981–1990 рр. – 40,6 тис. т/рік; 1991–2000 рр. – 61,1 тис. т/рік, що також знаходиться у діапазоні отриманих нами значень.

Аналіз отриманих результатів та розрахунків інших авторів [2, 10] показав, що навіть за умови приведення до середньої багаторічної водності стік силіцію зазнає значних коливань і в період 1991–2010 рр. спостерігалось значне зростання винесення його сполук з водами р. Десна (див. рис. 4.7.). Причиною цього може бути коливання кількості діатомових водоростей, які домінують у складі альгофлори р. Десна та є основними споживачами силіцію. Зв'язок між зменшенням умісту силіцію та масовим розвитком діатомових водоростей відзначався авторами [75, 76, 77, 78], які показали наявність чіткої тенденції до зменшення концентрації Si^{2+} у гирловій частині річки. У сучасний період діатомові водорості також складають основу чисельності та біомаси фітопланктону р. Десна, показники яких у гирловій зоні річки становили відповідно 57 та 90% від чисельності фітопланктону. Доказом впливу діатомових водоростей на формування винесення силіцію є його асинхронна динаміка відносно зміни чисельності фітопланктону (рис. 4.8).

Від початку спостережень до кінця 1990-х рр. вміст фітопланктону у водах р. Десна мав найбільші показники, натомість винесення силіцію у цей період було мінімальним, а з різким зменшенням чисельності фітопланктону від початку 2000-х рр. стік Si істотно зріс.

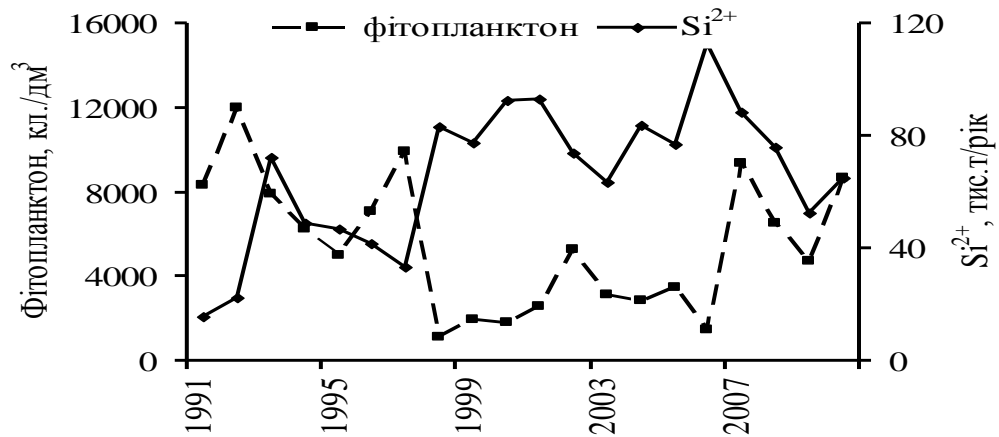


Рис. 4.8. Динаміка стоку силіцію та чисельності фітопланктону в р. Десна за період 1991–2010 рр.

Для з'ясування взаємозв'язку між стоком Si та чисельністю фітопланктону виконано кореляційний аналіз між зазначеними показниками. Досліджуваний період розбито на 2 проміжки 1990–2000 рр. та 2001–2010 рр. В результаті проведених розрахунків отримано високе значення коефіцієнта кореляції за перший період, яке становило $r=0,84$. В наступний період значення відповідного коефіцієнта кореляції було невисоким, натомість, отримано високий коефіцієнт кореляції між винесенням силіцію і водним стоком – $r = 0,83$ (рис. 4.9).

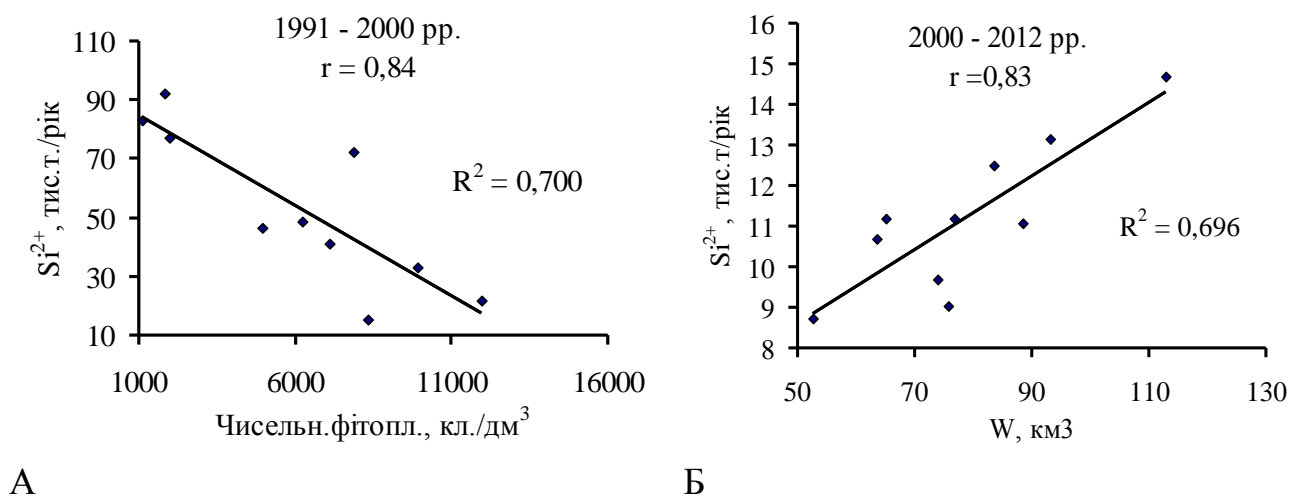


Рис. 4.9. Залежність стоку силіцію від (А) чисельності фітопланктону та (Б) водного стоку

На розвиток та життєдіяльність фітопланктону впливає низка чинників. Передусім, його чисельність залежить від хімічного складу води, який в свою чергу, залежить від фізико-географічних, кліматичних та гідрологічних умов. Збільшення водного стоку призводить до збільшення винесення хімічних сполук. Басейн р. Десна розташований у гумідній зоні й має у верхів'ях істотну частку заболочених земель з високим умістом органічних речовин гумусового походження. Припустили, що зі збільшенням водного стоку в руслову частину надійде більша маса гумусових речовин, які збільшують кольоровість та відповідно зменшують прозорість води. Внаслідок зменшення прозорості води, зменшується глибина фотичного шару – це важливий чинник процесу фотосинтезу. На доказ висловленого припущення побудовано інтегральні криві кольоровості, чисельності фітопланктону, винесення силіцію та водного стоку (рис. 4.10).

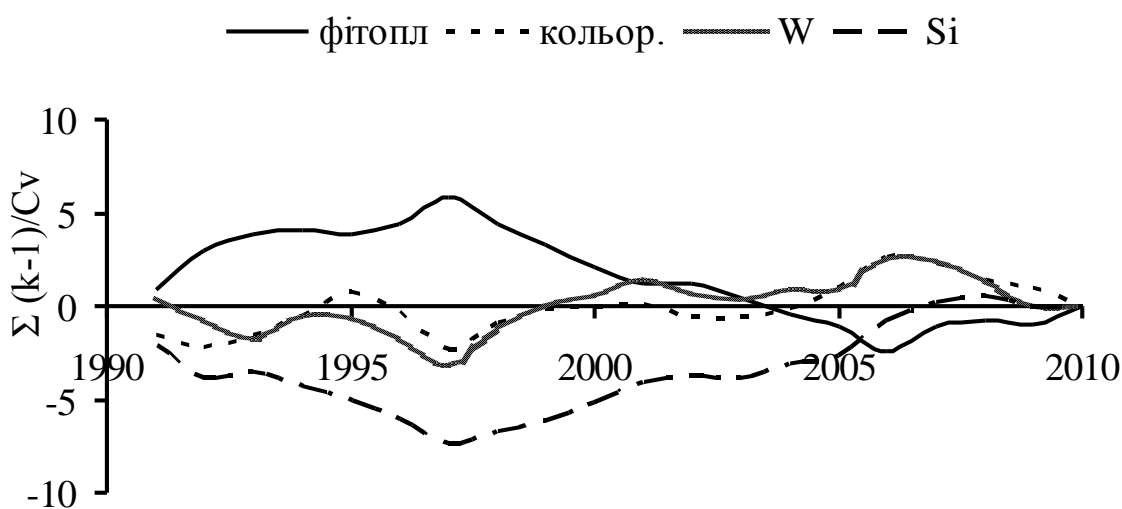


Рис. 4.10. Інтегральні криві стоку силіцію, водного стоку, чисельності фітопланктону та кольоровості води

Динаміка зміни чисельності фітопланктону – дзеркальне відображення винесення силіцію, а коливання кольоровості води відзначаються синхронністю відносно коливань водного стоку.

Відповідно до отриманих результатів (див. табл. 4.3), надходження сполук нітрогену протягом досліджуваного періоду змінювалась майже в 2 рази від 5,5 до 12,3 тис. т/рік.

Десна формує 21% водності басейну Дніпра й, очевидно, має вагоме значення у балансі його хімічного стоку. Для цього на прикладі 1998 р., який відзначався найбільшою за досліджуваний період водністю, розраховано відсоток величини стоку біогенних елементів у замикальному створі р. Десна відносно такого ж показника в нижньому б'єфі Каховської ГЕС (табл. 4.4) [68].

Таблиця 4.4

Баланс стоку біогенних елементів у басейні Дніпра, 1998 р.

Показник	Річка	% від заг. стоку	Показник	Річка	% від заг. стоку
$N-NH_4^+$	Прип'ять	48,4	$N-NO_2^-$	Псел	42,4
	Дніпро	34,7		Десна	23,9
	Десна	8,7		Дніпро	21,9
$N-NO_3^-$	Десна	35,2	$P-PO_4^{3-}$	Дніпро	31,1
	Дніпро	27,8		Десна	24,8
	Прип'ять	22,8		Прип'ять	24,6

Отримані результати показали вагоме значення р. Десна у формуванні винесення біогенних елементів у р. Дніпро. Для показника нітрогену нітратного вплив р. Десна набуває найбільшого значення – 35,2 %.

Динаміка багаторічних змін стоку неорганічного нітрогену та фосфору досліджувалась після унормування отриманих результатів на середньобаторічну водність (рис. 4.11).

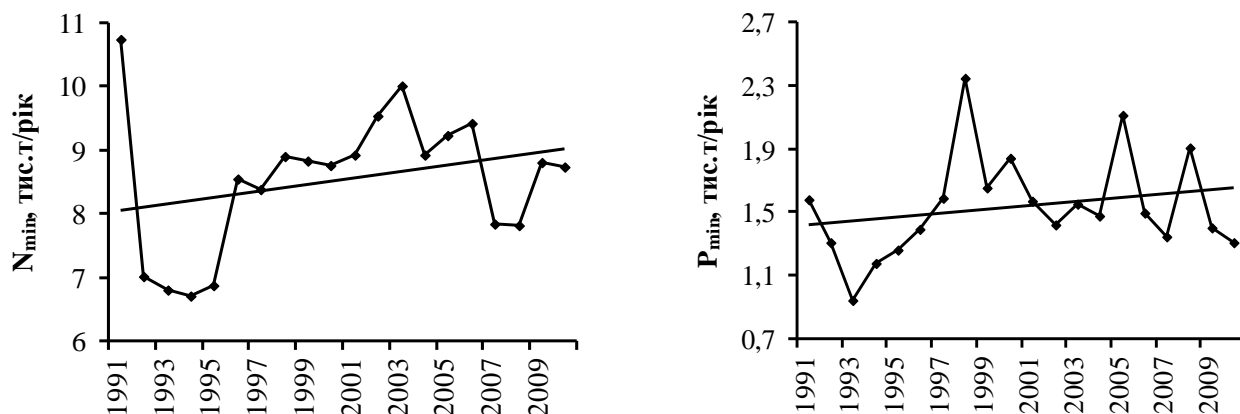


Рис. 4.11. Динаміка стоку N_{min} та P_{min} з водозбору р. Десна, унормованого на водність з 50 %-ю забезпеченістю

Як видно, на початку 90-х рр. ХХ ст., коли йшла перебудова системи господарювання країни, стік N_{min} різко зменшився – майже з 11,0 до 6,7 тис. т/рік. У 1996 р. винесення неорганічного нітрогену збільшився до 8,5 тис. т/рік і з того часу з незначним зменшенням винесення в 2007 та 2008 рр. не припиняє зростати, хоч і темпи цього зростання невеликі. За період 1996–2010 рр. середній стік N_{min} становив 8,9 тис. т/рік.

Стік неорганічного нітрогену з водами р. Десна вперше розраховано за період 1960–1963 рр. і в кількісному виразі він варіював у межах 5,25–7,08 тис. т/рік [2]. Враховуючи те, що в цей період у басейні спостерігалася фаза зменшення водності, отримані [2] дані було унормовано на водність 50 %-ї забезпеченості. У результаті проведених розрахунків середній стік зазначеного періоду становив 7,3 тис. т/рік. Для періоду наших досліджень близьке до цього значення величини стоку неорганічних форм нітрогену спостерігалось тільки під час різкого зменшення господарської активності (1992–1995 рр.). У наступні роки (1996–2004 рр.) середнє значення винесення N_{min} зросло до 8,8 тис. т/рік.

Зростання винесення сполук нітрогену та фосфору пов'язане, насамперед, з антропогенним чинником, у контексті чого доцільно говорити про сукупний

вплив зосереджених (точкових) та дифузних (розподілених) джерел забруднення.

Винесення фосфору в замикальному створі р. Десна за досліджуваний період змінювалось в 4 рази від 0,8 (1993 р.) до 3,2 тис. т/рік (1998 р.). На початку 1990-х рр. на фоні економічної кризи та занепаду промислового виробництва його винесення, як і винесення нітрогену, було наближене до мінімальних показників.

Вплив господарської діяльності на винесення біогенних елементів водами р. Десна в створі м. Чернігова добре показано на інтегральних кривих (рис. 4.12).

З початку 1970-х до початку 1980-х рр. на фоні зменшення водного стоку спостерігалось збільшення винесення неорганічних форм нітрогену. З 1981 р. й до цього часу водний стік р. Десна у зазначеному створі постійно зростає. На відміну від цього, в 1981 р. почалася спадаюча фаза винесення неорганічних форм нітрогену, яка триває дотепер. Винятком став 1995 р., коли відбулось незначне зростання усіх форм неорганічного нітрогену, що може бути пов'язане з коливанням водного стоку.

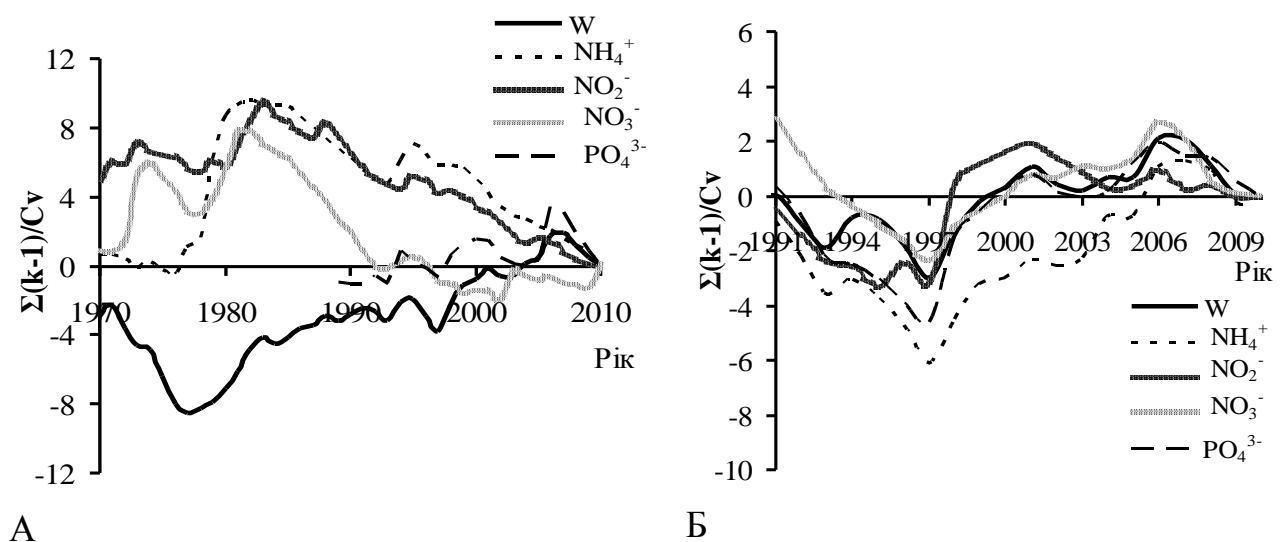


Рис. 4.12. Інтегральні криві стоку біогенних елементів та водного стоку у басейні р. Десна (А) створ м. Чернігова, (Б) – гирлова ділянка річки

Натомість коливання стоку біогенних елементів відносно водного стоку в замикальному створі р. Десна були синхронними, що свідчить про переважно дифузний шлях надходження досліджуваних компонентів, зумовлений в першу чергу величиною водного стоку в басейні річки.

Це пов'язано з уповільненням темпів економічного розвитку країни з наступним розпадом СРСР і радикальною перебудовою системи господарювання, що призвело до зменшення надходження нітратних сполук нітрогену з території водозбору.

Про вплив дифузних джерел забруднення як у створі м. Чернігова, так і с. Літок, необхідно говорити в контексті сільськогосподарського виробництва, що супроводжується меліораціями, внесенням добрив, застосуванням хімічних засобів захисту рослин. У межах водозбору р. Десна досить великою є площа меліорованих земель, яка лише в українській частині становить понад 300 тис. га [68]. Ще на початку 70-х років ХХ ст. на території колишнього СРСР зазначалося стійке зростання антропогенної складової стоку біогенних елементів, що пов'язано з різким збільшенням хімізації народного господарства. На цей час застосовувалось $30 \cdot 10^6$ умовних одиниць добрив, з яких стічними водами вимивалося ~ 22 % азотних добрив і ~ 2 % фосфорних [79]. У досліджуваній нами період на сільськогосподарські угіддя басейну р. Десна вносилося в середньому 23,2 тис. т добрив, серед яких абсолютну перевагу мали азотні. На 1 гектар посівної площі було внесено в середньому 48 кг поживних речовин, із них нітрогену – 36, фосфору – 6, калію – 6 кг [25]. Очікувані щорічні втрати нітрогену від вимивання можуть сягати 6 кг/га.

Втрати фосфору відбуваються переважно через ерозію ґрунту. Вилуговування фосфору на ґрунтах середнього і важкого гранулометричного складу не перевищує 1 кг/га [80].

Отже, згідно отриманих розрахунків можна стверджувати, що у замикальному створі р. Десна надходження біогенних елементів визначається переважною дією дифузних джерел.

4.2.1. Розподіл неорганічних форм нітрогену

Сполуки неорганічних форм нітрогену надходять з території водозбору в річкову мережу в замикальному створі р. Десна, поблизу с. Літки переважно у вигляді нітратних солей – 63 %. Цей факт зумовлений їхньою доброю розчинністю і високим ступенем консервативності, які визначають міграційну здатність. Частка нітрогену в амонійній формі склала 36 %, а решта – 1 % перебувала у перехідній нітритній формі (рис. 4.13).

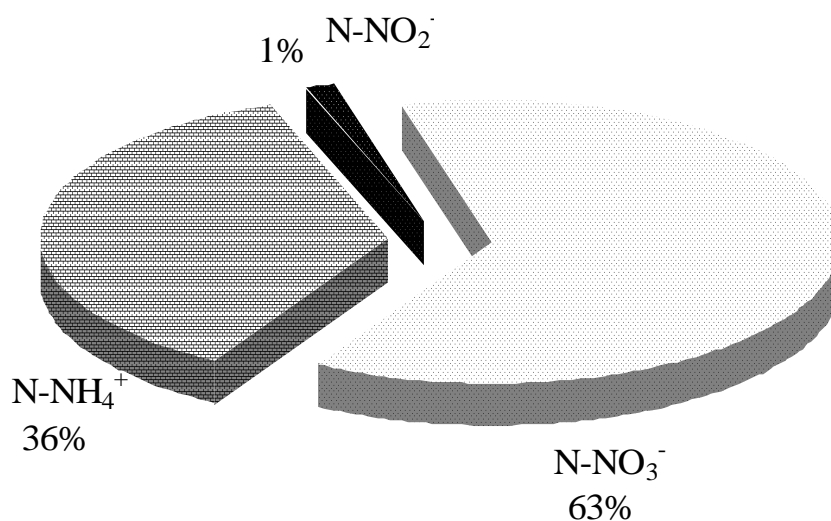


Рис. 4.13. Розподіл стоку мінеральних форм нітрогену у р. Десна

У той же час, досліджуючи ретроспективу біогенного забруднення вод р. Десна, встановлено, що наприкінці 80-х рр. минулого століття основна маса нітрогену надходила у формі іонів N-NH_4^+ [68]. Причиною цієї зміни стала економічна криза, яка призвела до скорочення виробництва і, як наслідок, зниження надходження стічних вод з високою концентрацією нітрогену в амонійній формі, а також з початку 90-х років в Україні відзначається стійке зменшення загальних викидів в атмосферу парникових газів, у складі яких вміст азотовмісних газів, метану і закису азоту, досягало відповідно 17 % і 6 % [80]. Надходження N-NO_3^- у річкові води значною мірою пов'язано з їхнім зливом з поверхні водозбору від розподілених джерел. У

сільськогосподарському виробництві широко застосовуються азотні добрива, які відносяться до легкорозчинних сполук. Недотримання норм і строків внесення, невідповідні умови зберігання добрив призводять до значного їхнього надходження до поверхневих вод [81, 82].

За період дослідження винесення амонійного нітрогену змінювалось від 1,7 (1997 р.) до 4,8 тис. т/рік (2006 р.). Середня величина його стоку склала 3,1 тис. т/рік. Загалом, після унормування стоку нітрогену амонійного на величину водності 50 %-ї забезпеченості спостерігається тенденція до його зростання (рис. 4.14).

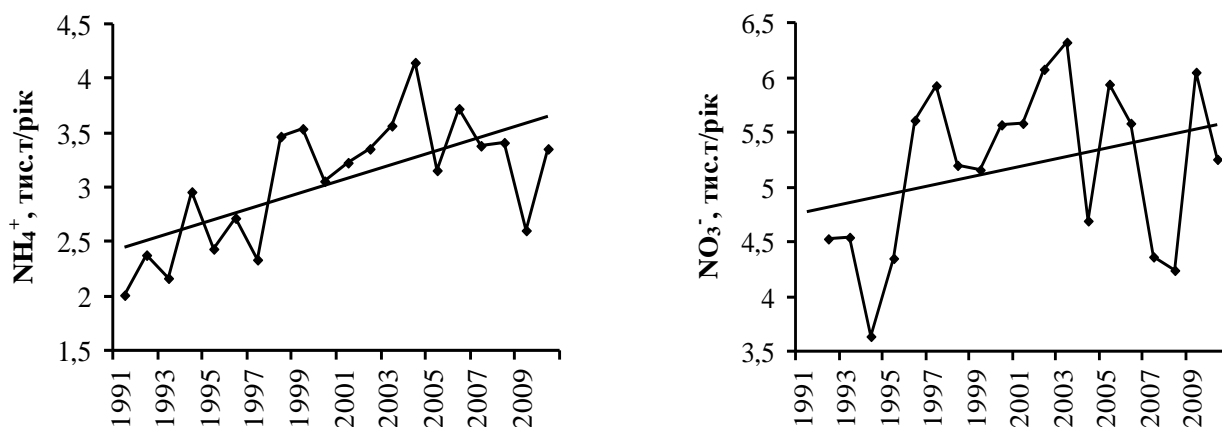


Рис. 4.14 Динаміка стоку N-NH₄⁺ та N-NO₃⁻ з водозбору р. Десна, унормованого на водність 50 %-ї забезпеченості

У період 1991–1996 рр. середня величина винесення N-NH₄⁺ після унормування стоку склала 2,4 тис. т/рік, в наступний період ця величина зросла вже до 3,3 тис. т/рік. Стік нітрогену в нітратній формі коливався від 3,4 (2008 р.) до 9,3 тис. т/рік (1991 р.), ця величина є аномальною, враховуючи, що це 1991 – рік розпаду СРСР. Ймовірно, що на фоні економічного колапсу, підприємства за браком коштів для утилізації відходів скидали їх просто в навколишнє середовище, водність р. Десна у той час перевищувала середній багаторічний показник, що зумовило збільшення винесення N-NO₃⁻. Загалом, якщо не враховувати аномальний 1991 р., після унормування стоку нітрогену

нітратів на величину водності з 50 %-ою забезпеченістю також спостерігається тенденція до його зростання.

Висновок. Найбільшу частку винесення серед іонного стоку мають гідрокарбонатні аніони та катіони кальцію. Середня величина винесення сполук HCO_3^- за досліджуваній період становила 2482 тис. т/рік, частка їхнього стоку від аніонного складу становить 79 %. Середня величина стоку SO_4^{2-} становила 492 тис. т/рік, частка сульфатних іонів у аніонному стоці не перевищувала 16 %, середній стік хлоридних іонів становив 147 тис. т/рік, а частка його винесення становила 5 %. У катіонному складі маломінералізованих вод домінують іони кальцію. Середня величини стоку Ca^{2+} у басейні р. Десна становила 685,5 тис. т/рік (65 %), Mg^{2+} – 146,7 тис. т/рік (14 %), Na^+ – 183,5 тис. т/рік (17 %), K^+ – 46,5 тис. т/рік (4 %).

На підставі різницевих інтегральних кривих іонного та водного стоку, для всіх компонентів сольового складу, крім аніонів сульфату та катіонів магнію, спостерігається зростаюча фаза винесення, що є повторенням кривої водного стоку.

Внутрішньорічна зміна іонного стоку характеризується максимальними величинами в період весняного водопілля та мінімальними в період літньо-осінньої межені.

Величина водного стоку – це визначальний фактор при формуванні іонного стоку, на що вказує їхній тісний кореляційний зв'язок. Найменші коефіцієнти кореляції отримані між водним стоком та винесенням хлоридів і сульфатів, що може бути зумовлено антропогенними чинниками. Коефіцієнт кореляції r для HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ становить відповідно: 0,94, 0,69, 0,76, 0,89, 0,83, 0,86 та 0,88.

Серед біогенних елементів, що транспортуються водами р. Десна, домінують сполуки силіцію середня величина його винесення становить 65,9 тис. т/рік (87 %). Лімітуючим фактором формування винесення силіцію до кінця 1990-х рр. в басейні р. Десна була чисельність фітопланктону, серед

видового складу якого домінують діатомові водорості, для яких силіцій є основним компонентом їхнього живлення. Зменшення чисельності фітопланктону на початку 2000-х рр. зумовило зростання стоку силіцію та збільшило вплив водного стоку на формування його винесення. Зменшення чисельності фітопланктону, ймовірно, зумовлене зростанням кольоровості води, яка в свою чергу, може бути спричинена зростанням водного стоку з поверхні водозбору. Динаміка стоку БЕ в цілому показує тенденцію до їхнього зростання. Середній стік мінеральних сполук нітрогену в стоці біогенних елементів становив 8,6 тис. т/рік (11 %), фосфатів – 1,6 тис. т/рік (2 %).

Оцінка змиву неорганічних сполук нітрогену та фосфору за різницевиими інтегральними кривими показала дифузний характер їхнього змиву з басейну річки у замикальному створі Десни, що поблизу Літок, де основним фактором формування їхнього винесення та рушійною силою є величина водного стоку. Невідповідність фаз винесення неорганічних форм нітрогену та фосфору відносно водного стоку на різницевиих інтегральних кривих у створі м. Чернігова та Літок, свідчить про значний вплив антропогенних чинників на формування їхнього винесення на першій ділянці. Оскільки Чернігів – велика міська та промислова агломерація, то слід говорити про істотний вплив точкових джерел на формування стоку БЕ в цьому створі.

Відсоток величини стоку біогенних елементів у замикальному створі р. Десна відповідно до такого ж показника у нижньому б'єфі Каховської ГЕС показав істотну частку надходження з водами Десни. Зокрема, р. Десна вносить найбільшу частку нітратного нітрогену – 35 % від загального його надходження.

Серед неорганічних сполук нітрогену в гирловій частині р. Десна, переважає надходження у вигляді нітратних солей – 63 %. Частка нітрогену в амонійній формі склала 36 %, а решта – 1 % перебувала у перехідній нітритній формі. Унормування стоку сполук нітрогену на водність з 50 %-ю забезпеченістю показало тенденцію до їхнього зростання, особливо яскраво виражена така тенденція для амонійних сполук. У той же час, досліджуючи

ретроспективу біогенного забруднення вод р. Десна, встановлено, що наприкінці 80-х рр. минулого століття основна частка нітрогену надходила у формі іонів $N-NH_4^+$ (понад 90 %). Причиною цієї зміни, ймовірно, стала економічна криза, яка призвела до скорочення виробництва, відповідно відбулось зменшення надходження стічних вод з високою концентрацією нітрогену в амонійній формі, тобто, істотно зменшився вплив точкових джерел забруднення, а також зменшились загальні викиди в атмосферу парникових газів, у складі яких вміст азотовмісних газів, метану і закису нітрогену, досягало відповідно 17 % і 6 %. Надходження $N-NO_3^-$ у річкові води значною мірою пов'язано з їхнім зливом з поверхні водозбору від розподілених джерел. Втім, вплив точкових джерел до цього часу залишається істотним, зокрема й для басейну р. Десна.

РОЗДІЛ 5

АНАЛІЗ ВПЛИВУ ОСНОВНИХ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА
ХІМІЧНИЙ СКЛАД ВОДИ У БАСЕЙНІ Р. ДЕСНА5.1. Основні антропогенні чинники впливу на хімічний склад води
р. Десна

Більшість річкових і озерних систем активно використовуються у господарській діяльності, вони одночасно виступають як джерела водозабезпечення й приймальники промислових, комунальних та сільськогосподарських стічних вод. Серед них майже половину всієї забраної води використовує промисловість. За структурою виробництва в Україні домінують водоемні галузі – металургійна, хімічна й вугільна. Найбільш агресивні стічні води хімічної галузі.

Інша половина забраної води майже порівну витрачається на комунально-побутові потреби населення та сільське господарство, а їхні стічні води спричиняють істотне забруднення водних об'єктів. Як правило, стічні води комунальних підприємств попередньо очищуються на очисних спорудах, однак останні в багатьох містах працюють неефективно. Більшість сільських населених пунктів практично не забезпечена очисними спорудами. Велика кількість забруднювальних речовин також змивається безпосередньо із забудованих територій міст [70].

Надходження значної кількості житлово-комунальних стічних вод з високим умістом органічних і біогенних сполук призводить до забруднення річкових вод. Загалом, величина обсягу скидів стічних вод, яка формується підприємствами комунального господарства складає 97,7 %. У басейні р. Десна відзначається три основних локальних центри скидів стічних вод, які знаходяться в зоні розташування міст Брянськ (Російська Федерація), Шостка,

Чернігів. Вплив м. Брянськ, як свідчать дані міжнародної бази даних dnipro.ecobase.org.ua, проявляється на локальній ділянці й під час перетину державного кордону України води р. Десна не мають істотного забруднення.

Місто Шостка розташоване біля однойменної річки, яка є лівою притокою р. Десна. За часів існування Радянського Союзу місто було центром хімічної промисловості, однак останні 10 років цей напрямок занепав. На сьогодні в м. Шостка працюють два великих підприємства оборонного значення та заводи харчової галузі. Води р. Шостка значно забруднені біогенними елементами. Так, за даними Державної екологічної інспекції в Сумській обл. [83], у створі вище міста відзначається майже 6-ти кратне перевищення ГДК_{риб} за вмістом P_{min} . Незважаючи на наявність очисних споруд загальної біологічної очистки в створі нижче м. Шостка концентрації P_{min} зростають до ~ 11 ГДК, а нітрогену нітритів – до 5 ГДК. Після впадіння р. Шостка в р. Десну у водах останньої відзначається зростання концентрації P_{min} до ~ 3 ГДК. Стан розвитку іхтіофауни також свідчить про значне забруднення води р. Шостка.

Загалом, на території Сумської області до басейну Десни належать 70 річок (> 10 км довжиною), на яких розташовані промислові та адміністративні центри області. Основними забруднювачами вод басейну р. Десна в Сумській області є підприємства житлово-комунального господарства, які скидають до 86 % недостатньо очищених та неочищених стічних вод, в першу чергу це КП ВУВКГ м. Конотоп, Конотопський авіаремонтний завод "Авіакон"; КП "Водоканал" м. Білопілля; КП "Аква-сервіс" м. Ямпіль; КП "Буринь-аква", ПП "Водо-сервіс" м. Середино-Буда; КП ШКЗ "Зірка", КП ВУВКГ, КП "Аква-Сервіс", ВАТ "Шосткинський завод хімічних реактивів" м. Шостка [83].

На території Чернігівської області основні джерела забруднення води р. Десна – це КП "Чернігівводоканал" (м. Чернігів), КП "Бахмач-водсервіс", ТОВ "Бахмач-м'ясо" (м. Бахмач), ЗАТ "Новгород-Сіверський сирзавод" (м. Новгород-Сіверський) [15, 25], серед яких «Чернігівводоканал» входить до першої десятки точкових забруднювачів водних об'єктів не тільки в басейні

р. Десна, а й усього Дніпра загалом[84]. Місто Чернігів – великий обласний центр України, населення якого нараховує близько 300 тис. чол. Як вже зазначалося, за рахунок життєдіяльності 1 особи у стічні води надходить 7-8 г $N-NH_4^+$ /добу, що складає 2,7 кг $N-NH_4^+$ /рік. Перерахунок на чисельність населення м. Чернігова складає більше 800 т $N-NH_4^+$ /рік. На очисних спорудах міста застосовується другий, мікробіологічний, тип очищення з наступним доочищенням у біоставках. Ефективність цього методу дещо вища за 50%, тобто із стічними водами міста орієнтовно може скидатися 300-400 т $N-NH_4^+$ /рік. Наші розрахунки переконливо підтверджують дані державної статистичної звітності 2-ТП Водгосп, згідно якої, наприклад, у 2000 р. із стічними водами м. Чернігова в річку Десну надійшло 338 т амонійних сполук нітрогену. Ця величина складає близько 15 % від середнього річного стоку $N-NH_4^+$ у створі м. Чернігова. За даними багаторічних гідрометеорологічних досліджень ДСНС нижче м. Чернігова концентрації $N-NH_4^+$ зростають порівняно із створом вище міста у 1,2 рази. Стічні води міста не надходять безпосередньо в р. Десну. Спочатку вони скидаються у невеличкі річки Білоус та Стрижень, перша з яких протікає на околицях міста, а друга – територією міста та збирає його зливі води. Екосистема зазначених річок фактично приймає на себе більшу частину тягаря забруднення стічними водами. Річка Білоус довжиною 55 км і водозбірною площею 657 км² приймає щорічно біля 30 млн. м³ стічних вод, у складі яких концентрація $N-NH_4^+$ досягала > 30 мг $N/дм^3$, $P-PO_4^{3-} \sim 13$ мг $P/дм^3$ [25, 31, 32, 33].

Забруднення р. Білоус недостатньо очищеними стічними водами неодноразово набувало рівня надзвичайної ситуації. За даними [78] ступінь ризику забруднення донних відкладів та деградації угруповань макрозообентосу в гирловій частині р. Білоус становить 84 %. Після впадіння в р. Десну концентрації забруднювальних речовин різко зменшуються завдяки розбавленню. Через високу самоочисну здатність води р. Десна відбувається відновлення структури біотичних компонентів уже на відстані 2 км від впадіння р. Білоус. Незважаючи на це, нижче скиду стічних вод міста спостерігається

відносно, порівняно зі створом вище міста, перевищення концентрацій нітрогену амонійного на 26,5 % та фосфору неорганічного на 11,4 % [85]. Також скид забруднених стічних вод у р. Десна здійснюють численні підприємства м'ясо-молочної, переробної промисловості.

5.2. Визначення основних впливів на стан води р. Десна та тенденції їхньої зміни

Оцінка екологічної якості поверхневих вод р. Десна в замикальному створі виконана за методикою [54], описаною детальніше у розділі 2, яка показала, що найбільше забруднення відбувається за рахунок показників, що визначають екологічний (трофо-сапробіологічний) стан вод, зокрема, сполуками фосфору, нітрогену (в нітритній та амонійній формі), органічною речовиною та показниками токсичної дії.

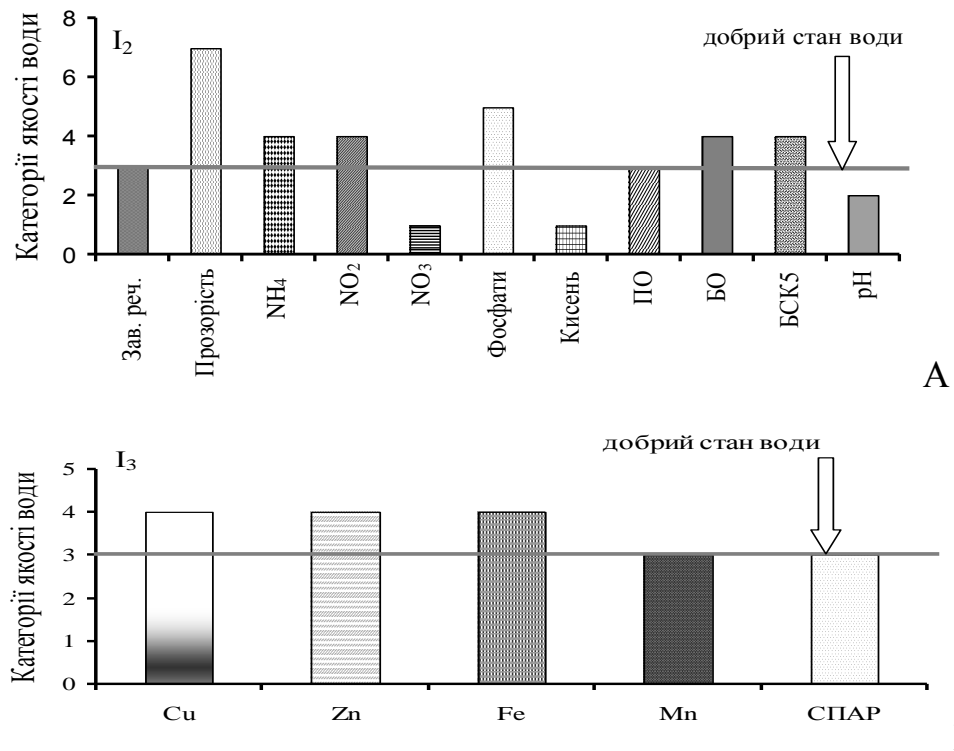


Рис. 5.1. Оцінка екологічної якості води в замикальному створі р. Десна за трофо-сапробіологічними показниками (А) та показниками токсичної дії (Б)

Таким чином, *основні еколого-гідрохімічні проблемами* річки Десна це – забруднення води біогенними елементами, забруднення води органічною речовиною та забруднення показниками токсичної дії. Найбільшої актуальності на сучасний період набула проблема забруднення поверхневих вод біогенними елементами [86, 87].

Горизонтальна структура забруднення води р. Десна показала, що за величиною групового трофо-сапробіологічного індексу якість води в замикальному створі р. Десна та у створі на 1 км нижче від м. Чернігова відноситься до 4 категорії III класу – «задовільна», за станом, слабо забруднена, евтрофна, що одразу проявляється після впадіння в річку невеликих її приток, таких як р. Стрижень та р. Білоус (рис. 5.2).

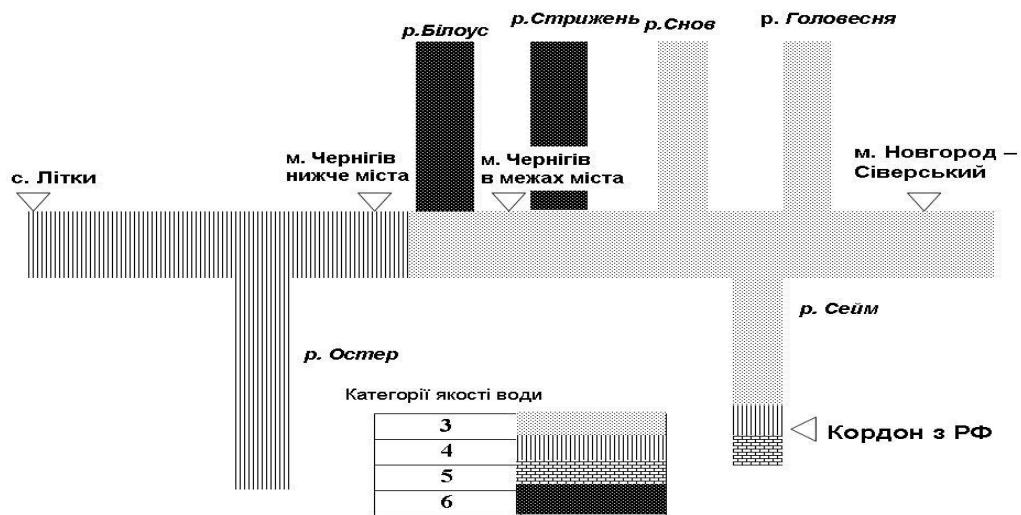
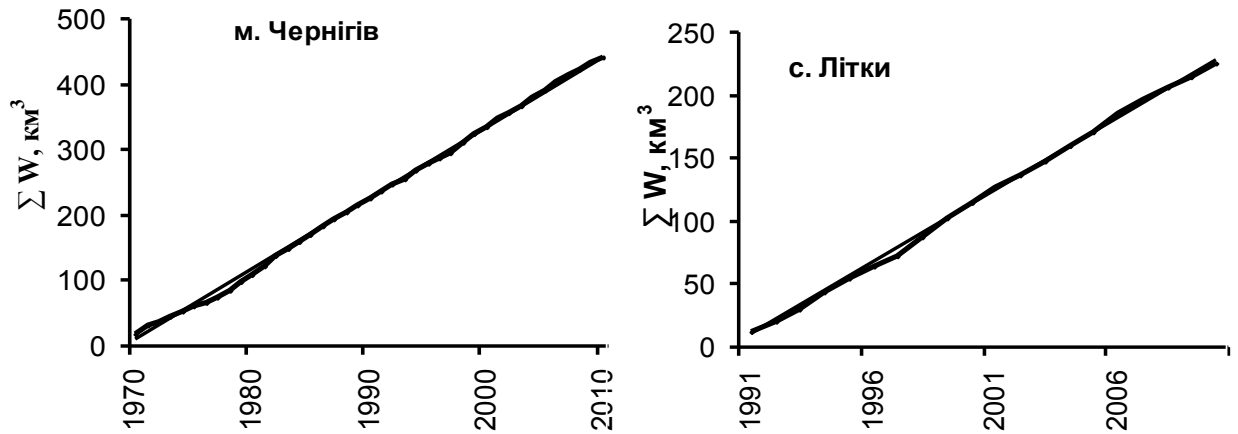


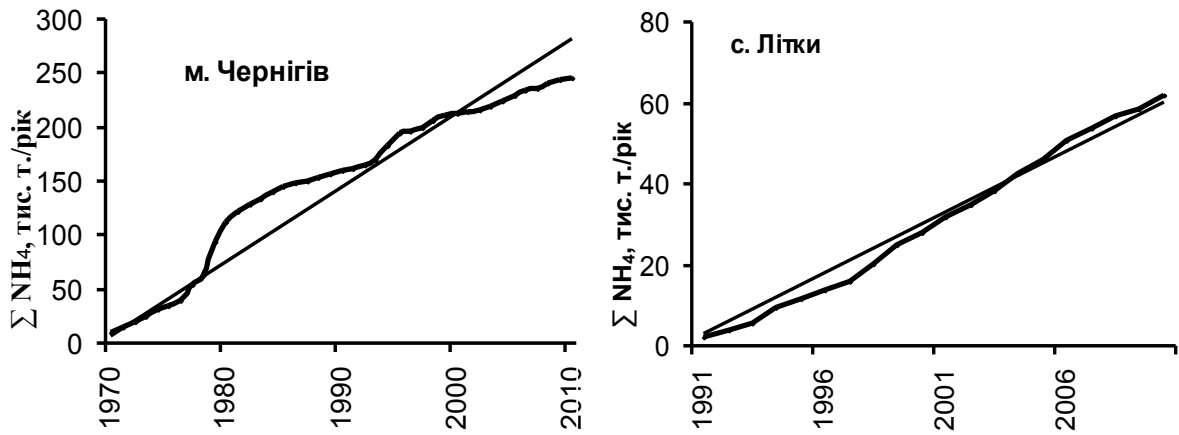
Рис. 5.2. Горизонтальна структура забруднення води р. Десна за трофо-сапробіологічним індексом

Присутність у басейні р. Десна потужних точкових джерел поставило питання про просторовий розподіл забруднення, яке вони викликають. У першу чергу це стосується біогенних елементів. Дослідження однорідності стоку БЕ проведено з використанням сумарних кривих водного та хімічного стоку [88, 89, 90] на різних ділянках річки, в зоні впливу м. Чернігова та поблизу гирла (рис. 5.3.). Представлені на рис. 5.3. (а) результати показали, що водний стік на

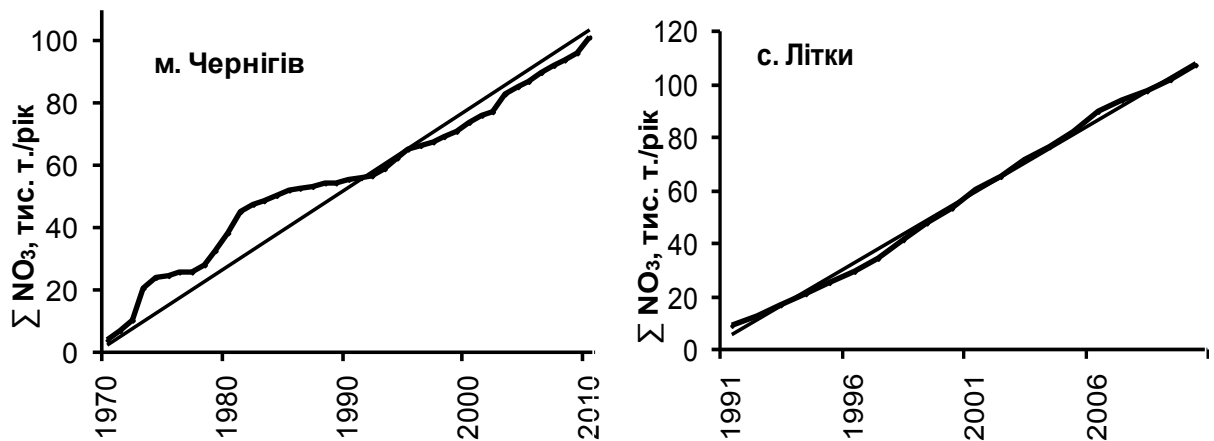
обох ділянках річки характеризується однорідністю, на кривих відсутні різкі відхилення та екстремуми.



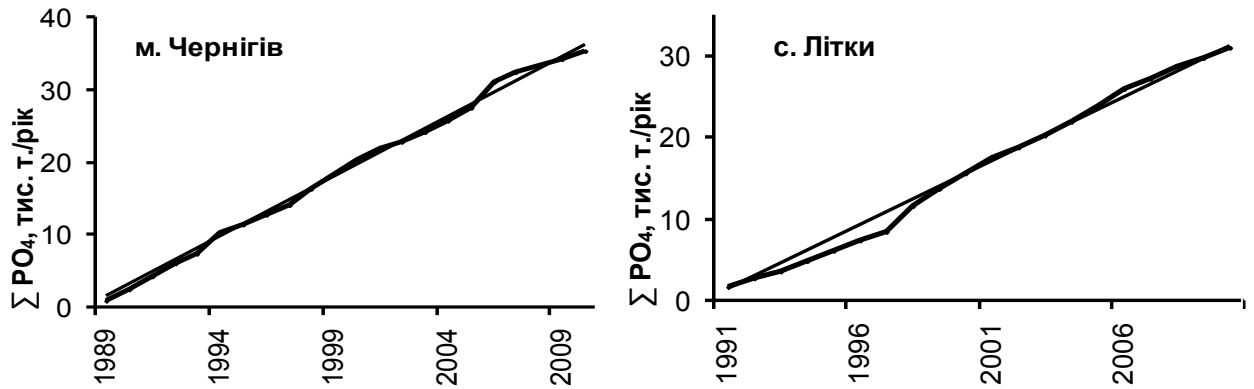
а)



б)



в)



г)

Рис. 5.3. Сумарні криві: а) водного стоку, б) стоку нітрогену амонійного, в) стоку нітрогену нітратного, г) стоку ортофосфатів у р. Десна

Разом з тим сумарні криві хімічного стоку мають низку відхилень і такі відхилення найбільше проявляються у створі м. Чернігова. Цей факт свідчить про значний вплив антропогенного джерела. Слід зауважити, найбільший вплив м. Чернігова відзначався у 1980–1990 рр., коли активно функціонували всі галузі економіки. З розпадом СРСР у 1991 р. виробництво різко скоротилося, занепало сільське господарство, відповідно, це призвело до істотного зменшення стоку сполук нітрогену. До теперішнього часу винесення сполук нітрогену в створі м. Чернігів характеризується неоднорідністю і з об'ємом водного стоку практично не пов'язаний. Це свідчить про недостатнє очищення стічних вод міста, а також про наявність яскраво вираженого забруднення сполуками нітрогену від точкових джерел.

Сумарна крива винесення нітратного нітрогену в гирловій ділянці річки, поблизу Літок, практично повторює аналогічну криву водного стоку. Цей факт підтверджує формування стоку $N-NO_3^-$ за рахунок змиву з поверхні водозбору. Нітратні сполуки відзначаються високою розчинністю й легко вимиваються потоком води. Порівняно з нітратними сполуками сумарна крива стоку нітрогену в амонійній формі має яскраво виражене відхилення 1991–1998 рр. На нашу думку, це пов'язано зі зменшенням обсягів скиду стічних вод, скороченням населення та меншим споживанням протеїновмісних продуктів

внаслідок економічної кризи, що відображено у даних Держкомстату. Починаючи з 1998 р. сумарна крива стоку амонійного нітрогену наближається до лінії загального тренда, тобто значення впливу точкового джерела різко зменшилося.

Отримані результати свідчать про те, що у створі м. Чернігів спостерігається значне навантаження на водну екосистему р. Десна через дію точкового джерела. У нижній частині її басейну значних переломів сумарної кривої сполук нітрогену й фосфору не спостерігалось, надходження БЕ було обумовлене дією переважно водного стоку. На підставі цього зроблено висновок про домінування дифузних джерел у формуванні стоку БЕ.

Кількісна оцінка впливу міст на хімічний стік виконується різними методами. Зокрема, у [68] наведено результати, отримані для 1998 р. балансовим методом. У нашому дослідженні для оцінки впливу м. Чернігова використано метод подвійної сумарної інтегральної кривої [89, 90] та кута нахилу подвійної сумарної кривої (K_n) хімічного та водного стоку, методика визначення якого наведена у розділі 2.

Подвійні сумарні інтегральні криві водного та хімічного стоку в створі м. Чернігова наведені на рис. 5.4. На кривій нітрогену амонійного виявлені численні переломи, на підставі чого зроблено висновок про неоднорідність формування умов винесення амонію біля м. Чернігова. Перший значний перелом спостерігався у 1979 р., коли величина його винесення досягла найбільшого значення за весь період спостережень. У той же час водний стік у цей рік перевищив середнє багаторічне значення лише на 4,6 %. Очевидно, це зумовлено надходженням значної кількості недостатньо очищених господарсько-комунальних стічних вод.

Друга група переломів була направлена в бік зменшення хімічного стоку й спостерігалася у період 1985–1992 рр. Для кількісної оцінки вказаного відхилення застосовували формулу (2.9): $K_n = \text{tg}\alpha / \text{tg}\alpha_1$. Підставивши значення отриманих кутів нахилу кривої стоку N-NH_4^+ отримали, що ступінь відхилення

досягав 0,34 або 66 %. Причини такого зменшення обговорювали вище й були зумовлені занепадом виробництва.

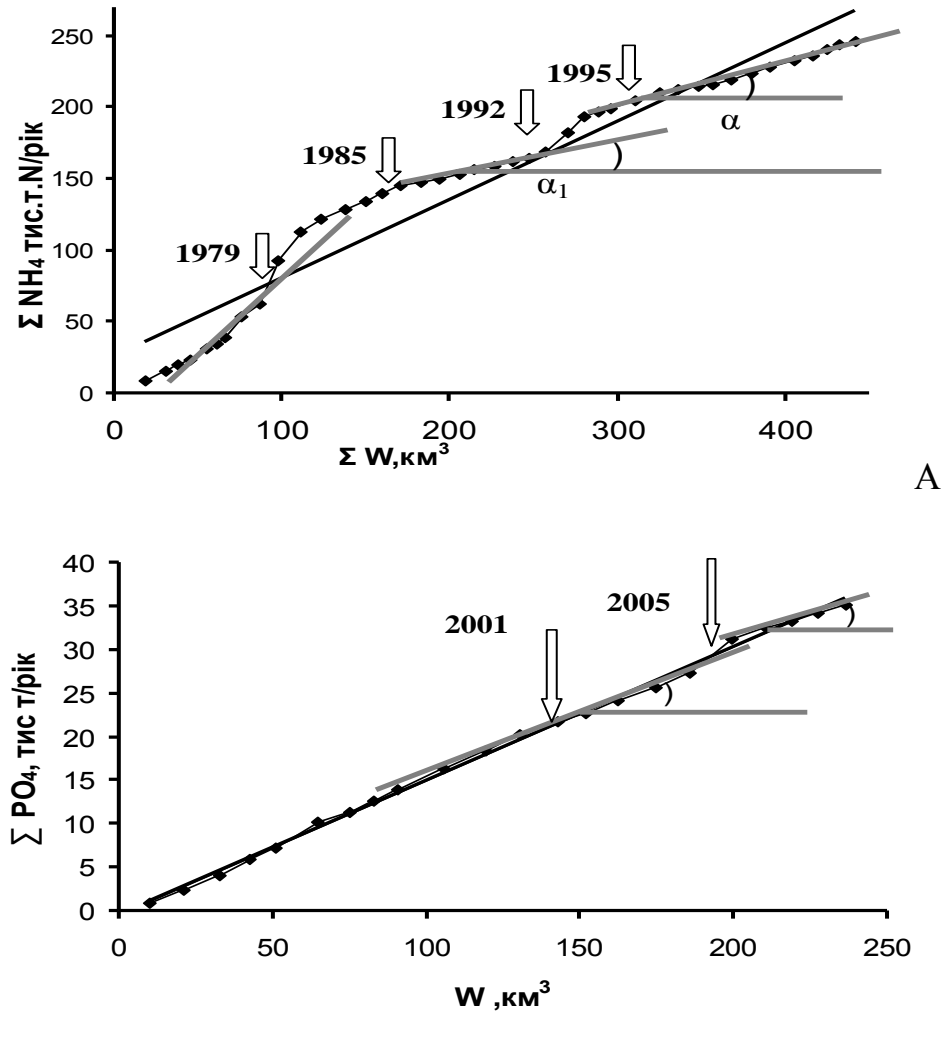


Рис. 5.4. Подвійна сумарна крива між винесенням А – амонійних сполук нітрогену та водним стоком, Б – фосфору фосфатів та водним стоком р. Десна – м. Чернігів

Третя група переломів спостерігалась протягом 1993–1994 рр., коли зміни стоку амонійного нітрогену знову не відповідали змінам водного стоку. За нашими розрахунками з 1995 р. відзначається зменшення винесення амонійних сполук нітрогену відповідно до попереднього періоду на 67 %. За даними роботи [68], у багатоводному 1998 р. відносний вплив м. Чернігова на стік амонійного нітрогену становив 26,5 %.

Подвійна сумарна крива стоку неорганічного фосфору й водного стоку в створі м. Чернігова також носить неоднорідний характер, але порівняно з $N-NH_4^+$ має менші кути відхилень і характеризується двома переломними періодами. Перший з них тривав з 2001 до 2005 (α_1) другий – з 2006 до 2010 (α). Звідси випливає що:

$$K_n = \operatorname{tg}(6^\circ) / \operatorname{tg}(9^\circ) = 0,11 / 0,165 = 0,66$$

Отже, зменшення винесення фосфатів за останній період відбулось на 34 %. Очевидно, це було зумовлено зменшенням скидів стічних вод та проведенням політики обмеження використання фосфорвмісних миючих засобів.

5.3. Оцінка самоочисної здатності води р. Десна

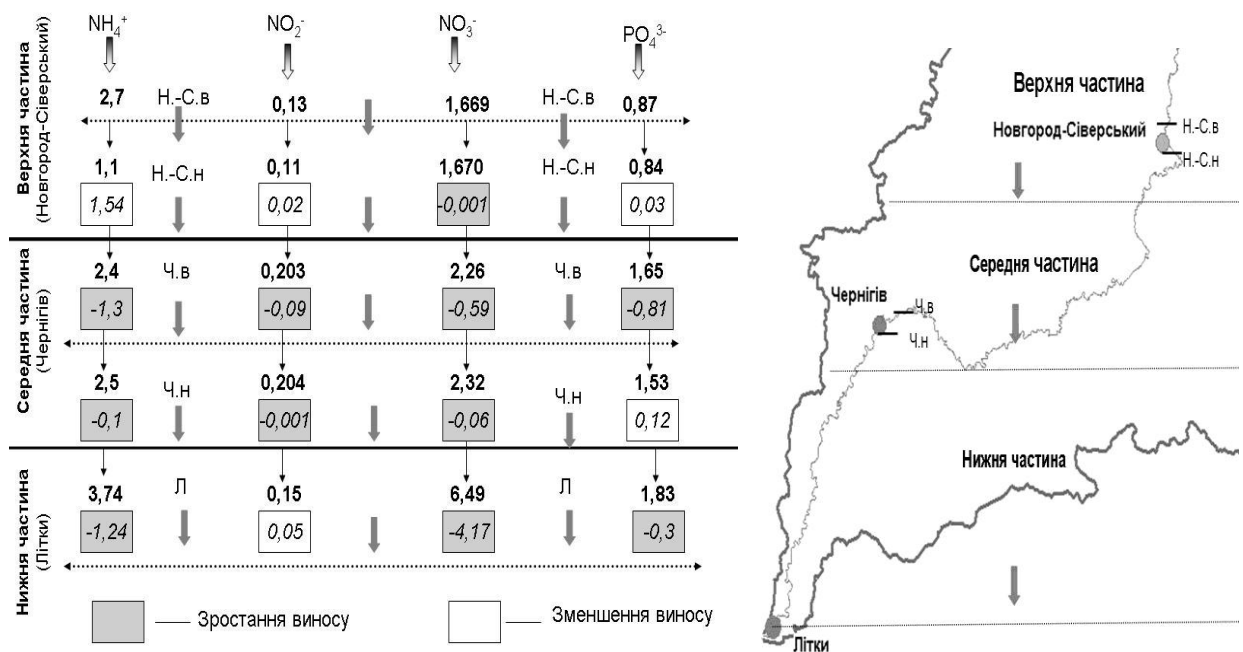
Кількість речовин, що надходять у руслову мережу з водозбірної території, під час транспортування до гирлової ділянки річки зазнає істотних змін за рахунок дії внутрішньоводоймових фізичних, хімічних та біологічних процесів. Внаслідок цього концентрації багатьох елементів суттєво зменшуються. Потенційна здатність водного об'єкта до зменшення вмісту розчинених і завислих речовин визначає його самоочищення [91, 92, 93, 94].

Для дослідження самоочисної здатності води р. Десна щодо БЕ басейн річки в межах України було розділено на три частини. Перша ділянка — верхня частина басейну, де спостерігається незначний бічний приплив, а вплив антропогенних чинників незначний. На цій ділянці використовували пункт спостереження р. Десна – м. Новгород-Сіверський (створи на відстані 0,5 км вище міста та на 1 км нижче міста). Друга ділянка — середня частина басейну, для кількісної оцінки якої використовували пункт м. Чернігів (створи на 1 км вище міста та в межах міста). Ця ділянка знаходиться під впливом великого точкового джерела, де формується значний обсяг комунальних та промислових стічних вод. Нижче м. Чернігів і до гирла річки простяглася нижня ділянка,

характеристики хімічного складу води якої визначали за створом с. Літки (36-й км). Дослідження виконано на прикладі 2001 р.

Методологія розрахунку полягала у складанні балансу стоку біогенних елементів між верхнім та нижнім створами. У разі отримання від'ємного значення балансу говорили про зростання винесення досліджуваних сполук, зокрема, забрудненням ними вод р. Десна.

Результати проведених розрахунків наведено на рис. 5.5.



Н.-С.в. – Новгород-Сіверський верхній створ, Чернігів в. – Чернігів верхній створ,
Н.-С.н. – Новгород-Сіверський нижній створ, Чернігів н. – Чернігів нижній створ

Рис. 5.5. Просторова зміна винесення неорганічних сполук нітрогену та фосфору в басейні р. Десна, 2001 р.

Просторова закономірність винесення неорганічних сполук нітрогену та фосфору у басейні р. Десна, показала, що найбільші значення спостерігаються у нижньому створі річки, розташованому поблизу Літок, що є очевидним фактом і зумовлено зростанням водозбірної площі. Винятком стали нітритні сполуки нітрогену, стік яких досягав свого максимуму в середній ділянці, що зумовлено процесами нітрифікації, в яких нітрити є перехідною ланкою між амонійним та нітратним нітрогеном.

Верхня частина басейну (м. Новгород–Сіверський) характеризується позитивним значенням різниці досліджуваних елементів між двома його створами, за винятком нітрогену нітратів. На підставі цього зроблено висновок про домінування процесів самоочищення річки на верхній ділянці.

Середня частина басейну (м. Чернігів) характеризується зростанням неорганічних форм нітрогену та фосфору порівняно з верхньою ділянкою річки.

Загалом винесення $N-NO_3^-$ від верхньої до нижньої ділянки річки збільшилось майже у 4 рази з 1,67 до 6,49 тис. т/рік. При цьому площа водозбору зросла від верхньої частини до нижньої у 2,6 рази – з 33500 км² у створі м. Новгород-Сіверський до 88500 км² у замикальному створі. Нітратні сполуки нітрогену мають високу розчинність і найкраще зазнають змиву з території водозбору. Це й пояснює таке послідовне зростання їхнього винесення.

Найменша кількість амонійних сполук нітрогену, що становила 1,1 тис. т/рік, надійшла з верхньої ділянки річки (м. Новгород-Сіверський, 1 км нижче міста). На нижній ділянці величина стоку амонійних сполук зросла до 3,74 тис. т/рік. Слід зазначити, що на середній ділянці, де зосереджена велика кількість точкових джерел забруднення домінує винесення нітрогену в амонійній формі, тоді як у замикальному створі переважна кількість нітрогену надходить у нітратній формі.

Найменше значення стоку фосфору спостерігалось на верхній ділянці – 0,84 тис. т/рік, а на нижній воно зросло до 1,83 тис. т/рік. Витрати води у р. Десна – м. Новгород-Сіверський порівняно з аналогічними показниками поблизу м. Чернігова та гирловою ділянкою значно менші. Середня витрата за досліджуваний рік у р. Десна – м. Новгород-Сіверський становила 235 м³/с, у створі р. Десна – м. Чернігів – 385 м³/с, у створі р. Десна – с. Літки – 417 м³/с.

Отже, просторова диференціація стоку біогенних елементів у басейні р. Десна свідчить про здатність екосистеми річки до самоочищення. Ми не досліджували вплив окремих конкретних процесів, а скористалися

узагальнюючим критерієм ефективності самоочищення (E_c), який характеризує інтегральний вплив усіх процесів і визначається за формулою:

$$E_c = \frac{R_n - R_e}{R_e} * 100, \text{ детальноше описаною у розділі 2. При позитивному}$$

значенні коефіцієнта (E_c), в річці проходить процес самоочищення, а при від'ємному значенні коефіцієнта самоочищення не відбувається, а навпаки йде процес забруднення.

Верхня ділянка, (м. **Новгород-Сіверський**) має позитивні показники коефіцієнта ефективності самоочищення для сполук $E_c(\text{NH}_4^+) = 59 \%$, $E_c(\text{NO}_2^-) = 15\%$, $E_c(\text{PO}_4^{3-}) = 3,4 \%$, лише для NO_3^- E_c має від'ємне значення $i = - 0,06 \%$, що свідчить про забруднення цієї ділянки на $0,06 \%$. На середній ділянці (м. **Чернігів**) відбувається інтенсивне забруднення річки. Про що свідчать від'ємні значення коефіцієнта ефективності самоочищення $E_c(\text{NH}_4^+) = - 4 \%$, $E_c(\text{NO}_2^-) = - 0,5 \%$, $E_c(\text{NO}_3^-) = - 3 \%$, що викликано скидами стічних вод міста. Для сполук фосфору неорганічного цей коефіцієнт має позитивне значення $E_c(\text{PO}_4) = 7 \%$, відсутність даних спостережень за цим показником нижче міста не дозволяє отримати повну картину трансформації фосфорного забруднення на середній ділянці.

Розрахунок E_c на нижній ділянці від м. Чернігова до гирла річки показав від'ємні значення цього коефіцієнту, що свідчить про зростання винесення неорганічних сполук нітрогену та фосфору $E_c(\text{NH}_4^+) = - 50 \%$, $E_c(\text{NO}_3^-) = - 180 \%$, $E_c(\text{PO}_4^{3-}) = - 20 \%$, винятком стало позитивне значення коефіцієнта ефективності самоочищення від нітрогену нітритів – $E_c(\text{NO}_2^-) = 25 \%$. Винесення біогенних елементів водами р. Десна в гирловій частині річки, як вже зазначалось вище, зумовлено в основному їхнім дифузним надходженням внаслідок бічного притоку, оскільки великих підприємств, які б мали істотний вплив на надходження біогенних елементів на цій ділянці немає.

Висновок. Підсумовуючи зазначимо, що в басейні р. Десна відзначають три великих локальних центри точкового забруднення: м. Брянськ (Російська

Федерація), м. Шостка та м. Чернігів. Вплив м. Брянськ проявляється на локальній ділянці й під час перетину державного кордону України води р. Десна не мають істотного забруднення, води р. Шостка, що впадає у р. Десна значно забрудненні БЕ. Стан водної екосистеми р. Десна поблизу м. Чернігова найгірший, що пов'язано зі скидами стічних вод міста. Спочатку вони надходять у невеликі притоки Десни, такі як р. Стрижень та р. Білоус і знижують якість води в цих річках за трофо-сапробіологічними показниками до 6-ї категорії. Загалом, забруднення води у р. Десна більшою мірою зумовлено скидами стічних вод від житлово-комунального господарства, що становить 97,7 % від загальних їхніх скидів.

Згідно оцінки екологічної якості води в р. Десна визначено основні еколого-гідрохімічні проблеми річки – це забруднення води біогенними елементами, органічними речовинами та показниками токсичної дії. Найбільш яскраво виражена проблема забруднення біогенними елементами.

Однорідність формування винесення БЕ та вплив тисків на формування їхнього стоку досліджено за допомогою сумарних та подвійних сумарних кривих, які показали значні відхилення для неорганічних сполук нітрогену на ділянці м. Чернігів.

Досліджено просторову зміну винесення неорганічних сполук нітрогену та фосфору й показано поступове збільшення їхніх кількісних характеристик стоку від верхньої ділянки до гирлової частини річки. Найменші значення винесення спостерігаються у створі р. Десна – м. Новгород-Сіверський 1 км нижче міста, де винесення $N-NH_4^+$ становив – 1,1 тис. т/рік, $N-NO_3^-$ – 1,67 тис. т/рік, $P-PO_4^{3+}$ – 0,84 тис. т/рік. Найбільші – у замикальному створі р. Десна з показниками винесення $N-NH_4^+$ – 3,74 тис т/рік, $N-NO_3^-$ – 6,49 тис. т/рік, $P-PO_4^{3+}$ – 1,83 тис. т/рік.

На підставі використання коефіцієнта ефективності самоочищення E_c встановлено, що у верхній частині української ділянки (р. Десна – м. Новгород-Сіверський) спостерігалось самоочищення екосистеми р. Десна від БЕ. Для амонійних сполук нітрогену на цій ділянці $E_c = 59 \%$, $E_c(NO_2) = 15 \%$, $E_c(PO_4) =$

3,4 %. Самоочищення річки від нітратних сполук по всій досліджуваній довжині річки не відбувається.

Самоочищення річки в середній (р. Десна – м. Чернігів) та нижній (р. Десна – с. Літки) частинах за досліджуваними показниками не відбувається, за винятком фосфору мінерального у середній ділянці (р. Десна – м. Чернігів, в межах міста) та нітритних сполук нітрогену в гирловій частині річки поблизу с. Літки, де коефіцієнти ефективності самоочищення мають позитивні значення і становлять $E_c(\text{PO}_4) = 7\%$ та $E_c(\text{NO}_2) = 25\%$.

РОЗДІЛ 6

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ
НАДХОДЖЕННЯ СПОЛУК НІТРОГЕНУ ТА ФОСФОРУ З ВОДОЗБІРНОЇ
ТЕРИТОРІЇ

Кругообіг речовин відбувається в межах річкових водозборів. Під час випадіння атмосферних опадів створюються сприятливі умови для переходу окремих компонентів ґрунтового покриву у води мікрорівчачкової мережі. З потоком поверхневого стоку розчинені компоненти транспортуються у руслову мережу, а далі з її водами прямують до основного водоприймача – річки вищого порядку, озера чи моря [95, 96].

Виходячи з аналітичного виразу розрахунку потоку речовин у межах водозбору [68], основними чинниками, що впливають на їхню кількісну величину є об'єм водного стоку як носія та кількісний вміст речовин у підстильній поверхні.

Постійний кругообіг води зумовлює термодинамічну відкритість водних екосистем внаслідок обміну речовиною й енергією з навколишнім середовищем. Останнє призводить до її нерівноважного стану й незворотного характеру усіх процесів, що відбуваються на водозборі [70]. Як результат, у системі підтримуються постійні градієнти концентрацій. Порції свіжої атмосферної вологи постійно відводять продукти взаємодії від межі розподілу фаз, що зміщує хімічні реакції у бік утворення розчинених форм. Крім розчинення й вилугування у відкритій системі може відбуватися іонний обмін, сорбція та ін. процеси, сукупна дія яких визначатиме масоперенесення речовин у системі річкового басейну [97].

Іншим важливим чинником масопереходу речовин є загальний вміст та форми існування у твердій фазі ґрунтів.

У даному розділі розглядали вміст у ґрунтовому покриві основних сполук, які визначають життєдіяльність рослинних організмів – нітрогену та фосфору.

6.1. Основні форми знаходження нітрогену й фосфору в ґрунтовому покриві

Кругообіг нітрогену являє собою динамічну систему, яка включає воду, атмосферу й ґрунт. Серед найважливіших елементів після вуглецю, кисню й водню рослини найбільше виявляють потребу в нітрогені.

Нітроген представлений у ґрунтах органічними та неорганічними сполуками, співвідношення яких у середньому становить 9:1. Лабільні органічні сполуки споживаються рослинами, а біологічно-стійкі форми накопичуються у вигляді специфічного утворення – гумусу. Найбільшу здатність до розсіювання виявляють неорганічні форми нітрогену, які можуть існувати в колоїдно-дисперсному та розчиненому стані.

Колоїдно-дисперсна форма представлена нітрогеном, адсорбованим глинистими мінералами за обмінним і необмінним типом. До 10 % загального нітрогену проникає у міжпакетні простори кристалічної ґратки глинистих мінералів у формі $N-NH_4^+$, де міцно фіксується й вибуває із подальшого міграційного циклу. Порівняно з необмінним амонієм частка обмінного, який при взаємодії із органічними кислотами може переходити в розчин, на 2 порядки менша й становить близько 0,1 % загального нітрогену. Розчинні форми нітрогену знаходяться у ґрунтовому розчині й представлені наступними співіснуючими формами:

- нітрогеном амонійних сполук;
- нітрогеном нітратних сполук;
- нітрогеном нітритних сполук.

Серед зазначених сполук домінуючими, залежно від типу ґрунту є N- NH_4^+ та N- NO_3^- , вміст нітритних іонів у ґрунтах дуже низький – десяті частки мг N/кг.

Порівняно з нітрогеном потреба рослин у фосфорі значно менша. Найважливішою функцією фосфору є зберігання енергії, отриманої від фотосинтезу й метаболізму вуглеводів. Споживають рослини фосфор переважно у формі H_2PO_4^- й у невеликій кількості у HPO_4^{2-} .

У ґрунтах фосфор поділяється на органічну форму, що переважно пов'язана з гумусом (25–60 %), та неорганічну форму. Остання може бути як нерозчинною, так і розчинною і доступною для рослин. Фосфор неорганічних сполук перебуває у твердій і розчиненій формах.

Твердий фосфор представлений:

- залишками апатитів, фосфоритів (ця група є резервом, завдяки якому можуть поповнюватися запаси фосфатів на поверхні твердих фаз). Серед них апатит – це основна форма фосфору у ґрунтах;
- вторинно-утвореними, різноосновними, фосфатами кальцію типу дикальційфосфату, дигідрату дикальційфосфату, октакальційфосфату, гідроксилапатиту й цілого комплексу фосфатів кальцію, які є проміжними продуктами;
- осадженим або адсорбованим фосфором на поверхні твердих фаз ґрунту.

Розчинені форми представлені сполуками фосфорної кислоти з іонами Ca, Mg, Fe, Al, Ti, Mn, які входять до вмісту ґрунтового розчину і є доступними для рослин. Вченими було виділено більше 200 різновидів неорганічних сполук фосфору, стійкість яких значною мірою залежить від ґрунтових умов, в тому числі від рН, активності різних катіонів (особливо Ca, Mg, Al, Fe), розчинності фосфатних сполук, від застосованих добрив, вапнування, гіпсування, зрошення. Серед них дигідрофосфати мають добру розчинність у воді, гідрофосфати (CaHPO_4) – розчинні у слабких кислотах, а фосфати ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) – розчинні тільки в сильних кислотах. У ґрунтовому розчині кислих, слабокислих і

нейтральних ґрунтів містяться переважно монофосфатні іони, тоді як у карбонатних ґрунтах – моно- і дифосфатні іони.

Склад неорганічного фосфору залежить головним чином від генетичного типу ґрунтів.

З точки зору евтрофікації водних об'єктів найбільшої уваги заслуговують рухомі, розчинні сполуки фосфору. До цієї групи відносяться різні форми ґрунтових фосфатів, які беруть участь у динамічній рівновазі між твердою фазою ґрунту та її розчином, в процесах переходу фосфору із твердих фаз в розчин і назад.

Неорганічні фосфати за ступенем їхньої рухомості розділяють на три великі групи, які знаходяться між собою в постійному обміні і динамічній рівновазі:

1. фосфати ґрунтового розчину – солі ортофосфатної кислоти з дво- і трьох валентними металами; із підвищенням їхньої основності в результаті заміщення іона H^+ іншими елементами (Ca, Mg, Fe, Al) їхня розчинність зменшується;

2. фосфати осаджені або адсорбовані на поверхні твердих фаз ґрунту, здатні в певних умовах головним чином при порушенні фосфатної рівноваги між твердими та рідкими фазами ґрунту переходити шляхом самодифузії в ґрунтовий розчин. Ця фракція характеризує загальний «запас» рухомих фосфатів ґрунту, його фосфатну «ємність»;

3. важкорозчинні фосфати, зафіксовані у мінеральному скелеті первинних і вторинних мінералів ґрунту. Ця частина неорганічного фосфору не бере участі у кінетичному обміні між твердими й рідкими фазами. Це нерозчинний або фіксований ґрунтовими колоїдами фосфор. В більшості випадків ця фіксація не є необоротною і за певних ґрунтових умов фосфор може знову перейти в обмінну форму. Дана фракція є резервом, який поповнює запаси фосфатів поверхні твердих фаз ґрунту [98].

Завдання моделювання винесення біогенних елементів з поверхні водозбору передбачає встановлення закономірностей переходу досліджуваних

речовин у системі «тверда фаза – вода». Як відомо, масоперенесення у гетерогенному середовищі визначається дифузним процесом, а параметри цього процесу до цього часу вивчено недостатньо.

Вивчення закономірностей надходження біогенних елементів від розподілених джерел *проводили експериментальним методом*, що полягав у штучному формуванні водного стоку. Детальну характеристику ділянки та умов проведення експерименту представлено у розділі 2.

6.2. Дослідження кількісних характеристик та особливостей переносу сполук нітрогену й фосфору в системі «грунт-вода» з неудобреної ділянки

Потоки нітрогену й фосфору, що надходять від розподілених джерел, відносяться до маловивчених в Україні питань. У той же час, велика кількість наукових публікацій у всьому світі свідчить, що роль дифузних джерел істотна і для нітрогену може досягати 40 %, для фосфору – 20 % [63, 72, 78, 99, 100, 101, 102, 103].

З метою вивчення особливостей надходження сполук нітрогену і фосфору з території водозбору було проведено цикл активних натурних експериментів.

6.2.1. Формування водного стоку

Як показали наші дослідження [104, 105] незначне підвищення температури повітря призвело до утворення поверхневого стоку, витрати якого стрімко зросли після стійкого переходу температури повітря через 0°C. Вологонасичення ґрунтового покриву тривало ~ 10 діб, після чого відзначено формування внутрішньогрунтової складової стоку.

За період сніготанення утворився водний стік об'ємом 1065,9 дм³, що відповідає 266 мм. З них 11,7 % сформувались у початковий період сніготанення до стійкого переходу температури через 0° С, тобто, коли ґрунтовий покрив перебував у замерзломому стані. Основна частина водного

стоку сформувалась при подальшому прогріванні температури повітря, починаючи з 363 год. від початку стоку (рис. 6.1)



Рис 6.1. Хід температури повітря та формування водного стоку на неудообрений ділянці

Згідно теорії формування водного стоку, поверхневий стік формується після досягнення повної вологості ґрунту й стікає у напрямку похилу. Частина води інфільтрується на глибину й, затримуючись на локальному водотриві, також починає стікати в напрямку його похилу. Цей тип стоку прийнято називати внутрішньогрунтовим, він утворюється із значною затримкою порівняно з поверхневим і повільно надходить у руслову мережу. Найменша частина води просочується у глибокі горизонти й живить глибинні ґрунтові води, з якими із значним запізненням потрапляє до річок. Цей тип стоку домінує в період літньо-осінньої межени. Протягом експерименту з фазою швидкого поверхневого стоку надійшло 56 % загального об'єму води, що в абсолютному вимірі складало $600,3 \text{ дм}^3$, з внутрішньогрунтовим – 44 % або відповідно $465,6 \text{ дм}^3$ (рис. 6.2). Як правило, на поверхневу складову водного стоку припадає більша частка його винесення, оскільки основним лімітуючим фактором для формування стоку всіх підземних вод є фільтраційні процеси. Величина підземного стоку залежить від гідравлічного зв'язку. Якщо розглянути такий зв'язок на прикладі річкових вод, то характер зв'язку річкових і ґрунтових вод залежить від співвідношення висоти стояння рівня в

річці під час паводку та межені, з одного боку, й положення покриву пласту водотриву й рівня ґрунтових вод, що знаходяться над ним, з іншого [106].

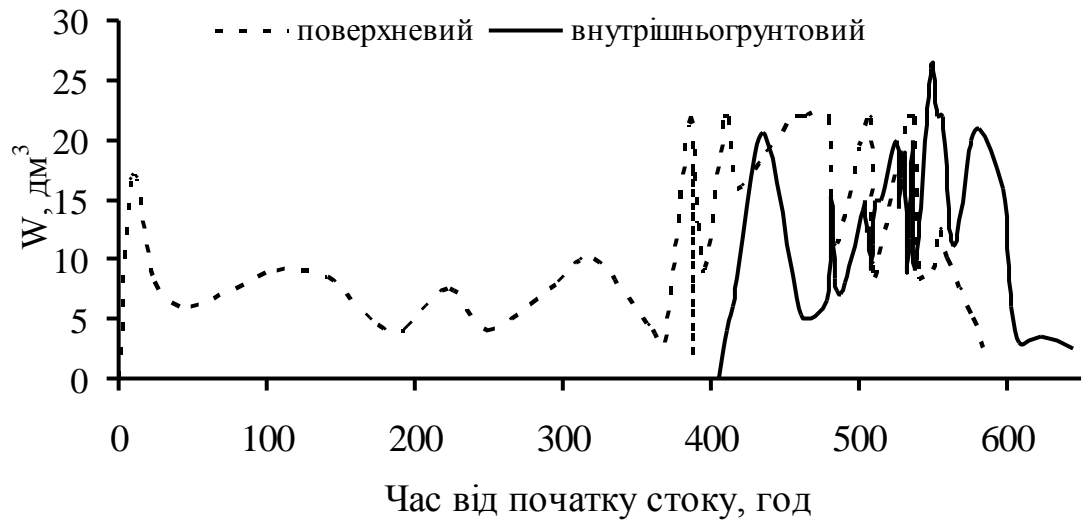


Рис. 6.2. Розподіл водного стоку між його поверхневою та внутрішньогрунтовою складовою на неудобреній ділянці

6.2.2. Надходження сполук нітрогену

Внаслідок формування водного стоку з поверхні дослідної ділянки було змито 0,456 г N_{\min} , що становило 1,4 % від його загального запасу в контактуючому шарі ділянки.

Розподіл винесення N_{\min} між поверхневим та внутрішньогрунтовим стоком відбувається практично рівномірно з незначним домінуванням поверхневої складової (51 %). Ця особливість дає змогу в подальшому моделювати винесення нітрогену без розділення стоку на складові.

У складі розчинених сполук нітрогену домінувала нітратна ($N-NO_3^-$) форма. Певні відмінності встановлено між швидшою (поверхневою) та повільнішою (внутрішньогрунтовою) фазами стоку. У пробах поверхневого стоку частка винесення нітрогену нітратів становила 58 %, внутрішньогрунтового стоку – 91 % загального стоку N_{\min} (рис. 6.3).

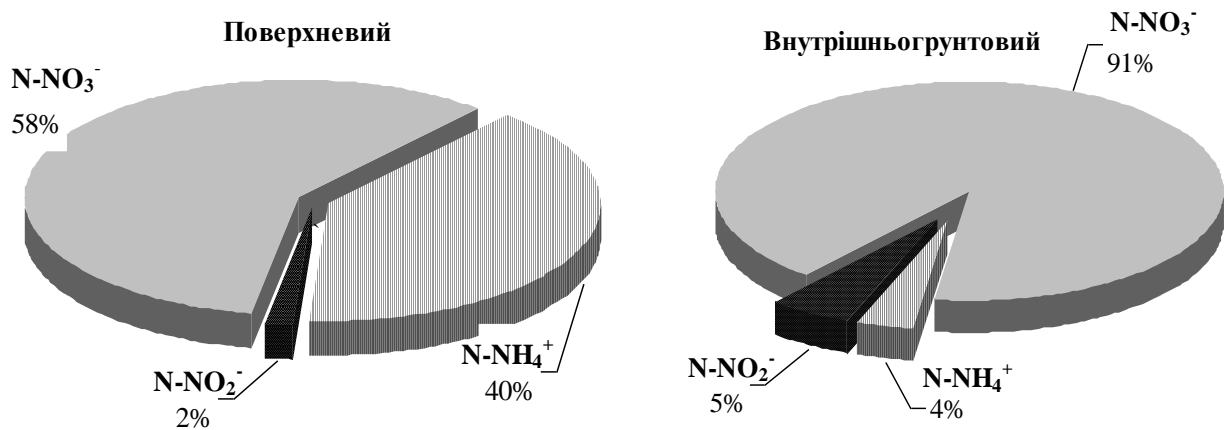


Рис. 6.3. Винесення окремих форм нітрогену з поверхневим та внутрішньогрунтовим стоком з удобреної ділянки

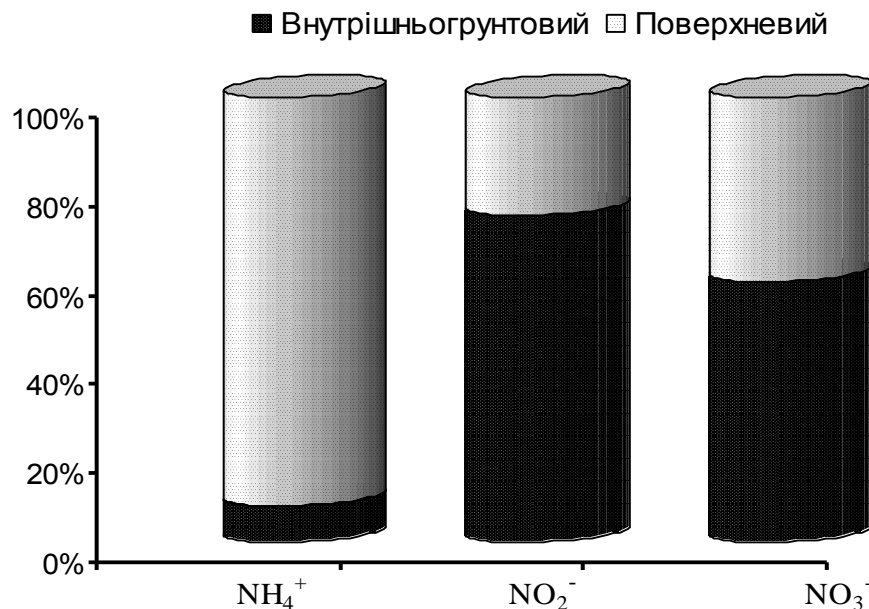
Винесення нітрогену у амонійній формі був значно меншим і складав 40 % у поверхневому та 4 % у внутрішньогрунтовому від загального винесення нітрогену неорганічного. Відсоток нітритних форм нітрогену був незначним у обох фазах стоку.

Основна частина нітрогену нітратів, зосередженого в ґрунтовому покриві, належить до розчинних форм. Висока розчинність нітратних іонів має вплив на їхню геодинамічну рухомість та забезпечує високу міграційну здатність як у вертикальному, так і горизонтальному напрямках [107, 108].

Міграційна здатність амонійного нітрогену нижча порівняно з нітратними сполуками. Відмінність у рухливості нітратного й амонійного нітрогену зумовлюють джерела нітрогенного живлення рослин. З енергетичних позицій амонійна форма нітрогену більш прийнятна, оскільки має ту ж саму валентність, що й в амінокислотах. Однак, не зважаючи на необхідність витрачання додаткової енергії на відновлення нітратів, саме нітратна форма є основним джерелом нітрогенного живлення рослин, що визначається її високою рухливістю [107]. Амонійний нітроген поглинається глинистими мінералами з трьохшаровою кристалічною ґраткою в екстра- та інтраміцелярне положення. Обмінно-поглинений амоній (екстра-міцелярне положення) знаходиться в динамічній рівновазі з іонами в ґрунтовому розчині й,

відповідно, доступний до біологічної іммобілізації. Необмінний амоній (інтраміцелярне положення) має меншу доступність, однак він також може засвоюватись рослинами і мікроорганізмами [109].

Розподіл винесення неорганічних форм нітрогену між видами стоку показав, що нітратна та нітритна форми нітрогену формуються переважно за рахунок внутрішньогрунтового стоку, де їхня частка винесення становить 58 % або 0,1976 г N та відповідно 74 % або 0,0112 г N від загального стоку вказаних форм (рис. 6.4). З поверхневим стоком надійшло 42% N-NO₃⁻ та 26 % N-NO₂⁻ або відповідно 0,140 г N та 0,004 г N.



6.4. Розподіл винесення неорганічних форм нітрогену між видами стоку на неудобреній ділянці

Натомість, основна частина амонійного нітрогену була змита водами поверхневого стоку, що становить 92 % або 0,0947 г N. З внутрішньогрунтовим стоком надійшло 8 % N-NH₄⁺ (0,0083 г N). Характерно, що 63 % проб води внутрішньогрунтового стоку взагалі не містили N-NH₄⁺. Така особливість вимивання амонійних сполук нітрогену пояснюється наступним чином. Частка добре розчинних сполук N-NH₄⁺ швидко переходить у розчин уже на стадії формування поверхневого стоку. З утворенням внутрішньогрунтового стоку

вміст амонійних сполук різко зменшується через їхню відсутність у розчині. Наявний у поровому розчині амонійний нітроген сорбується глинистими мінералами з наступним зв'язуванням у необмінні форми у міжшаровому просторі глинистих мінералів. У верхньому шарі ґрунту частка необмінного нітрогену варіює у межах 1 – 10 %, нижче родючого шару – зростає до 50 %.

Важливою особливістю вимивання сполук нітрогену з поверхні водозбору є динаміка концентрацій окремих форм.

У поверхневому стоці на початковому етапі його формування вміст сполук нітрогену на фоні мінімальних витрат води наближається до максимального, особливо це характерно для амонійної та нітратної форми. При подальшому зростанні витрат, вміст неорганічних форм нітрогену зменшується, тобто коливання концентрацій сполук нітрогену відносно витрат води є асинхронними. Натомість коливання винесення всіх форм нітрогену відносно водного стоку відбувається синхронно, що свідчить про його вагоме значення при формуванні винесення зазначених сполук (рис. 6.5). Відомо, що величина водного стоку – це визначальний фактор при формуванні винесення хімічних елементів [110].

На початковому етапі формування поверхневого стоку концентрації N-NO_3^- швидко збільшуються внаслідок розчинення форм, які містяться у поверхневому шарі ґрунту. Подальше зростання стоку призводить до розбавлення розчину й зменшення концентрацій. В результаті, між об'ємом водного стоку й концентраціями N-NO_3^- спостерігається антибатна залежність, характерна для промитих ґрунтів гумідної зони. У внутрішньогрунтового стоці вищезазначена залежність складніша. На перший план виходять процеси дифузії й десорбції, які є основними механізмами масоперенесення неорганічних форм нітрогену у системі «тверда фаза – вода». Схематизація зазначених процесів виглядає наступним чином. На першому етапі взаємодії атмосферні опади витискають порову рідину ґрунтового розчину, що призводить до порушенням досягнутої на момент початку стоку

квазістаціонарної рівноваги між твердою й рідкою фазами ґрунтів. В результаті цього концентрації речовин у стокових водах досягають високих значень.

Друга фаза зумовлена гідродинамічним промиванням порового розчину контактуючого шару, в результаті чого градієнт концентрацій між поровим розчином і опадами вирівнюється, а вміст нітрогену у водах стоку зменшується. На третьому етапі концентрації розчинених форм нітрогену знову зростають через залучення до масообміну нижчих шарів ґрунту. З подальшим просоченням води у нижні горизонти процес циклічно повторюється. Нітратний нітроген завдяки своїй високій розчинності та міграційній здатності найбільш оптимально відображає цей процес.

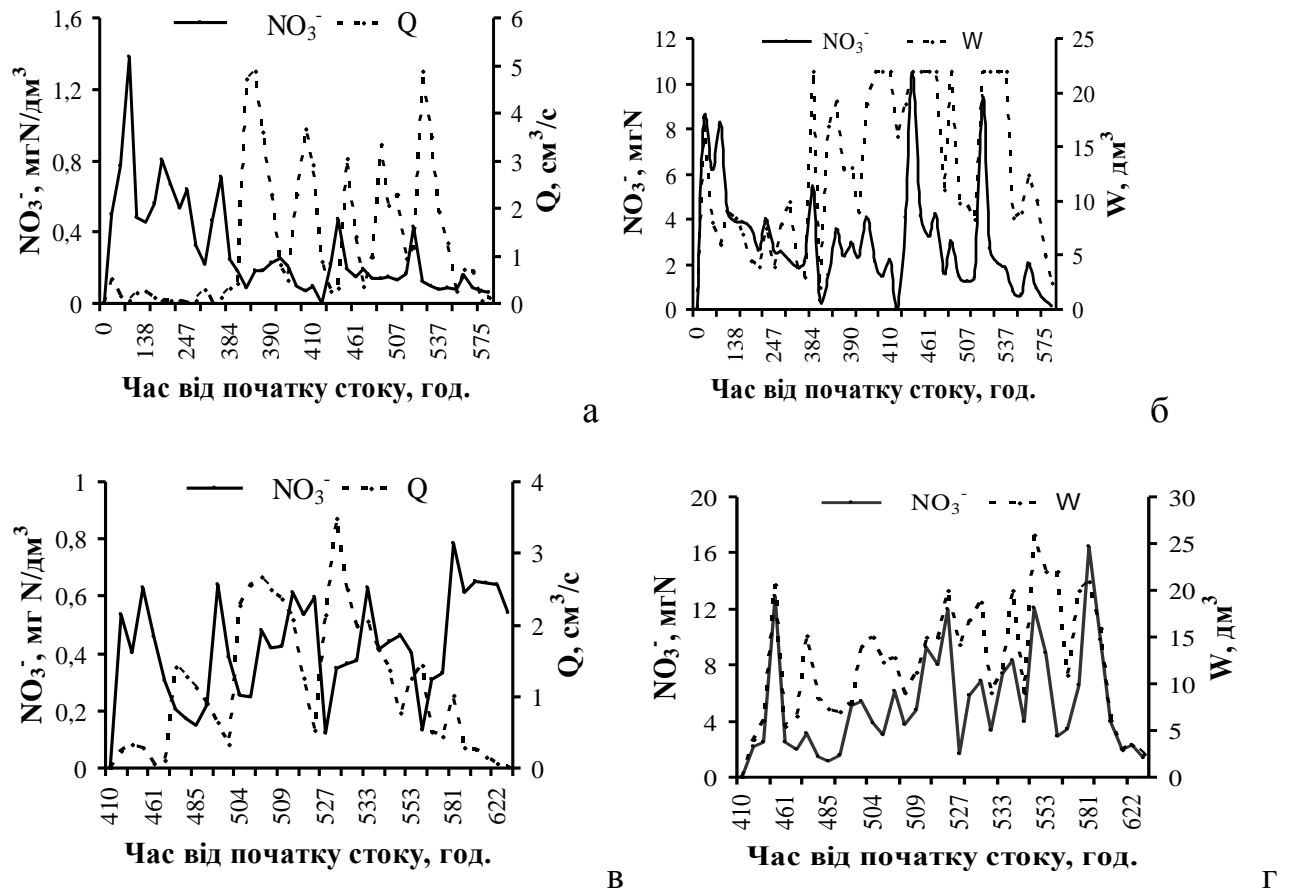


Рис. 6.5. Динаміка а) концентрацій, б) винесення NO_3^- у пробах поверхневого стоку та в) концентрацій г) винесення NO_3^- у пробах внутрішньогрунтового стоку

Зазвичай, для ґрунтових вод гумідної зони в регіональному відношенні характерні фонові концентрації сполук нітрогену менші ГДК. Високі концентрації в цій зоні є локальними й приурочені до ділянок і зон інтенсивного використання азотних добрив, промислових, комунальних забруднень і тваринницьких ферм. При цьому часто в зв'язку з високою інтенсивністю водообміну концентрації нітратних іонів у ґрунтових водах на цих ділянках не досягають ГДК. Відомо, що максимальний вміст нітрогену в ґрунтах і корах вивітрювання спостерігається до глибини 3 м. Однак, шар локалізації підвищених концентрацій постійно мігрує вгору із середньою швидкістю 1 – 5 м/рік. У регіонах, де тривалий час використовуються азотні добрива, високі концентрації нітратів спостерігаються вже на глибині 60 – 100 м. [97].

6.2.3. Надходження сполук фосфору

Загальна величина винесення фосфору з поверхні водозбору склала 0,0444 г Р, що становить 2,3 % від його загального запасу у контактуючому шарі ґрунту.

Розподіл неорганічного фосфору за видами стоку показав переважне його надходження із внутрішньоґрунтовою складовою, частка винесення якою становила 67,7%, решта 32,3 % надійшла із поверхневим стоком. Встановлена нами особливість пояснюється тим, що в рухомій формі знаходиться 10 – 20 % фосфатів, решта швидко закріплюється глинистими мінералами ґрунту, а також гідроксидами Al і Fe за рахунок сорбційного процесу [110]. У ґрунтовому розчині концентрації фосфатних іонів невеликі порівняно з нітратними сполуками і становлять 0,05 – 1,0 мг Р/дм³. Неорганічні фосфати присутні у вигляді фосфоровмісних мінералів вихідних порід або у вигляді новоутворень, що виникають в результаті вивітрювання або обмінних реакцій з добривами. На розчинність неорганічних фосфатів впливає в першу чергу рН середовища. Зі збільшенням значень рН підвищується розчинність стренгіту й варасциту,

оскільки фосфати алюмінію і заліза зумовлюють кисле середовище у ґрунтах, фосфати кальцію ж, навпаки, збільшують свою розчинність з підкисленням середовища. У лужному середовищі фосфати кальцію майже не розчинні [108].

Аналіз динаміки концентрацій фосфатів у водах штучно згенерованого стоку показав найвищі його показники на перших етапах формування як поверхневого, так і внутрішньогрунтового стоку (рис. 6.6).



Рис. 6.6. Динаміка вмісту фосфатних іонів за період спостережень на неудобрений ділянці

Очевидно, що в початковий період стоку надходять добре розчинні фосфати кальцію, натрію і амонію. Кількісно вони складають близько десятої частини від загальної кількості змитого фосфору (3,45 мг). При подальшому формуванні стоку концентрації фосфору у поверхневому стоці істотно зменшуються, прослідковуються незначні підвищення. Коливання концентрацій у пробах внутрішньогрунтового стоку мають значну мінливість, на останніх етапах водного стоку їхній вміст наближується до максимального.

Динаміка вмісту фосфору відносно витрат води у пробах поверхневого стоку має асинхронний характер. Максимальний вміст фосфору спостерігався на початковій фазі формування стоку за мінімальних витрат води. З різким підвищенням витрат води вміст фосфору істотно зменшується. Після проходження перших двох високих піків води, які тривали по декілька діб, фосфору у розчиненій фазі взагалі не виявлено. Динаміка концентрацій

фосфатів у пробах внутрішньогрунтового стоку, має схожу закономірність із зміною нітрогену амонійного, що пов'язано з геохімічними процесами та гідродинамічними умовами (рис. 6.7).

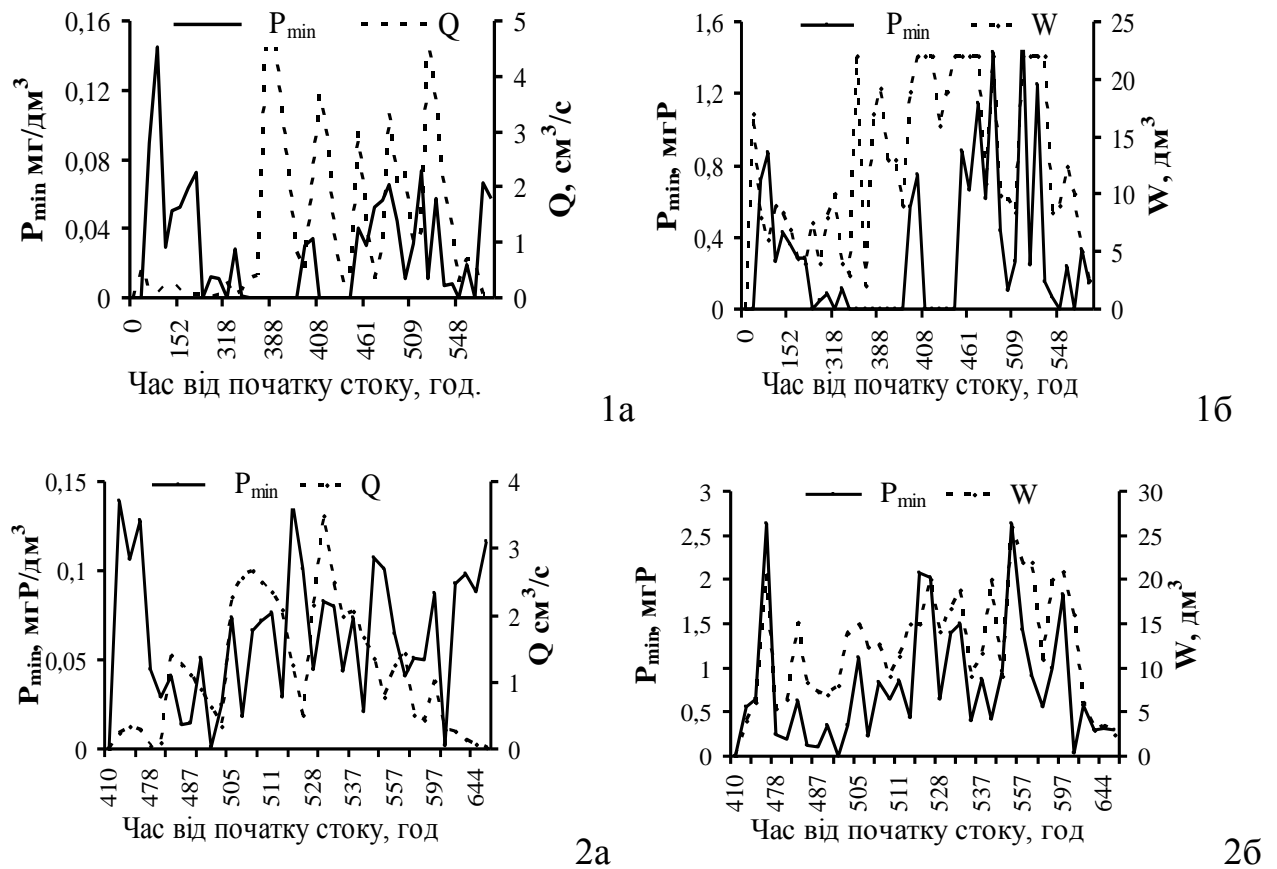


Рис. 6.7. Динаміка а) концентрацій та б) винесення неорганічного фосфору з 1) поверхневим та 2) внутрішньогрунтовим стоком на неудобреній ділянці

Синхронне коливання винесення фосфору відносно водного стоку свідчить про визначальний вплив водності як фактору впливу на формування винесення P_{\min} .

Основною формою фосфору в ґрунтах, як і в земній корі, є апатит. Фосфати Ca і Mg характерні для нейтральних ґрунтів, а фосфати Fe і Al – для більш кислих. Отже, в різних типах ґрунтів буде різний вміст фосфору. Досліджувані нами ґрунти відносяться до чорноземного типу [28, 111]. Відповідно існуючим літературним даним, у чорноземних ґрунтах переважають малорухомі форми фосфатів. Неорганічні форми фосфору представлені

переважно фракціями фосфатів кальцію, причому з глибиною до них долучається апатитова фракція фосфору [98].

Основну частину винесення фосфатів з внутрішньогрунтовым стоком можна обґрунтувати тим, що єдине джерело надходження цих сполук це – літосфера, на відміну від фосфору, значні запаси нітрогену містяться також в атмосфері [112]. Значна розчинність нітратних і нітритних сполук з провідними катіонами природних вод, а також сполук амонію з провідними аніонами природних вод означає, що жоден компонент хімічного складу природних вод не може обмежувати накопичення $N\text{-NO}_3^-$, $N\text{-NH}_4^+$ та $N\text{-NO}_2^-$. Єдиний шлях переведення зазначених іонів у тверду фазу – сорбційний. При цьому негативно заряджені нітратні та нітритні іони не можуть брати активну участь у процесі сорбції в реальних природних умовах формування маломінералізованих вод. Це пов'язано з тим, що основний сорбент природних вод – це негативно заряджені дрібнодисперсні глинисті частинки. Натомість, позитивно заряджений катіон амонію активно сорбується глинистими мінералами [97].

6.3. Надходження біогенних елементів за умов застосування мінеральних добрив

6.3.1. Формування водного стоку на удобреній ділянці

Загальна величина об'єму стоку води із удобреної ділянки становила 1341,5 л. Сформований стік практично рівномірно розподілявся між поверхневою та внутрішньогрунтовою складовими, а саме, 692 л (52 %), надійшло з поверхневим стоком і відповідно 48 % або 649 л – із внутрішньогрунтовым (рис. 6.8).

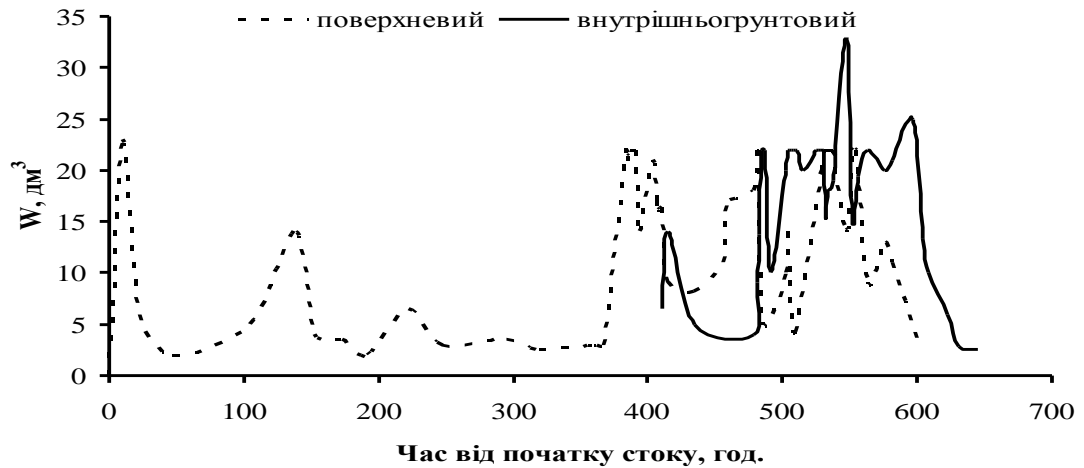


Рис. 6.8. Динаміка витрат води поверхневого та внутрішньогрунтового стоку на удобреній ділянці

Інтенсивне зростання витрат води спостерігалось після 384 години від початку стоку, що було зумовлено високими показниками температури повітря у цей період (рис. 6.9).

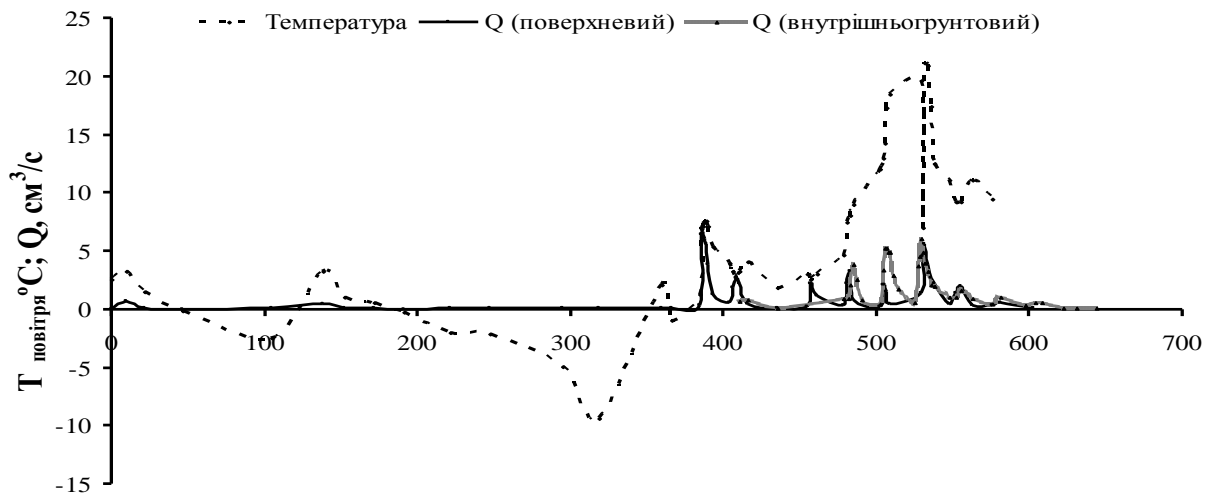


Рис. 6.9. Хід температури повітря та формування витрат води поверхневого та внутрішньогрунтового стоку

6.3.2. Надходження сполук нітрогену

Загальна величина винесення N_{\min} з удобреної ділянки становила 11,7 г N, що становить 12,8 % від загального його запасу у ґрунті. Частка нітрогену

добрив у змитій речовині становила 96 %, інші 4 % – нітроген природного походження. Загалом від загальної кількості внесених азотних добрив разом із водним стоком було змито 18,6 %.

Розподіл неорганічних форм нітрогену між собою показав, що в обох видах стоку домінувала його нітратна форма (рис. 6.10). Але, якщо у поверхневому стоці частка водної міграції нітратів становила 72 %, то у внутрішньогрунтовому стоці практично все нітрогенне навантаження формується за рахунок нітратної форми, частка надходження якої становить 99,6 %. Частка винесення сполук амонію досягла 26 % у поверхневому та 0,3 % у внутрішньогрунтовому стоках. Частка винесення нітритних іонів становила 2 % з поверхневим та 0,1 % з внутрішньогрунтовим стоком.

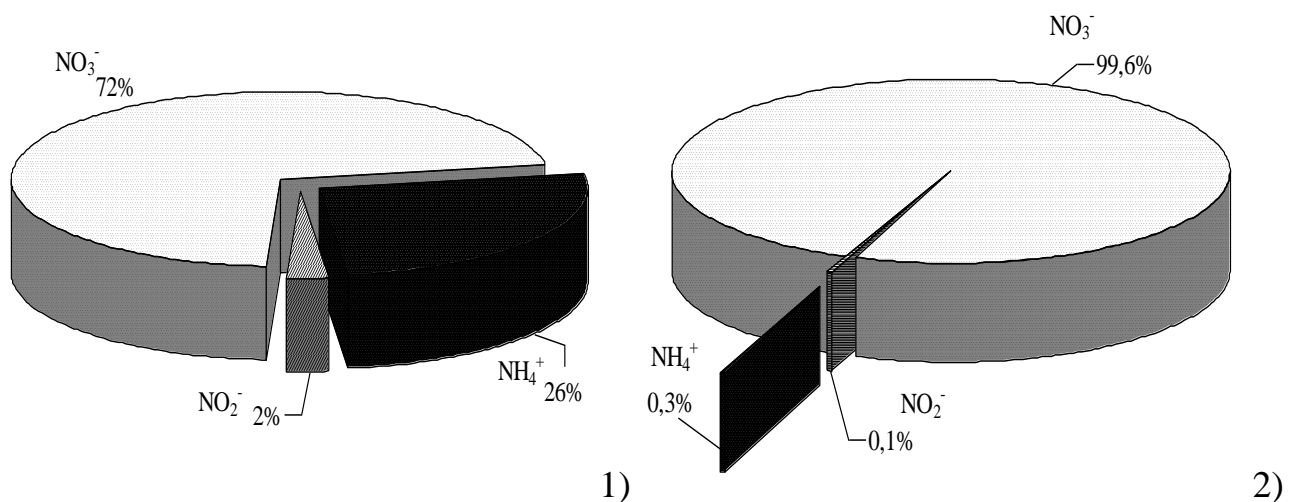


Рис. 6.10. Винесення окремих форм нітрогену 1) поверхневим стоком та 2) внутрішньогрунтовим стоком на удобрений ділянці

Розподіл неорганічних форм нітрогену між поверхневим та внутрішньогрунтовим стоком показав, що винесення нітратної та нітритної форми сформувався за рахунок внутрішньогрунтового стоку, частки якого становили 98 % та 66 %. З поверхневим стоком надійшло 2 % нітратного нітрогену та 34 % – у нітритній формі. Натомість, більша частка амонійного нітрогену була перенесена за рахунок поверхневого стоку – 73 %, із внутрішньогрунтовим стоком надійшло 27 % іонів амонію (рис. 6.11).

У більшості випадків рослини використовують у середньому 50 – 60 % нітрогену від загальної кількості внесених азотних добрив, від 15 до 30 % нітрогену перетворюється в органічну форму й 10 – 20 % втрачається із ґрунту у газоподібному стані [113, 114].

Чорноземи в порівнянні з іншими типами ґрунтів характеризуються меншим вмістом сполук амонію [29].

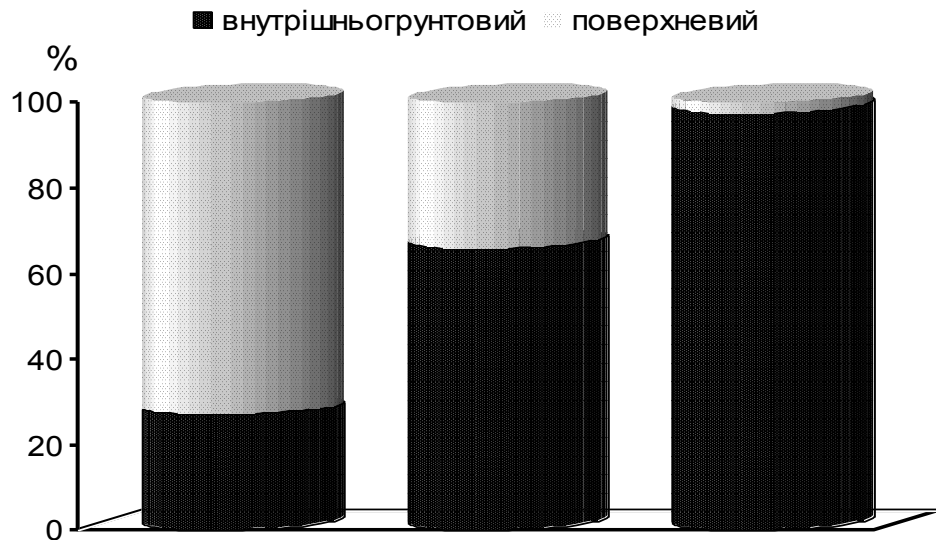


Рис. 6.11. Розподіл окремих форм нітрогену між поверхневим та внутрішньогрунтовим стоком на удобреній ділянці

Амонійні солі при нейтральній реакції засвоюються рослинами краще, а при кислій реакції – гірше порівняно з нітратними. Натомість вимивання нітратних іонів із ґрунту атмосферними опадами й дренажними водами – поширене явище. Нітратний нітроген не утворює в ґрунті малорозчинних солей і не поглинається негативно зарядженими колоїдами ґрунту, у зв'язку з чим N-NO_3^- переважно знаходяться у ґрунтовому розчині, набуваючи з цим високої рухомості у ґрунтах. Із розчину нітрату амонію рослини швидше поглинають катіони N-NH_4^+ , чим аніони N-NO_3^- . Після внесення в ґрунт, аміачна селітра вступає в реакцію з ґрунтовим вбирним комплексом. В результаті обмінного поглинання амоній адсорбується колоїдами ґрунту, а аніон N-NO_3^- утворює в

розчині солі з кальцієм, магнієм і іншими іонами [113]. Мінеральна частина ґрунту в основному представлена глинистим мінералом монтморилонітом, що є причиною високої частки фіксації амонію, особливо чорноземами [29] Динаміку винесення неорганічних форм нітрогену зображено на рис. 6.12.

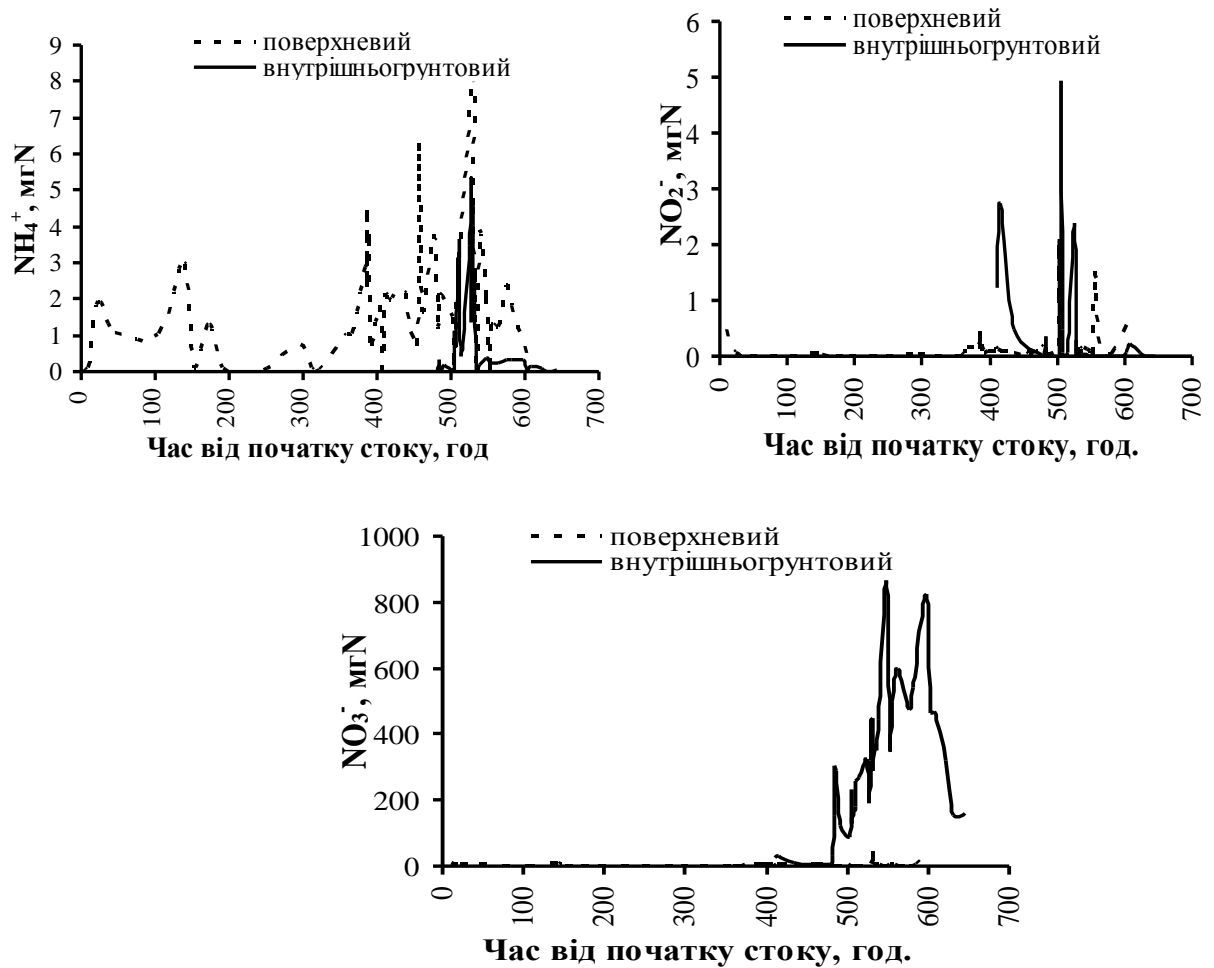


Рис. 6.12. Динаміка винесення неорганічних форм нітрогену на удобрений ділянці

Зміна концентрацій окремих форм нітрогену у внутрішньогрунтового стоці характеризується протилежним напрямком для нітратного та амонійного нітрогену (рис. 6.13). На початковому етапі формування поверхневого стоку концентрації амонійної та нітратної форм нітрогену мають високі показники, а зі зростанням витрат води їхній вміст істотно зменшується. Загалом динаміка концентрацій неорганічних форм нітрогену у поверхневому стоці має асинхронний характер відносно водного стоку. Динаміка вмісту N-NO_2^-

характеризується незначними коливаннями. Середня концентрація амонійного нітрогену для поверхневого стоку становить $0,19 \text{ мг N/дм}^3$, нітритного – $0,016 \text{ мг N/дм}^3$, нітратного – $0,6 \text{ мг N/дм}^3$.

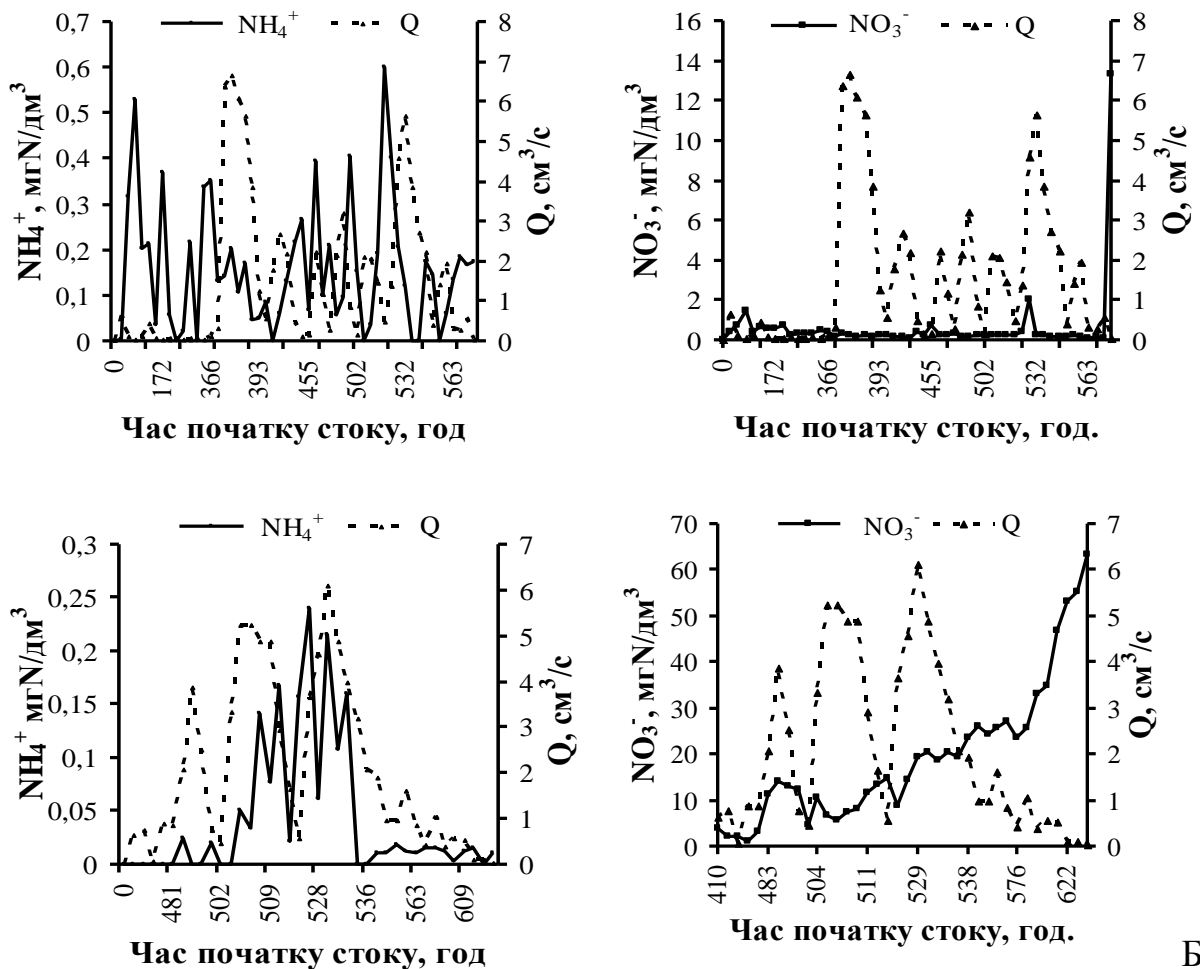


Рис. 6.13. Зміна концентрацій амонійного нітрогену та нітрогену нітратів у А) поверхневому та Б) внутрішньогрунтовому стоці на удобрений ділянці

Внесення добрив істотно вплинуло на зміну концентрацій нітратного нітрогену у внутрішньогрунтовому стоці, середня величина якого становила $19,2 \text{ мг N/дм}^3$, що у 32 рази перевищує середню концентрацію поверхневого стоку та в 44 рази середню концентрацію внутрішньогрунтового стоку з неудобреної ділянки. Зростання вмісту N-NO_3^- відбувається поступово і характеризується мінімальними значеннями на початку формування внутрішньогрунтового стоку та максимальними при завершенні формування вказаного стоку. Натомість максимальний вміст амонійного нітрогену

спостерігався у середній фазі формування внутрішньогрунтового стоку за максимальних витрат води. Загалом зміна концентрацій неорганічних форм нітрогену не пов'язана із динамікою витрат води досліджуваного стоку. Середня концентрація амонію у внутрішньогрунтовому стоці становила 0,06 мг N/дм³, третина проб внутрішньогрунтового стоку взагалі не містила амонійного нітрогену. Середній вміст N-NO₂⁻ становив 0,05 мг N/дм³.

6.3.3. Надходження сполук фосфору

Загальний винесення фосфатів з удобреної ділянки становив 0,19 г P або 0,3 % від його загального запасу у контактному шарі ґрунту. Відсоток вмісту добрив у змитій речовині становив 76,6 %. Частка втрати фосфорних добрив за рахунок змиву від величини їхнього внесення становила 0,22 %.

Розподіл неорганічного фосфору між поверхневим та внутрішньогрунтовим стоком показав, що внутрішньогрунтовий стік домінує при формуванні фосфатного навантаження. Частка надходження фосфору із внутрішньогрунтовим стоком становила 96 % (0,182 г P). Відповідно з поверхневим стоком було змито 4 % сполук фосфору (0,008 г P) (Рис. 6.14). Значна частина проб поверхневого стоку взагалі не містила фосфатних іонів. Якщо сполуки нітрогену широко поширені у всіх сферах землі, зокрема, найбільше нітрогену міститься в атмосфері, то сполуки фосфору зосереджені в основному в літосфері. Тому фосфати, які потрапляють у водні об'єкти, це, передусім, продукти мінералізації органічної речовини, отриманої після відмирання живих організмів або вимивання з приповерхневого орного шару ґрунту, де процеси його міграції відбуваються швидше порівняно з глибшими горизонтами. Висока здатність до поглинання мінералами ґрунту, що зумовлює низьку рухомість фосфору в ґрунтах, спричиняє значно меншу концентрацію фосфору у водних об'єктах порівняно з неорганічними сполуками нітрогену [98].

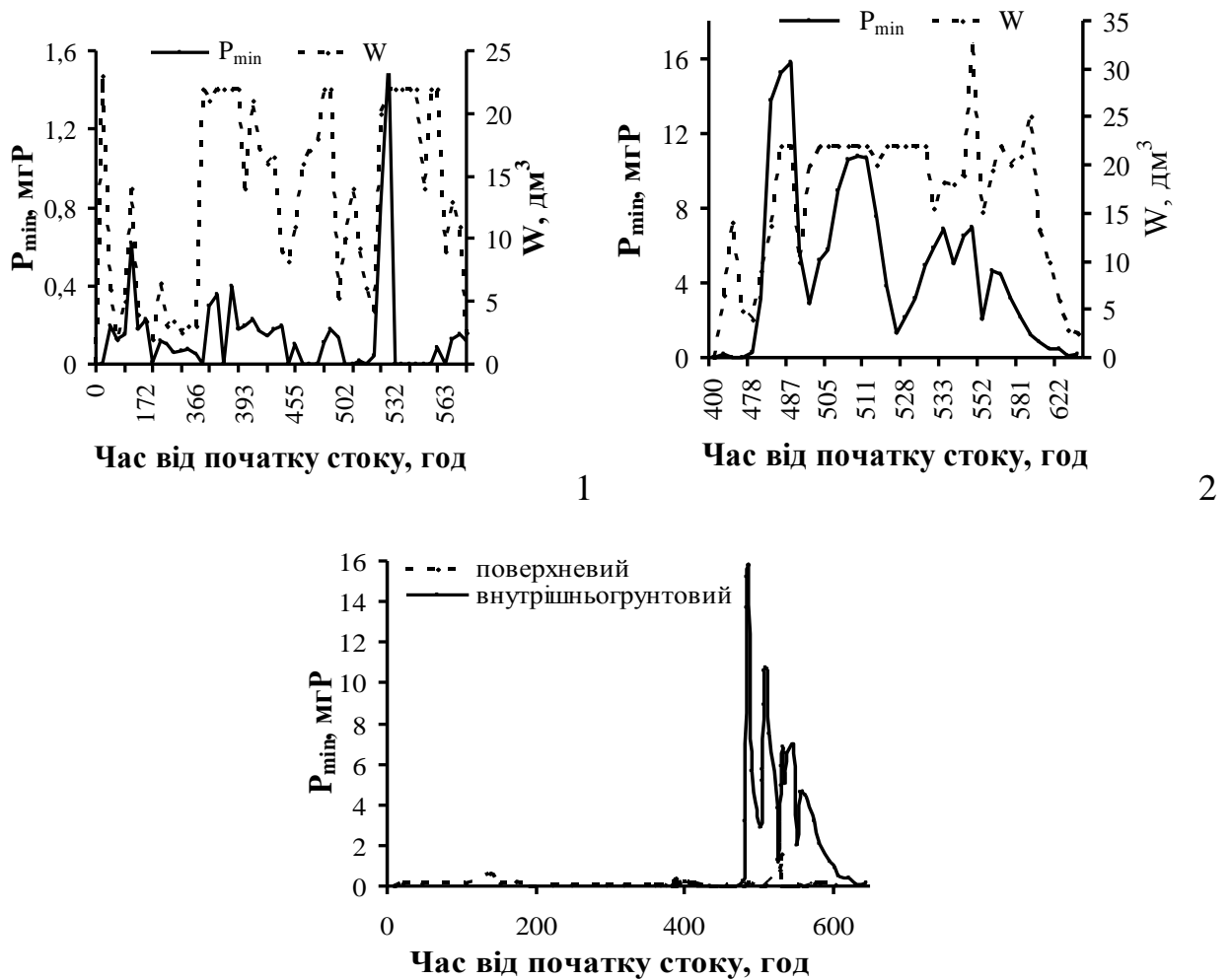


Рис. 6.14 Коливання винесення неорганічних сполук фосфору у 1) поверхневому та 2) внутрішньогрунтовому стоці на удобрений ділянці

Від коливання водного стоку залежить величина винесення як сполук фосфору, так і нітрогену, зі збільшенням водного стоку зростає й винесення біогенних елементів, про що вказує їхнє синхронне коливання.

Середня **концентрація фосфору** в пробах поверхневого стоку складала $0,023 \text{ мг P/дм}^3$. У 25 % відібраних проб поверхневого стоку фосфору не було виявлено взагалі. Найбільші концентрації спостерігаються на початковій фазі формування поверхневого стоку та на 530 годині від початку стоку. Середня концентрація фосфору у пробах внутрішньогрунтового стоку становить $0,26 \text{ мг P/дм}^3$, яка більше, ніж у 10 разів вища за концентрацію фосфору поверхневого стоку. Зміна концентрацій фосфору у внутрішньогрунтовому стоці на відміну від нітрогенних сполук характеризується максимальними величинами на

початковій фазі формування стоку та поступовим, із незначними коливаннями, зниженням концентрацій (рис. 6.15). Така протилежність у надходженні пояснюється різними хімічними властивостями досліджуваних сполук.

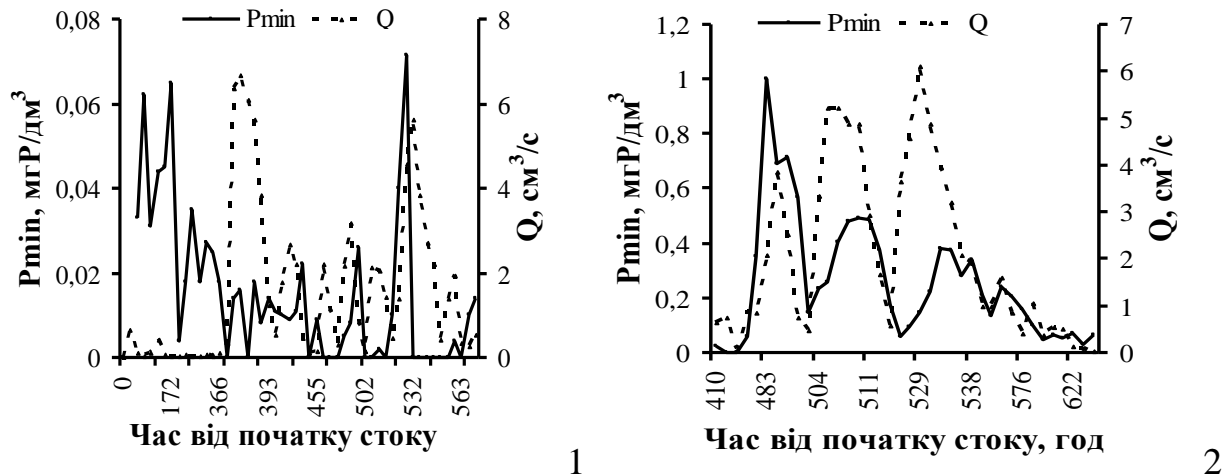


Рис. 6.15. Зміна концентрацій P_{\min} у пробах 1) поверхневого 2) внутрішньогрунтового стоку на удобрений ділянці

Більша частина фосфору, який вноситься з добривами, фіксується ґрунтовим покривом. Залежно від рН і інших властивостей ґрунту фосфор суперфосфату перетворюється у фосфати алюмінію, заліза або у важкорозчинні фосфати кальцію, в органічно зв'язаний фосфор. Використання фосфору мінеральних добрив рослинами в рік внесення складає лише 10 – 20 %. Інша частина або поглинається, або виноситься разом із водним стоком. Дуже часто фосфорні добрива вносяться в перші роки обробки ділянки для «зафосфачення ґрунтів», після чого він стає більш доступний для рослинного покриву [108] Тривале застосування добрив сприяє підвищенню розчинності й активності загального фонду неорганічних сполук фосфатів ґрунту.

В середньому 22,6 % внесених фосфатних добрив тривалий час зберігається в ґрунтах в легко доступній для рослин формі. Встановлено, що разове внесення добрив дає більш високий агрохімічний, біологічний і економічний ефект порівняно з щорічним внесення [98].

В нашому випадку як азотні, так і фосфорні добрива вносились на досліджувану ділянку вперше. Загалом порівняно з природними умовами, удобрення ґрунтового покриву призвело до зростання винесення N_{\min} в 27 разів, а P_{\min} в 4,5 рази.

Висновок. Отже, проведене експериментальне дослідження ставило за мету дослідження особливостей дифузного винесення неорганічних форм нітрогену та фосфору з водним стоком в умовах неудобреної ділянки та за її удобрення.

Виконане дослідження водного стоку показало майже рівномірний розподіл водного стоку між його поверхневою і внутрішньогрунтовою складовими. Частка поверхневої складової становила 56 % для неудобреної ділянки та 52 % — для удобреної, із внутрішньогрунтовим стоком надійшло відповідно – 44 та 48 %.

Загальна величина винесення N_{\min} з неудобреної ділянки становила 0,456 г N, з удобреної – 11,7 г N, що становить відповідно 1,4 та 12,8 % від їхнього загального запасу. Винесення $P-PO_4^{3-}$ з неудобреної ділянки склав 0,044 г P, а з удобреної 0,19 г P, що становить 2,3 та 0,3 % від його загального запасу.

Домінуючою серед неорганічних форм нітрогену є його нітратна форма в обох типах стоку, як без використання добрив, так і в умовах удобрення.

Переважаюча частка винесення БЕ за винятком іонів амонію, характерна для внутрішньогрунтового стоку. Частка винесення $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ та $P-PO_4^{3-}$ із внутрішньогрунтовим стоком на стоковій ділянці з природними умовами становить 8, 74, 58 та 68 % відповідно, після додавання добрив частка їхнього винесення із внутрішньогрунтовим стоком становить 27, 66, 98 та 96 % відповідно. Із поверхневим стоком без додавання добрив частка надходження $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ та $P-PO_4^{3-}$ становить – 98, 26, 42 та 32 %, а після додавання добрив частка їхнього винесення становить – 73, 24, 2 та 4 % відповідно. Отже, винесення БЕ без додавання добрив розподіляється між поверхневим та внутрішньогрунтовим стоком майже рівномірно (за

виключенням амонійного нітрогену) з незначною часткою переважання останнього у формуванні їхнього винесення.

Нітроген нітратів не утворює в ґрунтах малорозчинних солей і не поглинається негативно зарядженими колоїдами. Його висока міграційна здатність як у горизонтальному, так і вертикальному напрямках зумовлюють переважне надходження нітратних сполук з ґрунтовим розчином. Амонійні сполуки, навпаки, легко входять до поглинаючого комплексу ґрунтів і мінімізують свою подальшу рухомість. Амонійний нітроген є першою ланкою мінералізації органічного нітрогену у процесі нітрифікації, що зумовлює його переважне надходження з поверхневим стоком.

Не зважаючи на протилежні властивості фосфору порівняно з нітратними сполуками, його вимивання відбувається переважно з внутрішньогрунтовим стоком, що зумовлено основним кругообігом фосфору в літосфері.

Досліджено динаміку концентрацій неорганічних сполук нітрогену та фосфору як у поверхневому, так і внутрішньогрунтовому стоці на неудобрений та удобрений ділянках. Якщо концентрації БЕ у поверхневому стоці на неудобрений ділянці змінюються обернено пропорційно до витрат води, то у внутрішньогрунтовому стоці вище зазначена залежність складніша. На перший план виходять процеси дифузії й десорбції, які є основними механізмами масоперенесення неорганічних форм нітрогену та фосфору у системі «тверда фаза – вода». Схематизація зазначених процесів виглядає наступним чином. На першому етапі взаємодії атмосферні опади витискають порову рідину ґрунтового розчину, що призводить до порушення досягнутої на момент початку стоку квазістаціонарної рівноваги між твердою й рідкою фазами ґрунтів. В результаті цього концентрації речовин у стокових водах досягають високих значень. Друга фаза зумовлена гідродинамічним промиванням порового розчину контактуючого шару, в результаті чого градієнт концентрацій між поровим розчином і опадами вирівнюється, а вміст нітрогену та фосфору у водах стоку зменшується. На третьому етапі їхні концентрації знову зростають

через залучення до масообміну нижчих шарів ґрунту. З подальшим просоченням води у нижні горизонти процес циклічно повторюється.

Частка змиву аміачної селітри з водним стоком становила 18,6 %, а суперфосфату – 0,22 %.

Внесення мінеральних добрив зумовило різке зростання винесення біогенних елементів. Порівняно з природними умовами винесення N_{\min} зріс у 27 разів, фосфору у 4,3 рази.

РОЗДІЛ 7

ПРОГНОЗУВАННЯ ЕМІСІЇ СПОЛУК НІТРОГЕНУ ТА ФОСФОРУ З
ТЕРИТОРІЇ ВОДОЗБОРУ Р. ДЕСНА

Розвиток цивілізації спричинив істотне зростання забруднювальних речовин в навколишньому середовищі, що, в свою чергу, в ланцюговому порядку несе ряд негативних явищ з катастрофічними наслідками. Тому нагальним питанням стало збереження природного середовища шляхом контролю та регулювання антропогенного впливу.

Забруднення водних об'єктів відбувається за рахунок точкових та дифузних джерел. Якщо раніше панувала думка, що точкові джерела – основний носій забруднювальних речовин у водне середовище, то після проведення низки природоохоронних заходів на законодавчому рівні та удосконалення технологічного оснащення підприємств в розвинутих країнах світу забруднення від точкових джерел почало відходити на другий план порівняно з тим вкладом, який несуть дифузні джерела забруднення з території водозбору [99].

Величина навантаження від розподілених джерел тісно пов'язана із режимом випадіння атмосферних опадів, які забезпечують кінетичною енергією процеси вивільнення з ґрунту твердих частинок разом із сорбованими на них хімічними речовинами, а також формують об'єм води для подальшого переносу забруднювальних речовин. Прогнозування надходження речовин від дифузних джерел в основному вирішується методом моделювання, яке розвивалося від емпіричного до детермінованого підходу.

Перший з них стосується лише конкретних водозборів і лише з певними обмеженнями може бути застосований для інших річок, які мають в значній мірі подібні характеристики. Втім, при застосуванні достатньо довгих рядів даних, такі моделі можуть давати достатньо надійні результати у межах

коливання величин, описаних застосованим рядом. У випадку необхідності екстраполяції за граничні межі ряду надійність оцінок різко зменшується. Такі моделі можуть бути корисними для розроблення попередніх оцінок.

Детерміновані моделі, на відміну від емпіричних, дозволяють охарактеризувати сутність фізичних процесів, які відбуваються на водозборі та описують ці процеси математично.

В основі таких моделей знаходиться поняття, що механізм переносу забруднювальних речовин на водозборі еквівалентний руху води. Це означає, що, передусім, у моделі має бути розвинена гідрологічна частина, яка ґрунтується на рівняннях конвективно-дисперсійного руху води. Перехід хімічних компонентів задається як стаціонарний компонент у вигляді коефіцієнту розподілу між твердою і рідкою фазами, або у складнішому випадку описується трансформаційними змінами елемента у ґрунтового покриві.

До найбільш відомих комплексних універсальних моделей, що дозволяють проводити розрахунок надходження забруднювальних речовин від розподілених джерел відноситься MIKE SHE. Серед інших моделей, які успішно застосовуються для сільськогосподарських територій, варто зазначити американські розробки CREAMS та SWAT.

Складність налаштування зазначених моделей, передусім, пов'язана з високими вимогами до вхідної інформації.

Тому разом з математичними моделями успішно розвивається напрямок балансового моделювання.

7.1. Оцінка емісії сполук нітрогену та фосфору з території водозбору р. Десна на підставі емпіричних даних

Результати розрахунку стоку біогенних елементів свідчать про його значну залежність від водності (розділ 4.2). Результати дослідження тісноти зв'язку між річним винесенням біогенних елементів та водним стоком

показали, що коефіцієнти кореляції (r), значимість яких встановлювали на підставі критерію розподілу Ст'юдента $p=0,05$, $r>0,57$, для окремих форм нітрогену становили $N-NH_4^+ - 0,87$, $N-NO_2^- - 0,58$, $N-NO_3^- - 0,86$, $P-PO_4^{3-} - 0,80$.

Основне значення у живленні річки Десна мають накопичені за зиму опади у вигляді снігу, які дають більшу частину річного водного стоку в період весняного водопілля і значною мірою завдяки виснаженню поверхневих вод забезпечують меженну та заплавну водовіддачу. В період весняного водопілля з водами Десни надходить 53 % амонійного нітрогену, частка надходження нітратного нітрогену становить 45 %, нітритного – 43 %. Частка стоку фосфору в період весняного водопілля становить також 43 %. В літньо-осінню межень сумарне винесення нітрогену було найменшим – 23 %, відсоток винесення фосфору в цей період становив 38 %. В зимову межень, коли річка переходить на ґрунтове живлення, сумарний стік неорганічного нітрогену становить 29 %. Надходження сполук нітрогену зумовлено переважною мірою надходженням нітратного нітрогену, який входить складу легкорозчинних солей. В зимову межень найменше виноситься фосфору, частка винесення якого становить 19 %. З огляду на це досліджено зв'язок між водним стоком та винесенням біогенних елементів у різні гідрологічні фази, коли спостерігаються однорідні умови формування водного стоку. Отримані коефіцієнти кореляції наведено в табл. 7.1.

Таблиця 7.1

Коефіцієнти кореляції між стоком біогенних елементів та водним стоком

Сполука	Водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень
NH_4^+	0,92	0,86	0,81
NO_2^-	0,78	0,81	0,58
NO_3^-	0,86	0,90	0,93
PO_4^{3-}	0,89	0,67	0,64

Як видно з таблиці 7.1, величина водного стоку може бути надійним предиктором для оцінки дифузного надходження нітрогену і фосфору. На

основі отриманих результатів запропоновано простий емпіричний підхід, що дозволяє здійснювати оцінки емісії нітрогену та фосфору з поверхні водозбору р. Десна при однорідності умов формування водного стоку та рівня антропогенного навантаження за допомогою рівнянь регресії у річному та сезонному вимірах (табл. 7.2).

Таблиця 7.2

Рівняння регресії для розрахунку стоку окремих форм нітрогену та фосфору

	Весняне водопілля	Л.-о. межень	Зимова межень
	Тис.т/сезон		
<i>N-NH₄⁺</i>	$NH_4^+=0.40 \cdot W, km^3 - 0.74$	$NH_4^+=0.40 \cdot W, km^3 - 0.54$	$NH_4^+=0.29 \cdot W, km^3 - 0.02$
<i>N-NO₂⁻</i>	$NO_2^-=0.009 \cdot W, km^3 - 0.01$	$NO_2^-=0.02 \cdot W, km^3 - 0.021$	$NO_2^-=0.017 \cdot W, km^3 - 0.008$
<i>N-NO₃⁻</i>	$NO_3^-=0.73 \cdot W, km^3 - 1.19$	$NO_3^-=0.77 \cdot W, km^3 - 1.28$	$NO_3^-=0.84 \cdot W, km^3 + 0.05$
<i>P-PO₄³⁻</i>	$P_{min}=0.16 \cdot W, km^3 - 0.33$	$P_{min}=0.20 \cdot W, km^3 - 0.08$	$P_{min}=0.068 \cdot W, km^3 + 0,11$

Про високу ефективність прогнозування стоку БЕ свідчать значення отриманих за критерієм Неша-Саткліфа, який становив для $N-NH_4^+$ – 0,99, для $N-NO_3^-$ – 0,90, для PO_4^{3+} – 0,82.

7.2. Балансовий підхід для моделювання емісії сполук нітрогену та фосфору з території водозбору

Застосування балансових моделей винесення БЕ успішно зарекомендувало себе в практиці водного менеджменту різних країн. Серед них варто зазначити загальний підхід та розрахункову модель, розроблену під керівництвом Н. І. Хрисанова у 80-ті роки ХХ ст. [102]. Окремі блоки цієї схеми знайшли своє застосування у роботах, виконаних різними авторами [115, 116].

Відомою на теренах колишнього СРСР була розробка С.О. Кондрать'єва з Інституту озерознавства РАН, який створив розрахункову модель винесення фосфору для Північно-Західного регіону РФ [117].

Серед прикладів іноземних розробок варто зазначити роботи фінських, норвезьких, естонських авторів, які працювали у рамках Міжнародної Комісії із захисту басейну Балтійського моря, більше відомої як Хельсінська Комісія [118, 119, 120]. Тривалий час подібні розробки виконувались у Німеччині під керівництвом Behrendt H. [121, 122, 123] для річок Ельба, По, Рейн, Вісла, Одра Західна Двіна. Зазначене розроблення на сьогодні реалізоване у вигляді аналітично-розрахункової системи MONERIS, яка успішно використовується для управління малих та середніх річок Західної Європи, Бразилії, Китаю, Канади, а також однієї з найбільших річкових систем Європи – Дунаю.

Зазначені методологічні напрацювання лягли в основу розроблення [30]. В основу розрахункової схеми, адаптованої для басейну р. Десна, покладено басейновий принцип з можливістю дискретизації до приток 1-го порядку, а за необхідності – 2-го порядку(рис. 7.2).



Рис. 7.2. Загальна розрахункова схема балансової моделі винесення біогенних елементів з поверхні басейну [30]

Розрахунки ґрунтуються на мінімумі вхідної інформації й проводяться з періодичністю в 1 рік.

Формування емісійних потоків речовин відбувається за взаємодії у системі вода – повітря та вода – тверда фаза.

Розроблення розрахункових схем окремих компонентів балансу ґрунтувалася на положенні, що геохімічний потік досліджуваних елементів залежить від вмісту їхніх рухомих форм у ґрунтовому покриві та атмосферному повітрі та кількісними характеристиками стоку.

Зазначена схема була використана нами для розрахунку емісії біогенних елементів у басейні р. Убідь, притоки 1-го порядку р. Десна.

7.2.1. Моделювання запасу нітрогену та фосфору в ґрунтовому покриві

Сільськогосподарське виробництво – важливий чинник змін природного середовища. Меліорація, внесення добрив, агротехніка, застосування хімічного захисту рослин, введення у культивування нових високопродуктивних сортів – це неповний перелік засобів впливу на довкілля. Серед них застосування хімічних меліорантів часто призводить до забруднення природних вод.

Загальний вміст сполук нітрогену й фосфору в ґрунтах визначається їхньою рухомою рівновагою між прибутковими і витратними складовими. Баланс біогенних елементів у ґрунтах розраховували за рекомендаціями Міжнародної Організації економічного співробітництва і розвитку (OECD, 2007) та Міжнародної Комісії із захисту морського середовища Балтійського моря, (HELCOM, 2004). Розрахунок проводився на підставі загального балансу джерел надходження і витрачання досліджуваних сполук у річному розрізі (рис. 7.3).



Рис. 7.3. Масовий баланс біогенних елементів у ґрунтовому покриві, прийнятий у розрахунковій схемі

Розрахунок прихідної складової балансу ґрунту.

Надходження БЕ з атмосферними опадами. Зазвичай, об'єм атмосферних опадів вираховують на всю площу басейну, однак, на наш погляд, такий підхід не зовсім виправданий. З випадінням на ґрунтовий покрив їхній склад кардинально змінюється після хімічних реакцій та фізико-хімічних процесів, що відбуваються в ґрунтовій товщі. Таким чином, для оцінки забруднення водних об'єктів доцільно розраховувати випадіння атмосферних опадів саме на водне дзеркало.

Пряме надходження БЕ на водне дзеркало розраховується за формулою:

$$L_{\text{ао водн пов}} = S_{\text{водн пов}, \text{км}^2} \cdot h, \text{мм} \cdot C(N, P)_{\text{атм опадах}, \text{мг}/\text{дм}^3}, \text{де} \quad (7.1)$$

$S_{\text{водн пов}}$ – площа водної поверхні, км^2 , h – шар атмосферних опадів, $\text{мм}/\text{рік}$, $C(N, P)$ – концентрація неорганічного нітрогену та фосфору в атмосферних опадах.

Площа водної поверхні розраховується за наступною формулою:

$$S_{\text{водн пов}} = L_{\text{гол. річки, всіх приток}} \cdot b_{\text{гол. річки, всіх приток}}, \text{ м, де} \quad (7.2)$$

$L_{\text{гол.річки, всіх приток}}$ – довжина головної річки та всіх приток, м, – ширина головної річки та приток, м.

Джерелом інформації про кількість та хімічний склад атмосферних опадів були результати багаторічних моніторингових спостережень. Питання щодо площі водної поверхні річок вирішується шляхом множення їхньої довжини на ширину. Довжина річок визначалася за цифровою векторною картою гідрографічної мережі і становила $L_{\text{гол. річки, всіх приток}} = 98,31$ км.

Ширина русел річок розрахована за законом Хортон – Штраллера, [124, 125] і становила $b = 0,0264$.

Підставивши наші значення отримуємо:

$$S_{\text{водн пов у бас}} = 98,31 \text{ км} \cdot 0,0264 \text{ км} = 2,59 \text{ км}^2;$$

$$L_{\text{ао водн пов}}(\text{N}) = 2,59 \text{ км}^2 \cdot 593 \text{ мм/рік} \cdot 2,54 \text{ мгN/дм}^3 = 3911,52 \text{ кг/рік};$$

$$L_{\text{ао водн пов}}(\text{NH}_4) = 2,59 \text{ км}^2 \cdot 593 \text{ мм/рік} \cdot 0,87 \text{ мгN/дм}^3 = 1339,8 \text{ кг/рік};$$

$$L_{\text{ао водн пов}}(\text{NO}_3) = 2,59 \text{ км}^2 \cdot 593 \text{ мм/рік} \cdot 1,67 \text{ мгN/дм}^3 = 2572,7 \text{ кг/рік}.$$

Розрахунок надходження БЕ з атмосферними опадами на водозбір проводили аналогічним чином, використовуючи площу всього водозбору:

$$L_{\text{ао водозбір}}(\text{N}) = 1258,11 \cdot 593 \text{ мм/рік} \cdot 2,54 = 1895000 \text{ кг/рік} = 1895 \text{ т/рік};$$

$$L_{\text{ао водозбір}}(\text{NH}_4) = 1258,11 \cdot 593 \text{ мм/рік} \cdot 0,87 = 649074,7 \text{ кг/рік} = 649 \text{ т/рік};$$

$$L_{\text{ао водозбір}}(\text{NO}_3) = 1258,11 \cdot 593 \text{ мм/рік} \cdot 1,67 = 1245925 \text{ кг/рік} = 1245,9 \text{ т/рік}.$$

Отримані результати дозволили розрахувати надходження БЕ з атмосферними опадами на ґрунтовий покрив басейну р. Убідь через різницю надходження БЕ з атмосферними опадами на водозбір ($L_{\text{ао водозбір}}$) та водне дзеркало ($L_{\text{ао водн пов}}$) надходження:

$L_{\text{ао ґрунтов.покр}}(\text{N}) = 1895000 \text{ кг/рік} - 3911,5 \text{ кг/рік} = 1891088 \text{ кг/рік} = 1891$
т/рік;

$L_{\text{ао ґрунтов.покр}}(\text{NH}_4) = 649075 \text{ кг/рік} - 1340 \text{ кг/рік} = 647735 = 648$ т/рік;

$L_{\text{ао ґрунтов.покр}}(\text{NO}_3) = 1245925 \text{ кг/рік} - 2573 \text{ кг/рік} = = 1243$ т/рік.

Надходження неорганічного фосфору з атмосферними опадами незначне, близько 37 кг/км^2 . Маючи площу сільськогосподарських територій, що дорівнює 948 км^2 , отримуємо $35076 \text{ кг} = 35$ т, а пряме надходження на площу водного дзеркала ($S_{\text{водн пов у бас}} = 2,59 \text{ км}^2$) становить $0,095$ т.

Надходження БЕ з мінеральними та органічними добривами

Одним із головних факторів підвищення урожайності культур є застосування мінеральних добрив, гербіцидів та інших хімічних засобів. Разом з тим інтенсифікація використання хімічних речовин у сільськогосподарському господарстві несе потенційну небезпеку довкіллю через збільшення винесення біогенних елементів [126, 127, 128]. Беручи до уваги високу сільськогосподарську освоєнність басейну р. Убідь, цей чинник може бути надзвичайно важливим.

Надходження БЕ з *мінеральними добривами* розраховували наступним чином:

$$L_{\text{мдобр}}, \text{ ТОН(КГ)/РІК} = S_{\text{посівних земель}}, \text{ км}^2 \cdot N_{\text{мдобр}} \text{ ТОН (КГ)/КМ}^2, \text{ де} \quad (7.3)$$

$S_{\text{посівних земель}}, \text{ км}^2$ – площа посівних земель в басейні р. Убідь, $N_{\text{мдобр}} \text{ ТОН (КГ)/КМ}^2$ – фактична кількість внесених добрив за областями визначається за даними державної статистики [129] і становить:

$$S_{\text{посівних земель}} \text{ км}^2 - 714 \text{ км}^2;$$

$$N_{\text{мдобр}}(\text{N}) = 60,27 \text{ кг/км}^2;$$

$$N_{\text{мдобр}}(\text{P}) = 10,73 \text{ кг/км}^2.$$

$L_{\text{мдобр}}$ розраховується окремо для азотних і фосфорних добрив:

$$L_{\text{мдобр}}(\text{N}) = 714 \text{ км}^2 \cdot 60,27 \text{ кг/км}^2 = 43032 \text{ кг N} = 43 \text{ т N};$$

$$L_{\text{мдобр}}(\text{P}) = 714 \text{ км}^2 \cdot 10,73 \text{ кг/км}^2 = 7661 \text{ кг P} = 7,7 \text{ т P}.$$

Розрахунок надходження нітрогену та фосфору за рахунок *органічних добрив* виконували за рівнянням:

$$L_{\text{оргдобр}}, \text{ тон(кг)/рік} = M, \text{ голів худоби} \cdot k_{\text{емісії}}, \text{ де} \quad (7.4)$$

M , голів худоби – кількість голів худоби в межах суббасейну (табл. 7.3), визначають за статистичною звітністю [129].

Таблиця 7.3

Кількість голів (M) на суббасейн

	к-сть голів
ВРХ	260
Свині	232
Птиця	3890

$k_{\text{емісії}}$ кг/рік – коефіцієнт емісії від однієї тварини (табл 7.4) наводиться згідно результатів досліджень наведених у роботі авторів [102].

Таблиця 7.4

Коефіцієнт емісії нітрогену та фосфору від однієї тварини $k_{\text{емісії}}$

	Нзаг, кг	Рзаг, кг
ВРХ	77,1	18,9
Свині	14,4	3,36
Птиця	1,14	0,28

Звідси:

$L_{\text{оргдобр}}(\text{N}) = (260 \cdot 77,1 \text{ кг/рік}) + (232 \cdot 14,4) + (3890 \cdot 1,14) = 27821 \text{ кг/рік} = 27,8 \text{ тон/рік};$

$L_{\text{оргдобр}}(\text{P}) = (260 \cdot 18,9) + (232 \cdot 3,36) + (3890 \cdot 0,28) = 6783 \text{ кг/рік} = 6,8 \text{ тон/рік}.$

Симбіотична та несимбіотична фіксація нітрогену. Суттєвим джерелом поповнення активної частини балансу нітрогену є біологічна фіксація нітрогену атмосфери мікроорганізмами. Сучасне виробництво азотних добрив забезпечує не більше 1/3 сумарної потреби світового рослинництва в цьому елементі, і, відповідно, основну його кількість сільськогосподарські рослини отримують від нітрогенного резерву ґрунтів, який утворений і підтримується діяльністю мікроорганізмів – азотфіксаторів. Азотфіксуючі бактерії (діазотрофи), єдині із всього населення планети, котрі асимілюють атмосферний нітроген (N_2) і забезпечують цим елементом не тільки себе, а й інші організми, внаслідок чого процес фіксації атмосферного нітрогену має провідне значення в балансі нітрогену в природі. До того ж мікробна фіксація атмосферного нітрогену – єдиний екологічно чистий шлях забезпечення рослин доступним нітрогеном, при якому принципово неможливе забруднення ґрунтів, води й повітря. За значимістю для живої природи фіксація й асиміляція N_2 порівнюється тільки з другим глобальним процесом – фотосинтезом [130, 131, 132].

Середня величина симбіотичної та несимбіотичної фіксації $L_{(\text{аф})}$ атмосферного нітрогену на підставі польових дослідів дорівнює **37 кг/га рік**, або 3700 кг/км^2 рік, або $3,7 \text{ т/ км}^2$. При площі басейн р. Убідь 948 км^2 , отримуємо значення цієї складової балансу, що становить **3507 т**.

Потенційні можливості зв'язування молекулярного нітрогену атмосфери досить високі й можуть досягати 500 – 600 кг. Важливими факторами впливу на процес інокуляції є реакція середовища та забезпеченість вологою, тобто для сприятливих умов азотфіксації підходять ґрунти з нейтральною і слабо кислою

реакцією, які достатньо забезпечені фосфором, калієм, мікроелементами та водою. Азотні добрива, понижують симбіотичний потенціал тим сильніше, чим вища доза нітрогену. Внесення азотних добрив призводить до акумуляції в ґрунті неорганічного нітрогену не тільки за рахунок залишкових кількостей, але також внаслідок посилення азотмінералізуючої здатності й за рахунок ґрунтового нітрогену [109].

Серед складових надходження неорганічного фосфору та нітрогену в ґрунтовий покрив басейну р. Убідь переважають мінеральні добрива (рис. 7.4).

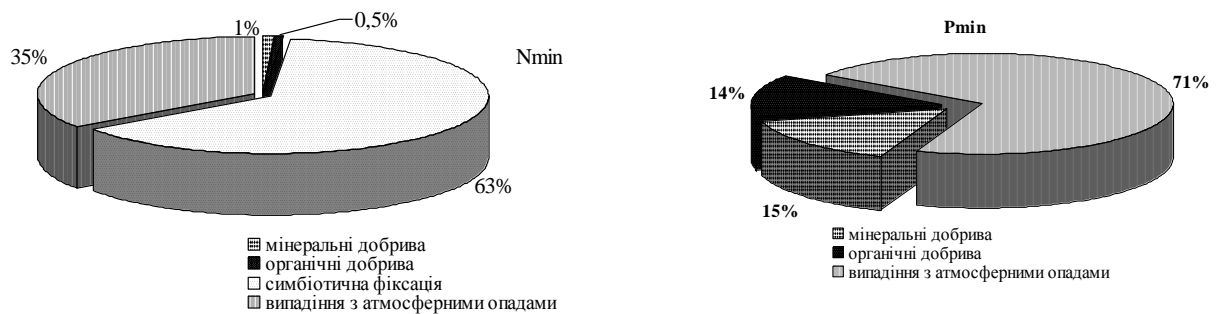


Рис. 7.4. Розподіл складових надходження неорганічного нітрогену та фосфору у ґрунтовий покрив басейну р. Убідь між собою

Мала частка надходження неорганічних сполук нітрогену та фосфору з органічними добривами пояснюється складним процесом їхньої мінералізації, тому що, зазвичай, нітроген і фосфор в ґрунтах перебувають в органічній формі.

Розрахунок витратної складової ґрунту

До складових витрачання належать сполуки нітрогену та фосфору, які не потрапили в ґрунтовий покрив за рахунок збору врожаю сільськогосподарських культур та прямого виділення в атмосферу нітрогенних сполук, зокрема N_2 та N_2O , які виділяються в процесі нітрифікації та денітрифікації. Відповідно до існуючих оцінок, світове рослинництво щорічно виносить з урожаєм із ґрунту близько 110 – 120 млн. т нітрогену, тоді як вноситься на поля біля 80 млн. т у вигляді мінеральних азотних добрив і 30 млн. т у складі органічних добрив. З урахуванням коефіцієнта засвоєння нітрогену рослинами (не більше 50 % для

мінеральних добрив і 30 % для органічних) із цих джерел в світовий урожай надходить в середньому біля 40 – 45 млн. т нітрогену, або 1/3 його винесення [132].

Винесення БЕ з урожаєм товарних культур для малих водозборів розраховується наступним чином:

$$L_{\text{урожай (т)}} = S_{\text{культури}} \cdot U_{\text{культури}} \cdot K_{\text{культури}}, \text{ де} \quad (7.5)$$

$S_{\text{культури}}$ – площа під культурою, км², яка становить 714 км², т; $U_{\text{культури}}$ – урожайність культури; $K_{\text{культури}}$ – винесення БЕ з одиницею маси культури, кг/т, використано з досліджень авторів [102] (табл. 7.5).

Таблиця 7.5

Винесення БЕ з одиницею маси культури, кг/т, $K_{\text{культури}}$

Культура	N, кг/т	P, кг/т
Зернові	28,1	11
Овочі	4,2	1,7
Технічні	20	4,5
сер	17,4	5,7

$U_{\text{культури}}$ – урожайність культури визначають за статистичною звітністю [133].

Таблиця 7.6

Урожайність культури в межах суббасейну р. Убідь

Культура	U, ц/га	U, кг/км ²
Зернові	24,6	246000
Овочі	149	1490000
Технічні	146	1461000
сер	106,6	1065666

Підставивши відповідні значення, отримуємо:

$$L_{\text{урожай}} N_{(т)} = 714 \text{ км}^2 \cdot (17,4 / 1000) \text{ кг/кг} \cdot 1065666 \text{ кг/км}^2 = 13239408 \text{ кг/рік} = 13239 \text{ т/рік};$$

$$L_{\text{урожай}} P_{(т)} = 714 \text{ км}^2 \cdot (5,7 / 1000) \text{ кг/кг} \cdot 1065666 \text{ кг/км}^2 = 4337047 \text{ кг/рік} = 4337 \text{ т/рік}.$$

Винесення біогенних елементів за рахунок фуражу й трав розраховується наступним чином:

$$L_{\text{урожай}} (ф) = Z_{\text{культури}} \cdot N_{\text{обл}} \cdot K_{\text{культури}} \quad (7.6)$$

$Z_{\text{культури}}$ – виробництво культури в області, яка визначається за статистичними звітами [133] і становить – 250000 кг/км²; $N_{\text{обл}}$ – частка області в межах басейну, яка становить 234 км²; $K_{\text{культури}}$ винесення БЕ з одиницею маси культури, кг/т використано з досліджень авторів [102] (табл. 7.7).

Таблиця 7.7

Винесення БЕ з одиницею маси культури, кг/т, $K_{\text{культури}}$

Культура	N	P
Фураж	18,7	1,5
трави	14	3,7
Сер кг/т	16,35	2,6
Сер кг/кг	0,01635	0,0026

Звідси:

$$L_{\text{урожай}} N_{(ф)} = 250000 \text{ кг/км}^2 \cdot 0,01635 \text{ кг/кг} \cdot 234 \text{ км}^2 = 956475 \text{ кг/рік} = 956 \text{ т/рік};$$

$$L_{\text{урожай}} P_{(ф)} = 250000 \text{ кг/км}^2 \cdot 0,0026 \text{ кг/кг} \cdot 234 \text{ км}^2 = 152100 \text{ кг/рік} = 152 \text{ т/рік}.$$

Для ґрунтів характерна замкнутість біогеохімічних циклів більшості хімічних елементів. Однак, цикл нітрогену в ґрунтах розімкнутий, оскільки

важливі його ланки, такі як нітрифікація та денітрифікація призводять до утворення таких газів як N_2 , N_2O , NO і ін., які надходять в атмосферу і тільки поступово повертаються до ґрунту.

Втрати газоподібного нітрогену $L_{(нітриф)}$ з ґрунтового покриву за рахунок денітрифікації та нітрифікації з ґрунтового покриву наближаються до $1 \text{ т/км}^2 \cdot \text{рік}$, з огляду на це, маючи площу у 948 км^2 отримуємо 948 т втрат газоподібного нітрогену з басейну р. Убідь.

На основі отриманих результатів складових балансу розраховуємо запас нітрогену та фосфору в ґрунтовому покриві за рівнянням:

$$L_{\text{(запас)}} = (L_{\text{урожай (т)}} + L_{\text{урожай (ф)}} + L_{\text{нітрифік}}) - (L_{\text{мдобр}} + L_{\text{оргдобр}} + L_{\text{ао ґрунтов.покр}} + L_{\text{(аф)}} + L_{\text{(симб.ф)}}) / S_{\text{(с-г земель)}}, \text{ т/км}^2 \cdot \text{рік}. \quad (7.7)$$

Підставивши їхні значення, отримуємо:

$$L N_{\text{(запас)}} = (13239 \text{ т} + 956 \text{ т} + 948 \text{ т}) - (43 \text{ т} + 27,8 \text{ т} + 3,9 \text{ т} + 1891 \text{ т} + 3507 \text{ т}) = 9670,3 \text{ т};$$

$$L P_{\text{(запас)}} = (4337 \text{ т} + 152) - (7,66 + 6,79 \text{ т} + 35 \text{ т}) = 4439,5 \text{ т}.$$

Для отримання величини вмісту БЕ у твердій фазі ґрунту визначили їхній запас у 1 м^2 площі оброблюваних земель. Для нітрогену цей показник становив 4683 мг/м^2 , для фосфору – 10200 мг/м^2 .

Об'ємна вага дерново-підзолистого типу ґрунтів, що найбільш поширені в басейні річки, становить $1,48 \text{ г/см}^3$, відповідно загальна маса контактуючого шару ґрунту ($M_{\text{(ґрунт)}}$) ($1 \text{ м}^2 \times 20 \text{ см}$) становить 296 кг.

Таким чином, поділивши розрахований нами запас БЕ на масу ґрунту, отримали вміст **нітрогену та фосфору в твердій фазі ґрунту**, який розраховували:

$$C_{\text{твр. ф.}} = L_{\text{(запас)}} / M_{\text{(ґрунт)}} \quad (7.8)$$

Звідси:

$$C_{\text{твр. ф.}} N = 10200 \text{ мг/кг} / 296 \text{ кг} = 34,46 \text{ мг N/кг},$$

$$C_{\text{твр. ф. P}} = 4683 \text{ мг/кг} / 296 = 15,82 \text{ мг N/кг.}$$

Згідно експериментальних досліджень, описаних у розділі 6, було отримано *коефіцієнт розподілу між твердою та рідкою фазами (Kd)*, який для N_{min} становив $37,85 \text{ дм}^3/\text{г}$, а для P_{min} – $38,05 \text{ дм}^3/\text{г}$. Це дало змогу розрахувати концентрацію вказаних компонентів у водному стоці, який контактував з ґрунтом:

$$C_{\text{рдк.ф}} = C_{\text{твр. ф.}} / Kd \quad (7.9)$$

$$C_{\text{рдк.ф}} N = 0,91 \text{ мг/дм}^3$$

$$C_{\text{рдк.ф}} P = 0,42 \text{ мг/дм}^3.$$

7.2.2. Моделювання надходження сполук нітрогену та фосфору з поверхневим стоком

Хімічні компоненти переважною мірою надходять у водні об'єкти саме з поверхневим стоком, особливо це характерно для басейнів гумідної зони, де звісно ж, визначальним фактором у формуванні їхнього винесення як розчинених речовин, так і твердих домішок, є величина водного стоку. Велике значення при формуванні величини винесення хімічних компонентів, особливо БЕ, має тип ґрунту та використання земель під сільськогосподарські угіддя, а також наявність скидів стічних вод від промислових та комунальних підприємств.

Розрахунок надходження БЕ з водним стоком (поверхневий + внутрішньогрунтовий) проводився наступним чином:

$$L_{\text{пов}} = S_{\text{пов}} \cdot W \text{ дм}^3/\text{рік} \cdot C \text{ мг/дм}^3, \quad (7.10)$$

де $S_{\text{пов}}$ – площа формування поверхневого стоку

$$S_{\text{пов}} = S_{\text{бас}} - S_{\text{водн пов}} - S_{\text{агломер}} - S_{\text{боліт}} \quad (7.11)$$

Частку поверхневої складової водного стоку визначали на підставі рівняння, отриманого для річок басейну Десни шляхом чисельного розділення гідрографу за формулою Екхарда [30]:

$$M_{\text{ПС}}, \text{ л/с} \cdot \text{км}^2 = 0,0436 \cdot M^{1,3686}, \text{ л/с} \cdot \text{км}^2$$

Для досліджуваного нами басейну р. Убідь

$$S_{\text{пов}} = 1137,4 \text{ км}^2$$

$$W = 39208 \text{ дм}^3/\text{рік}$$

Отже, надходження сполук нітрогену та фосфору з поверхневим стоком становить:

$$L_{\text{пов-N}} = 1137 \text{ км}^2 \cdot 39208 \text{ дм}^3 \text{ рік} \cdot 0,91 \text{ мг/дм}^3 = 40587907 \text{ мг/рік} = 40,6 \text{ т/рік}$$

$$L_{\text{пов-P}} = 1137 \text{ км}^2 \cdot 39208 \text{ дм}^3 \text{ рік} \cdot 0,42 \text{ мг/дм}^3 = 18535970 \text{ мг/рік} = 18,6 \text{ т/рік}$$

Розрахунок винесення з **глибинним ґрунтовим** стоком проводили за рівнянням:

$$L_{\text{ВФ}}, \text{ кг/рік} = S_{\text{пов}} \cdot \text{МВФ}, \text{ л/с} \cdot \text{км}^2 \cdot C, \text{ мг/дм}^3 \cdot 31,556. \quad (7.12)$$

Частка глибинного ґрунтового стоку у басейні р. Десна розраховується за рівнянням, отриманим на підставі чисельного розділення гідрографа стоку [30]:

$$\text{МВФ}, \text{ л/с} \cdot \text{км}^2 = 1,0276 \cdot M^{0,8345}, \text{ л/с} \cdot \text{км}^2. \quad (7.13)$$

За розрахункові концентрації БЕ приймали мінімальні значення за період спостережень:

$$C(\text{N}) = 0,01 \text{ мг/дм}^3,$$

$$C(\text{P}) = 0,008 \text{ мг/дм}^3,$$

$$S_{\text{пов}} = 1137,4 \text{ км}^2,$$

$$MBF = 1,0276 \cdot 4,07^{0,8345}, \text{ л/с} \cdot \text{км}^2 = 7,5 \text{ л/с} \cdot \text{км}^2.$$

$$L_{BF} N = 1137,4 \text{ км}^2 \cdot 7,5 \text{ л/с} \cdot \text{км}^2 \cdot 0,01 \cdot 31,556 \text{ кг/рік} = 2691,5 \text{ кг/рік} = 2,6 \text{ т}$$

$$L_{BF} P = 1137,5 \text{ км}^2 \cdot 7,5 \text{ л/с} \cdot \text{км}^2 \cdot 0,008 \cdot 31,556 \text{ кг/рік} = 2153 \text{ кг/рік} = 2,1 \text{ т}.$$

7.2.3. Оцінка емісії сполук нітрогену й фосфору з території водозбору р. Убідь

Річка Убідь – права притока Десни, весь її басейн входить до складу Чернігівської області, площа басейну 1258 км², довжина річки 97 км. Ґрунти басейну переважно дерново-підзолисті, більша частина території зайнята під сільськогосподарські угіддя. Територія басейну майже не урбанізована, великих підприємств, що мали б значний вплив на навколишнє середовище нема, що дає змогу виключити вплив точкових джерел у формуванні винесення БЕ.

У басейні р. Убідь практично немає великих підприємств, тому точкові джерела в розрахунок не брались. Основна частина басейну зайнята під сільськогосподарське виробництво. Для даного регіону величина ерозійного змиву не матиме істотного значення, тому в своїх розрахунках ми її не враховуємо.

Загальна величина надходження неорганічних сполук нітрогену та фосфору з басейну Убіді безпосередньо в річку після суми всіх складових балансового методу становить:

$$L_T = L_{ПС} + L_{BF} + L_{ао \text{ водн пов}}$$

$$L(N) = 40,6 \text{ т} + 2,6 \text{ т} + 3,9 \text{ т} = 47,1 \text{ т},$$

$$L(P) = 18,6 \text{ т} + 2,1 \text{ т} + 0,095 = 20,8 \text{ т}.$$

Основна частина нітрогену та фосфору надходить з поверхневим стоком, який включає в себе атмосферну складову на території водозбору. На підставі отриманих значень емісії БЕ розраховано модуль їхнього стоку у басейні р. Убідь. Отримані величини становлять:

$$M(N)_{\text{Убідь}} = 47,1 \text{ т} / 1137,4 \text{ км}^2 = 0,04141 \text{ т/км}^2 = 41,4 \text{ кг/км}^2,$$

$$M(P)_{\text{Убідь}} = 20,79 \text{ т} / 1137,4 \text{ км}^2 = 0,01827 \text{ т/км}^2 = 18,3 \text{ кг/км}^2.$$

Для порівняння розраховано модуль стоку БЕ для басейну р. Десна, який становить:

$$M(N)_{\text{Десна}} = 8589,4 \text{ т} / 88900 \text{ км}^2 = 0,0966 \text{ т/км}^2 = 96,6 \text{ кг/км}^2,$$

$$M(P)_{\text{Десна}} = 1554,7 \text{ т} / 88900 \text{ км}^2 = 0,01748 \text{ т/км}^2 = 17,5 \text{ кг/км}^2.$$

Як видно, отримані результати показали істотну різницю між винесенням N_{min} , що, вірогідно, пов'язано із відсутністю точкових джерел у басейні р. Убідь та процесами мікробіальної трансформації неорганічного нітрогену у русловій частині р. Десна.

7.3. Математичне моделювання емісії сполук нітрогену та фосфору

Розробка методу математичного моделювання емісії мінерального нітрогену та фосфору виконувалось у співпраці зі старшим науковим співробітником відділу гідрохімії Лутковським В.В. Для верифікації моделі використовувались дані, отримані на експериментальній стоковій ділянці.

Для математичного опису винесення неорганічного нітрогену та фосфору з ґрунтового покриву використано транспортно-боксовий підхід, що застосовують у відомих моделях CREAMS та ARM, з наступним удосконаленням [134, 135, 136]. Аналогічно до вказаних моделей приймали, що поверхневий шар ґрунту товщиною H та об'ємним вмістом води θ рівномірно зволожується атмосферними опадами з інтенсивністю I . При цьому в шарі взаємодії вода повністю перемішується і витікає у вигляді поверхневого стоку з інтенсивністю Q та інфільтраційного потоку $I-Q$.

Теоретичне обґрунтування.

На момент початку стоку між твердою й рідкою фазами ґрунтів встановилася квазістаціонарна рівновага, що порушувалась надходженням атмосферних опадів.

Використана модель описує три послідовні фази розвитку процесу.

Перша фаза описує витіснення атмосферними опадами порового розчину, який має високі концентрації внаслідок встановлення рівноваги при дифузійному обміні в системі «тверда фаза – вода». Система рівнянь для розрахунку концентрації розчинених і сорбованих неорганічних форм нітрогену та фосфору з урахуванням основних механізмів їхньої поведінки має наступний вигляд:

$$\begin{aligned} \frac{dC_{sol}}{dt} &= k_{sor} [C_{sol}^{eq} - C_{sol}] + k_{diff} (C_{sol}^* - C_{sol}) - k_w C_{sol}, \\ \frac{dC_{sorb}}{dt} &= -k_{sor} [C_{sol}^{eq} - C_{sol}] \partial e \end{aligned} \quad (7.14)$$

C_{sol} – вміст розчинених форм елемента, C_{sorb} – вміст сорбованих форм елемента, C_{eq} – рівноважна концентрація елемента, k_{sor} – константа сорбції; k_{diff} – константа швидкості дифузного обміну між шаром взаємодії та шаром на глибині 5 см із концентрацією елемента в розчині C_{sol}^* .

Беручи до уваги переважне надходження розчинених речовин за рахунок дифузійного притоку, рівняння (7.14) спрощувалось до

$$\frac{dC_{sol}}{dt} = k_{diff} (C_{sol}^* - C_{sol}) - k_w C_{sol} \quad (7.15)$$

Загальна кількість розчиненої у стоці речовини C_{sol} при цьому змінювалась у часі за законом:

$$C_{sol}(t) = C_{eq} \sqrt{\frac{D t}{\pi}}, \text{ де} \quad (7.16)$$

D – ефективний коефіцієнт дифузії елемента в ґрунтах.

Друга фаза починається зі зменшення концентрацій, коли після початкового періоду стоку домінуючим процесом стає гідродинамічне

промивання порового розчину, під час якого концентрацію речовин у стоці описано формулою:

$$C_{sol}(t) = C_0 \exp \left\{ - \frac{I * t}{H(\rho K_R + \theta)} \right\} \quad (7.17)$$

Швидкість вимивання біогенних елементів (k_w , хв.⁻¹) визначали за:

$$k_w = \frac{Q}{RH\theta} = \frac{Q}{H(\rho K_d + \theta)}, \text{ де} \quad (7.18)$$

K_d – коефіцієнт розподілу речовини між твердою й рідкою фазами.

У загальному випадку k_w – функція часу. З метою спрощення розрахунку процес вимивання розглядали як усталений з придушеною інфільтрацією $Q \sim I$. Тоді для k_w можна застосувати наближений вираз:

$$k_w = \frac{I}{H(\rho K_d + \theta)} = \text{const.}$$

Концентрацію розчинених у воді біогенних елементів у цей період описано рівнянням:

$$C_{sol}(t) = C_0 \exp \left\{ - \frac{I * t}{H(\rho K_R + \theta)} \right\}, \quad (7.19)$$

$$K_R = K_d \frac{k_w + k_{diff}}{k_{diff}}, \text{ де} \quad (7.20)$$

K_R – ефективний коефіцієнт розподілу речовини у системі «стік-вода» [137],

У розрахунках використовували експериментально встановлені величини K_d
 $N_{\min} = 37,85 \text{ дм}^3/\text{кг}$, $K_d P_{\min} = 38,09 \text{ дм}^3/\text{кг}$,

k_{diff} – константа швидкості дифузного обміну.

На **третій фазі** концентрації речовин у стоці внаслідок дифузного обміну із сусідніми шарами знову починають зростати. Повторюється 1 фаза, але вже з іншими параметрами процесу.

Концентрації розчинених речовин визначали за формулою:

$$C_{sol}(t) = C_{eq} - \frac{S(C_0 - C_{if})}{Q} \sqrt{\frac{D}{\pi t}}, \text{ де} \quad (7.21)$$

C_{eq} – рівноважна концентрація, що становила для N_{min} 0,47 мг N/дм³; $P_{min} = 0,05$ мг P/дм³, S – площа поверхні ґрунту, з якого відбувається вимивання, C_0 – початкова концентрація елемента в шарі взаємодії, C_{if} – концентрація елемента на поверхні розділу «ґрунт-потік», $C_{if} \sim C_{sor}K_R$, $C_{sor} = const$ – концентрація органічних речовин у твердій фазі шару взаємодії.

Вирівнювання градієнта концентрацій призводить до встановлення нового рівноважного стану.

$$C_{sol} = C_{sor}K_R \quad (7.22)$$

Зменшення витрат води у цьому випадку призводить до зменшення надходження розчинених речовин у стік.

Результати зміни концентрацій неорганічних сполук нітрогену та фосфору в поверхневому стоці на основі запропонованого модельного підходу наведено на рис. 7.6.

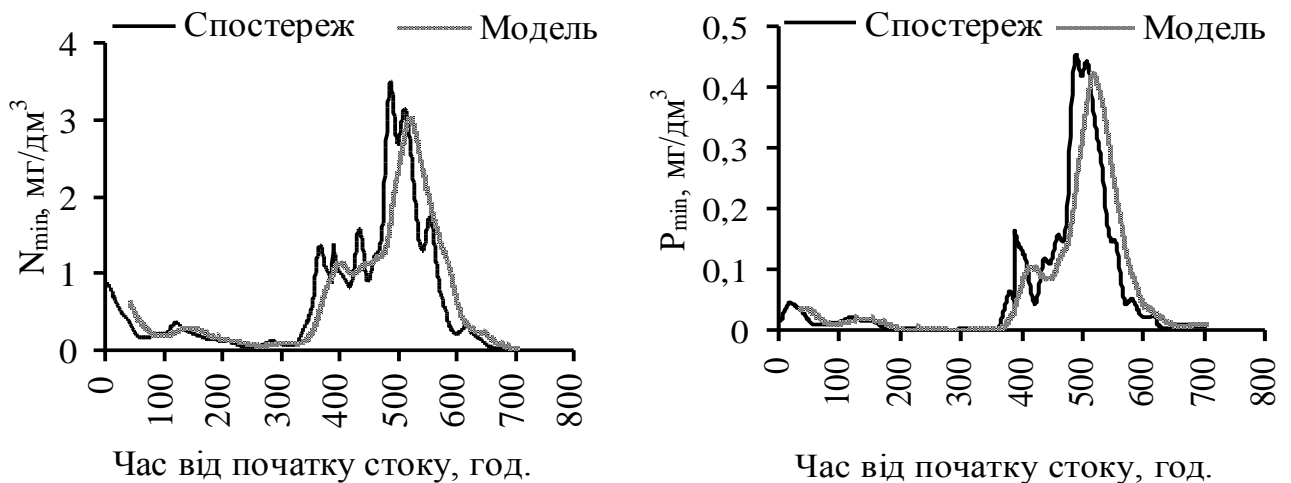


Рис. 7.6. Моделювання винесення неорганічних форм нітрогену (N_{min}) та фосфору (P_{min}) з поверхні стокової ділянки

Точність моделювання винесення неорганічних форм нітрогену та фосфору визначали за допомогою коефіцієнта ефективності Неша-Саткліфа, який для N_{min} становив 0,70 та 0,86 для P_{min} .

Висновок. Отже, моделювання винесення неорганічних форм нітрогену та фосфору є пріоритетним завданням для контролю якості природних вод. Для кількісної оцінки винесення неорганічних форм нітрогену та фосфору запропоновано три модельні підходи: емпіричний, фізико-математичний та балансовий методи моделювання.

Емпіричний метод моделювання дає досить точний прогноз, та обов'язковою умовою для його застосування є щоденні величини водного стоку та дані про хімічний стан водного об'єкту отримані не рідше, ніж один раз на місяць, а в період водопілля — кожні 5 – 10 діб. Рівняння регресії, за яким визначається величина хімічного стоку для кожного басейну, розраховуються окремо. Єдиним недоліком такого методу є те, що перерахунок за цим методом необхідно проводити з певною періодичністю (кожні 10 – 15 років), що може бути зумовлено як зміною природних факторів, так і антропогенних чинників. За результатами цього методу моделювання отримано рівняння регресії розрахунку винесення неорганічних форм нітрогену як за сезонами, так і за рік. Точність розрахунку визначали за критерієм Неша-Саткліфа, який показав високу надійність прогнозування стоку БЕ. Для $N-NH_4^+$ ефективність прогнозування винесення становила – 0,99, для $N-NO_3^-$ – 0,90, для PO_4^{3+} – 0,82.

Балансовий метод моделювання винесення неорганічних форм нітрогену та фосфору застосовано для притоки 1-го порядку – басейну р. Убідь, більша частина території якої відноситься до сільськогосподарських земель.

В основу розрахункової схеми, адаптованої для басейну р. Десна, покладено басейновий принцип з можливістю дискретизації до приток 1-го порядку, а за необхідності – 2-го порядку. Формування емісійних потоків речовин відбувається за взаємодії у системі вода – повітря та вода – тверда фаза. Розроблення розрахункових схем окремих компонентів балансу ґрунтувалася на положенні, що геохімічний потік досліджуваних елементів залежить від вмісту їхніх рухомих форм у ґрунтового покриві та атмосферному повітрі та кількісними характеристиками стоку.

Надходження N_{\min} та P_{\min} з поверхневим стоком становить: $L_{\text{пов}}N = 40,6$ т/рік, $L_{\text{пов}}P = 18,6$ т/рік.

Надходження БЕ з атмосферними опадами безпосередньо на водне дзеркало становить: $L_{\text{ао водн пов}}(N) = 3,9$ т/рік,

$L_{\text{ао водн пов}}(P) = 0,095$ т/рік.

Винесення неорганічного нітрогену та фосфору з глибинним ґрунтовим стоком становило: $L_{\text{BF}}N_{\min} = 2,6$ т, $L_{\text{BF}}P_{\min} = 2,1$ т.

Поверхневий стік переважає серед складових надходження БЕ, частка якого становить 90 %.

На підставі отриманих значень емісії БЕ розраховано модуль їхнього стоку у басейні р. Убідь. Отримані величини становлять: $M(N)_{\text{Убідь}} = 41,4$ кг/км² $M(P)_{\text{Убідь}} = 18,3$ кг/км². Для порівняння розраховано модуль стоку БЕ для басейну р. Десни, який становить: $M(N)_{\text{Десна}} = 96,6$ кг/км² $M(P)_{\text{Десна}} = 17,5$ кг/км². Як видно, отримані результати показали істотну різницю між винесенням N_{\min} , що, вірогідно, пов'язано із відсутністю точкових джерел у басейні р. Убідь та процесами мікробіальної трансформації неорганічного нітрогену в русловій частині р. Десна.

Вказана модель може бути застосована для різних типів річок з різними природними та антропогенними чинниками. Для розрахунку необхідно мінімум вхідної інформації й проводять з періодичністю в 1 рік.

Математичний метод моделювання ґрунтується на основі транспортно-боксового підходу. Для верифікації моделі використовувались дані, отримані на експериментальній стоковій ділянці. На момент початку стоку між твердою й рідкою фазами ґрунтів встановилася квазістаціонарна рівновага, що порушувалась надходженням атмосферних опадів. Використана модель описує три послідовні фази розвитку процесу. Перша фаза описує витіснення атмосферними опадами порового розчину, який має високі концентрації внаслідок встановлення рівноваги при дифузійному обміні в системі «тверда фаза – вода. Друга фаза починається зі зменшення концентрацій, коли після початкового періоду стоку домінуючим процесом стає гідродинамічне

промивання порового розчину. На третій фазі концентрації речовин у стоці внаслідок дифузного обміну із сусідніми шарами знову починають зростати. Повторюється 1 фаза, але вже з іншими параметрами процесу. Всі фази описані математично. Точність моделювання винесення неорганічних нітрогену та фосфору визначали за допомогою коефіцієнта ефективності Неша-Саткліфа, який для N_{\min} становив 0,70 та 0,86 для P_{\min} . Отримані результати свідчать про високу ефективність математичного методу моделювання.

ВИСНОВКИ

Отримані дані та виявлені у ході виконання роботи закономірності дозволили зробити наступні висновки:

1. Розраховані кількісні показники стоку розчинених речовин з водозбірної площі р. Десна за період 1991–2010 рр., показали, що стік розчинених речовин прямо пов'язаний з водністю річки, а його внутрішньорічному розподілу притаманний максимум під час водопілля (40–53 %).

2. Установлено, що серед стоку біогенних елементів переважають сполуки силіцію (86 %), значно меншою є частка сполук нітрогену – 12 %, а кількість сполук фосфору найменша – 2 %. Виявлено, що після кінця 80-х рр. у стоці нітрогену переважають нітратні сполуки – 63 %. Лімітуючим чинником винесення силіцію була чисельність фітопланктону, зокрема, діатомових водоростей.

3. Шляхом визначення екологічного стану води р. Десна, аналізу подвійної сумарної та різницевої інтегральної кривої водного та біогенного стоку, аналізу скидів стічних вод, а також аналізу господарського комплексу показано наявність у басейні еколого-гідрохімічної проблеми, пов'язаної із забрудненням біогенними елементами. Серед інших впливів на водну екосистему виявлено забруднення органічними речовинами та елементами токсичної дії.

4. Визначення самоочисної здатності води р. Десна вказало на наявність забруднення води від точкових джерел у створі м. Чернігова та від розподілених джерел у нижній частині басейну. На підставі визначення коефіцієнта ефективності самоочищення встановлено, що самоочищення водних мас відбувається лише у верхній частині басейну. На ділянці від м. Чернігова до гирла річки вода р. Десна, навпаки, зазнає додаткового забруднення біогенними елементами від розподілених джерел.

5. Виконаний натурний експеримент на малій стоковій ділянці дозволив дослідити процеси, що відбуваються в гідролого-геохімічній системі водозбору

на межі розподілу твердої та рідкої фаз. Установлено, що нітроген з водозбірної території надходить у руслову мережу переважно в нітратній формі, а його кількісні показники не залежать від шляхів надходження. Додаткове розділення гідрографа стоку на складові не покращує прогнозних характеристик виносу нітрогену. Натомість, формування винесення фосфору відбувається переважно за рахунок внутрішньогрунтової складової стоку.

6. Отримано кількісні характеристики коефіцієнтів масорозподілу нітрогену й фосфору в системі «грунт – вода» для чорнозему малогумусного, які становили відповідно 38,08 та 36,07 дм³/г.

7. На підставі оброблення емпіричних даних отримано регресійні залежності між винесенням біогенних елементів та водним стоком у басейні р. Десни у сезонному аспекті та за рік загалом.

8. З використанням балансового підходу, заснованого на ПС-інструментаріях, виконано моделювання винесення сполук нітрогену й фосфору в суббасейні р. Убідь. Згідно отриманих результатів, основним джерелом надходження біогенних елементів є сільськогосподарська діяльність.

9. Запропоновано метод математичного моделювання винесення біогенних елементів, заснований на конвективно-дифузному механізмі вимивання речовин у системі «тверда фаза – вода».

10. Отримані результати можуть бути застосовані для розроблення плану управління в басейні р. Десна під час проведення оцінок забруднення поверхневих вод від розподілених та точкових джерел, а також розроблення заходів з мінімізації їхнього негативного впливу на екосистему річки. Матеріали дисертаційного дослідження можуть бути впроваджені в навчальні курси з фахової підготовки здобувачів вищої освіти різних кваліфікаційних рівнів вищих учбових закладів відповідного профілю, а також в освітньо-наукову програму підготовки аспірантів за спеціальністю «гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» в Українському гідрометеорологічному інституті ДСНС України та НАН України.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алекиин О. А., Бражникова Л. В. Сток растворенных веществ с территории СССР. Москва: Наука, 1964. 144 с.
2. Нахшина Е. П. Ионный и биогенный сток рек бассейна верхнего Днепра. *Гидрохимические материалы*. 1968. Т. 48. С. 14–23.
3. Закревский Д. В., Пелешенко В. И., Хильчевский В. К. Сток химических компонентов рек Украинской ССР. *Водн. Ресурсы*. 1988. Т. 15. (6). С. 63–73.
4. Хильчевський В.К. Роль агрохімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра. Київ: ВПЦ «Київський університет», 1996. 222 с.
5. Горев Л. М., Пелешенко В. И., Хильчевский В. К. Гідрохімія України. Київ: Вища школа, 1995. 307 с.
6. Снежко С. И. Особенности формирования речного стока биогенных элементов бассейна Днепра: авторефер. дис. канд. геогр. Наук. Ростов-на-Дону, 1989. 18 с.
7. Сніжко С. І. Надходження біогенних елементів з атмосферними опадами та їх розподіл в басейні Дніпра. *Вісник Київського університету: Географія*. 1993. Вип. 40. С. 101–107.
8. Лозовіцький П. С. Якість води Десни на кордоні з Росією та транскордонне перенесення речовин зі стоком. *Часопис картографії*. Вип. 9. 2013. С. 62–83.
9. Мирон І. В. Використання та якість води річки Десни в межах Чернігівської області. *Наук. пр. УкрНДГМІ*. 2003. Вип. 251. С. 150–155.
10. Притула Л.М. Характеристика середньорічного іонного стоку річки Десни. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. К.: Ніка-Центр, 2010. Т.ІІ. Вип. 19. С. 147 –154.
11. Директива 2000/60/ЕС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року, яка встановлює рамки для дій Співтовариства у сфері водної політики (офіційний переклад). Київ, 2006. 242 с.

12. Вишневський В. І. Ріка Дніпро. Наукове видання. Київ: Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.
13. Маринич А. М., Пащенко В. М., Тищенко П. Г. Природа Украинской ССР. Ландшафты и физико-географическое районирование. Киев: Наук. Думка, 1985. 224 с.
14. Маринич О. М., Шищенко П. Г. Фізична географія України. Київ: Знання, 2005. 511 с.
15. Деснянський екологічний коридор / під заг. ред. В. Костюшина, Є. Прекрасної. Київ: НЕЦУ, 2010. 164 с.
16. Десна в межах України / за ред О.В. Топачевського. К. 1964. 160 с.
17. Типологія висот р. Десна. URL: <http://only-maps.ru/karty-rek-i-vodoxranilishh/reka-esna.html> 1.1, 6, 16, 17, 19.
18. Сучасний рельєф басейну р. Десни. URL: <http://www.zaesomir.ru/r-bryansk-geo.htm>.
19. Електронна топографічна державна карта України масштабу 1:200 000. URL: <http://only-maps.ru/karty-rek-i-vodoxranilishh/reka-esna.html>.
20. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия. Среднее и нижнее Поднепровье / под ред. М. С. Каганера. Л.: Гидрометеиздат, 1971. Т.6. Вып. 2. 654 с.
21. Палієнко В. П., Матошко А. В., Барщевський М. Є. [та ін.]. Сучасна динаміка рельєфу України. К.: Наукова думка, 2005. 267 с.
22. Вищі спорові судинні рослини Чернігівщини / за ред. Ю. О. Карпенка. Чернігів, 2005. 86 с.
23. Вредные вещества в окружающей среде. Элементы V – VIII групп ПСЭ и их неорганические соединения / под ред. Л. А. Аликбаева и др. С.-П.: НПО "Профессионал", 2005. 452 с.
24. ДУ Чернігівський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції «Облдержродючість»: Основні напрями і результати діяльності / відпов. за випуск А. І. Мельник. Чернігів. Облдержродючість, 2012. 30 с.

25. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2005 р. Чернігів. Б. в., 2006. 59 с.
26. Зацерковний В. І., Кривоберець С. В. Застосування геоінформаційних технологій в аналізі змін показників якісного стану ґрунтів та їх родючості за результатами агрохімічної паспортизації. *Чернігівський науковий часопис*. Серія 2. Техніка і природа. 2012. № 1 (3). С. 5–17.
27. Дмитрієва В. І. Ґрунти Чернігівської області. Київ: Урожай, 1969. 64 с.
28. Купчик В. І., Іваніна В. В., Нестеров Г. Н., Тонха О. Л., М. Лі, Г. Метьюз. Ґрунти України: властивості, генезис, менеджмент родючості. К.: Кондор. 2010. 414. с.
29. Агрохимическая характеристика почв СССР Украинская ССР /под ред. А.В. Соколова. М.: «Наука», 1973. 343 с.
30. Розроблення ГІС-орієнтованої системи для прогнозування виносу компонентів хімічного складу поверхневих вод з водозборів річкових басейнів»: Звіт про НДР за темою 9/12 (заклучний). Осадча Н. М., Осадчий В. І., Набиванець Ю. Б. [та ін.] ; УкрГМІ ДСНС України та НАН України. № держреєстрації 0112U003627. К. 2014. 280 с.
31. Доповідь про стан навколишнього середовища в Чернігівській області за 2014 рік. Чернігів, 2015. 264 с.
32. Доповідь про стан навколишнього середовища в Чернігівській області за 2011 рік. Чернігів, 2012. 164 с.
33. Доповідь про стан навколишнього середовища в Чернігівській області за 2012 рік. Чернігів, 2013. 304 с.
34. Фоменко Я. А., Николаев В. И. Особенности формирования и характеристики выдающегося весеннего половодья 1970 г. в бассейне Десны. *Тр. УкрНИГМИ*. 1976. Вып. 143. С. 56–72.
35. Національний Атлас України. К.: ДНВП Картографія, 2007. 440 с.
36. Клімат України / за ред. В. М. Ліпінського, В. А. Дячука, В. М. Бабіченко К.: вид. Раєвського. 2003. 343 с.

37. Вишневський В. І., Сташук В. А., Сакевич А. М. Водогосподарський комплекс у басейні Дніпра. К.: Інтерпрес ЛТД, 2011. 188 с.
38. Вишневский В. И. О Максимальных уровнях на р. Десне, определяющих затопление её пойм. *Науч. труды УкрНИГМИ*. 1993. Вип. 245. С. 64–72.
39. Вишневський В. І., Косовець О. О. Гідрологічні характеристики річок України. К.: Ніка-Центр, 2003. 324 с.
40. Лузовіцька Ю. А., Кошкіна О. В., Осадча Н. М. Вплив водного стоку на формування виносу біогенних елементів в басейні річки Десни. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. 2014 том 2. Вип. 33. С. 37–45.
41. Чорноморець Ю. А., Гребінь В. В. Багаторічна динаміка режиму живлення річки Десна. *Гідрологія, Гідрохімія і Гідроекологія*. 2010. Т.3 (20) С.59–66.
42. Гребінь В. В., Василенко Є. В. Методичні аспекти виділення підземної складової у живленні річок. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2010. Т. 4(21). С. 8–15.
43. Горбачова Л. О., Кошкіна О. В. Часові закономірності дат настання основних характеристик весняного водопілля в басейні річки Десна. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2013. Т. 2(29). С. 30–37.
44. Горбачова Л. О., Колянчук О. В. Каталог весняних водопіль в басейні річки Десна. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2011. Вип. 261. С. 179–19.
45. Мальцева А. В., Тарасов М. Н., Смирнов М. П., Крючков И. А. Сток органических веществ с территории СССР. *Гидрохимические материалы*. 1987. Т. 102. С. 102–112.
46. Пелешенко В. І., Закревський Д. В., Хільчевський В. К. [та _ип.] Про точність розрахунків хімічного стоку. *Вісник Київського університету : Географія*. 1983. _ип.. 25. С. 29–34.
47. Цыцарин Г. В. Особенности и расчет стока соединений азота и фосфора с поверхностными водами. *Гидрохим. матер.* 1977. Т. 70. С. 9–17.

48. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под. ред. А.Д. Семенова Л.: Гидрометеиздат, 1977. 532 с.
49. Андреев В. Г. Исследования повторяемости и продолжительности периодов различной водности на реках СССР. *Труды ГГИ*. Л.: Гидрометеиздат. 1965. Вып. 127. С. 272–276.
50. Андреев В. Г. Циклические колебания годового стока и их учет при гидрологических расчетах. *Труды ГГИ*. Л. 1959. Вып. 68. С. 3–49.
51. Рождественский А. В., Чеботарев А. И. Статистические методы в гидрологии. Л.: Гидрометеиздат, 1974.
52. Timo Salmi, Anu Määttä, Pia Anttila, [et al.] Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall Test and Sen's slope Estimates the EXCEL template application MAKESENS. Publications on air quality, Finnish Meteorological Institute, Helsinki 2002, No. 31. 35 p.
53. Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення: гідроекологічні аспекти: Підручник: К.: ВПЦ «Київський університет», 1999. 319 с.
54. Романеско В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П., та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями К: Символ, 1998. 28 с.
55. Набиванець Б. Й, Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Аналітична хімія поверхневих вод. К.: «Наукова думка». 2007. С. 455.
56. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под. ред. А. Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 532 с.
57. Аринушкина Э. В. Руководство по химическому анализу почв. Изд. 2-ое, переработанное и дополненное. М.: Изд-во МГУ, 1970. 630 с.
58. Хільчевський В. К., Осадчий В. І., Курило С. М. Основи гідрохімії. Київ: Ніка-Центр, 2012. 312 с.
59. Никаноров А. М. Гидрохимия. С–Пб. : Гидрометеиздат, 2001. 447 с.
60. Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970 443 с.

61. М. Оуенс. Биогенные элементы, их источники и роль в речных системах. *Труды Советско-Английского семинара: Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С 54–64.

62. Дж. В. Г. Ланд. Эвтрофикация. *Труды Советско-Английского семинара: Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С 33–42.

63. Хендерсон-Селлерс Б., Марклед Х. Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования: перев. с англ. / под ред. Кондратьева К. Я., Филатова Н. Н. Л.: Гидрометиздат, 1990. 277 с.

64. Кондратьев С. И. Особенности вертикального распределения элементов главного биогенного цикла в водах северо-западного шельфа Черного моря. *Морской гидрофизический журнал*. 2009. № 2. С. 37–51.

65. Айлер Р. Химия кремнезема: пер. с англ. М: Мир, 1982. Ч.1. 416 с.

66. Жежеря Т. П., Линник П. М. Силіцій у поверхневих водах: джерела находження, форми знаходження та закономірності міграції. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2013. Т. 4(31). С. 6–15.

67. Лозовіцький П.С., Лузовіцька Ю.А. Передкартографічні дослідження річки Десни. *Картографія та вища школа: зб. наук. пр. КНУ ім. Т. Г. Шевченка, Геогр. ф-т*. 2009. Вип. 14. С. 73–83.

68. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М., Осадчий В. І. Винос біогенних елементів з басейну річки Десни. *Зб. наук. пр. УкрНДГМІ*. 2011. Вип. 261. С. 117–138.

69. Линник П. Н., Жежеря В. А., Линник Р. П. Сравнительная оценка связывающей способности различных фракций гумусовых веществ поверхностных вод по отношению к ионам Al(III), Fe(III) и Cu(II) *Экологическая химия*. 2014. Т.23. №4. С. 223–241.

70. Осадчий В. І., Набиванець Б. Й., Линник П. М., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод. К.: Ніка–центр, 2013. 240 с.

71. Пинский Д. Л. Ионообменные процессы в почвах. Пущино, 1997. 166 с.
72. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СРСР. М.: Высш. школа, 1988. 328 с.
73. Фадеев В.В., Тарасов М.Н., Павелко В.Л. Зависимость минерализации и ионного состава воды рек от их водного режима. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 168 с.
74. Горев Л. Н., Никаноров А. М., Пелешенко В. И. Региональная гидрохимия К.: Вища школа, 1989. 277 с.
75. Алмазов А. М., Денисова А. И., Майстренко Ю. Г., [и др.]. Гидрохимия Днепра, его водохранилищ и притоков. К.: Наук. думка, 1967. 316 с.
76. Усов А. Е., Афанасьев С. А., Гулейкова Л. В. и др. Экологические риски, возникающие вследствие сброса загрязненных вод г. Чернигова в водотоки. *Гидробиол. журн.* 2008. Т. 44, (1). С. 45–59.
77. Линник П. М., Жежеря Т. П. Особливості міграції та розподілу силіцію між різними формами знаходження в поверхневих водних об'єктах різного типу. *Зб. наук. пр. УкрНДГМІ.* 2013. Вип. 264. С. 24–33.
78. Смирнов А. В., Тарасов М. Н., Крючков И. А., Мельникова В. А., Лаки Г. И. Антропогенная составляющая речного стока биогенных элементов с территории СССР в моря. *Гидрохим. матер.* 1988. Т. 103. С. 17–37.
79. Хільчевський В. К. Агрогідрохімія. К. : Вид. «Київ. ун-т», 1995. 192 с.
80. Осадчая Н. Н., Лузовицкая Ю. А. Основные источники формирования биогенной нагрузки в бассейне р Десны Сборник статей 5^{ой} Восточно-Европейской конференции «Опыт и молодость в решении водных проблем» IWA Часть 2.(Киев, 26–28 июня 2013 г.) С. 70–77.
81. Брилинг И. А. Загрязнение подземных вод нитратами удобрения. *Водне ресурсы.* 1985 (4). С. 101–107.

82. Удобрения, их свойства и способы использования / под ред. Коренькова Д. М. М.: Колос, 1982. 415 с.
83. Державна екологічна інспекція у Сумській області URL: <http://www.dei.sumy.ua>, вільний. Загол. з екрану. Мова укр.
84. Романенко В. Д., Афанасьев С. А., Васенко А. Г., Осадчий В. И., Андрейченко Ю. И., Набиванец Ю. Б. Идентификация и оценка источников загрязнения водных объектов («горячих точек») в бассейне Днепра на территории Украины / под ред. А. А. Галяпы. К.: Изд. Полиграф Консалтинг, 2003. 282 с.
85. Осадчий В. И., Осадча Н. М., Мостова Н. М. Вплив урбанізованих територій на формування хімічного складу поверхневих вод басейну Дніпра. *Зб. наук. пр. УкрНДГМІ*. 2002. Вип. 250. С. 242–261.
86. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М., Артеменко В. А. Аналіз чинників формування біогенного складу води р. Десна за допомогою сумарних та різницевих інтегральних кривих. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2017 Т.1. Вип. 44. С. 85–94.
87. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М., Артеменко В. А. Визначення чинників формування біогенного складу річки Десни за допомогою сумарних та різницевих інтегральних кривих. *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2016. Вип. 269. С. 86–93.
88. Методические рекомендации по оценке однородности гидрологических характеристик и определению их расчётных значений по неоднородным данным. – ГУ «ГГИ», 2010. С. 39–40.
89. Огиевский А. В. Гидрология суши. М.: Государственное издательство сельскохозяйственной литературы, 1952. 515 с.
90. Гидрологические и водно-балансовые расчеты. / под. ред. Н. Г. Галущенко К.: Вища шк. Головное изд-во, 1987. 248 с.
91. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. 2-е изд. М.: Высш. Школа, 1975. 341 с.

92. Артемьев В. Е. Геохимия органического вещества в системе река– море. Москва: Наука, 1993. 204 с.
93. Беляева П. Г. Роль фитопериота в продукции органического вещества и круговороте азота в речных экосистемах (обзор) *Гидробиолог журн.* 2013. (3) Т. 49.
94. Варшал Г. М. О состоянии минеральных компонентов в поверхностных водах. Проблемы аналитической химии. Методы анализа природных и сточных вод. М. : Наука. 1977. Т. 5. С. 94–107.
95. Драйвер Дж. Геохимия природных вод. Москва: Мир, 1985. 440 с.
96. Ковда В. А. Основы учения о почвах: Изд. “Наука”, 1973. 467 с. (Общая теория почвообразовательного процесса; т. 2).
97. Крайнов С. Р. Швец В. М. Гидрогеохимия, М.: Недра, 1992. 462 с.
98. Гинзбург К. Е. Фосфор основных типов почв СССР. М.: «НАУКА», 1981. 244 с.
99. Михайлов С. А. Диффузное загрязнение водных экосистем. Методы оценки и математические модели: Аналитический обзор. СО РАН. ГПНТБ. Ин-т водных и экол. проблем. Барнаул: День, 2000. 130 с.
100. Мирцхулава Ц. Е. О прогнозе загрязнения водных объектов стоком с сельскохозяйственных полей и других территорий. *Водные ресурсы.* 1989. (5).С. 82–89.
101. Хильчевский В.К. Влияние сельскохозяйственного производства на химический состав природных вод (обзор). *Гидробиологический журн.* 1993. Т. 29. (1). С. 74–85.
102. Хрисанов Н.И., Осипов Г.К. Управление эвтрофированием водоемов. С.: Гидрометиздат, 1993. 278 с.
103. B. Thongdonphum. Nutrient loads and their impacts on chlorophyll a in the Mae Klong River and estuarine ecosystem: an approach for nutrient criteria development. *Water Science & Technology*, IWA Publishing, 2011. P. 178–188.
104. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М. Особливості Дифузного надходження біогенних речовин у водні екосистеми. *Научний журнал*

«Геополитика и Экогеодинамика регионов». Том 10, вып. 1, Симферополь 2014 г. С. 157–161.

105. Osadcha N., Osadchyu V., Lutkovsky V., Luzovitska Y., Artemenko V. Experimental research and mathematical modeling of nutrients release in a small watershed. *Die Bodenkultur journal for Land Management, Food and Environment*. special issu: environment water. 65 band Heft 3 – 4 /2014 P. 7–13.

106. Михайлов В. Н., Добровольский А. Д., Добролюбов С. А. Гидрология.: М. «Высшая школа», 2007. 463 с.

107. Вольнец В. Ф., Вольнец М. П. Аналитическая химия азота. М.: Наука, 1977. 307 с.

108. Корогодова Н.С., Шульцева Г.П. Минеральные удобрения, перевод с немецкого. М. «Колос», 1975. 399 с.

109. Башкин В. Н. Агрогеохимия азота. Пушкино, ОНТИ НЦБИ, 1987. 270 с.

110. Орлов Д. С., Садовникова Л. К., Суханова Н. И. Химия почв. М.: «Высшая Школа», 2005. 558 с.

111. Атлас почв Украинской ССР / Под ред. Н. К. Крупского, Н. И. Полупана. К. «Урожай», 1979. 160 с.

112. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод. Л.: Наука, 1988. 204 с.

113. Агрохимия / под ред. В. М. Ключковского и А.В. Петербургского. М. : «Колос», 1967. 583 с.

114. Лола М.В., Ахметьева Н.П., Григорьева В.Т., Лахтюк Р.А. Содержание в почвах биогенных веществ и их влияние на эвтрофирование водоема. *Водные ресурсы*. 1988. (6.) С. 108–116.

115. Ясинский С. В., Гуров Ф. Н., Шилькрот Г. С. Метод оценки выноса биогенных элементов в овражно-балочную и речную сеть малой реки. *Известия РАН, Серия географическая*, июль-август. 2007. №4. С.44–53.

116. Яцик А.В. Водогосподарська екологія, у 4-х томах, 7-ми книгах. Т.4, кн. 6–7. К.: Генеза, 2004. 680 с.

117. Кондратьев С.А. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования. СПб: Наука, 2007. 253 с.
118. Guidelines for the compilation of waterborne pollution to the Baltic Sea (PLC-water). –Helsinki, 2007. 80 p. Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry / Ed. T Nxges. Tartu: Sulemees Publ., 2001. 163 p.
119. Nutrient loads to Lake Peipsi. Environmental monitoring of Lake Peipsi. Chudskoe 1998–1999. Jordforsk Report N 4 / 01. Norwegian Centre for Soil and Environmental Research, 1999. 66 p.
120. Rekolainen S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fen-nica*. 1989, N 19 (2). P. 95–107.
121. Behrendt H. Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads. *A comparison for different river basins in Central Europe*. Wat. Sci. Technol. 1996. N 33. P. 99–107.
122. Behrendt H. Dannowski R. Nutrients and heavy metals in the Odra River system. Weissensee Verlag Publ., Germany, 2007. 337 p.
123. Behrendt H. Opitz D. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*. 1999, N 410. P. 111–122.
124. Strahler A. N.: Dynamic basis of geomorphology. In: *Geological Society of America Bulletin* 63. 1952. S. 923–938.
125. Strahler A. N. (1952), "*Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topology*", *Geological Society of America Bulletin* 63 (11): 1117–1142, doi:10.1130/0016-7606(1952)63[1117:НААОЕТ] 2.0.
126. Хільчевський В.К. Агрогідрохімія. К. : «Київ. ун-т», 1995. 192 с.
127. Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т. В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Учебное пособие. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
128. Сельскохозяйственные экосистемы. Пер. с англ. / Под ред. Л. О. Карпачевского, М.: Агропромиздат, 1987. 223 с.

129. Екологічний паспорт Чернігівської обл. станом на 1.01.2010 р. Чернігів. 2010. 157 с.
130. Юрченко В.А. Микробиологическая трансформация соединений азота водоотводящих систем. *Химия и технология воды*. 2002. Т. 24. (1). С. 87–93.
131. Умаров М. М. Ассоциативная азотфиксация. Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 136 с.
132. Умаров М. М., Кураков А. В., Степанов А. Л. Микробиологическая трансформация азота в почве Москва: ГЕОС, 2007. 138 с.
133. Рослинництво Чернігівщини в 1995-2012 рр. Статистичний збірник. За редакцією Т. В. Козар. Чернігів, 2013. 50 с.
134. Mudroch A. Distribution of Major Elements and Metals in Sediment Cores from the Western Basin of Lake Ontario *Journal of Great Lakes Research*.- 1983. Vol. 9. Iss. 2. P. 125-133.
135. Osny O.S., Bacchi K. Reichardt, Paulo L. Libardi and Sérgio O. Moraes Scaling of soil hydraulic properties in the evaluation of hydraulic conductivity determination methods. *Soil Technology*.- 1989. V. 2. Iss. 2. P. 163-170.
136. Smettem K.R.J., Chittleborough D.J., Richards B.G. and Leaney F.W The influence of macropores on runoff generation from a hillslope soil with a contrasting textural class *Journal of Hydrology*.-1991.- V. 122, Iss. 1-4.P. 235-251.
137. Lyne V.D., Hollick M. Stochastic time-variable rainfall runoff modelling. *Hydrology and Water Resources Symposium*. Institution of Engineers Australia, Perth. 1979. P. 89–92.

ДОДАТОК

Список публікацій за темою дисертації

Статті у фахових наукових виданнях України, в яких опубліковано основні наукові результати дисертації

1. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М., Осадчий В. І. Винос біогенних елементів з басейну річки Десни. *Зб. наук. пр. УкрНДГМІ*. 2011. Вип. 261. С. 117–138. (Особистий внесок автора: збір та обробка вихідних даних, аналіз одержаних результатів).
2. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М. Особливості Дифузного надходження біогенних речовин у водні екосистеми. *Научный журнал «Геополитика и Экогеодинамика регионов»*. Том 10, вып. 1, Симферополь 2014 г. с. 157–161. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, аналіз і узагальнення особливостей надходження біогенних елементів з площі водозбору).
3. Лузовіцька Ю. А., Кошкіна О. В., Осадча Н. М. Вплив водного стоку на формування виносу біогенних елементів у басейні річки Десни. *«Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»*. 2014 Т.2. Вип. 33. С. 37–45. (Особистий внесок автора: обробка вихідних даних, оцінка впливу водного стоку на формування винесення біогенних елементів).
4. Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М., Артеменко В.А. Аналіз чинників формування біогенного складу води р. Десна за допомогою сумарних та різницевих інтегральних кривих. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2017 Т.1. Вип. 44. С. 85–94. (Особистий внесок автора: побудова сумарних та різницевих інтегральних кривих, аналіз отриманих результатів).

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав

5. Osadcha N., Osadchyu V., Lutkovsky V., Luzovitska Y., Artemenko V. Experimental research and mathematical modeling of nutrients release in a small watershed. *Die Bodenkultur journal for Land Management, Food and Environment*. special issu: environment water. 65 band Heft 3 – 4 /2014 P. 7–13. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, частковий аналіз отриманих результатів).

Опубліковані праці апробаційного характеру

6. Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М. Емісія біогенних речовин з території басейну річки Десна. *Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія*. Матеріали п'ятої Всеукраїнської наук. конференції. 2011. С. 157–159. (Особистий внесок автора: проведено розрахунки і аналіз результатів, підготовлено висновки).
7. Осадчая Н.Н., Лузовицкая Ю.А. Основные источники формирования биогенной нагрузки в бассейне р Десны. 5^{ая} Восточно-Европейская конференция «*Опыт и молодость в решении водных проблем*»: сборник статей международной конференции молодых ученых IWA Часть 2. Киев, 26-28 июня 2013 г. С. 70–77. (Особистий внесок автора: проведено розрахунки, частковий аналіз отриманих результатів).
8. Шумов С.Н., Лузовицкая Ю.А., Ищук. А.А. О классификации приток. 5^{ая} Восточно-Европейская конференция «*Опыт и молодость в решении водных проблем*». Сборник статей международной конференции молодых ученых IWA Часть 2. (Русскоязычная версия), Киев, 26-28 июня 2013 г. С. 130–134. (Особистий внесок автора: узагальнення та аналіз отриманих результатів).
9. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М. Оцінка виносу біогенних елементів з водозбору річки Десни у сучасний період. *Географічні та геоекологічні дослідження в Україні та суміжних територіях*. Тези доповідей Другої Міжнародної конференції молодих учених. Симф. «ДИАЙПИ», 2013. С.

- 327–332. (Особистий внесок автора: проведено розрахунки та частковий аналіз, узагальнення отриманих результатів).
10. Лузовицкая Ю. А., Кошкина О. В. Влияние водного стока на формирование биогенной нагрузки в бассейне реки Десны Тезисы докладов 7-го Всероссийского гидрологического съезда [Электронный ресурс], 19-21 ноября 2013 г. Санкт-Петербург. (Особистий внесок автора: оброблення даних, аналіз отриманих результатів).
 11. Лузовицька Ю. А., Осадча Н. М. Особливості формування біогенного навантаження водних екосистем за рахунок змиву з поверхні водозбору. *Проблеми гідрології, гідрохімії та гідроекології*. Матеріали 6-ї всеукраїнської наукової конференції з міжнародною участю. 20-22 травня 2014 р. Дніпропетровськ. С. 185–187. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, аналіз отриманих результатів).
 12. Osadcha N., Osadchyu V., Lutkovsky V., Luzovitska Yu. and Artemenko V. Experimental research and mathematical modeling of nutrients release in a small watershed. *Advances in Hydrologic Research on Pristine, Rural and Urban Small Basins. 15th Biennial Conference of the Euromediterranean Network of Experimental and Representative Basins; Book of Abstracts of the 15th Biennial Conference of the ERB 2014, 9-13 September 2014, Coimbra, Portugal. 2014. P. 22.* (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, частковий аналіз результатів).
 13. Лузовицька Ю. А. Особливості надходження сполук азоту і фосфору з поверхні водозбору. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем*. Збірник матеріалів науково-практичної конференції присвяченої 75-річчю заснування Інституту гідробіології НАН України, Київ. 2015. С. 43–45.
 14. Лузовицкая Ю. А., Осадчая Н. М. Исследование особенностей поступления в речную сеть минеральных форм азота и фосфора с поверхности водосборной территории «Современные проблемы водохранилищ и водосборов». Труды V Международной научно-практической конференции,

- Пермь. 2015. С. 115–120. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, аналіз отриманих результатів).
15. Шумов С. М., Лузовіцька Ю. А. Розрахунки вмісту гумусу на площі деяких річкових басейнів України при відсутності відповідних векторних мап. *«Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів»*. Матеріали Восьмої Міжнародної науково-практичної конференції, Дніпропетровськ. 2015 р. С. 58–59. (Особистий внесок автора: збір матеріалів дослідження, аналіз отриманих даних).
16. Luzovitska Yu., Osadcha N., Chernyshova L., Shevchuk I., Lytvyn M. Effect of fertilizes on nutrient export with run-of during snowmelt Effect of fertilizes on nutrient export with run-of during snowmelt *«Hydrological behavior in small basins under changing conditions»*. Book of Abstracts of the 16th Biennial Conference of the Euromediterranean network of Experimental and Representative Basins, 5-8 September 2016, Bucharest, Romania. (Особистий внесок автора: експериментальні дослідження, частковий аналіз та узагальнення результатів дослідження).
17. Лузовіцька Ю. А., Осадча Н. М. Оцінка самоочисної здатності р. Десни. Тези доповідей *Першого Всеукраїнського гідрометеорологічного з'їзду з міжнародною участю*. 20–23 березня, 2017. Одеса. С. 152–153. (Особистий внесок автора: збір матеріалів та аналіз дослідження, узагальнення результатів).