

Міністерство освіти і науки України
Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
Навчально-науковий інститут біології, хімії та біоресурсів
Кафедра біохімії та біотехнології

Гідрохімічна характеристика приток Дністра в межах НПП
«Дністровський каньйон»
Кваліфікаційна робота
Рівень вищої освіти – другий (магістерський)

Виконала:
студентка VI курсу, групи 611
спеціальності 091 Біологія та біохімія
ОП Біохімія та лабораторна діагностика
Верхола Любов Володимирівна
Керівник: к.б.н., доцент Худа Л.В.

Чернівці 2023

Анотація

Магістерська робота присвячена аналізу гідрохімічного режиму річок Стрипа, Серет, Нічлава, Збруч, які протікають в межах НПП «Дністровський каньйон». Встановлено, що за основними гідрохімічними показниками вода з лівих приток Дністра задовольняє санітарно-гігієнічним вимогам, які ставляться до водойм рибогосподарського призначення та до поверхневих джерел водопостачання. Незважаючи на епізодичні забруднення води досліджуваних річок органічними сполуками, які проявляються несистемними перевищеннями ГДК за показниками амонію, загального Фосфору та Фосфору ортофосфатів, якість води залишається високою за рахунок високої здатності до самоочищення, про що свідчить динаміка рівня БСК₅. Відповідність якості води приток Дністра нормативним значенням свідчить про високий потенціал даних гідроекосистем для збереження та відновлення різних типів оселищ водних організмів, у тому числі раритетних видів.

Ключові слова: Дністер, гідрохімічний режим, окислюваність, органічні забруднення

Abstract

The master's thesis is devoted to the analysis of the hydrochemical regime of the rivers Strypa, Seret, Nichlava, Zbruch, which flow within the Dniester Canyon National Park. It was found that, according to the main hydrochemical parameters, the water from the left tributaries of the Dniester meets the sanitary and hygienic requirements for fisheries and surface water sources. Despite the fact that the studied rivers are characterised by occasional water pollution with organic substances, as evidenced by non-systemic exceedances of the MPCs for ammonium nitrogen, total phosphorus and orthophosphate phosphorus, the water quality remains high due to its ability to self-purify, as evidenced by the dynamics of BOD₅. The compliance of the water quality of the studied tributaries of the Dniester with the normative values indicates the high potential of these hydroecosystems for the conservation and restoration of various types of aquatic habitats, including rare species.

Key words: Dniester, hydrochemical regime, oxidation, organic pollution

Зміст

Вступ.....	4
1. Огляд літератури	6
1.1. Особливості санітарно-екологічного стану лівих притоків Дністра	6
1.2. Забруднення поверхневих вод та методи їх лабораторної індикації	Ошибка! Закладка не определена.
2. Матеріали та методи досліджень	17
3. Результати досліджень та їх обговорення	24
Висновки	38
Список використаної літератури.....	Ошибка! Закладка не определена.
Додатки.....	Ошибка! Закладка не определена.
Додаток А. Техніка безпеки при роботі в гідрохімічних лабораторіях та охорона праці та безпеки у надзвичайних ситуаціях	Ошибка! Закладка не определена.

Вступ

Роль річкових екосистем у розвитку сучасного суспільства вкрай важлива: вони активно використовуються для водопостачання та зрошення, виступають шляхами сполучення, є джерелами енергії, забезпечують промислове риборозведення та рибальство, а також використовуються з рекреаційною метою. Здатність до самовідновлення та легка доступність ресурсів зумовлюють те, що річкові гідроекосистеми є одними з найбільш привабливих об'єктів природокористування. Проте, на сьогоднішній день, в Україні використання природних ресурсів переважно іде екстенсивним шляхом. Виправлення такої ситуації є можливим лише за умови аналізу не лише глобальних закономірностей функціонування гідроекосистем, а й особливостей, притаманних конкретним водоймам та водотокам.

Сучасна структура гідроекосистем малих річок формувалась протягом тривалого еволюційного шляху, в результаті якого виникли та закріпилися взаємозв'язки між окремими компонентами. Наразі їм притаманна чітко визначена структурно-функціональна стійкість, яка формує певний рівень продуктивності. Проте, в результаті людської діяльності часто ця рівновага порушується. Зарегулювання значної частини річкових систем, видобуток гравію, викиди стічних вод комунально-промисловими підприємствами, дощові стоки з урбанізованих територій – все це призводить до забруднення екосистем річок, виснаження водних ресурсів, а в кінцевому рахунку – до деградації цілих річкових систем. За таких умов вагомого значення набуває здійснення моніторингу актуального стану конкретних водних об'єктів як середовища існування водних біоресурсів та джерела прісних вод для водопостачання населення та промисловості. Проте, не зважаючи на функціонування достатньої кількості різноманітних моніторингових служб, інформація, зібрана ними, часто залишається непроаналізованою та не дає змоги сформувати цілісну картину стану конкретних водойм.

Станом на сьогодні одним з основних напрямків подібних досліджень в системі оцінки якості води є вивчення гідрохімічного режиму водойми.

З метою збереження й охорони природної спадщини та унікального біорізноманіття Каньйонного Придністер'я відповідно до указу Президента України у лютому 2010 року було створено національний природний парк «Дністровський каньйон». Ідея створення парку продиктована також і міжнародними зобов'язаннями України у межах розвитку Європейської екологічної мережі та охорони транскордонної річки Дністер.

Однією з базових задач функціонування парку є збереження та відновлення природних біотопів видів, насамперед – раритетних. Звісно, така діяльність передбачає проведення досліджень, спрямованих на з'ясування та моніторинг актуального стану основних біотопів парку, у тому числі й за гідрохімічними показниками.

Враховуючи вище вказане метою роботи був аналіз гідрохімічних показників основних приток Дністра, які протікають в межах НПП «Дністровський каньйон».

Задля досягнення поставленої мети були виконані наступні завдання:

- провести оцінку значень гідрохімічних показників в основних притоках Дністра (р. Стрипа, Серет, Нічлава, Збруч) в межах НПП «Дністровський каньйон»;
- охарактеризувати здатність гідроекосистем подільських приток Дністра до самоочищення шляхом біологічної деструкції за рівнем біохімічного споживання кисню;
- на основі гідрохімічних індикаторів зробити узагальнену оцінку якості оселищ гідробіонтів у подільських притоках Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон».

1. Огляд літератури

1.1. Особливості санітарно-екологічного стану лівих притоків Дністра

Дністровський каньйон є найбільшим в Україні та одним з найбільших в Європі. Він має протяжність близько 250 км, утворює десятки меандрів. В межах Дністровського каньйону протікає Дністер - друга за величиною річка України. Разом з Дунаєм, Дніпром і Південним Бугом Дністер належить до одних з найбільших річок басейну Чорного моря.

Акваторія Дністра охоплює значні ділянки (13-80 %) територій семи областей України (Львівська, Івано-Франківська, Тернопільська, Чернівецька, Вінницька, Хмельницька, Одеська) та велику частину (майже 60 %) території Молдови. Протяжність басейну р. Дністер – близько 700 км, ширина басейну – в середньому 100 км.

Основна маса річок в басейні Дністра представлена малими річками довжиною до 10 км та загальною кількістю понад 14 тисяч **[Ошибка! Источник ссылки не найден.]**. На ділянці каньйону праві притоки Дністра короткі, довжиною від 6 до 16 км (за винятком р.Тлумач). Ці притоки переважно маловодні та протікають у досить вузьких долинах-ярах. Натомість ліві притоки Дністра відрізняються своєю водністю. Вони формуються з невеликих джерел в межах Подільської височини, протікають з півночі на південь, формуючи в південній частині Тернопільщини високі каньйоноподібні долини.

Національний природний парк «Дністровський каньйон» створений з метою збереження та відтворення унікальних природних ресурсів в районі середньої частини Дністра. Ця природоохоронна територія знаходиться в межах кількох районів Тернопільської області, де протікає Дністер та його ліві притоки: Золота Липа, Стрипа, Серет, Коропець, Збруч та Нічлава.

Серет – ліва притока Дністра довжиною 242 км, яка утворюється від злиття Серету Правого, Серету Лівого, В'ятими, Граберки біля с. Ратищі (Зборівський район) **[Ошибка! Источник ссылки не найден.]**. Площа

басейну Серету складає 3900 км², що становить майже 1/3 площі Тернопільської області. В основне русло Серету впадає 488 малих річок, в тому числі таких, що мають довжину менше 10 км – 455. Русло річки проходить в межах Подільської височини.

Верхня ділянка Серету (від витоків до Тернополя) представлена широкими симетричними долинами, де сформовані стави - Верхньо-Іванівський, Заложцівський, Вертелківський. Надалі, вже заа Тернополем, (нижче м. Теремовля) долина річки набуває крутих, переважно заліснених схилів і стає каньйоноподібною. Воду з Серету використовують для водопостачання населених пунктів, потреб сільського господарства, риборозведення, а також з рекреаційною метою.

Загалом в басейні Серету створено 99 ставів загальною площею 980 га. Гідрологічні пости функціонують біля міста Чорткова та с. Велика Березовиця. Створено Серетський гідрологічний заказник (площа 1192 га), який поширений на Зборівський і Тернопільський райони. Саме на берегах р.Серет розміщені міста Тернопіль, Чортків, а також інші населені пункти [].

Живлення річки визначає її водний режим. Щодо Серету, то його живлення зумовлене переважно сніговими талими водами. За цією причиною тут чітко реєструється висока весняна повінь, а також низька літня межень, що здатна порушуватись дощовими паводками. Взимку також спостерігаються підйоми рівня води, особливо під час відлиг. **[Ошибка! Источник ссылки не найден.; Ошибка! Источник ссылки не найден.]**.

Особливістю Серету є термічний режим, який характеризується досить високими температурами води у верхів'ях. Це відмічається протягом року, проте особливо стає відчутним взимку, коли температура води сягає +2 - +3 °С (іноді до +4- +7 °С). Це зумовлено виходом назовні більш теплих підземних вод, які живлять річку. Лише в дуже холодні зими верхів'я ріки може вкриватися кригою, проте з великою кількістю ополонок. Мутність води в середньому 100-200 г/м³. Даний показник зазвичай підвищується у повінь та під час паводків до 500-600 г/м³. Найпрозоріша та найчистіша вода

реєструється в періоди зимової та літньої межень, коли поверхневий стік відсутній, а живлення річки здійснюється виключно підземними водами. Під час літньої та зимової межені вода в річці володіє високою твердістю і має порівняно велику мінералізацію – 350-550 мг/л [Ошибка! Источник ссылки не найден.].

Стрипа – ще одна ліва притока Дністра у межах Тернопільської області. Площа її водозабору складає 1610 км². Долина від витоків неглибока, з пологісними схилами та широкою заплавою. Відповідно до Водної Рамкової Директиви Стрипа є височинною річкою, оскільки вона починає свій витік з відмітки 240,2 м над рівнем моря і впадає на висоті 197,7 м в р. Лугу. Гідрологічні параметри річки характеризуються нерівномірним річним розподілом водного стоку – основна частина (60–70 %) припадає на літньо-осінній період, менша (30–40 %) – на зиму і весну. Річка має в основному дощове живлення (близько 50 %), частка снігового живлення складає 37 %, підземного – 13 %.

Кількість населення, яке наразі проживає на території басейну р. Стрипа становить орієнтовно близько 7,5 тис. осіб. У 80-х роках в басейні р. Стрипа здійснювались гідромеліоративні роботи по осушенню території і будувались осушувальні канали. Істотний вплив на екологічний стан басейну річки Стрипа має ВАТ «Павлівський пивзавод». Дане підприємство використовує споруди повної біологічної очистки потужністю 200 м³/добу, причому відстань від очисних споруд до річки становить 15 м. У 2009 р. підприємство скинуло у нижній течії русла р. Стрипа (с. Павлівка) 11,2 тис. м³ нормативно-очищених стічних вод. Ще одним підприємством – ПСГП ПГ Сарабуни «Павлівська риба» було здійснено забір води з р. Стрипа у кількості 1,17 млн. м³ для наповнення рибогосподарських ставків та скинуто 1,12 млн. м³ нормативно чистих зворотних вод.

Річка Нічлава – ліва притока Дністра, є водним об'єктом з активним господарсько-побутовим використанням. На якість води особливо впливає викид зворотних вод міста Борщів, де практично відсутні очисні споруди.

Відповідно, забруднення спостерігається практично по всій течії річки. Завдяки каскаду ставків, розташованих на території міста Борщів, де здійснюється самоочищення води, забруднюючий вплив зменшується. В нижній ділянці Нічлава має досить високий вміст сульфатів, чим суттєво відрізняється від інших рік регіону.

Річка Збруч має рівне дно, яке слабо заросле з берегів, представлених суглинками та глинами. Характерними для цієї лівої притоки Дністра є перекази та перепади. Гідрологічний режим в основному характеризується високим весняним водопіллям, зимовою та літньо-осінньою межами, дощовими паводками.

Загалом, у басейні Дністра мешкає більше як 10 млн. населення. Такі великі міста України як Львів, Тернопіль, Чернівці, Одеса, Чорноморськ забезпечуються питною водою з Дністра та його приток. Тому досить важливо забезпечити підтримку нормального екологічного стану річок басейну Дністра. Проте, рівень антропогенного навантаження на басейн Дністра на сьогодні надзвичайно високий.

На берегах лівих приток Дністра розташовані потужні промислові підприємства: Надвірнянський нафтопереробний завод, "Хлорвініл" (м. Калуш), калійний комбінат (м. Стебник), целюлозно-паперовий комбінат (м. Жидачів), великі харчові підприємства, зокрема цукрові та м'ясопереробні заводи. Проте, досить часто їх очисні споруди потребують вдосконалення **[Ошибка! Источник ссылки не найден.]**.

Важливим чинником, що впливає на гідроекологічний стан басейну Дністра є побудова гідроелектростанцій та створення водосховищ. Так, наприклад, на річці Стрипа створені водосховища (Тернопільське, Скородинське, Касперівське), на яких діють невеликі ГЕС. Гідроелектростанції мають низку переваг у порівнянні з іншими типами електростанцій. Насамперед, енергетичні ресурси, які забезпечують функціонування ГЕС, в принципі є невичерпними, вони використовуються з

великою ефективністю (до 90 %), вироблена енергія володіє низькою собівартістю, а витрати праці -в десятків разів менші, ніж на ТЕС.

Проте, ГЕС з великими водосховищами істотно змінюють гідрологічний режим річок та здавна сформовану екологічну ситуацію на прилеглих територіях. Серед плюсів формування гідровузлів слід відмітити наступні: можливість при потребі акумуляції стоку у водосховищах з метою рівномірного розподілу води на господарські потреби протягом року; акумуляція наносів сприяє зниженню мутності води, яка скидається вниз за течією з водосховища, порівняно з природним рівнем цього показника в річці; це є стимулом для розвитку макрофітів, що забезпечують сприятливі умови для зоопланктону та комах; захист населених пунктів та сільськогосподарських угідь від дуже високого рівня води під час повеней чи злив; інтенсифікація рибного господарства на водосховищах.

З іншого боку, гідровузли, сформовані на річках, спричиняють затоплення орної землі; викликають зміну сезонного гідрологічного режиму на ділянці нижче за течією від ГЕС, що впливає на гідробіоценоз річки; зміну режиму добових коливань річкового стоку; зміну гідрохімічного складу води. Відбувається зміна температурного режиму водойми, зокрема спостерігається зменшення діапазону змін сезонних температур, що безпосередньо викликає зниження продуктивності нересту риби в зонах, розташованій нижче за течією від ГЕС. Окрім того, зниження температури води, яке реєструється влітку, запобігає природному відтворенню фіто- та зоопланктону. Змінюється також і кисневий режим. Фіксується поступове зниження оксигенації води, яка знаходиться в глибших шарах водосховища, проте під час попусків відбувається поступове відновлення в процесі обміну з атмосферою природного рівня вмісту кисню [Ошибка! Источник ссылки не найден.]. Спостерігається збільшення площі водного дзеркала та випаровування води, а також локальні зміни клімату.

1.2. Забруднення поверхневих вод та методи їх лабораторної індикації

Забруднення поверхневих вод в найбільшій мірі зумовлено скидом в них промислових, побутових та сільськогосподарських стоків, інвазією забруднюючих речовин з атмосфери, а також з антропогенною діяльністю на самих водоймах. Доволі часто забруднення водойм може бути настільки великим, що це веде до їх повної деградації як джерел водопостачання, водойм рибогосподарського призначення, рекреаційних зон, що негативно відбивається на ресурсній цінності гідроекосистем.

Загалом, під забрудненням водойм розуміють погіршення їх біосферних функцій та економічної ролі в результаті антропогенного внесення в них шкідливих речовин.

Як вже було зазначено, істотним джерелом забруднення водойм є господарсько-побутові стічні води, які формуються внаслідок використання населенням водопровідної води для побутових та господарських цілей з наступним скиданням використаної води в каналізаційну мережу.

Побутові стічні води у своєму складі містять фізіологічні виділення людей, тверді відходи, а також відходи від господарської діяльності. За зовнішнім виглядом стічні води є рідиною сірого кольору з низькою прозорістю та неприємним запахом. Для цих вод характерна насиченість бактеріальною флорою та яйцями гельмінтів. Можуть реєструватись інфекційні агенти.

На якість води у водоймах істотно впливає робота сільськогосподарських підприємств. Серед основних чинників впливу сільськогосподарського виробництва на гідрохімічний склад природних вод слід відмітити внесення добрив і отрутохімікатів, функціонування тваринницьких комплексів, ерозія ґрунтів.

Відомо, що основними складовими елементами добрив є N, P, K. В природних водах нітроген перебуває у вигляді різноманітних неорганічних і органічних сполук. Важлива роль належить NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , які

взаємозв'язані, можуть переходити з однієї форми в іншу. Нітратні форми (NO_3^-) є кінцевим продуктом складного процесу мінералізації речовин, які містять нітроген.

Основне джерело нітратів у поверхневих водах - ґрунтовий покрив, в ньому вони нагромаджуються як за рахунок природних процесів, так і через внесення азотних добрив. Зазвичай вміст нітрат-іонів у річкових водах басейну Дністра не перевищує гранично допустимих концентрацій. Нітрати ж

утворюються на останній стадії процесу нітрифікації, у проточних добре аерованих водах не нагромаджуються, оскільки споживаються гідробіонтами.

Проте, може реєструватися певне забруднення річкових вод сполуками нітрогену у вигляді амонію та нітритів.

Неконтрольований приток біогенних елементів у водойми може викликати їх антропогену евтрифікацію, яка супроводжується порушенням балансу речовин в екосистемі. В результаті такої евтрифікації, як правило, первинна продукція починає різко переважати над деструкцією, аеробні процеси все більше замінюються на анаеробні, питні та гігієнічні якості води знижуються, погіршується санітарний і рекреаційний стан водойм. В них починають нагромаджуватись органічні речовини або продукти їх розладу.

Показником вмісту у воді розчинених органічних речовин є окислюваність – кількість кисню, що витрачається на окислення органіки перманганатом (перманганатна окислюваність) чи біхроматом (біхроматна окислюваність). У першому випадку через значне недоокислення стійких речовин величини окислюваності є істотно меншими, ніж в другому, хоча й біхромат окислює далеко не всю органіку у воді. За різницею величин перманганатної і біхроматної окислюваності можна до деякої міри судити про якість розчиненої у воді органічної речовини.

Підвищення вмісту органічної речовини у водоймі сприяє розвитку гетеротрофної бактеріальної мікрофлори, тому за чисельністю бактерій можна судити про ступінь забрудненості води.

Загалом, оцінка ступеня забруднення водойм дається в двох основних напрямках. Один з них - пов'язаний з виявленням можливих погіршень питних якостей води, другий – з охороною водних ресурсів від деградаційних явищ, які проявляються як погіршення їх продукційних характеристик або тих властивостей, які визначають біологічне формування якості води і гомеостаз. Дослідження першого та другого напрямків тісно пов'язані і доповнюють одне одного при вирішенні спільних завдань охорони водойм від забруднень.

Гідробіологічна індикація забруднень широко використовуює фізико-хімічні методи, наприклад визначення кількості завислих частинок, прозорості води, концентрації розчинених газів та сполук. Фізико-хімічні характеристики легко реєструються, мають чітке кількісне вираження, проте не дають безпосередньої відповіді на питання щодо можливої реакції екосистеми на забруднення. У цьому аспекті значно досконалішою є біологічна індикація, яка засновується на обліку стану самих екосистем, хоча її застосування часто обмежується складністю необхідних досліджень, а також складністю кількісного вираження та обробки одержаних даних. Різноманітні методи біоіндикації розробляють на організменному, популяційному та біоценотичному рівнях, з наступним синтезом усіх одержаних даних.

На організменному рівні забруднення водойм, особливо їх інтоксикацію, встановлюють, використовуючи морфологічні і фізіологічні критерії. Під впливом забруднення змінюється рівень обміну гідробіонтів, знижується ефективність засвоєння їжі і ступінь використання асимільованої їжі на ріст.

Оцінка ступеня забруднення водойми за станом популяцій зводиться до виявлення аномалій в їх структурі і внутрішньо популяційних взаємодіях. Показовими індикаторами стану середовища є зміни вікової та статевій структури популяцій. На біоценотичному рівні індикація забруднення засновується передусім на аналізі видової та трофічної структури угруповань, оскільки токсикологічний стрес веде до випадення менш толерантних форм, внаслідок чого знижується різноманіття біоценозу.

Згідно шкали Кольквітца і Марссона, водойми або їх зони в залежності від ступеня забруднення органічними речовинами поділяються на полі-, мезо- та олігосапробні.

Полісапробні води характеризуються майже повною відсутністю вільного кисню, наявністю у воді нерозкладених білків, значних кількостей сірководню і діоксиду вуглецю, відновлювальним характером біохімічних процесів. В таких зонах самоочищення в основному іде за рахунок діяльності бактерій, джгутикових, інфузорій, олігохет. Число видів, здатних жити в дуже забруднених водах, порівняно невелике, однак тут вони зустрічаються у масових кількостях.

В мезосапробних водоймах забруднення виражено слабше: нерозкладених протеїнів немає, сірководню та діоксиду карбону небагато, кисень присутній в помітних кількостях; однак у воді є також такі слабо окислені нітрогенвмісні сполуки, як аміак, аміно- та амідокислоти.

В олігосапробних водах сірководень відсутній, діоксиду вуглецю мало, кількість кисню наближається до величини нормального насичення, розчинних органічних сполук практично немає. Видовий склад олігосапробних зон найбільш різноманітний, але кількість помітно бідніша, ніж в інших зонах.

Удосконалювання системи Кольквітца і Марссона передусім відбувалось шляхом її розширення і уточнення показників забруднення. Була введена категорія особливо чистих катаробних вод (перенасичення киснем, відсутність CO_2 і H_2S), а в якості характеристики зон сапробності стала використовуватись величина БСК – біохімічне споживання кисню і чисельність бактерій групи кишкової палички.

П'ятидобове споживання кисню (БСК5) для катаробних вод близьке до 0, для оліго-, мезо- і полісапробних зон воно відповідно менше 1, 4-7 і 40 мг/л; бактерій групи кишкової палички міститься у воді цих зон відповідно не більше 10, 100, 1000 і 20000 екз/мл.

БСК, тобто величина аеробної деструкції органічних речовин, стало одним з найбільш розповсюджених елементів біологічного аналізу якості вод. Визначають (за зниженням концентрації кисню) в темних склянках БСК₁, БСК₃, БСК₅, тобто за 1, 3 і 5 діб, а також повне БСК (зазвичай за 20-30 діб).

Проте, не усе накопичення забруднюючих речовин та аллохтонної органіки супроводжується забрудненням або евтрифікацією водойм. Це зумовлено тим, що біоценози здатні кондиціонувати своє середовище, протидіяти зміні за дії зовнішніх впливів.

Термін «прийомна ємність» – це така кількість забруднюючих речовин, яку може прийняти водойма без зростання їх концентрації до рівня, що викликає деформацію екосистеми. Розрізняють:

- геофізичну (визначається швидкістю седиментації);
- геохімічну (зумовлена хімічними перетвореннями)
- біологічну (зумовлена темпами біоседиментації і біодетоксикації).

Слід зауважити, що чим більше у водоймі гетеротрофних організмів та чим вищий рівень їх метаболізму, тим більше органіки піддається біологічному окисленню та енергійніше іде процес самоочищення. При цьому вважається, що у водоймі концентрація кисню достатня для того, щоб аеробні процеси, які забезпечують основну функцію в мінералізації органічних сполук, не гальмувались. Універсальним індикатором інтенсивності мінералізації є величина деструкції, яка виражається кількістю кисню, що відновлюється екосистемою за одиницю часу.

Величина редукції органіки зазвичай оцінюється перевищенням деструкції над первинною продукцією. Про мінералізацію судять за величиною показника БСК.

Ще одним важливим чинником є біоседиментація. При захороненні в ґрунті токсиканти стають менш небезпечними, тим більше, що більшість з них недовговічні (короткоживучі радіонукліди, нестійкі органічні сполуки) та можуть цілком знешкоджуватись під час перебування у даних відкладах.

Транзит забруднень в ґрунт - результат функціонування фільтраторів і седиментаторів, які утворюють фекалії і псевдофекалії. Великий обсяг біоседиментації безпосередньо пов'язаний з осіданням на ґрунт відмерлих організмів, в тому числі й бактерій.

Біологічна детоксикація передовсім зумовлена діяльністю бактерій. Деякі мікроорганізми здатні руйнувати або знешкоджувати різні токсичні сполуки: в одних випадках токсиканти для них використовуються як джерело енергії та поживних речовин, в других – як донорів кисню або іонізованих груп.

Збагачення води киснем зазвичай прискорює більшість процесів біологічного самоочищення і покращує питні якості води. В багатьох водоймах фотосинтетична аерація співрозмірна з атмосферною, а в деяких випадках і перевищує її.

Частково деякі метаболіти, що вивільняються із зруйнованих клітин, можуть пригнічувати певні фізико-хімічні процеси у воді. Наприклад, розчиненні органічні сполуки під дією сонячної радіації можуть піддаватись пероксидному окисленню з утворенням вільних радикалів, які негативно впливають на гідробіонтів.

2. Матеріали та методи досліджень

Дослідження гіdroхімічних показників води лівих подільських приток Дністра, а саме річок Стрипа, Серет, Нічлава, Збруч, які протікають в межах НПП «Дністровський каньйон» проводилися протягом 2022 – 2023 років на базі Басейнової лабораторії моніторингу вод та ґрунтів БУВР Дністра.

Відбір проб води для дослідження здійснювався приблизно один раз на місяць. Визначення гіdroхімічних показників проводили за загальноприйнятими стандартизованими методами із використанням необхідних приладів та реактивів [1].

Визначення концентрації розчиненого у воді кисню

Використовували метод йодометричного визначення за Вінклером.

При дослідженні використовуються калібровані з точністю до 0,1 мл кисневі склянки з притертим корком об'ємом 100-200 мл. На першому етапі розчинений кисень фіксують (безпосередньо на місці взяття проби). Далі здійснюють титрування в умовах лабораторії. , яке можна виконати через деякий час у стаціонарних умовах. Метод базується на тому, що гідроксид марганцю (II) здатний окислюватись до гідроксиду марганцю (IV), при цьому кількісно зв'язуючись з киснем (в лужному середовищі). В кислому середовищі гідроксид марганцю (чотиривалентний) знову переходить у двовалентний стан, окислюючи при цьому йод у кількості, яка еквівалентна зв'язаному кисню. Йод титрують розчином тіосульфату натрію у присутності крохмалю як індикатора.

«Вміст розчиненого кисню (C_x), мг/дм³ знаходять за формулою:

$$C_x = \frac{C \cdot V \cdot M \cdot 1000 V_1}{50(V-2)} \text{ мг/дм}^3$$

де C – концентрація тіосульфату молях-екв/дм³; V - об'єм розчину тіосульфату, витрачений на титрування, см³; V_1 - об'єм склянки в яку

відбиралася вода, cm^3 ; 2 - об'єм води, яка вилилась при фіксації розчиненого кисню, cm^3 ; М – молярна маса еквівалента кисню» [1].

Визначення біохімічного споживання кисню

«Біохімічне споживання кисню (БСК) – показник забруднення води органічними речовинами як природного, так і антропогенного походження, характеризується кількістю кисню, витраченого на окиснення забруднювальних речовин в одиниці об'єму (як правило $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$) при 20°C за певний проміжок часу: дві доби (БСК_2), п'ять діб (БСК_5), двадцять (БСК_{20}) чи до повного окислення всієї органічної речовини проби ($\text{БСК}_{\text{пов}}$)» [1].

Величину БСК_5 визначають за різницею між вмістом кисню до та після інкубації проб у темряві протягом 5 діб без доступу повітря при 20°C

Оскільки витрата кисню на нітрифікацію не входить у величину БСК, для пригнічення цього процесу використовують сполуки, які інгібують нітрифікуючі бактерії та не мають впливу на інші мікроорганізми, що забезпечують основні біохімічні процеси.

Як і при визначенні вмісту кисню, при визначенні БСК використовують кисневі склянки на 100-200 мл з корками, відповідно калібровані.

Визначення перманганатної окисності води (хімічного споживання кисню):

Перманганатна окисність води застосовується з метою оцінки вмісту органічних сполук та характеризує загальну концентрацію кисню (атомарного), що співвідноситься до кількості перманганату, який затрачається на окислення проби води.

Принцип методу: перманганат калію окислює наявні у воді органічні сполуки в сірчаноокислому середовищі, після чого додається йодид калію; далі виділяється йод, кількість якого еквівалентна перманганату калію, який не вступив у реакцію. Йод відтитровують тіосульфатом натрію. Після процедури окислення має залишитися близько 40 % перманганату калію, тобто на

титрування повинно затратитись не більше 6 мл 0,01 н тіосульфату. Якщо витрата тіосульфату натрію менша - пробу необхідно розводити. [1].

Визначення загальної твердості води:

Загальна твердість води визначається наявністю у ній розчинених сполук кальцію і магнію. Її визначають комплексометричним методом, який базується на формуванні при рН 10 комплексної сполуки іонів кальцію і магнію з етилендіамінтетраацетатом натрію (трилоном Б). Визначення здійснюють титруванням: у конічну колбу наливають 25 мл досліджуваної води, доводять до 100 мл дистильованою водою, додають 5 мл аміачного буферного розчину та індикатор (хромоген чорний). Надалі пробу титрують трилоном Б до переходу з винно-червоного забарвлення розчину до яскраво-синього

Визначення сухого залишку:

Сухий залишок (мг/дм³) отримують після випарювання відфільтрованої через мембранний або паперовий фільтр досліджуваної води та подальшого висушування отриманого осаду до постійної маси при 105 °С

Фільтрат випарюють у попередньо зваженій порцеляновій чашці насухо, а залишок - висушують при 105 °С до постійної маси та після охолодження знову зважують.

«Масу розчинених речовин (мг/дм³) розраховують за формулою:

$$m_k = \frac{(m_2 - m_1) \cdot 1000}{V},$$

де m_1 - маса чашки, мг; m_2 - маса чашки з висушеним залишком, мг; V - об'єм проби води, см³» [1].

Визначення концентрації у воді хлорид-іонів:

Для прісних водойм, на відміну від морських, вміст хлорид-іонів здатний коливатися в досить широких межах – від десятих часток міліграма до тисяч міліграмів на 1 дм³.

Визначення хлоридів здійснювали об'ємним аргентометричним методом (метод Мора), який базується на осадженні хлоридів нітратом срібла в нейтральному чи слабо-лужному середовищі в присутності хромату калію як індикатора.

Після осадження іонів хлору надлишок іонів аргентуму взаємодіє з хромат-іонами з утворенням осаду хромату аргентуму, який забарвлює розчин в червоний колір. Необхідне рН –6-10.

Метод може бути застосований для визначення хлорид-іонів у воді, якщо їх концентрація лежить в діапазоні 10 - 500 мг/дм³ [1].

Визначення концентрації у воді сульфат-іонів:

Сульфат-іони – одні з найпоширеніших аніонів у воді, завжди наявні у достатній концентрації у всіх поверхневих водах. Вміст у прісних водах складає від 5-10 до 60 мг/дм³.

Визначення концентрації сульфат-іонів відбувалось титриметричним методом, який заснований на титруванні проб аналізованої води розчином розчином BaCl₂ у присутності індикатора ортанілового К. При цьому сульфат-іони при взаємодії з солями барію здатні формувати слабозчинний осад BaSO₄ [1].

Визначення концентрації у воді амонійного азоту:

Амонійний нітроген у поверхневих водах представлений іонами амонію (NH₄⁺) та недисоційованими молекулами NH₄ОН. Співвідношення цих сполук має важливе екологічне значення і визначається величиною рН та температурою води.

Кількісно амонійний азот визначають методом з використанням реактиву Неслера (K₂HgJ₄+ KOH)

Вільний аміак або іони амонію при взаємодії з лужним розчином йодиду ртуті (I) здатні формувати йодид меркурамонію, забарвлені в жовтий колір. За невеликої концентрації аміаку та іонів амонію отримують розчин, який придатний для фотоколориметрування. За високої концентрації (>3 мг/л) – спостерігається бурий осад, який унеможлиблює визначення. За цих умов пробу води слід розводити безаміачною водою [1].

Визначення концентрації у воді нітритного азоту:

Нітрити (NO_2^-) - проміжні продукти біохімічного окиснення аміаку чи відновлення нітратів. Вміст нітритного азоту визначали методом з використанням реактиву Гріса.

Метод, який використаний у долідженні, базується на здатності нітритних іонів формувати інтенсивно забарвлені діазосполуки з первинними ароматичними амінами. При визначенні використовували альфа-нафтиламін (реактив Гріса), який реагує з сульфаніловою кислотою з утворенням рожевого забарвлення, інтенсивність якого пропорційна вмістові нітрит-іонів у воді.

Визначення у воді концентрації нітратного іону:

Метод визначення нітратного азоту у воді заснований на здатності нітратів у реакції з фенол-дисульфокислотою утворювати пікринову кислоту $\text{C}_6\text{H}_2(\text{OH})(\text{NO}_2)_3$, яка у лужному середовищі формує солі - пікрати натрію $\text{C}_6\text{H}_2(\text{ONa})(\text{NO}_2)_3$, забарвлені жовтим кольором.

Перед безпосереднім проведенням визначення на водяній бані в двох фарфорових чашках випарюють по 100 мл досліджуваної проби води та паралельно стандартного розчину з концентрацією 10 мг / л нітрогену нітратів.

До отриманого сухого залишку додають по 1 мл розчину фенол-дисульфокислоти та перемішують з метою утворення пікринової кислоти. За 10 хв додають 15 мл дистильованої води, 30 мл 40% -го розчину гідроксиду натрію. Утворений пікрат натрію забарвлює розчин у жовтий колір.

Перед вимірюванням оптичної густини на фотоколориметрі отримані розчини доводять до 100 мл в мірних колбах дистильованою водою

Визначення у воді концентрації фосфатів:

Фосфати у поверхневій природній воді потрапляють в переважній більшості з ґрунту, поверхневими та стічними водами та з відмерлої біомаси. Окрім того, поліфосфати, які здатні гідролізувати до ортофосфатів, входять до складу синтетичних мийних засобів та разом з комунально-побутовими стоками здатні у великій кількості потрапляти у поверхневій воді.

З метою кількісного визначення фосфатів застосовували фотометричний метод з молібдатом амонію $(\text{NH}_4)_2\text{MoO}_4$. Ортофосфати при взаємодії з ним у кислому середовищі за наявності аскорбінової кислоти та при нагріванні формують забарвлену синім кольором сполуку. Чутливість методу складає $0,02 \text{ мг PO}_4^{3-} / \text{л}$. Істотною перевагою зазначеного методу є те, що за даних умов поліфосфати та складні ефіри фосфорної кислоти у реакцію не вступають. Оптичну густину отриманих синіх розчинів вимірюють при 690 нм.

Визначенню вмісту фосфатів у воді перешкоджають сполуки тривалентного заліза, миш'яку та кремнію. тому не складає. Вплив силікатів (кремнію) усувають розведенням проби води перед дослідженням, іони заліза усувають додаванням еквівалентної кількості комплексону (III). Миш'як в природних водах практично відсутній. Вплив нітритів зменшують використанням сульфамінової кислоти.

За вказаною методикою фосфати потребують визначення одразу після відбору проб. Тому дослідні проби фільтрують безпосередньо на місці їх відбору. Біохімічні процеси, які продовжують здійснюватись мікроорганізмами у пробі, зупиняють додаванням 4 мл хлороформу на 1 л води.

До 50 мл профільтрованої аналізованої води додають 2 мл молібденової суміші, після чого - 0,5 мл 10% аскорбінової кислоти, утворену суміш перемішують. Паралельно з 50 мл дистильованої води готують холосту пробу.

За 15 хв здійснюють фотоколориметрування оптичну при червоному світлофільтрі за довжини хвилі 690 нм.

Вміст фосфору розраховують за калібрувальним графіком.

«Вміст PO_4^{3-} (C_x) у мг/мл знаходять за формулою

$$C_x = \frac{CV_1}{V},$$

де C – визначена за градувальним графіком концентрація іонів фосфату, мг/мл; V – взятий для аналізу об'єм проби, мл; V_1 – кінцевий об'єм, до якого розбавлено відібрану пробу (при необхідності). Щоб розрахувати концентрацію фосфору фосфатів, мг Р/дм³, одержану величину необхідно помножити на 0,3263» [1].

3. Результати досліджень та їх обговорення

Для території НПП «Дністровський каньйон» властива розгалужена гідрологічна сітка з різноманітними умовами існування, що сприяє утворенню великої кількості екологічних ніш. Це, у свою чергу, дозволило сформуватись високому біологічному різноманіттю водних та біляводних організмів. При цьому водна біота парку характеризується високим ступенем раритетності.

Показники хімічної якості води є важливими маркерами екологічного стану оселищ гідробіонтів і є визначальними у формуванні умов існування як окремих видів, так і цілих угруповань.

Хімічні елементи, які містяться в природних водах, беруть активну безпосередню участь у метаболічних процесах в організмі гідробіонтів. Розчинені у воді сполуки є осмотично активними, а тому мають істотний вплив на водно-сольовий баланс та його регуляцію.

Кількість розчинених у воді мінеральних солей може виражатись або показником загальної мінералізації, або величиною сухого залишку. Показники загальної мінералізації мають властивість динамічно змінюватись протягом року (рис. 3.1).

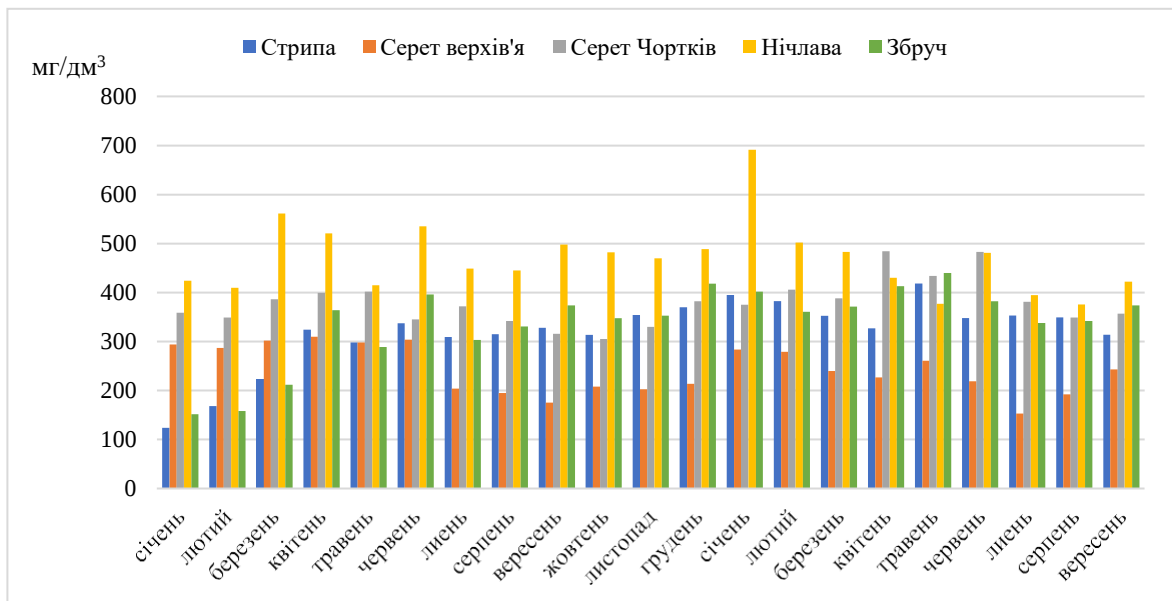


Рис. 3.1. Динаміка загальної мінералізації вод лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Це зумовлено тим, що на величину даного показника істотно впливає рівень водності у різні сезони року. З одного боку, зростання водності призводить до додаткового розбавлення поверхневих води, з другого – до інтенсифікації вимивання мінеральних солей з материнської породи та прибережних ділянок.

Результати дослідження рівня загальної мінералізації показали, що попри активну динаміку змін цього показника у жодному з випадків величина мінералізації не перевищувала ГДК, яка складає 1000 мг/дм³ **[Ошибка! Источник ссылки не найден.]**.

Вагомий внесок у загальну мінералізацію води вносять показники твердості. Відомо, що твердість води зумовлена сукупною концентрацією іонів Ca²⁺ та Mg²⁺. Іони кальцію є одними з основних іонів у водних екосистемах. У поверхневих водах кальцій здатний утворювати важкорозчинні карбонати і сульфати, які мають здатність випадати в осад. У прісних водах, які є слабомінералізованими, саме іони кальцію відіграють провідну роль у формуванні твердості води.

Проте, поряд з кальцієм важливим у формуванні показника твердості є вміст іонів магнію. У поверхневі води вказані іони потрапляють переважно вимиванням з гірських порід, насамперед з вапняків, гіпсів, доломітів.

На рисунку 3.2. представлені результати дослідження величини твердості води у лівих притоках Дністра в межах НПП. Встановлено, що вода в досліджуваних річках в різні сезони характеризується переважно як вода середньої твердості (3-6 мг-екв/дм³). Проте, для верхів'я Серету відмічено відносно низький показник твердості, який дозволяє класифікувати воду як м'яку (≤ 3 мг-екв/дм³). Натомість дослідні зразки води з р.Нічлава у 2022 р. показали результати, які дозволяють їх класифікувати за рівнем твердості як воду тверду (6-9 мг-екв/дм³).

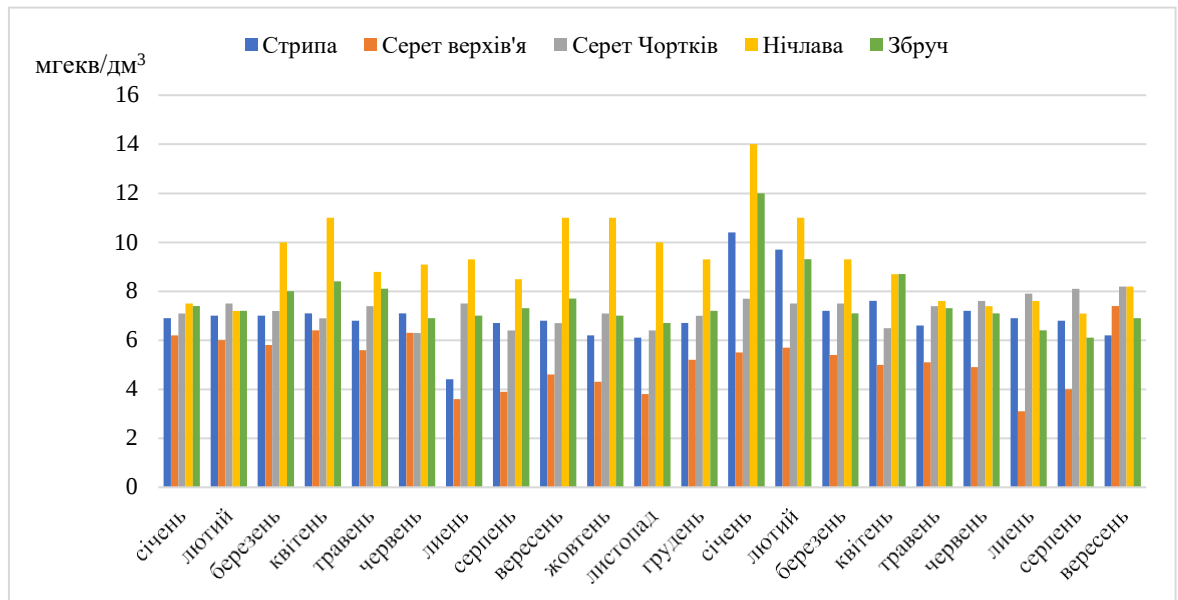


Рис. 3.2. Динаміка твердості вод лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Підвищення твердості знижує якість води та зумовлює обмеження можливості її застосування з метою водопостачання населених пунктів. З іншого боку, високі показники вмісту кальцію мають істотне значення в життєдіяльності деяких гідробіонтів, зокрема, забезпечуючи їм можливість формувати кальциніфіковані екзоскелети та черепашки.

Надмірне зниження твердості негативно впливає на буферні властивості води. М'яка вода при низьких рН може бути корозієактивною.

Проте, слід відмітити, що переважаючі для досліджуваних приток показники твердості, встановлені на рівні 3-6 мг-екв/дм³, роблять воду більш сприятливою для вживання та побутового застосування, ніж артезіанську воду та воду з підземних джерел, якими наповнюється більшість криниць регіону. Згідно санітарно-гігієнічних норм загальна твердість води не має перевищувати 7 мг-екв/дм³.

Якщо іони Кальцію та Магнію визначають тимчасову твердість води, то постійна твердість зумовлена хлорид- та сульфат іонами (рис. 3.3, 3.4).

Концентрація хлорид- та сульфат-іонів у воді переважно залежить від характеру гірських порід, по яких протікає річка. Поряд з цим, решта чинників

– антропогенні, тому вміст цих іонів є одним із критеріїв забруднення водойми. Збільшений вміст хлоридів погіршує смакові якості води, робить її малопридатною для питного водопостачання.

Аналіз отриманих результатів показав, що концентрація хлорид-іонів у водотоках придаткової системи Дністра в межах національного парку не перевищувала ГДК для джерел водопостачання (до 350 мг/дм³).

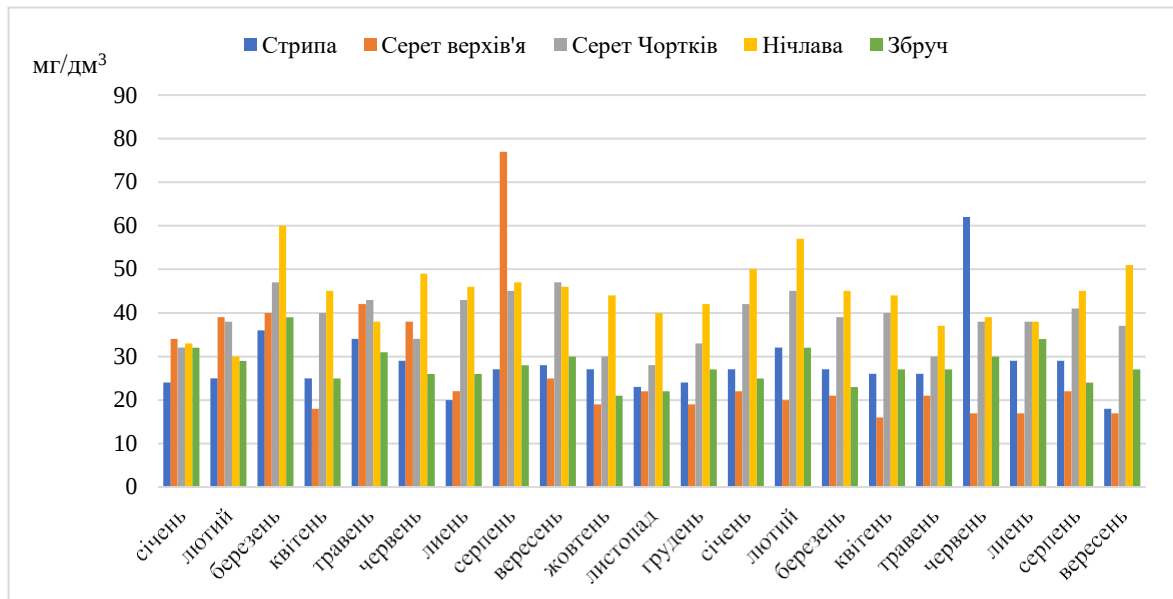


Рис. 3.3. Динаміка концентрації хлорид-іонів у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Промислові підприємства з котельнями, вихлопні гази автомобілів є джерелами діоксиду сірки SO_2 , який за дії кисню атмосфери здатний перетворюватись у сірчаний ангідрид SO_3 , а далі при взаємодії з водою формувати сірчану кислоту. В результаті цих хімічних процесів формуються кислотні дощі, які здатні забезпечувати закислення ґрунтів та поверхневих вод.

З іншого боку, у гідроекосистемах сульфат-іони знаходяться у біологічному кругообігу, який забезпечується участю майже всіх гідробіонтів, які здатні засвоювати сульфати. Після відмирання організмів H_2S за участі

сіркобактерій окислюється спочатку в S , потім - в SO_4^{2-} , який знову включається в кругообіг.

Гранично допустима концентрація сульфатів у воді – 500 мг/л.

Результати досліджень (рис. 3.4.) вказують на те, що їх вміст у лівих притоках Дністра знаходиться в межах норми.

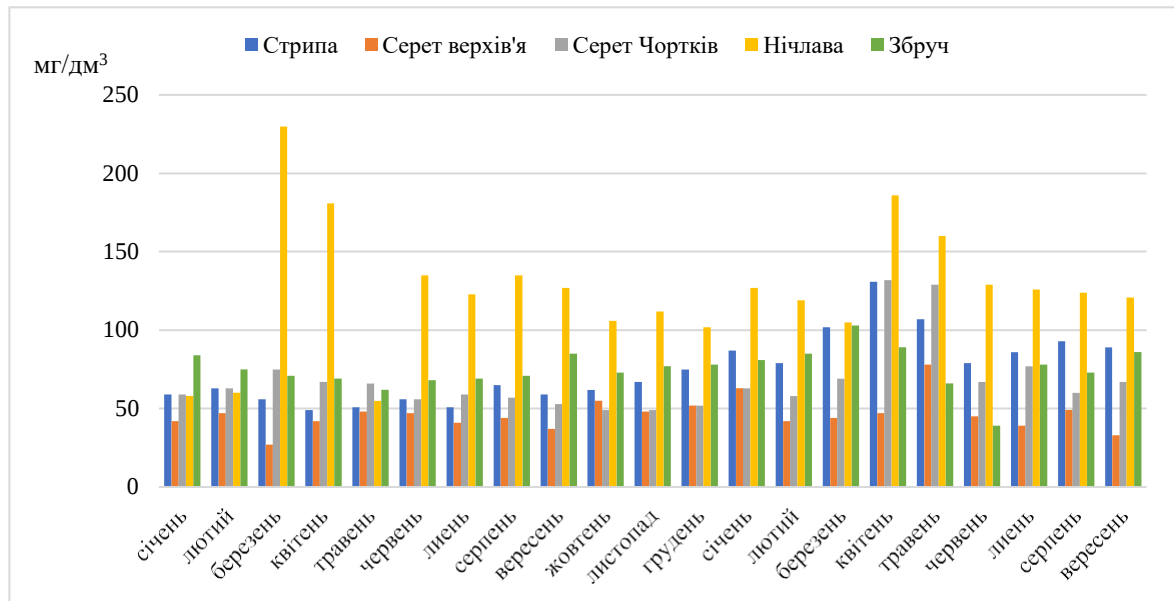


Рис. 3.3. Динаміка концентрації сульфат-іонів у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Проте, привертають увагу значення, встановлені для води з р.Нічлава, які, хоча й не перевищують ГДК, у 1,5-2 рази перевищують значення, встановлені для інших досліджуваних річок. Оскільки сульфат- та хлорид-іони також визначають рівень твердості води, отримані величини співвідносяться з результатами підвищеної твердості, встановленими нами для води р.Нічлава.

Одними з найважливіших гідрохімічних показників, що використовуються для екологічної оцінки та нормуванні якості природних вод є концентрації різних розчинних форм Нітрогену, зокрема іонів амонію, нітрит- та нітрат-іонів. Динаміка їх вмісту у природних водах зазвичай має чітко виражений сезонний характер.

Ця динаміка в річкових системах пов'язана з інтенсивністю процесів інвазії молекулярного азоту з атмосферного повітря і надходженням у воду мінеральних легкорозчинних форм нітрогену, зокрема нітратних NO_3^- , нітритних NO_2^- та амонійних іонів NH_4^+ . Також у водойми можуть потрапити органічні речовини як алохтонного, так і автохтонного походження, які містять нітроген. При окисленні органічних сполук відбувається гідроліз протеїнів з утворенням низькомолекулярних азотистих речовин. Переважаюча більшість гідробіонтів здатні засвоювати нітроген лише у формі солей амонію, нітратів та низькомолекулярних органічних нітрогенвмісних сполук (зокрема, амінокислот). Отже, у гідроекосистемах постійно здійснюються чотири основних етапи кругообігу Нітрогену:

- азотфіксація (процес засвоєння молекулярного азоту повітря) ,
- амоніфікація (розпад за дії мікроорганізмів нітрогенвмісних органічних речовин з утворенням вільного аміаку),,
- нітрифікація (процес окислення аміаку з утворенням нітритів, нітратів та азотної кислоти),
- денітрифікація, яка завершує кругообігу Нітрогену (мікробіологічне відновлення окислених сполук Нітрогену до молекулярного азоту).

Наявність у відносно чистих поверхневих водах іонів амонію зумовлена передовсім біохімічною деградацією білків. Також вони можуть утворюватись через анаеробні процеси відновлення нітратів та нітритів.

Аналіз результатів визначення вмісту амонійного азоту показав, що усереднені показники вмісту іонів NH_4^+ за період досліджень перевищували в окремих водотоках ГДК – до 1 мг/дм³. Такі факти зареєстровані здебільшого в маловодний зимовий період, при цьому чітко спостерігався вплив населених пунктів (рис.3.4).

Істотно на вміст амонійного азоту може впливати масове відмирання короткоциклічних гідробіонтів – восени та взимку. Окрім того, збагаченню водного середовища розчинними легкозасвоюваними формами Нітрогену

сприяють побутові стоки водотоків населених пунктів, які розташованих обабіч.

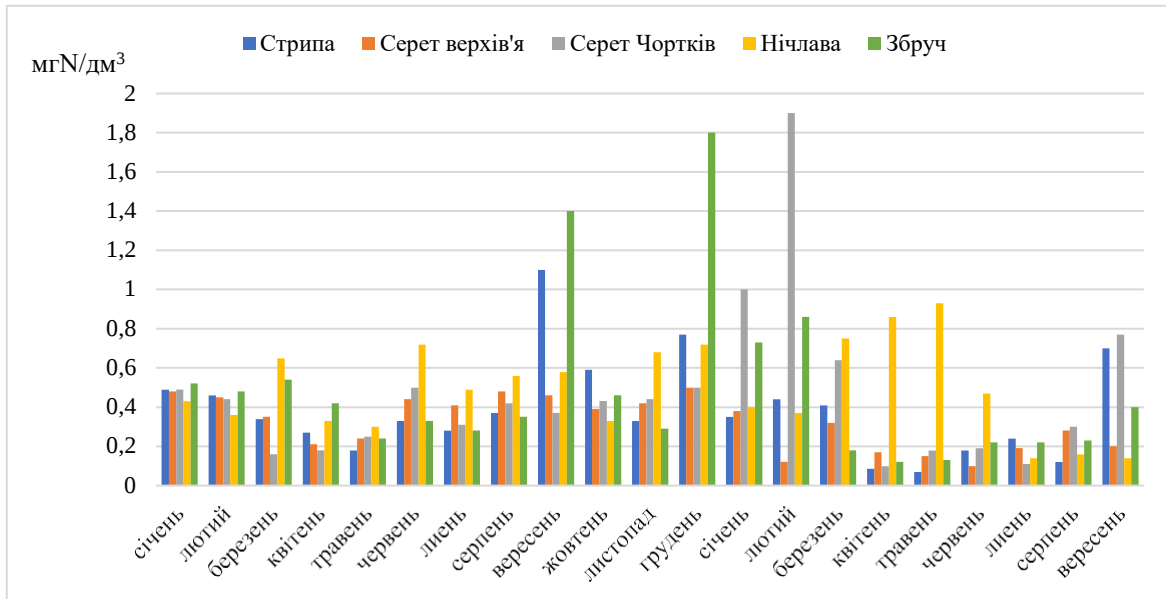


Рис. 3.4. Динаміка концентрації амонійного Нітрогену у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Проміжним продуктом двостадійного процесу нітрифікації є нітрит-іон. Слід відмітити, що нітрити можуть утворюватись та накопичуватись як при окисленні іону амонію, так і при відновленні нітрат-іонів.

Важливо враховувати, що перший етап нітрифікації (окислення амонію до нітритів) відбувається набагато швидше, ніж другий, протягом якого нітрити окислюються до нітратів.

Отже, при зменшенні концентрації розчиненого у воді кисню та за умов надходження у воду нітрогеновмісних органічних речовин буде відбуватись накопичення нітритів.

Газовий режим водойми завжди безпосередньо пов'язаний з гідрологічною ситуацією. Зростання рівня водності, з одного боку, забезпечує збільшення швидкості течії в річках і, відповідно, зростання концентрації розчинного кисню.

Натомість, вихід ріки на заплаву, часто трансформовану людською діяльністю, веде до надмірного надходження у воду алохтонної органічної

речовини. Інтенсифікація нітрифікації відбувається у процесі роботи бактерій-нітрифікаторів, які у гідроекосистемах здатні заселяти дрібно-кам'янистий субстрат.

Встановлено, що за період спостереження концентрація нітритного Нітрогену в досліджуваних водотоках не перевищувала ГДК (рис. 3.5).

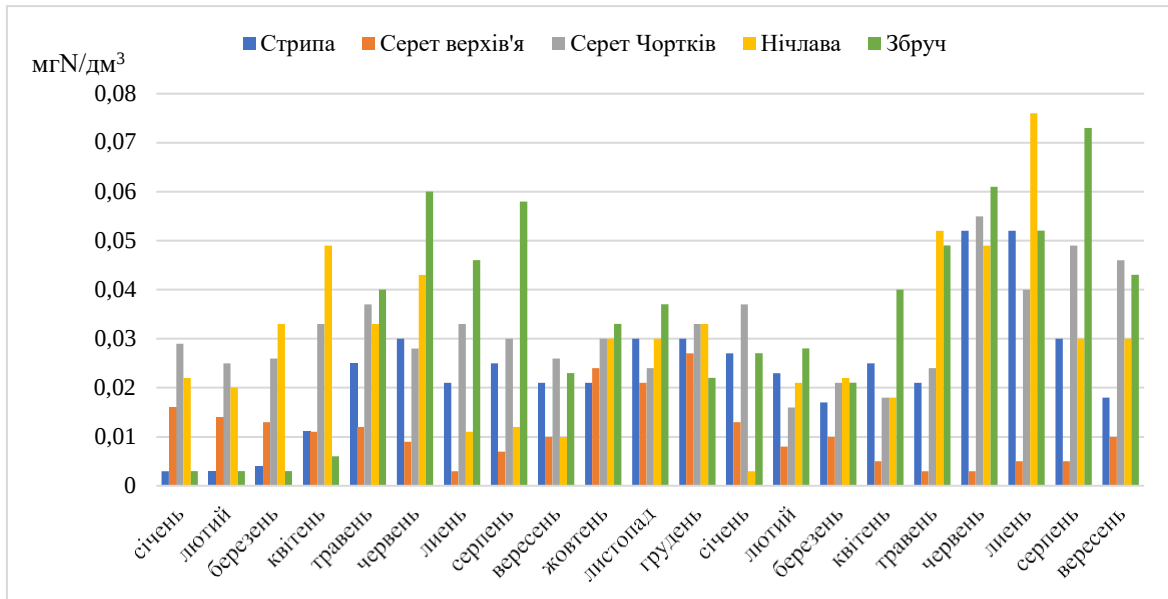


Рис. 3.5. Динаміка концентрації нітритного Нітрогену у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Нітрати є кінцевим продуктом процесів нітрифікації, що відбуваються в гідроекосистемах. Зростання концентрації даних іонів у поверхневих водах є зазвичай свідченням їх евтрофікації.

Зазвичай концентрація нітратного Нітрогену вища в рівнинних річках, ніж у гірських. Незважаючи на те, що подільські притоки Дністра є рівнинними водотоками і протікають через густозаселені регіони концентрація нітратів у воді не перевищує ГДК (рис. 3.6).

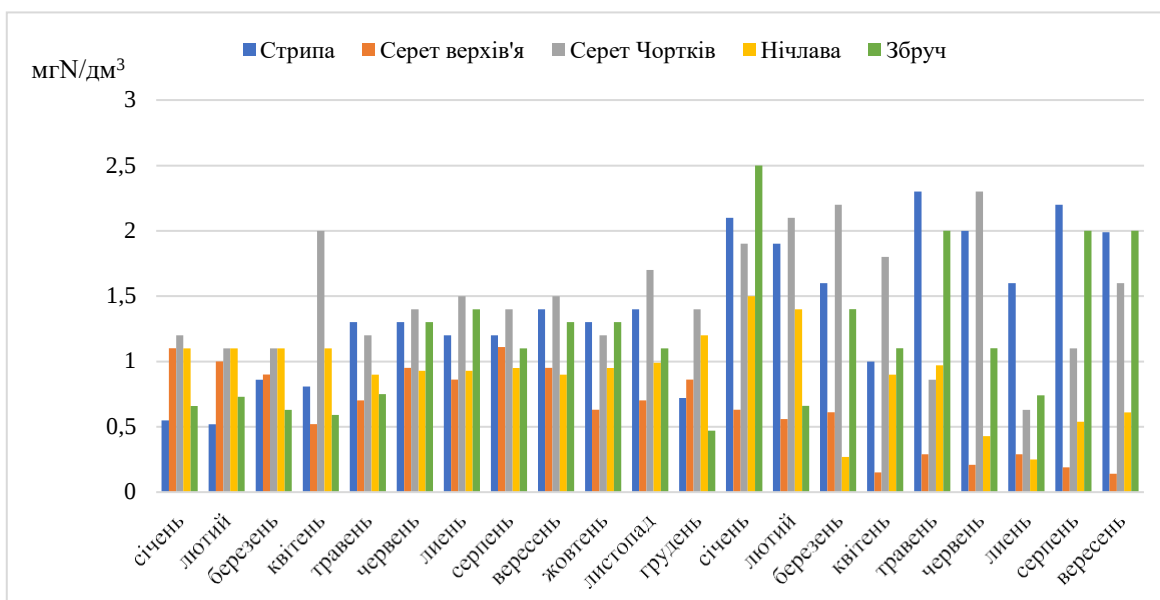


Рис. 3.6. Динаміка концентрації нітратного Нітрогену у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Також, свідченням евтрофікації води можуть бути високі концентрації загального Фосфору. Даний елемент у воді присутній в декількох формах, як в складі розчинених органічних сполук, так і в складі ортофосфатів. Динаміка концентрації загального Фосфору та Фосфору ортофосфатів зазвичай знаходиться у тісній кореляції (рис. 3.7; 3.8).

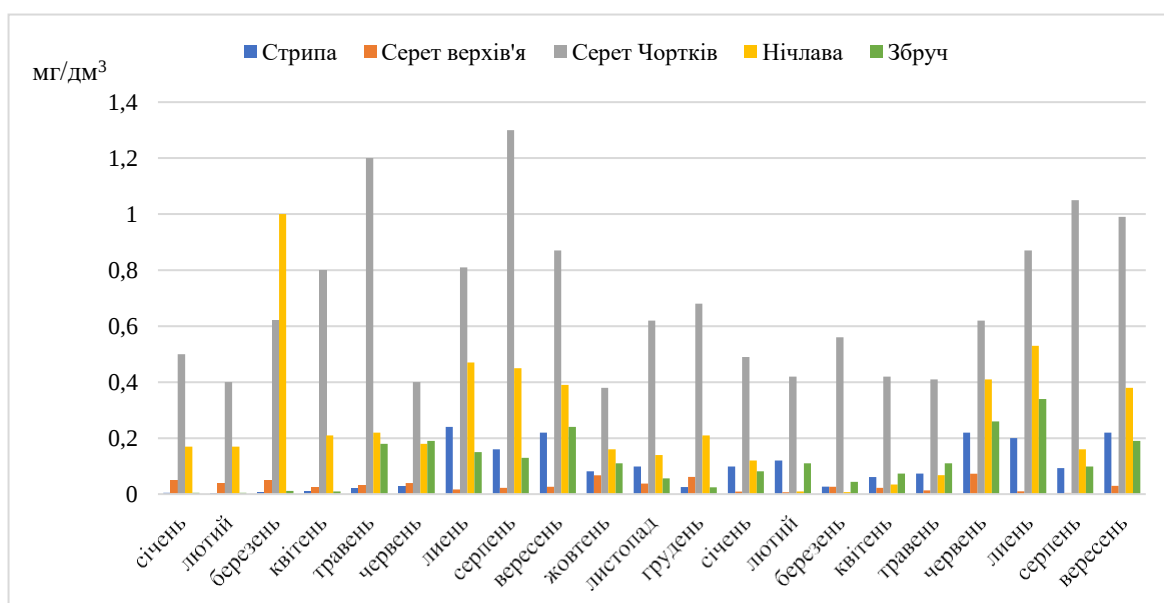


Рис. 3.7. Динаміка концентрації загального Фосфору у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

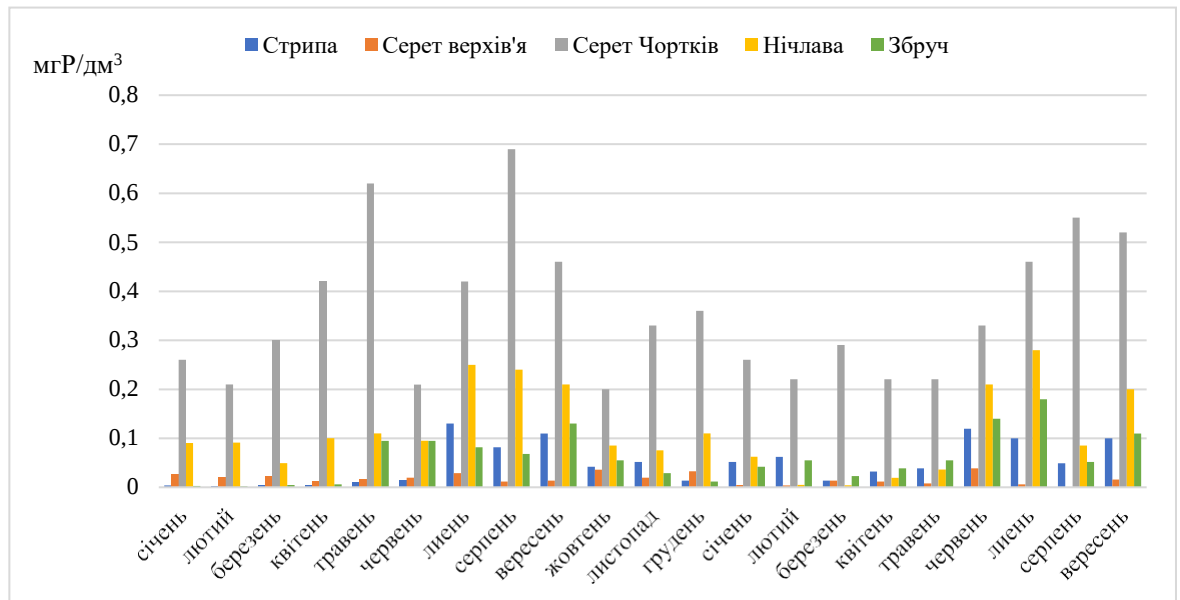


Рис. 3.8. Динаміка концентрації Фосфору ортофосфатів у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Підвищений рівень фосфатів часто є причиною цвітіння води. Хоча для проточних гідроєкосистем дане явище в принципі нехарактерне, однак цвітіння може все ж таки виникати в заводях, на заплавах, неглибоких добре прогрітих ділянках із малопроточною водою, а також у водосховищах. Свідченням цього є підвищення рівня зависей у воді у тому числі за рахунок розвитку фіто-та бактеріопланктону в літні місяці (рис. 3.9).

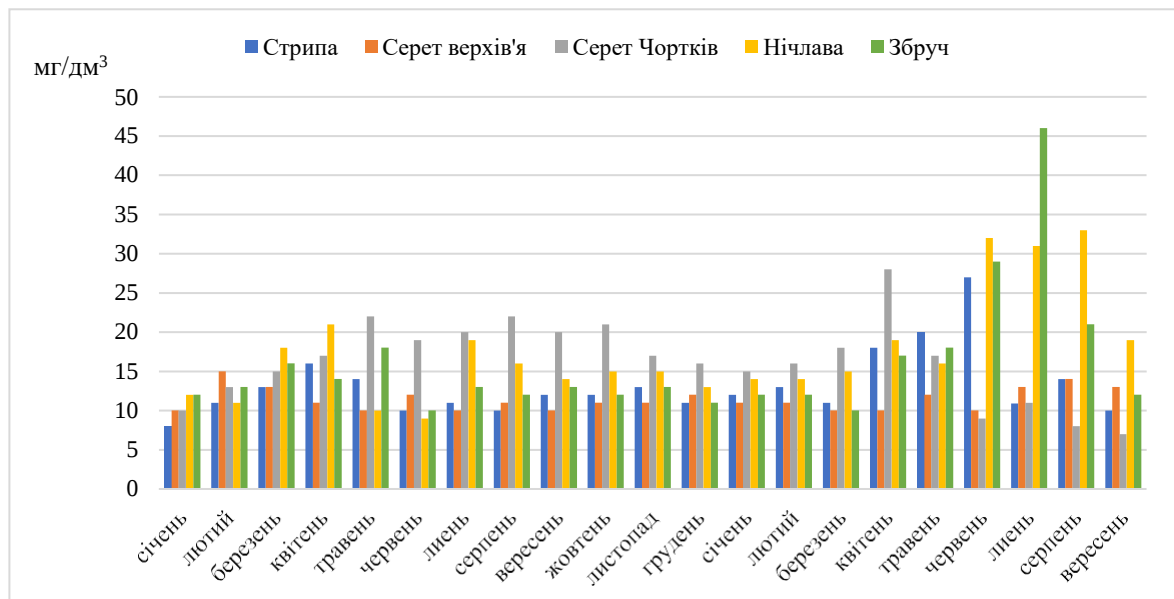


Рис. 3.9. Динаміка вмісту зависей у водах лівих приток Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Так звані «кисневі показники», як от концентрація розчинного у воді кисню, рівень біологічного споживання кисню (БСК) та окислюваність є окремою важливою ланкою гідрохімічних досліджень, особливо коли мова йде про водойми з точки зору оцінки їх можливості як оселищ для гідробіонтів. Окрім того, забруднення води органічними сполуками найчастіше діагностують саме за цими показниками.

Кисень у поверхневій воді поступає шляхом абсорбції з атмосфери, з дощовими та сніговими водами, насиченими киснем, а також в результаті фотосинтезу водною рослинністю.

Рівень розчиненого кисню у поверхневих водах може динамічно змінюватись.

Нами встановлено, що у досліджуваних річкових об'єктах даний показник варіював межах від 6,5 до 15,5 мг/дм³ (рис.3.10.).

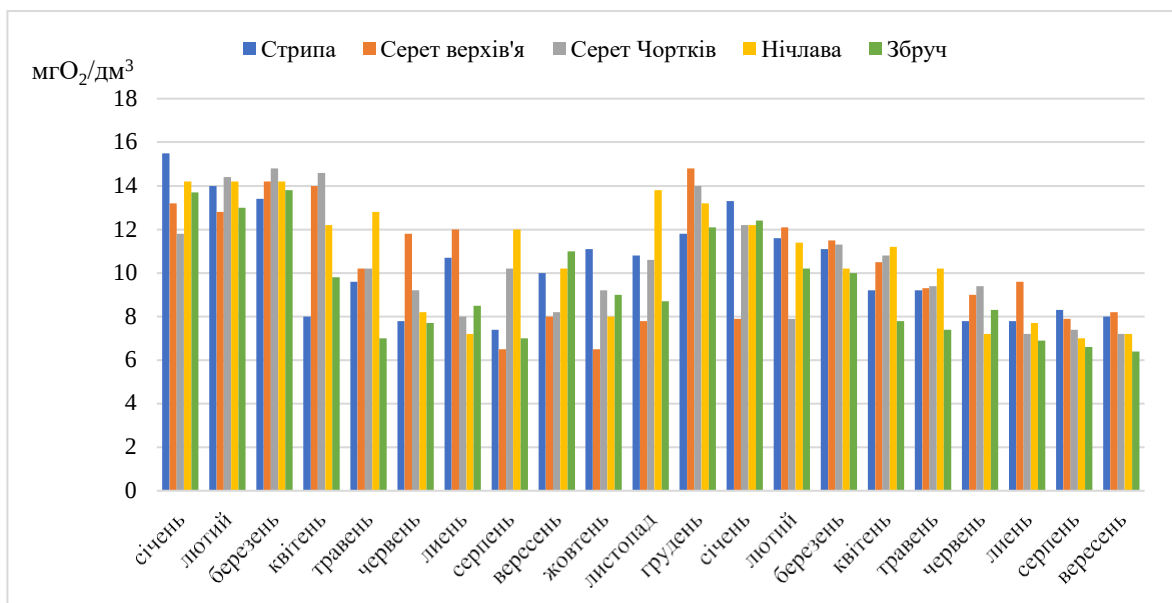


Рис. 3.10. Динаміка концентрації розчиненого у воді кисню в лівих притоках Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Вміст кисню значно коливається – як в межах добового, так і сезонного коливання, які переважно визначаються залежать від співвідношення процесів його продукції та споживання.

Дефіцит кисню переважно реєструється у водних об'єктах, яким притаманна висока концентрація органічних речовин.

Кисневий режим істотно впливає на живі організми водою. Так, найменша концентрація розчиненого кисню, яка необхідна для нормального розвитку риб, становить близько 6 мг/дм³ ГДК вмісту розчинного кисню - не менше 4мг/дм³.

У формуванні якості води велику роль відіграють процеси, пов'язані з розщепленням розчиненої органічної речовини. Залежно від сезону року, швидкості росту і відмирання фітопланктону, інтенсивності скидання стічних вод промислових, комунально-побутових та підприємств сільського господарства швидкість деструкції розчиненої органіки може істотно змінюватися.

Окислення органічних речовин у водних екосистемах здійснюється за участю бактерій. Цей процес характеризується показником біохімічного споживання кисню (БСК).

Біохімічне споживання кисню або БСК₅, – це кількість кисню, яка утилізується бактеріями для окислення органічних сполук одиниці об'єму води протягом 5 діб при температурі 20°C. По суті, БСК є показником швидкості деструкції органічних речовин у воді. ГДК для БСК₅ складає менше 3 мг О/дм³.

Як відомо, бактеріальна деструкція органічної речовини залежить від концентрації розчиненого кисню. Як бачимо, Істотний вплив на формування значень показника БСК₅ чинять комунально-побутові стоки населених пунктів (рис. 3.11)

Біологічна деструкція відбувається задовільно при концентрації О₂ 8 мг/дм³ і більше. За концентрації кисню 6 мг /дм³ швидкість розкладання знижується на 10 %, 4 мг - на 25 %, а при 2 мг/л складає лише 40 % швидкості при 8 мг О₂/дм³.

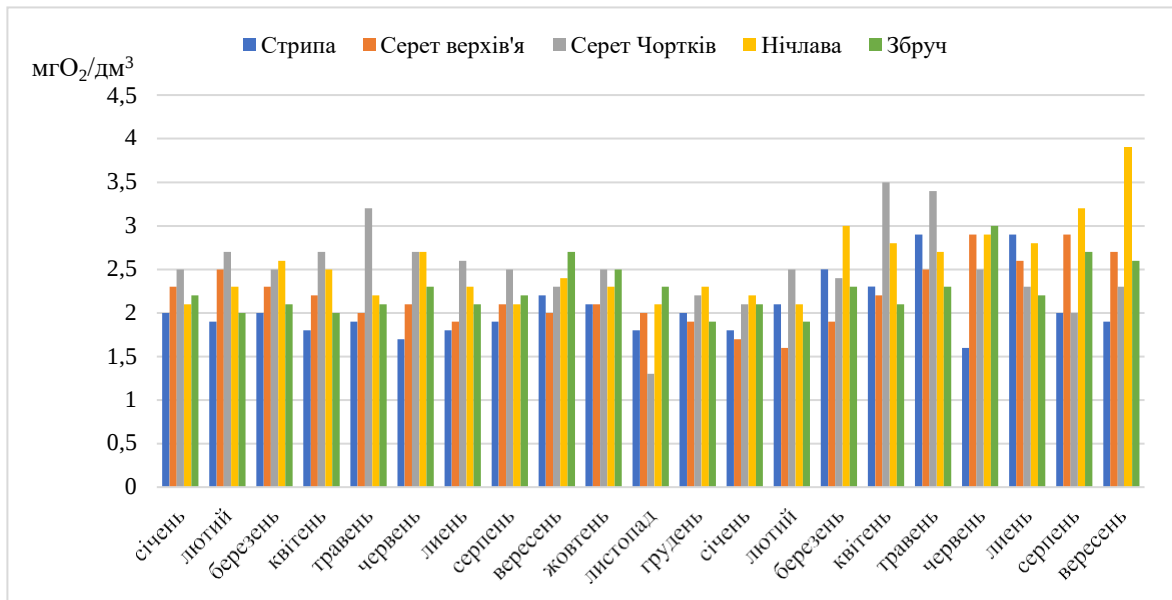


Рис. 3.11. Динаміка рівня БСК₅ у воді в лівих притоках Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Рівень біологічної деструкції розчинених органічних речовин визначає здатність гідроєкосистем до самоочищення. Як видно з наведених даних здатність до самоочищення в подільських притоках Дністра залишається доволі високою протягом року.

Рівень хімічного споживання кисню дозволяє оцінити загальний вміст органічної речовини, включно з важкоокислюваною, яка не може бути розщепленою водними редуцентами (рис. 3.12).

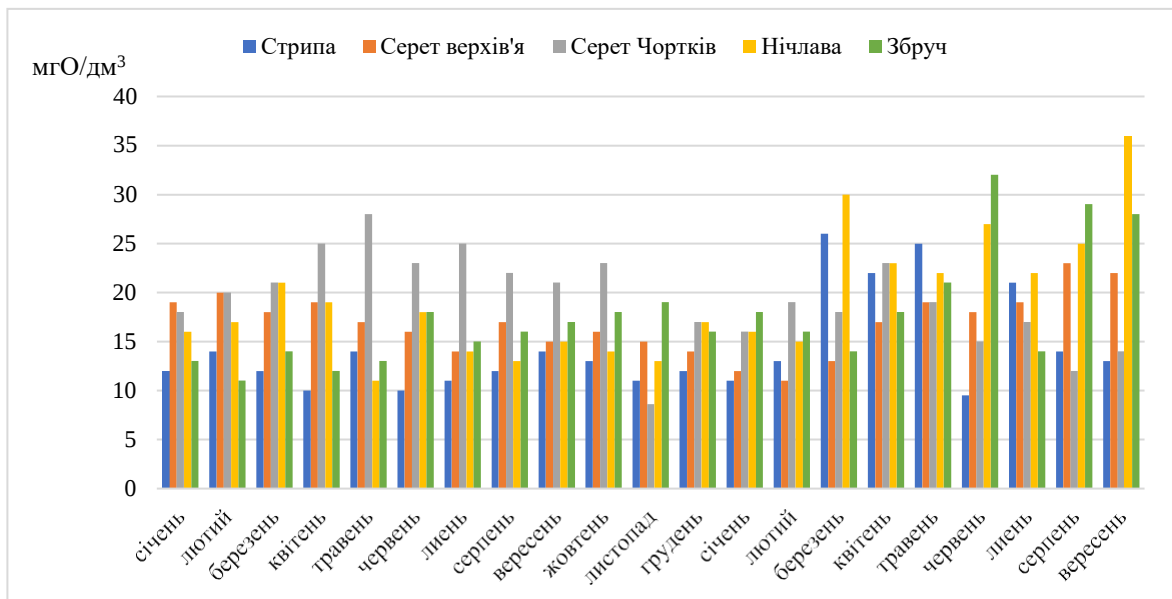


Рис. 3.12. Динаміка рівня ХСК у воді в лівих притоках Дністра в межах НПП «Дністровський каньйон»

Як видно з наведених результатів, у подільських притоках Дністра значення ХСК не перевищує максимально допустимих значень, що складають 40 мгО/дм³.

Висновки

1. За основними гідрохімічними показниками вода з рік Стрипа, Серет, Нічлава та Збруч задовольняє санітарно-гігієнічним вимогам, які ставляться до поверхневих джерел водопостачання та водойм рибогосподарського призначення. Встановлено зростання рівня твердості, вмісту сульфатів для води р. Нічлава, вмісту фосфатів – р. Серет біля м. Чортків у порівнянні з результатами, отриманими для інших лівих приток Дністра.
2. Незважаючи на епізодичні забруднення води досліджуваних річок органічними сполуками, які проявляються несистемними перевищеннями ГДК за показниками амонійного Нітрогену, загального Фосфору та Фосфору ортофосфатів, якість води залишається високою за рахунок високої здатності до самоочищення, про що свідчить динаміка рівня БСК₅.
3. Відповідність якості води досліджуваних подільських приток Дністра нормативним значенням свідчить про високий потенціал даних гідроекосистем для збереження та відновлення різних типів оселищ водних організмів, у тому числі раритетних видів.