

**ПОЛТАВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

**Навчально-науковий інститут агротехнологій, селекції та  
екології**

**Кафедра екології, збалансованого природокористування та захисту  
довкілля**

## **КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

на здобуття ступеня вищої освіти бакалавр

на тему: **Оцінка екологічного стану та процесів  
евтрофікації водної системи (на прикладі р. Сула)**

Виконала: здобувачка вищої освіти  
за освітньою програмою Екологія  
спеціальності 101 Екологія  
ступеня вищої освіти бакалавр  
групи 101Екол\_бд

**Черевко Вікторія Володимирівна**

Керівник: **Диченко О.Ю., к.с.-г.н., доц.**

Рецензент: **Піщаленко М.А., к.с.-г.н., доц.**

Полтава – 2025 року

## ЗМІСТ

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ.....	3
РОЗДІЛ 1 ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ РЕГУЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ).....	5
РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, ПРЕДМЕТ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ.....	16
2.1 Природно-кліматичні умови району дослідження.....	16
2.2 Характеристика об'єкту дослідження (р. Сула).....	18
2.3. Методи досліджень.....	24
РОЗДІЛ 3. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТА ПРОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНОЇ СИСТЕМИ (НА ПРИКЛАДІ Р. СУЛА У МЕЖАХ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ).....	26
РОЗДІЛ 4. ОЦІНКА БІОТИЧНОЇ ПРОДУКТИВНОСТІ Р. СУЛА ЗА ФІТОПЛАНКТОНОМ.....	34
РОЗДІЛ 5. ДОСЛІДЖЕННЯ ВИДІВ ВОДОРОСТЕЙ У РІЧЦІ СУЛА, ЯКІ ВИКЛИКАЮТЬ «ЦВІТІННЯ» ВОДИ.....	40
ВИСНОВКИ .....	46
ЛІТЕРАТУРА .....	48

# ПОЛТАВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Навчально-науковий інститут агротехнологій, селекції та екології

Кафедра екології, збалансованого природокористування та захисту довкілля

Освітньо-професійна програма Екологія

Спеціальність 101 Екологія

Ступінь вищої освіти Бакалавр

**ЗАТВЕРДЖУЮ:**

Завідувач кафедри екології,

збалансованого природокористування

та захисту довкілля,

професор \_\_\_\_\_ **Павло ПИСАРЕНКО**

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 20 \_\_\_\_ року

## **З А В Д А Н Н Я**

НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ ЗДОБУВАЧУ ВИЩОЇ ОСВІТИ

**Черевко Вікторії Володимирівні**

1. Тема роботи

Оцінка екологічного стану та процесів евтрофікації водної системи (на прикладі р. Сула)

керівник роботи:

кандидат сільськогосподарських наук, доцент Диченко О.Ю.

затверджено наказом вищого навчального закладу

від « \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 20 \_\_\_\_ року № \_\_\_\_

2. Строк подання здобувачем роботи

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 20 \_\_\_\_ р.

3. Вихідні дані до роботи

Дані щодо екологічного стану р. Сула протягом 2020-2025 рр.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) теоретичні основи регулювання процесів евтрофікації водних об'єктів, природно-кліматичні умови району дослідження, характеристика об'єкту дослідження (р. Сула), екологічна оцінка якості води р. Сула у межах Полтавської області, оцінка біотичної продуктивності р. Сула за фітопланктоном, дослідження видів водоростей у річці Сула, які викликають «цвітіння» води, визначення ефективності запропонованих заходів щодо регулювання евтрофікації водних систем (на прикладі р. Сула)

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень)

Графічні матеріали не використовували.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
Економічний розділ (за необхідності)	<b>За потреби</b>		

7. Дата видачі завдання « \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 20 р.

### КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів кваліфікаційної роботи	Термін виконання етапів роботи	Примітка
1.	Вибір та затвердження теми роботи		
2	Складання та погодження розгорнутого плану та завдання на кваліфікаційну роботу		
3	Опрацювання літературних джерел		
4.	Збір вивчення і обробка інформації, необхідної для виконання роботи		
5.	Виконання теоретичного розділу роботу		
6	Виконання аналітичного розділу роботу		
7	Виконання спеціальних розділів		
8	Оформлення тексту роботи		
9	Попередній захист роботи на кафедрі		
10.	Доопрацювання роботи з урахуванням зауважень і пропозицій		
11.	Нормконтроль		
	Захист кваліфікаційної роботи		

Здобувач вищої освіти \_\_\_\_\_  
( підпис )

**Вікторія ЧЕРЕВКО**

Керівник роботи \_\_\_\_\_  
( підпис )

**Оксана ДИЧЕНКО**

## ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

*Актуальність роботи.* Низька стійкість водних об'єктів урбанізованих територій до постійного антропогенного навантаження приводить до зниження здібності гідробіоценозів до самовідновлення. Внаслідок цього, багато з них мають високий рівень хімічного і бактеріологічного забруднення і не придатні для господарсько-побутового та рекреаційного використання. Одним із негативних наслідків перенасичення ґрунтів і водойм хімікатами є евтрофікація водоймищ, пов'язана з підвищеним вмістом азоту та фосфору, «цвітінням» водоростей, їх накопиченням, відмиранням, розкладанням із інтенсивним поглинанням кисню з води, що спричиняє задуху водойм, і призводить до загибелі водної фауни.

Таким чином постає потреба в дослідженні евтрофікаційних процесів водних об'єктів при використанні різних новітніх методів біологічного очищення. Але даний метод повинен вибиратися з урахуванням місцевих факторів, що впливає на евтрофікацію та оптимально гармонізувати з комплексною системою регулювання евтрофікаційних процесів у водоймі. Отже, актуалізується питання розробки комплексних регіональних систем регулювання процесу евтрофікації водних систем, що включає в екомоніторинг методи математичного моделювання щодо продукційно-деструкційних відносин гідросистеми та реалізується за рахунок новітніх біологічних методів відновлення водних об'єктів, що дозволить створити передумови для переходу регіонів України на екологоорієнтовану модель розвитку. Тому *метою кваліфікаційної роботи* є оцінка якості водного середовища та характеристика процесу евтрофікації водних систем (на прикладі р.Сула).

*Об'єкт дослідження* – р.Сула. *Предмет дослідження:* оцінка якості водного середовища (на прикладі р. Сула).

*Методи досліджень:* В основу методології дослідження покладено такі наукові методи: польового та лабораторного дослідження, ресурсного та

цільового підходів; метод економіко-математичного моделювання; прогнозування, картографування; евристичні методи.

**Практичне значення одержаних результатів** дослідження полягає у розробленні науково-прикладних положень, які дають можливість регулювати процес евтрофікації водних об'єктів з урахуванням регіональних умов та особливостей гідросистем. В результаті узагальнення теоретичних і експериментальних даних здійснено оцінку впливу факторів середовища та біоти на продукційно-деструкційні відношення у річковій системі з урахуванням їх регіональних особливостей (р. Сула).

**Особистий внесок здобувача** - у постановці і проведенні досліджень, виконанні експериментальної частини досліджень, узагальненні результатів.

**Структура та обсяг роботи.** Кваліфікаційна робота виконана на 47 сторінках машинописного тексту і складається із загальної характеристики, 5 розділів, висновків. Список використаної літератури налічує 47 найменувань.

# РОЗДІЛ 1

## ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ РЕГУЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

З розвитком суспільства проблема чистої води й охорони водних екосистем стає дедалі все гострішою, оскільки стрімко посилюється вплив на природу, спричинений науково - технічним прогресом і глобальними кліматичними змінами [13]. Загальновідомо, що антропогенний вплив на водні екосистеми спричиняє негативні наслідки (погіршення якості води, евтрофікацію, заболочування, пересихання, збіднення видового складу біоти тощо). Як зазначено у Стратегії сталого розвитку [7] важливість даного питання є актуальним для всіх країн світу, зменшення антропогенного навантаження на водні об'єкти визначено як один з пріоритетних напрямків розвитку усього суспільства.

Проблема забруднення поверхневих вод стала особливо актуальна в ХХ столітті. Пов'язано це в основному з розвитком промисловості і зростанням міст [8]. Надходження у водойми величезної кількості забруднюючих речовин призводить до деградації як окремих компонентів екосистеми, так і цілих груп водойм [10]. Це, в свою чергу, спричиняє скорочення запасів прісної води на локальному та регіональному рівні. З середини ХХ століття в зв'язку з ростом антропогенного забруднення спостерігається стрімке наростання кількості евтрофованих водойм [15].

На території Полтавської області знаходиться 121 річка та водотік. Найбільшими за довжиною, площею водозбору і водністю річками області є Дніпро та його ліві притоки - Сула, Псьол, Сула, Орель, Хорол [7]. У поверхневі водойми області скидаються недоочищені промислові та комунальні води; відсутня система збору, відведення та очищення дощових і талих вод. Зокрема у річки області щорічно скидається біля 140 млн. м<sup>3</sup> стічних вод. В 2019 р. із загального об'єму стічних вод 52 млн. м<sup>3</sup> були недостатньо очищеними. В

тому ж році об'єм забруднюючих речовин, що були скинуті в водойми, склав 159,2 тис. т [14]. Крім того внаслідок високої розораності (86% території Полтавської області), а також хімізації землеробства постійно відбувається вимивання біогенних речовин (пестицидів та мінеральних добрив) у поверхневі водойми, що підсилює процеси їх евтрофікації. Тому дослідження процесів евтрофікації та їх регулювання для Полтавської області мають дуже важливе значення.

Згідно з визначенням [13], евтрофікація - це підвищення біологічної продуктивності водних об'єктів в результаті накопичення біогенних елементів під дією антропогенних або природних факторів. Джерелом антропогенного надходження біогенних елементів можуть бути стічні води поселень, сільськогосподарських угідь, промислових підприємств. При евтрофікації часто спостерігається «цвітіння» води, масовий розвиток вищих водних рослин. Евтрофікація призводить до зниження рибогосподарського і рекреаційного потенціалу водойм, робить негативний вплив на системи очищення води з водних об'єктів для питного водопостачання [13; 7; 120]. В даний час антропогенна евтрофікація розглядається як найважливіший фактор негативного впливу людської діяльності на водні об'єкти [12].

Ціанобактерії (або синьо-зелені водорості) - це варіабельні за розмірами (від часток мікрметра до десятків міліметрів) бактеріальні організми, здатні здійснювати процес окиснення (з виділенням кисню) фотосинтезу [34]. Описано понад 1500 видів ціанобактерій, серед них є форми одноклітинні, колоніальні або нитчасті. Розмножуються ціанобактерії поділом, брунькуванням або дробленням клітини на ряд дочірніх клітин. Окремі клітини або нитки у деяких ціанобактерій здатні повзати по щільному субстрату. Цвітіння води, як правило, викликають тільки представники п'яти родів ціанобактерій - *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Gomphosphaeria* [9].

Масовий розвиток ціанобактерій (ЦБ) змінює забарвлення води й надає їй специфічного смаку, зменшує прозорість води, погіршує її органолептичні показники, призводить до дефіциту розчиненого у воді кисню, створює суттєві перешкоди у питному і технічному водопостачанні, нормальній роботі теплових і гідроелектростанцій, знижує рекреаційні якості водойми [5]. Загалом шкідливість масового розвитку ціанобактерій полягає в продукуванні великого числа небезпечних для здоров'я людей і тварин сильнодіючих токсинів, зниженні якості води, порушенні естетичного вигляду водоймища, втрати корисних для людини властивостей водної екосистеми. Таким чином, у процесі життєдіяльності ціанобактерій відбувається токсикація всієї водної екосистеми [35].

У глибоких водоймах цвітіння зазвичай відбувається у верхніх шарах, в мілководних - по всій глибині. При цвітінні переважає один або два види мікроорганізмів. На початку весни спостерігається цвітіння діатомовими водоростями, при цьому вода набуває жовтувато-коричневого кольору. Найбільш поширеними діатомовими водоростями, викликаючими цвітіння, є *Astrionella*, *Synedra*, *Melosira* [2]. У середині літа часто спостерігається цвітіння водойм синьозеленими водоростями. Характерними представниками синьозелених водоростей, що викликають цвітіння, є *Anabaena*, *Oscillatoria*, які надають воді голубувато-зелений колір, неприємний присмак і запах. Значний розвиток водоростей різко погіршує умови існування інших водних організмів [14]. При масовому відмиранні водоростей після цвітіння спостерігається різке збільшення числа бактерій-мініралізаторів [10].

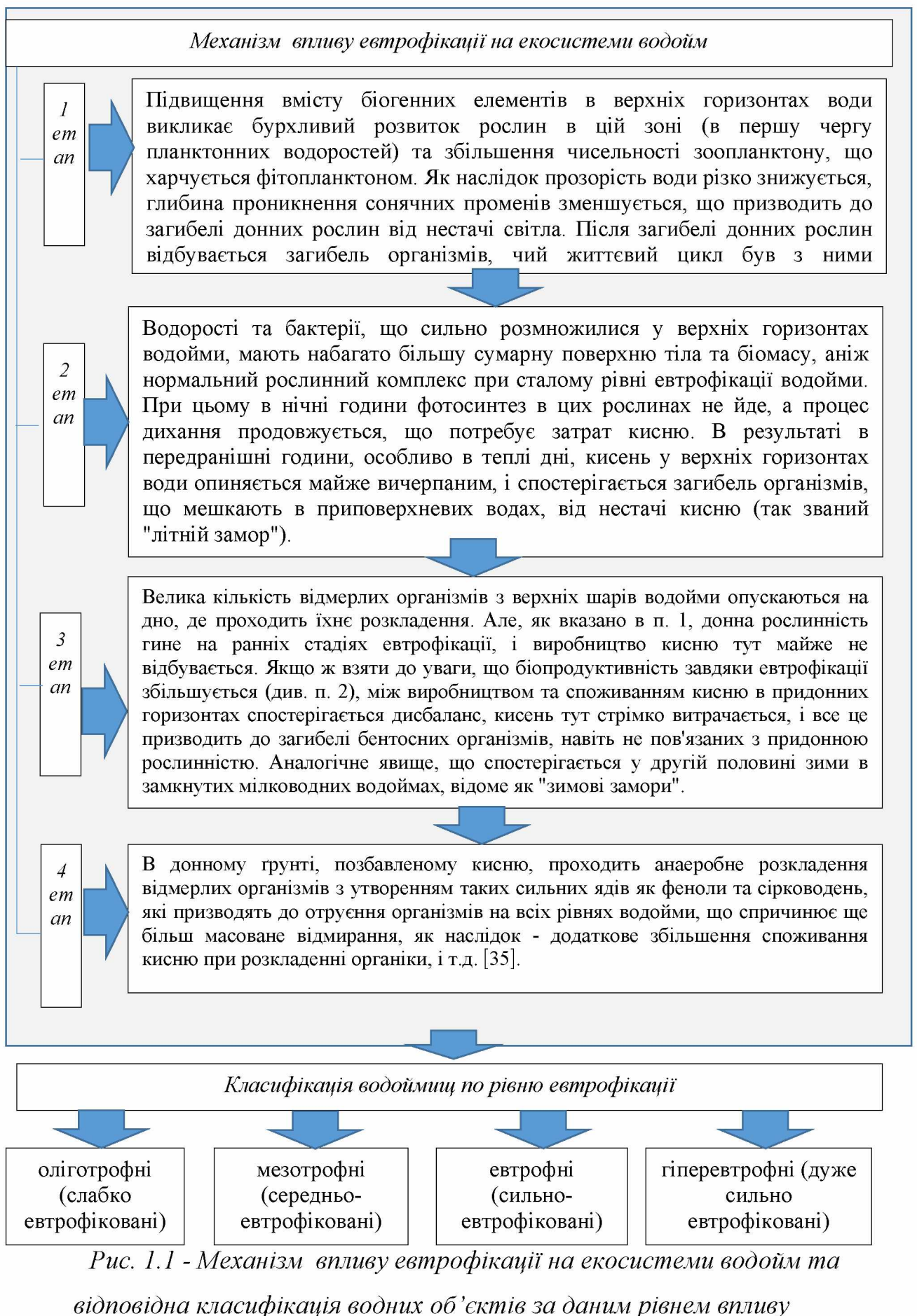
Цвітіння води викликає ряд небажаних наслідків і негативно відбивається на водній екосистемі загалом. Переважна більшість водойм відчують літнє цвітіння води внаслідок масового розвитку токсичних ціанобактерій. Це літні нічні замори риби, масова загибель бентосних, планктонних тварин, а також водоплавних птахів і ссавців. Ціанобактерії в періоди масового розвитку

утворюють на водоймі поверхневу плівку, що унеможлиблює проникнення сонячної радіації, і викликають світлове "голодування" еукаріотичних водоростей - конкурентів ціанобактерій і основної їжі організмів зоопланктону і зообентосу [39].

Різке порушення санітарного режиму водойми спостерігається і при масовому відмиранні водоростей. При розпаді синьозелених водоростей в результаті діяльності протеолітичних і амоніфікуючих бактерій підвищується вміст амонійного азоту, діоксиду вуглецю, різко знижується вміст розчиненого кисню, що являється причиною масової загибелі риб [40]. Все це актуалізує необхідність глибокого вивчення даного питання.

Дослідження по виявленню причин евтрофікації проводяться з кінця XVIII століття. Однак до середини XX століття роботи носили в основному описовий характер. Про перші ознаки евтрофікації водойм на початку XX століття писав Л.Л. Россолімо [12]. У другій половині XX століття процеси антропогенної евтрофікації торкнулися більшості частин озер Середньої і Південної Європи, США, ряд озер Північної Європи, Росії, Азії, особливо Китаю та Індії, Японії, ряд озер Центральної і Південної Америки, Африки та Австралії. Численні приклади деградації озер розглянуті в огляді з розвитку досліджень процесу евтрофікації [15]. У другій половині XX століття, в зв'язку зі збільшенням масштабів евтрофікації водоймищ, зросла кількість експериментальних робіт в цьому напрямку.

На основі аналізу літературних джерел вітчизняних і зарубіжних досліджень узагальнено механізм впливу евтрофікації на екосистеми водойм (рис. 1.1).



В основі біологічної продуктивності водойм лежить процес фотосинтезу. Швидкість цього процесу залежить від ряду абіотичних і біотичних факторів, які безперервно змінюються в природних умовах. До абіотичних факторів відносяться світло, прозорість, температура, динамічний режим вод, солоність і мінеральний склад води, кислотність, вміст біогенних речовин. Біотичні фактори включають в себе фітогенні, зоогенні і антропогенні. Причому антропогенні останнім часом набули вирішального значення [10]. На основі обробки літературних джерел проведено дослідження впливу основних (лімітуючих) факторів на процес евтрофікації поверхневих водоймищ (табл. 1.1).

Вищеприведені фактори тісно пов'язані між собою, та впливають один на одного. Зокрема, поява в планктоні навесні певних видів діатомових водоростей пов'язано із збільшенням світла і проникненням його в придонні шари [14]. Помутніння води може сприяти розвитку діатомових водоростей [15]. Пояснюється це тим, що при помутнінні збільшується вміст у воді мінеральних речовин. У той же час у водних об'єктах навіть незначна мутність води завжди пов'язана із зменшенням видового складу планктонних водоростей [12]. При цьому на розподіл фітопланктону більший вплив надають такі чинники, як світло, температура, вміст розчиненого органічного речовини [138].

На життєдіяльність водоростей також впливає динамічний режим вод. Відзначається позитивний вплив динамічного фактора на продуктивність планктону в глибоководних водоймах [15; 18]. Він полягає в кращому надходженні до клітин поживних речовин, а в мілководних водоймах рух води збільшує мутність, що негативно впливає на розвиток планктонних водоростей. Швидкість відтворення фітопланктону є функцією двох факторів середовища: сонячної радіації і сили вітру, від якої залежить глибина перемішування [6; 137]. В результаті дослідження [14] було відзначено, що найбільш несприятлива екологічна ситуація складається при відсутності стокової течії, вітрового перемішування і наявності високих температур води (+25, +27 °C).

Таблиця 1.1

## Дослідження впливу основних факторів на процес евтрофікації поверхневих водоймищ (за літературними даними)

Фактор	Вплив фактору на ріст фітопланктону	Передумови для оцінки фактору відповідно літературних джерел
Температура ( $t$ )	Вплив $t$ на швидкість фотосинтезу проявляється при інтенсивності останнього, що перевищує світлове насичення [4]. В цих умовах освітлення, зі зростанням $t$ , швидкість фотосинтезу збільшується спочатку швидко, потім повільніше і, нарешті, різко знижується. Незначне перевищення температури над оптимальною веде до швидкої загибелі клітини; зниження температури нижче оптимальної не призводить до таких серйозних наслідків. Визначено [6], що для кожної водойми встановлюються свої специфічні залежності питомої швидкості росту фітопланктону від температури. Іншими словами, види, що розрізняються за своєю систематичної приналежності і населяють один і той же біотоп/водойму, можуть володіти близькими значеннями температурного оптимуму.	Для характеристики залежності біологічних процесів від $t$ середовища широко використовується температурний коефіцієнт Вант-Гоффа $Q_{10}$ . При оптимальній інтенсивності світла швидкість фотосинтезу можна вважати функцією $t$ [8]. В інтервалі $t$ від 7 до 28 °С зміна швидкості фотосинтезу описується рівнянням Арреніуса [10]. Швидкість індивідуального розвитку ( $Vt$ ) знаходиться в лінійній залежності від $t$ (при середніх найбільш сприятливих для розвитку $t$ ) і підчиняється правилу сум температур [9].
Сонячне світло	Як відомо фотосинтез починається при деякому мінімально необхідній кількості енергії, потім йде стадія максимального продукування, яка спостерігається в певний час доби і на оптимальних глибинах (частіше в шарі 0.5-1 м) при найкращих умовах освітлення. Остання стадія - це зниження фотосинтезу при надлишку освітлення в поверхневих шарах води або в добовому ході [3]. Частина радіації, що надходить на поверхню водоймищ відбивається назад (від 6 до 15%), частина йде на нагрів води, а решта проходить через межу розділу середовищ і впливає на живі організми. Вода являє собою своєрідний світлофільтр, який з кожним сантиметром змінює спектральний склад і інтенсивність світла доступного для мікроскопічних водоростей. Встановлено, що вплив спектрального складу світла на швидкість новоутворення органічної речовини є менш значущим в порівнянні з інтенсивністю [17]. Швидкість поглинання нітратних і амонійних сполук водоростями на світла значно вище, ніж в темряві.	Зазвичай кажучи про інтенсивність світла, мають на увазі потік радіації в енергетичних одиницях, що переходить через одиницю площі в одиницю часу (ккал/см <sup>2</sup> ·хв). Вимірювання проводять за допомогою актинометричних приладів, заснованих на термоелектричному ефекті [62]. Діапазон спектрального складу світла - від 300 до 1600 нм, вихідні параметри: пряма, розсіяна і сумарна радіації [3]. Так само є світлова сторона поля випромінювання. Тоді використовують прилади, засновані на фотоелектричні ефекті - фотометри, люксометри і говорять про освітленість, вимірюваної в моль/м <sup>2</sup> ·с або в лк. Діапазон спектрального складу світла - від 400 до 700 нм [14].
Оптичні характеристики природних вод	Кольоровість води є чутливим фактором, залежить від великої кількості інших показників (кисень, перманганатная окислюваність тощо), це суперпозиція всіх розчинених речовин і зважених часток у воді [3]. Вона обумовлена виборчим розсіюванням і поглинанням світлових променів. Кольоровість і прозорість води знаходяться між собою в зворотному	За допомогою прозорості, встановленої по видимості білого диска, визначають глибину, куди припадає 1% від надійшовшої підводної радіації, що відповідає приблизно 2-2.5 $SD$ . Це і є евфотична зона - основне місце проживання

	<p>залежності. Кольоровість з одного боку це оптична характеристика води, зі збільшенням кольоровості менше сонячних променів надходить під воду, а відповідно фотосинтетична активність знижується з глибиною набагато швидше. З іншого боку - це показник надходжень з водозбору, причому не тільки кількості речовини, але і якості. Чим вище кольоровість води, тим більше у воді необхідних елементів, що в свою чергу збільшує питому швидкість росту фітопланктону.</p>	<p>фітопланктону. У літературі є багато формул, що описують взаємозв'язок прозорості з вмістом у воді хлорофілу, зваженої органічної речовини, з біомасою і продуктивністю фітопланктону [6; 17; 24; 69]. У [32-37] встановлено, що первинна продукція фітопланктону обернено пропорційна кореню квадратному з значення глибин фотичного шару.</p>
<p>Біогенні елементи (азот (<i>N</i>) і фосфор (<i>Ph</i>))</p>	<p><i>N</i> входить до складу всіх білкових молекул, а <i>Ph</i> - компонент ядерної речовини, грає значну роль і в окисно-відновних реакціях. Кращими джерелами <i>N</i> є його неорганічні з'єднання, представлені нітритними, нітратними і амонійними іонами. Першим поглинається <i>N</i> у формі амонійних сполук. <i>Ph</i> входить до складу органічних і неорганічних речовин. Надходження орган. <i>Ph</i> в клітину водоростей здійснюється за допомогою ферменту алкалін-фосфатази, яка розщеплює складні органічні сполуки з утворенням фосфорної кислоти [6]. Неорганічні сполуки фосфору знаходяться у вигляді іонів ортофосфорної кислоти. Максимальна швидкість поглинання фосфатів з середовища збільшувалася зі зменшенням вмісту фосфору в клітинах.</p>	<p>Зазвичай відношення <i>C:Ph</i> (швидкостей асиміляції вуглецю і <i>Ph</i> фітопланктоном) в планктоні <math>\approx 40</math>. Якщо <i>C:Ph</i> &lt; 40, то клітина на одиницю асимільованого вуглецю споживає значно більше <i>Ph</i>, ніж потрібно для побудови її органічної речовини. Якщо <i>C:Ph</i> &gt; 40, то життєдіяльність клітини йде за рахунок раніше депонованого <i>Ph</i> [6]. Це доводить, що клітини здатні запасати біогенні елементи [19]. Кінетика поглинання <i>N</i> водоростями описана рівнянням Міхаеліса-Ментен [11].</p>
<p>Біогенні елементи, зокрема мікроелементи</p>	<p>Мікроелементи необхідні рослинам в дуже малих кількостях, але нерідко виступають як лімітуючі фактори, оскільки входять до складу багатьох життєво важливих ферментів [14]. До них відносяться 10 елементів: залізо, марганець, цинк, мідь, бор, кремній, молібден, хлор, ванадій і кобальт. З фізіологічної точки зору їх можна розділити на три групи: 1) речовини, необхідні для фотосинтезу: марганець, залізо, хлор, цинк, ванадій; 2) речовини, необхідні для азотного обміну: молібден, бор, кобальт, залізо; 3) речовини, необхідні для інших метаболічних функцій: марганець, бор, кобальт, мідь і кремній. Водорості різних відділів мають неоднакові потреби в мікроелементах. Так, для нормального розвитку діатомових водоростей необхідні досить значні кількості кремнію, який використовується для побудови їх панцира.</p>	<p>Для того що б коректно оцінити вплив вмісту біогенних елементів на швидкість росту водоростей необхідно розрізняти швидкість росту і швидкість поглинання елемента в залежності від його концентрації в середовищі і в клітині. Так клітини водорості можуть перебувати в трьох станах: споживати, але не рости; споживати і рости одночасно; рости, але не споживати поживний елемент [3]. Весняний і осінній спалах розвитку діатомових водоростей залежить не тільки від <i>t</i> оптимуму і вмісту осн. елементів живлення, але і з макс. кількістю <i>Si</i> [9].</p>
<p>pH<sub>водн.</sub></p>	<p>Зміна величини pH тісно пов'язане з процесами фотосинтезу (через споживання CO<sub>2</sub> водною рослинністю) і розпаду органічних речовин [10]. Але навіть при найбільш точних визначеннях pH цей метод менш чутливий, ніж кисневий. Можливий також непрямий вплив CO<sub>2</sub> через зміну pH, результатом якого може бути зміна розчинності металів, форм фосфату в середовищі, швидкості переміщення ціанофагов і</p>	<p>Г. Г. Винберг відзначав, що критерієм інтенсивності фотосинтезу може виступати зміна активної реакції води, знаючи яку можна розрахувати еквівалентну їй кількість асимільованої вуглекислоти [34]. У загальній формі можна вказати, в якому саме інтервалі pH</p>

	<p>хвороботворних бактерій, активності ферментів водоростей [4]. Визначено, що нормальний хід фотосинтезу водних рослин можливий в широкому інтервалі рН. При низьких рН фотосинтез можливий в умовах високого вмісту вуглекислоти, але різко пригнічений при малих кількостях її [181]. Згідно з експериментальними дослідженнями, різке зростання рН в денний час призводить до припинення фотосинтезу і загибелі водоростей планктону.</p>	<p>можливий нормальний фотосинтез, так як це залежить від складу фітопланктону і від змісту вуглекислоти в воді.</p>
Важкі метали (ВМ)	<p>Вміст у водоймі ВМ так само слід розглядати як один з найважливіших факторів зовнішнього середовища. Багато важких металів (Fe, Cu, Zn, Mo) життєво важливі для живих організмів. Є дослідження, які вказують на те, що ефективність харчування гідробіонтів збільшуються при низьких концентраціях деяких речовин [3]. Тобто дія даного фактору не завжди є негативною. Аналіз літературних даних підтверджує вплив ВМ а зміну властивостей біологічних молекул, в отже і загалом на фітопланктон [14].</p>	<p>В літературі досліджується, як правило, дія високих концентрацій ВМ. У той же час закон Арнда-Шульца, свідчить, що в біологічних системах слабкі стимули дають сильні реакції, середні - помірні реакції, помірно сильні злегка гальмують систему, а дуже сильні повністю блокують її для організму.</p>
Біомаса фіто-,зоо- і бактеріо-планктону	<p>Відомо, що продуценти першого трофічного рівня, до яких відноситься фітопланктон, є початковою ланкою для розвитку процесів евтрофікації [10]. У зв'язку з цим, зміна їх стану служить індикатором процесів, що відбуваються у водному об'єкті. На даний час накопичено значний обсяг результатів зарубіжних та вітчизняних досліджень щодо зміни таксономічного складу, структури, динаміки і продукційних характеристик планктонних альгоценозів, що розвиваються в різних екологічних умовах [11-13]. Зокрема, в роботі [15] наводяться дані по вивченню видового складу фітопланктону 23 малих евтрофних водойм у лісостеповій зоні. Визначено, що при збільшенні антропогенного евтрофування водних об'єктів відбувається зміна структури фітопланктону, збільшення його чисельності та біомаси [2]. Порівняльний аналіз досліджень [24] дає можливість виявити декілька закономірностей його зміни. Так в структурі фітопланктону відбувається зміна домінуючого діатомових-ціанобактеріального комплексу водоростей в сторону переважання ЦБ (більше 90% за чисельністю). При цьому ЦБ в основному представлені дрібними формами. Експериментальними роботами [24] показано, що приріст біомаси водоростей йде пропорційно кількості поглинутого світла до певної межі, після чого настає світлове насичення, і розвиток водоростей сповільнюється. Відзначається, що надмірно сильне світло може діяти на водорості згубно [3].</p>	<p>Про ступінь забруднення і евтрофікації водних об'єктів можна судити по наявності індикаторних видів фітопланктону. За ступенем забрудненості води органічними речовинами водойми і організми, що живуть в них, ділять на полі, мезо- і олігосапробні [3]. У полісапробній зоні водойми відсутній вільний кисень, переважають бактерії, водорості численні, але їх видове різноманіття невелике. В мезосапробній зоні присутні сірководень, діоксид вуглецю, кисень, що виділяється водоростями. Мезосапробні зону ділять на <math>\alpha</math>-мезосапробні і <math>\beta</math>-мезосапробні. У першій зоні присутній аміак і аміносполуки, мінералізація здійснюється за рахунок аеробного окислення, зустрічаються водорості. У другій зоні присутній аміак і продукти його окислення, багато кисню. Спостерігається високий видове різноманіття водоростей, але їх чисельність може бути нижче, ніж в <math>\alpha</math>-мезосапробній зоні. В олігосапробній зоні практично немає розчинених органічних речовин, багато кисню, невелика чисельність водоростей [5].</p>

Основними причинами евтрофування водойм є змив мінеральних добрив із сільськогосподарських полів, скидання каналізаційних стічних вод та забруднення вод стоками тваринницьких комплексів. Недотримання екологічних вимог при здійсненні сільськогосподарської діяльності і несанкціонована оранка земель майже до зрізу води спричиняють змив гумусу та збільшення площі еродованих земель.

На думку багато вітчизняних [1; 4] та зарубіжних [19] вчених, серед визначних факторів, що впливають на евтрофікацію водоймищ, важливу роль відіграють хімічні речовини, зокрема штучного походження. Варто зауважити, що думки про значимість того чи іншого хімічного елемента часто не збігаються. Наприклад, встановлено, що планктонні діатомові водорості добре розвиваються тоді, коли води багаті нітратами, фосфатами і кремнієм, тобто навесні і взимку; зелені водорості з'являються влітку, коли нітратів і фосфатів мало; золотисті можуть приходити на зміну діатомових, якщо у воді підвищені відносини нітратів до фосфатів і мало кремнію; ЦБ здатні швидко рости при мінімальній кількості нітратів і фосфатів і позитивно корелюють з вмістом органічних речовин. За іншими даними, число видів ЦБ не залежало від вмісту фосфатів, в той час як число золотистих і зелених знижувалося зі збільшенням концентрації сполук фосфору у воді [21]. Результати вивчення [5] показали, що фосфор відіграє важливу роль для розвитку ЦБ, а для діатомових водоростей має другорядне значення.

Порівняльна оцінка реакції фітопланктону на вміст фосфору була отримана на прикладі великих рівнинних водосховищ Дніпра. Був проведений аналіз співвідношення між вмістом хлорофілу *a* і фосфору [14; 139] та визначено, що дане співвідношення зменшується з зростанням впливу антропогенної складової. У ряді робіт [14] наводяться дані про стимулюючий вплив заліза на розвиток різних відділів водоростей і ціанобактерій, у інших про інгібуючий вплив високих концентрацій заліза на розвиток ціанобактерій [15]. Все це потребує подальшого узагальнення та

вивчення факторів, які спричиняють процеси евтрофікації у конкретних умовах.

Встановлено, що оптимальними для розвитку ЦБ є: температура - 25°C; інтенсивність освітлення - 4500 лк.; концентрація мінеральних добрив - 2,5% ; хімічна будова добрива -  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  [38]. Також масовий розвиток ціанобактерій пов'язують з відносно високим вмістом у воді мінерального й органічного фосфору; низьким відношенням вмісту у воді азоту до фосфору ( $\text{N}:\text{P} < 25$ ); низькою чисельністю дафній, здатних споживати ціанобактерій; високою концентрацією мікроелементів; низькою прозорістю води. Тим не менш, наявність одного з цих факторів окремо або у поєднанні з іншими досі не дає можливості точно передбачити виникнення або відсутності розвитку ціанобактерій в тому чи іншому водоймищі [7].

Таким чином, вивчення наукової літератури дозволяє зробити висновки про те, що на процеси евтрофікації водойм впливає безліч чинників. Найбільш значущими з них є наступні: температура і сонячне світло, оптичні характеристики води, рН, наявність і співвідношення у воді біогенних елементів (зокрема азоту і фосфору, мікроелементів), важких металів, динамічний режим вод, видовий склад і розвиток нижчих і вищих рослин. Особливо важливим фактором в останні десятиліття стоїть вважати антропогенну діяльність на водозаборі водних об'єктів. За матеріалами наукових досліджень можна зробити висновок про те, що зниження процесів евтрофікації водойм може бути досягнуто за рахунок заходів, що проводяться на водозборі і безпосередньо у водоймі. Однак до теперішнього часу вкрай мало проведено досліджень по виявленню регіональних особливостей антропогенного евтрофікації водойм. Недостатньо розкриті питання щодо обґрунтуванню причин, які викликають евтрофікацію водоймищ, та розробці прийомів і методів зниження процесів евтрофікації. Даному напрямку присвячені матеріали дисертаційного дослідження.

## РОЗДІЛ 2

### ОБ'ЄКТ, ПРЕДМЕТ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1 Природно-кліматичні умови району дослідження

Територія Полтавської області - 28,8 тис. км<sup>2</sup>, що складає 4,8% території України. Значна територія Полтавської області знаходиться в межах Лівобережної України, лише невелика частина земель Кременчуцького району знаходиться за Дніпром, в межах Правобережжя. Землі області виходять до середньої течії Дніпра і належать до земель Середнього Подніпров'я.

Найбільше значення в формуванні погодних умов і клімату області мають величина і характер сонячного випромінювання, віддаленість території від великих водних мас (океанів), належність області до зони дії переважно Атлантичних помірних та Арктичних холодних повітряних мас, рівнинність території, характер циркуляції повітряних мас, висота території над рівнем моря, тип підстилаючої поверхні. З урахуванням цих чинників клімат області може бути визначений як помірний континентальний. Сума позитивних температур із середньою добовою температурою повітря вище 0°C на території області коливається в межах 3050°-3450°; вище +5°C, в межах 2950°-3350°; вище +10°C, в межах 2650°-3050°. В окремі роки суми температур можуть значно відхилятися від середніх значень.

Тепловий баланс в середньому позитивний і складає 1780-1860мДж/м<sup>2</sup>. Найбільше значення він має влітку, восени знижується, в листопаді перетинає нуль, а в лютому знову набирає позитивного значення [85].

Для Полтавської області характерний континентальний тип річного розподілу опадів з максимумом влітку і мінімумом зимою. В умовах Полтавської області, в середньому із кожних трьох років, один рік характеризується засухою різної інтенсивності. Середня річна температура повітря в межах Полтавської області змінюється від +6,5°C на північному сході до +8,3°C на південному заході. Середній максимум температури повітря за рік становить 10,8°C - 13°C тепла, в січні 2,4°C - 4,4°C морозу, в

липні 25,6°C - 28°C тепла (табл. 2.1). Тривалість безморозного періоду коливається від 155 до 183 днів.

Таблиця 2.1

Температура повітря в роки проведення досліджень, °C

Роки	Місяці												За рік °C
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
2022	-5	-3	-2	+8	+10	+17	+25	+21	+15	+9	+2	-4	+7
2023	-7	-5	-6	+7	+8	+19	+22	+20	+12	+8	+3	-2	+6,5
2024	-4	-7	-3	+8	+9	+19	+23	+21	+14	+6	+1	-3	+7,3
Багатор.	-6,5	-5	-4	+8	+9	+19	+24	+21	+14	+8	+2	-4	+6,5°C-

Важливою кліматичною характеристикою є відносна вологість повітря, яка в середньому по області становить 71%. Середня річна кількість опадів на досліджуваній території за багаторічний період спостережень змінювалася у межах від 450 мм до 570 мм. За холодний період року (листопад - березень) опадів випадає в середньому 130 - 170 мм, а за теплий (квітень - жовтень) 320 - 400 мм. У окремі роки річна сума опадів може відхилитись від середньорічної на 250 мм і більше. Найчастіше сильні дощі та зливи бувають при переміщенні південно-західних та південних циклонів.

Найбільший дощовий максимум опадів у м. Полтава складав 178 мм. Зимом опадів випадають менш інтенсивно, ніж влітку. У теплий період року опадів випадають не рівномірно (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

Кількість опадів у роки проведення досліджень, мм.

Роки	Місяці												За рік, мм
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
2022	47	26	22	24	63	33	43	70	63	22	65	12	480
2023	36	24	69	48	25	9	100	59	8	90	56	38	562
2024	24	22	23	31	34	24	40	54	30	62	21	18	403
Багаторічні	35	24	38	34	40,6	22	61	61	40	58	47	22	485

Для басейну р. Сула (Полтавська область) типовими ґрунтами є чорноземи малогумусні середньоглинністі. у долинах річки Сула

зустрічаються також дернові піщані та глинисто-піщані ґрунти. Зустрічаються і чорноземно-лучні ґрунти, частково солонцюваті та солончакові. Значне розчленування рельєфу обумовлює високу активність водної ерозії [46].

Всюди на високих місцях долини річки Сула залягає типовий лес і на ньому чорнозем; в низинах - бурі глини, а ґрунт - супісок. Ґрунт на височинах правого берега річки представлений переважно суглинковим чорноземом, а в заливній смузі - супісками та наносним піском.

## **2. 2 Характеристика об'єкту дослідження (р. Сула)**

Річка Сула́ — річка в Україні, в межах Сумської області (Сумський та Роменський райони), Полтавської області (Миргородський, Лубенський, Кременчуцький р-ни) та Черкаської області (Золотоніський район). Ліва притока Дніпра (басейн Чорного моря).

Довжина річки 363 км, площа басейну 19 600 км<sup>2</sup>. Долина трапецієподібна, часто асиметрична; її ширина від верхів'я до пониззя поступово зростає від 0,4—0,5 км до 10—11 км (найбільша — 15 км), лише на ділянці між гирлами Лохвиці та Удаю долина звужується до 4 км. Річище на всій протяжності звивисте, подекуди розгалужене, його пересічна ширина 10—75 м (на плесах до — 250 м), глибина пересічно 1,5—2 м. Заплава частково заболочена, є торфовища. Похил річки 0,2 м/км. Основне живлення — снігове. Замерзає у грудні, скресає з кінця березня — на початку квітня. Середня багаторічна витрата води р. Сула (м. Лубни) становить 29,5 м<sup>3</sup>/с. Мінералізація води змінюється протягом року: весняна повінь — 659 мг/дм<sup>3</sup>; літньо-осіння межень — 812 мг/дм<sup>3</sup>; зимова межень — 871 мг/дм<sup>3</sup>. Використовується для водопостачання; багата на рибу; в нижній течії (від Лубен) судноплавна. Є водосховища і чимало ставків.

Сула бере початок на південно-західних схилах Середньоруської височини, далі протікає Придніпровською низовиною. Тече спершу на захід,

згодом поступово повертає на південний захід і південь. На проміжку від гирла Лохвиці до міста Заводське річка тече на схід, після чого різко повертає на південний захід; у пригирловій частині тече на південь. Впадає до Дніпра (у Кременчуцьке водосховище) на захід від села Дем'янівки.

Річкова система Полтавської області у сучасному вигляді сформувалася в кінці льодовикової епохи. Нахил поверхні області зумовлює переважний напрям річкової сітки: майже всі річки течуть з півночі на південь або з північного сходу на південний захід і є лівими притоками Дніпра [6].

Середня густина річкової мережі  $0,27 \text{ км/км}^2$  (по Україні —  $0,25 \text{ км/км}^2$ ). Річки Полтавщини живляться в основному сніговими водами (55-60% від загального об'єму стоку), хоч більша кількість річної суми опадів випадає в тепле півріччя. Це обумовлено тим, що літні опади (за винятком зливових) просочуються в ґрунт, випаровуються і майже не дають стоку. Роль снігового живлення збільшується з півночі на південь області. Другим за значенням джерелом живлення річок є підземні води (30-35%). Роль підземного живлення зростає в зимовий і літній сезони, коли немає стоку поверхневих вод, або він незначний. Дощове живлення становить приблизно 10% річного об'єму стоку [85].

Сумарний річковий стік складається з двох складових: місцевого стоку та транзитного стоку. Сула починається на території інших областей, і стік, який вона звідти приносить, є транзитним. Більша частина місцевого стоку формується у північних районах області. Шар стоку тут сягає 80 мм за рік, а модуль стоку —  $3,5 \text{ л/с-км}^2$ . На півдні області ці показники становлять відповідно 40 мм і  $1,2-1,5 \text{ л/с-км}^2$ . Така різниця пояснюється зменшенням кількості атмосферних опадів, висоти снігового покриву та зростанням випаровуваності з півночі й північного заходу на південний схід. Середній шар стоку по області в річці Сула становить 64 мм, що менше, ніж у середньому по Україні (87 мм) [120].

Водоносність і рівень води в річках області протягом року відчутно змінюються. Повінь на річках у зв'язку із таненням снігу розпочинається на початку березня. У цей час формується 70-80% річного об'єму стоку. Наприкінці літа більшість річок міліє, а деякі пересихають (настає літня межінь). У цей час живлення відбувається в основному за рахунок підземних вод. Обміління рік спричиняє зниження рівня ґрунтових вод, а це веде до зменшення запасів води у ставках та водоймах. Під час літніх злив і осінніх дощів на річках бувають паводки. Річка Сула характеризується інтенсивним підвищенням рівнів води під час весняної повені та низьким стоянням у літню межень. Восени та взимку рівні води у річці дещо вищі, ніж улітку. Весняне піднесення рівнів води в середньому припадає на першу декаду березня, іноді на третю декаду лютого. Найбільш ранні дати підвищення рівнів води внаслідок сніготанення припадають на першу декаду лютого, а найпізніші – на початок квітня. Повінь у середньому триває 20–25 днів [7].

У районі річки Сула сформовані прибережно-водні та водні фітоценози. Для цих фітоценозів характерне поясне розміщення рослинності. По берегах водоймищ та у водній товщі до глибини 0,5 м переважає болотна рослинність, з формаціями очерету, рогозу, лепешняка водяного, стрілолиста звичайного, частухи подорожникової, іноді осок. У місцях з повільною річковою течією і в заводях, прибережно-водяна рослинність тягнеться вздовж берега суцільною смугою. За цією смугою до глибини 2 – 2,5 м ростуть рослини, прикріплені до дна, з плаваючим листям. У цій смузі зустрічаються і неприкріплені до дна рослини з плаваючим листям (жабурник звичайний, кушир занурений та ін.). Майже у всіх заводях річки зустрічається ряска. На глибинах більше 2,5 м поширені придонні рослини.

Притоки р. Сули (праві): Терн, Хусь, Бишкінь, Хмелівка, Борозенка, Ромен, Лозова, Рашівка, Олава, Бугайчиха, Голенька, Лохвиця, Сулиця, Удай, Сліпорід, Оржиця, Булатець.

Притоки р. Сули (ліві): Сулка, Вільшанка, Попада, Трокмашівка, Дригайлиха, Бобрик, Багачка, Артополот, Солониця, Бодаква.

Забір, використання та відведення води, млн. м<sup>3</sup> (2024 р.)\*

Назва водного об'єкту	Забрано води із природних водних об'єктів - всього	Використано води	Водовідведення у поверхневі водні об'єкти	
			всього	з них забруднених зворотних вод
р. Сула	8,91	8,565	4,701	0,435

\* - відповідно [2].

Основними джерелами антропогенного забруднення басейну річки є організовані та неорганізовані скиди. Неорганізованими є поверхневий стік із сільськогосподарських угідь та урбанізованих території (стік дощових та талих вод, вигрібних ям, об'єктів суспільного призначення тощо, звалищ ПВ тощо).

Протягом останніх років озеро Ігнатенкове, що через систему канал та малих річок зв'язано з р. Сула, забруднюється зворотними водами, які виходять після очисних споруд ДП «Водоочистка» ТОВ «Водоторгприлад» м. Охтирка та філії «Охтирський сиркомбінат» ПП «Рось». У р. Сула здійснюються скиди недостатньо очищених вод з очисних споруд Котелевської ділянки КП «Полтававодоканал», Супрунівських очисних споруд КП «Полтававодоканал» м. Полтави, КП ПОР «Полтававодоканал» та КП «ЖЕО «Терешківської с/р». Очисні споруди Котелевської ділянки КП «Полтававодоканал» та КП «Полтававодоканал» м. Полтави здійснюють негативний вплив на стан р. Сула по амонійному азоту та фосфатах. Супрунівські очисні споруди КП «Полтававодоканал» м. Полтави - по фосфатах [11].

**Контрольні ділянки дослідження на р. Сула**

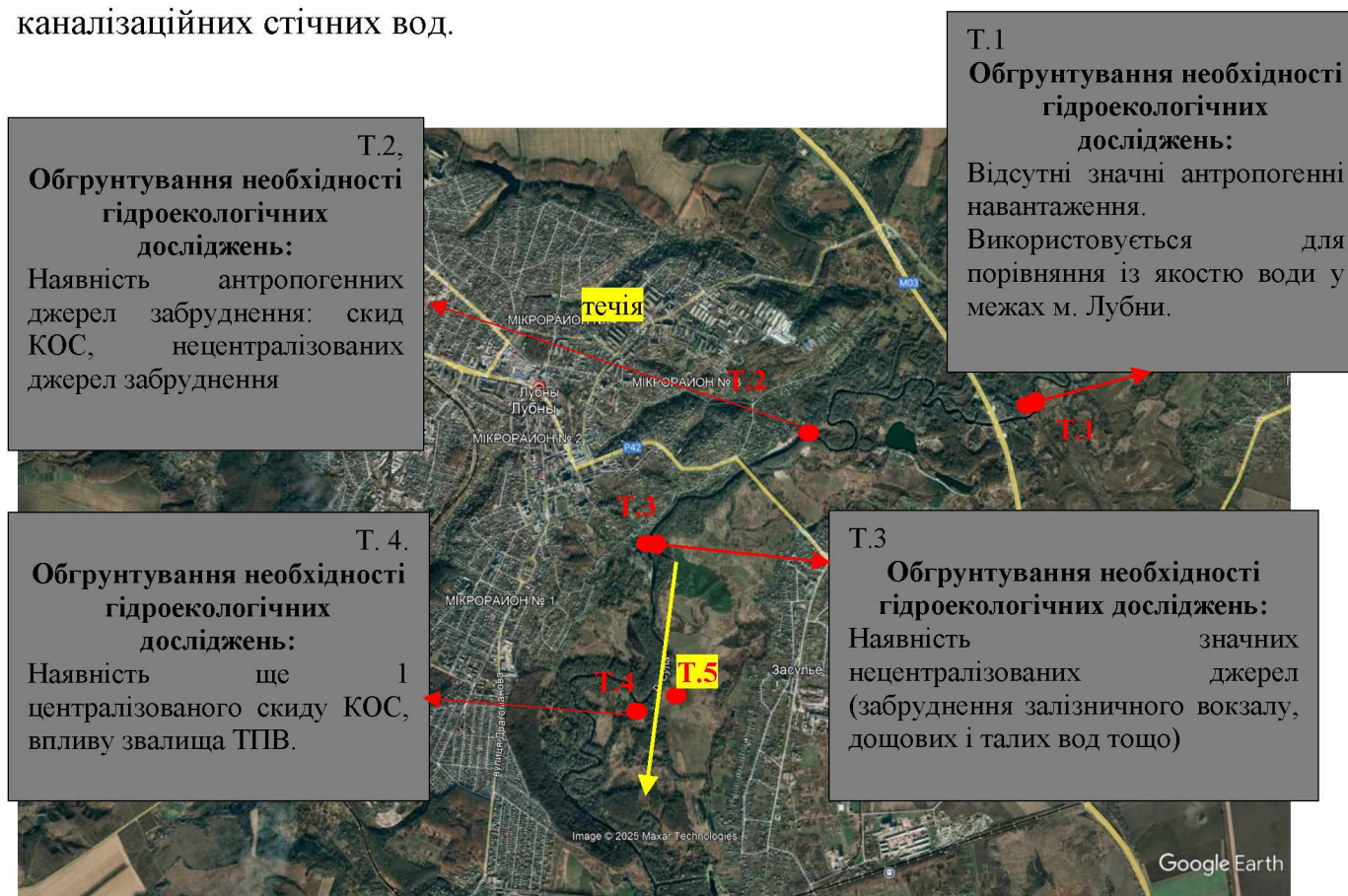
Для дослідження процесу евтрофікації води в річці Сула було взято проби на глибині 0,2-0,5 м від поверхні водойми, в різних районах м. Лубни та на околицях міста (рис. 2.1).

*Ділянка №1.* Характеризується високою витратою 20,8 м<sup>3</sup>/с та потужністю 567,9 млн. м<sup>3</sup> води. Ширина ділянки складає 21,5 м, середня глибина - 3,5 м. На даній ділянці наявні різкі повороти річки.

*Ділянка №2.* Характеризується витратою 18,7 м<sup>3</sup>/с та потужністю 478,6 млн. м<sup>3</sup> води. Ширина ділянки складає 26,5 м, середня глибина - 2,8 м. Наявний централізований скид недоочищених каналізаційних стічних вод КП «Лубниводоканал».

*Ділянка №3.* Характеризується витратою потоку 16,8 м<sup>3</sup>/с та потужністю 541,5 млн. м<sup>3</sup> води. Ширина ділянки складає 28,9 м, середня глибина - 2,2 м.

*Ділянка №4.* Характеризується витратою потоку 25,8 м<sup>3</sup>/с та потужністю 985,4 млн. м<sup>3</sup> води. Ширина ділянки складає 37,8 м, середня глибина - 2,5 м. Наявний централізований скид недоочищених каналізаційних стічних вод.



*Рис. 2.1 - Контрольні ділянки для дослідження процесу евтрофікації водойми та її регулювання*

Для подальших досліджень використано дані *Полтавського обласного лабораторного центру МОЗ України* щодо якості води у р. Сула біля ділянки №4 (Т.5, на рис. 2.1) станом на 26.04.2024 р. (табл. 2.4) [42].

Таблиця 2.4

Хімічні показники якості води у районі заплави р. Сула\*

Показники	Т.5*
БСК <sub>5</sub> , мгО/дм <sup>3</sup>	5,0
ХСК, мгО/дм <sup>3</sup>	42,0
Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	12,0
Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	895,0
Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	301,0
Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	127,0
Нітрат-іони, мг/дм <sup>3</sup>	4,9
Нітриг-іони, мг/дм <sup>3</sup>	1,2
Амоній-іони у перерахунку на азот амонійний, мгN/дм <sup>3</sup>	0,9
Фосфат-іони у перерахунку на мінеральний фосфор, мгP/дм <sup>3</sup>	1,2
Нафтопродукти, мг/дм <sup>3</sup>	0,05
Залізо загальне (ЗР), мг/дм <sup>3</sup>	0,14
Марганець (ЗР), мг/дм <sup>3</sup>	0,1
Мідь (ЗР), мг/дм <sup>3</sup>	0,020
Цинк (ЗР), мг/дм <sup>3</sup>	0,005
Нікель, (ЗР), мг/дм <sup>3</sup>	0,005
Хром (ІІІ), (ЗР), мг/дм <sup>3</sup>	0,001

\* дані *Полтавського обласного лабораторного центру МОЗ України* [2]

### 2.3. Методи досліджень.

Проби на гідрохімічні і гідрофізичні параметри відбиралися батометром Паталаса об'ємом 1 л, в пластикові пляшки об'ємом 0.5 л. Всі вимірювання гідрохімічних параметрів проводились протягом 24 годин після відбору проб.

Прилади, які використано під час аналізу хімічних та фізико-хімічних показників води: спектрофотометр атомно-абсорбційний С-115 У (С-115 ПК) №0479933600197; колориметр фотоелектричний концентраційний, КФК-3 № 9113799; комбінований вимірювач рН, питомої електропровідності, мінералізації та вмісту розчиненого кисню з класом захисту від потрапляння води ІР6 № 8603; рН-метр, рН-150 М №0110; терези торсійні ВЛКТ-500М № 736; терези аналітичні АДВ-200 М № 514; шафа сушильна електрична кругла 2В-151 № 2871; муфельна піч Т-40/600 (4217) № 84796; набір гир ГА-200 № 514 Н 676. Контрольні проби для визначення показників відбирано в 2019-

2021 рр. на одних і тих же контрольних ділянках (Т.1-Т.4) в трьохкратній повторюваності. На місці відбору проб води проводилась фіксація розчиненого кисню у кожній відібраній пробі.

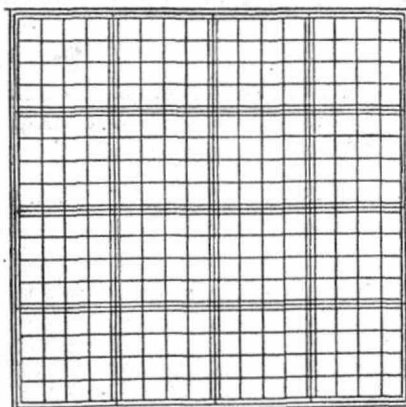
Дослідження біотичної продуктивності за фітопланктоном р. Сула здійснювали впродовж 2019-2021 рр. кисневим методом на тих же контрольних ділянках. Усього було відібрано 72 проби води, вміст розчиненого кисню у воді визначали за методом Вінклера [34].

Кількість водоростей визначалася шляхом прямого підрахунку в камері Горяєва (з підрахунком 3-6 препаратів з кожного зразка). Відібрані зразки вивчали під мікроскопом в живому стані. Іноді спостереження проводили протягом більш довгого часу із збереженням живого матеріалу на північному вікні лабораторії та проводили повторний відбір зразків у водоймі під час «цвітіння» [5]. Вивчення відібраних зразків проводили за допомогою світлових мікроскопів "Studar" та "Laboval" з використанням імерсійної оптики. Розмір організмів вимірювали пластинчастим окуляр-мікрометром 7х. У роботі приведені середньоарифметичні значення кількості клітин в перерахунку на 1 л.

Клітинні елементи заздалегідь зафарбовують розчином Самсона. Суміш набирають піпеткою і заповнюють нею заздалегідь підготовлену рахункову камеру. Підрахунок синьо-зелених водоростей проводять при опущеному конденсорі мікроскопа. Клітинні елементи підраховують на всій площі сітки камери, порахували кількість у двох камерах і виводили середнє арифметичне. При використанні камери Фукса - Розенталя (рис.2.2) (площа сітки 16 мм<sup>2</sup>, глибина 0,2 мм, об'єм 3,2 мкл, розведення 11:10) число елементів в 1 л розраховують за формулою: число елементів на площі сітки \* 11 / 3,2 \* 10<sup>6</sup> = число елементів на площі сітки / 3 \* 10<sup>6</sup>.

При роботі з невеликими обсягами матеріалу піпеткою відмірюють 10 крапель досліджуваної рідини і краплю фарби, змішують їх на годинному склі, а потім заповнюють камеру. При значному вмісті клітин (більше 200 на

площі сітки) - підраховують половину сітки камери Фукса - Розенталя; отриманий результат подвоюють і розраховують як звичайно [91].



*Рис.2.2. Сітка камери Фукса-Розенталя*

Проби води модифікувалися введенням у неї різних хімічних речовин, а саме: сульфатом алюмінію спільно з мідним купоросом, перманганатом калію, хлоридом барію, нітратом срібла, магнезійною сумішшю, молібденовою рідиною, хелатом заліза та рідким хлором.

**РОЗДІЛ 3**  
**ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТА ПОЦЕСІВ**  
**ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНОЇ СИСТЕМИ (НА ПРИКЛАДІ Р. СУЛА У**  
**МЕЖАХ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)**

Відповідно до Водного Кодексу України (від 6 червня 1995 року N 213/95-ВР) в контексті екологічного моніторингу контроль природного середовища ґрунтується на гранично допустимих концентраціях (ГДК) забруднюючих речовин. Одним з найпростіших способів оцінки евтрофікації водойми є перевірка перевищення фактичними концентраціями забруднюючих речовин ГДК, зокрема біогенних [127]. Для дослідження процесу евтрофікації води в річці Сула було взято проби на глибині 0,2-0,5 м від поверхні водойми, в різних районах м. Лубни та на околицях міста. Проби води бралися між 12:00 та 17:00 годинами у період червень-липень.

*Таблиця 3.1*

Хімічні та фізико-хімічні показники якості поверхневих вод на різних ділянках річки Сули (2024 р.)\*

Показники	Т. 1 - с. Петрівка, Полтавського р-ну	Т. 2 - м. Полтава, вул. Сакко	Т. 3 - м. Полтава, вул. Б. Хмель- ницького	Т. 4 - Передмістя Полтави	ГДК **	ГДК** *
Запах, бали	1	1	1	1	1	1
Температура, °С	18,4	18,8	18,8	18,6	-	-
рН	7,6	7,5	7,4	7,4	6,5-8,5	6,5-8,5
Присмак, бали - при 20°С	2	2	2	2	2	2
Кольоровість, градуси	20	37	35	40	20	20
Мутність, бали	2,7	3,6	3,6	3,7	-	-
Осад	Піщаний, сірий	Піщаний, сірий	Піщаний, сірий	Піщаний, сірий	-	-
Прозорість, см	18	28	27	30	-	-
БСК <sub>5</sub> , мгО/дм <sup>3</sup>	5,8	7,1	8,2	6,9	< 6,0	2,0
ХСК, мгО/дм <sup>3</sup>	38,11	61,8	50,5	48,2	30	20
Розчинний кисень, мг/дм <sup>3</sup>	5,01	4,50	4,30	4,30	>4,0	>6,0
Нітрат-іони, мг/дм <sup>3</sup>	34,0	57,6	58,3	47,3	45	40,0
Нітрит-іони, мг/дм <sup>3</sup>	0,5	3,2	3,1	4,5	3,3	0,08
Амоній-іони у	0,85	2,15	2,88	2,99	-	1,0-2,0

перерахунку на азот амонійний, мгN/дм <sup>3</sup>						
Аміак, мг/дм <sup>3</sup>	0,16	0,42	0,55	0,48	0,5	0,05
Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	773	873	945	996	<1000	<1000
Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	59,6	68,7	71,1	67,3	350	300,0
Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	243	246	251	258	500	100
Фосфат-іони у перерахунку на мінеральний фосфор, мгP/дм <sup>3</sup>	0,69	1,32	1,60	1,80	-	0,7
Фенол, мг/дм <sup>3</sup>	0,001	0,002	0,005	0,005	0,001	0,001
Нафтопродукти, мг/дм <sup>3</sup>	0,10	0,36	1,05	0,88	0,3	
Залізо загальне, мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,4	0,5	0,6	-	0,3
Марганець, мг/дм <sup>3</sup>	0,1	0,1	0,2	0,2	0,13	0,01
Мідь, мг/дм <sup>3</sup>	0,12	0,56	0,88	1,55	1,03	0,001
Свинець, мг/дм <sup>3</sup>	0,015	0,020	0,030	0,055	0,03	0,1
Хром, мг/дм <sup>3</sup>	0,0004	0,0008	0,0055	0,0072	0,05	0,05
Нікель, мг/дм <sup>3</sup>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1	0,1
Миш'як, мг/дм <sup>3</sup>	<0,001	<0,001	<0,001	0,0012	0,05	0,05
Кадмій, мг/дм <sup>3</sup>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0009***	0,005
Кремній, (по Si), мг/дм <sup>3</sup>	2,88	4,56	5,15	3,66	10	-
Вміст водоростей, кл/л	2,9*10 <sup>6</sup>	4,15*10 <sup>6</sup>	7,25*10 <sup>6</sup>	6,87*10 <sup>6</sup>	-	-

\* - заміри проводилися з 01.06-10.07.2024 р., усереднені дані.

ГДК\* – для водних об'єктів культурно-побутового водокористування, СанПиН № 4630-88;

ГДК\*\* – для вод водойм рибогосподарського призначення відповідно: Гранично допустимі значення показників якості води для рибогосподарських водойм. Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм. К.: Міністерство рибного господарства СРСР, 1990, 45 с.; «Нормативи екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства, щодо гранично допустимих концентрацій органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах (біохімічного споживання кисню (БСК-5), хімічного споживання кисню (ХСК), завислих речовин та амонійного азоту)» затвердженого наказом Міністерства аграрної політики та продовольства України від 30.07.2012 року.

\*\*\*норматив для кадмію за Директивою ЄС 76/160/ ЄС.

У результаті проведеного дослідження хімічних та фізико-хімічних показників на різних ділянках р. Сула встановлено перевищення ГДК на ділянці Т. 1 тільки по ХСК у 1,3 р. та по свинцю у 1,6 р. На ділянці Т.2 перевищення ГДК спостерігається по наступним речовинам: БСК<sub>5</sub> (у 1,2 р), ХСК (у 2,1 р.), нітрати (у 1,3 р.), азот амонійний (у 1,1 р.), фосфати (у 1,8 р.), феноли (у 2 р.), нафтопродукти (у 1,2 р.). На ділянці Т.3 перевищення ГДК спостерігається по наступним речовинам: БСК<sub>5</sub> (у 1,4 р), ХСК (у 1,7 р.), нітрати (у 1,3 р.), азот амонійний (у 1,4 р.), аміак (у 1,1 р.), фосфати (у 2,3 р.), феноли (у 5 р.), нафтопродукти (у 2,9 р.), марганець (у 1,5 р.). На ділянці Т.4

(передмістя м. Лубни) перевищення ГДК спостерігається по наступним речовинам: БСК<sub>5</sub> (у 1,2 р.), ХСК (у 1,6 р.), нітрати (у 1,1 р.), нітрити (у 1,4 р.), азот амонійний (у 1,5 р.), фосфати (у 2,6 р.), феноли (у 5 р.), нафтопродукти у 2,9 р.), свинець (у 1,8 р.), марганець (у 1,5 р.), мідь (у 1,5 р.). Результати порівняння отриманих хімічних показників на різних ділянках р. Сула за відношенням  $C_{mi}/ГДК_i$  (де  $C_m$  - концентрація речовини  $i$ , мг/м<sup>3</sup>;  $ГДК_i$  - відповідне значення гранично допустимої концентрації речовини  $i$ ) представлені на рис. 3.1.

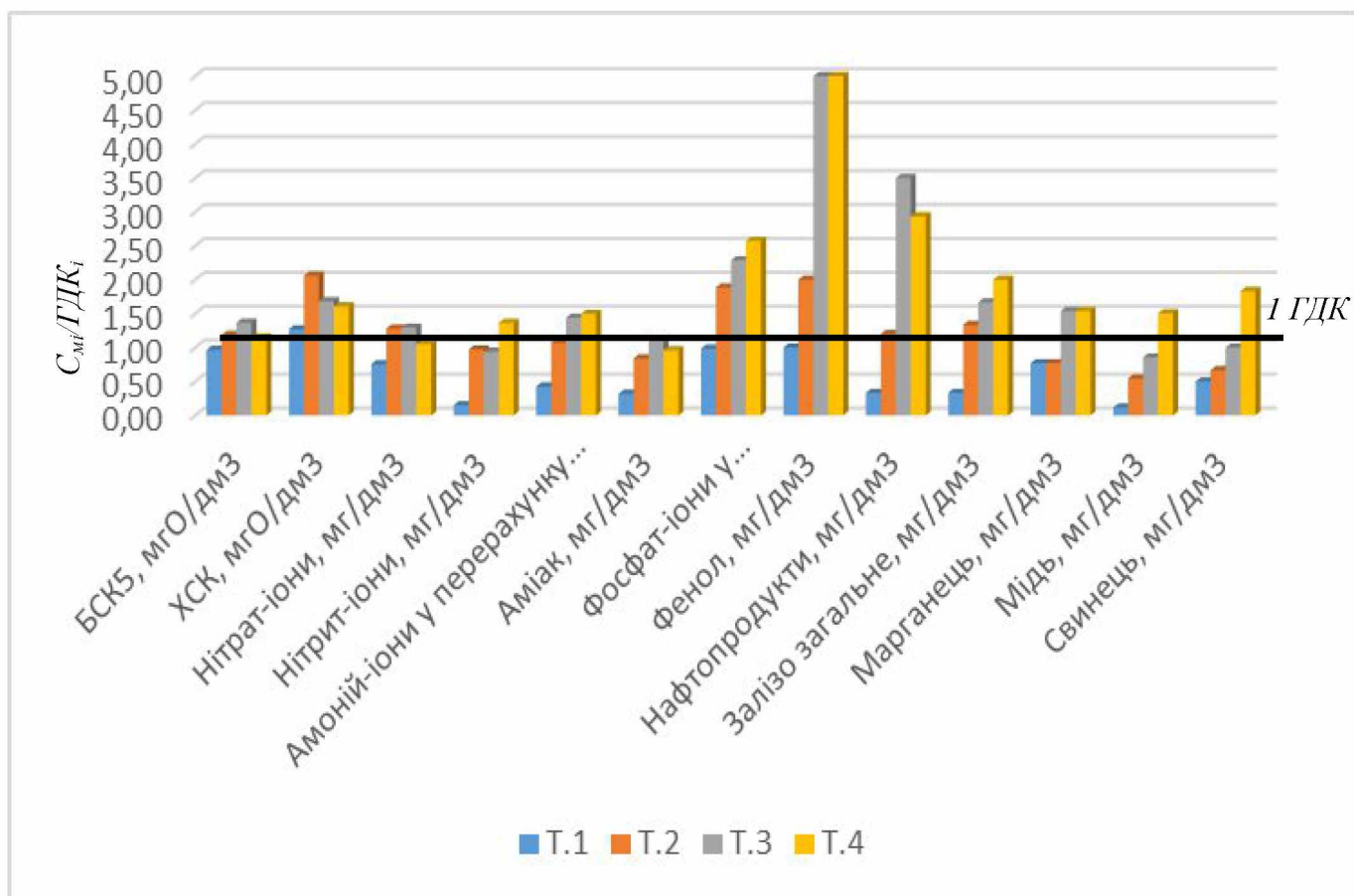


Рис.3.1 - Результати порівняння отриманих хімічних показників на різних ділянках р. Сула з ГДК

У результаті проведеного дослідження встановлено наступне. Виявлена чітка залежність від антропогенного навантаження та якістю води на відповідних ділянках. Так на першій ділянці практично відсутні джерела забруднення крім можливого попадання біогенних речовин від сільськогосподарських угідь (поверхневий стік з полів) та можливого попадання через ґрунтові води забруднень через вигрібні ями. На другій

ділянці значно збільшується антропогенне навантаження внаслідок централізованого скиду неочищених каналізаційних стічних вод та попадання неочищених дощових і талих вод (відсутність їх централізованого збору і очистки). Це пояснює значне зростання вмісту біогенних речовин, збільшення БПК<sub>5</sub> і ХСК, а також нафтопродуктів та заліза.

На третій ділянці антропогенне навантаження доповнюється нецентралізованими скидами у районі розміщення залізничного вокзалу, а також попаданням неочищених дощових і талих вод, скидів із житлових будинків та закладів суспільно-господарського призначення. Враховуючи, що дана ділянка знаходиться вниз по річці, то відбувається додаткове надходження забруднюючих речовин і спостерігається ріст хімічних показників. Найбільші значення показників забруднюючих речовин, зокрема біогенних речовин, важких металів (свинцю, марганцю) у більшості випадках зафіксовані на ділянці Т.4. Це пояснюється тим, що нижче по річці на даній території знаходиться ще один централізований скид каналізаційних стічних вод м. Полтава, а також впливом звалища ТПВ, що обслуговує м. Лубни.

Динаміка забруднюючих речовин по роках (2022-2024 р.) приведена на рис. 3.2. Спостерігається деяке зниження показників забруднюючих речовин у 2023 р., що пояснюється повноводним роком та більшим розбавленням у річці.

Концентрації азоту та фосфору характеризують трофність ("кормність") річки. Режим біогенних елементів розглядається як вихідний показник потенціальної евтрофікації [55]. Як показують результати проведених нами досліджень води, в різних районах річки Сули, існує пряма залежність між вмістом у воді азоту та фосфору і розвитком водоростей (рис. 3.3-3.4). Так, чим вищий вміст у воді азоту й фосфору, тим масовішим є розвиток водоростей, що, відповідно, посилює процес евтрофікації. Найбільший процес евтрофікації характерний для ділянок Т.3 і Т.4, де перевищення значень вмісту фітопланктону перевищує відповідні значення на ділянці Т.1 у 1.9 та 1.7 разів відповідно.

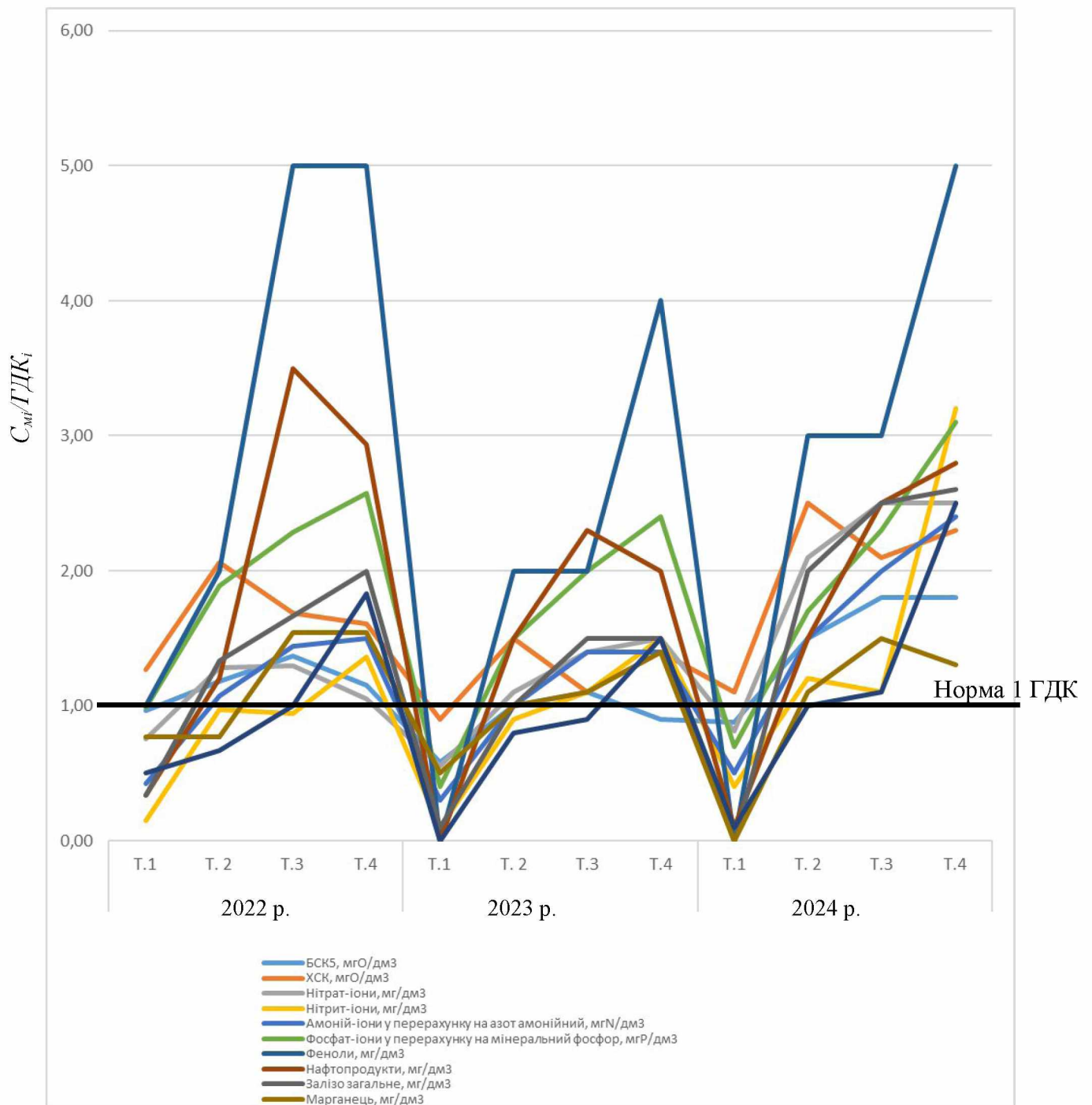


Рис. 3.2 - Результати порівняння отриманих хімічних показників на різних ділянках р. Сула з ГДК по роках 2022-2024 рр.

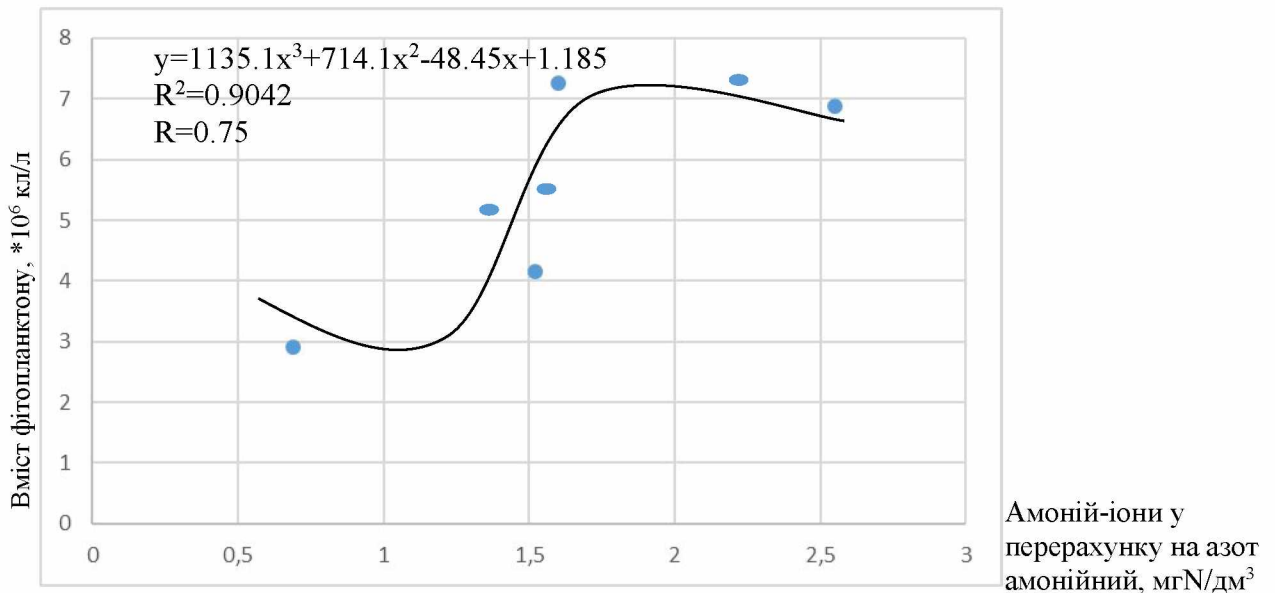


Рис. 3.3 - Залежність між вмістом фітопланктону та концентрацією біогенних речовин (азот амонійний)

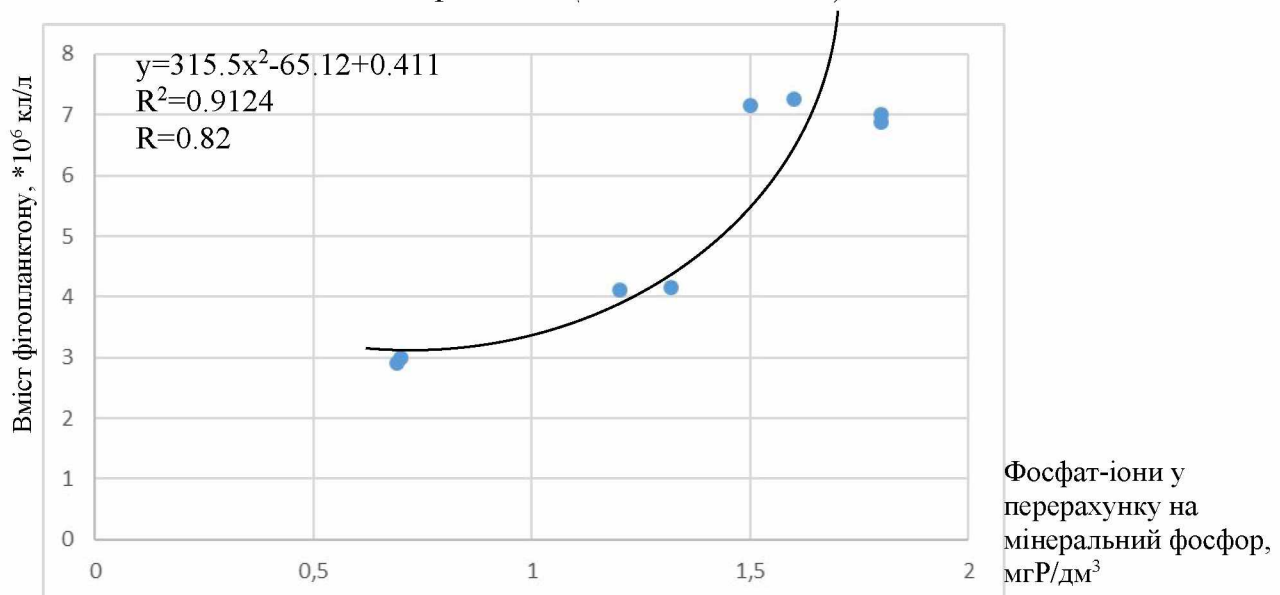


Рис. 3.4 - Залежність між вмістом фітопланктону та концентрацією біогенних речовин (фосфати)

Гідробіологічні (фотосинтетичні) процеси річки Сула відіграють важливу роль в сезонній мінливості біогенних речовин. Підтвердженням активізації процесів фотосинтезу в річці в останнє десятиліття є щорічне "цвітіння" води, викликане масовим розвитком фітопланктону в теплий період року, яке супроводжується пересиченням води киснем (до 150% насичення), зростанням величин рН, зниженням концентрацій біогенних сполук. Дослідження 2022-2024 рр. показали, що мінливість біогенних

елементів у річковій воді має чітко виражений сезонний характер і залежить від величини водного стоку і розвитку гідробіологічних процесів (рис. 3.5).

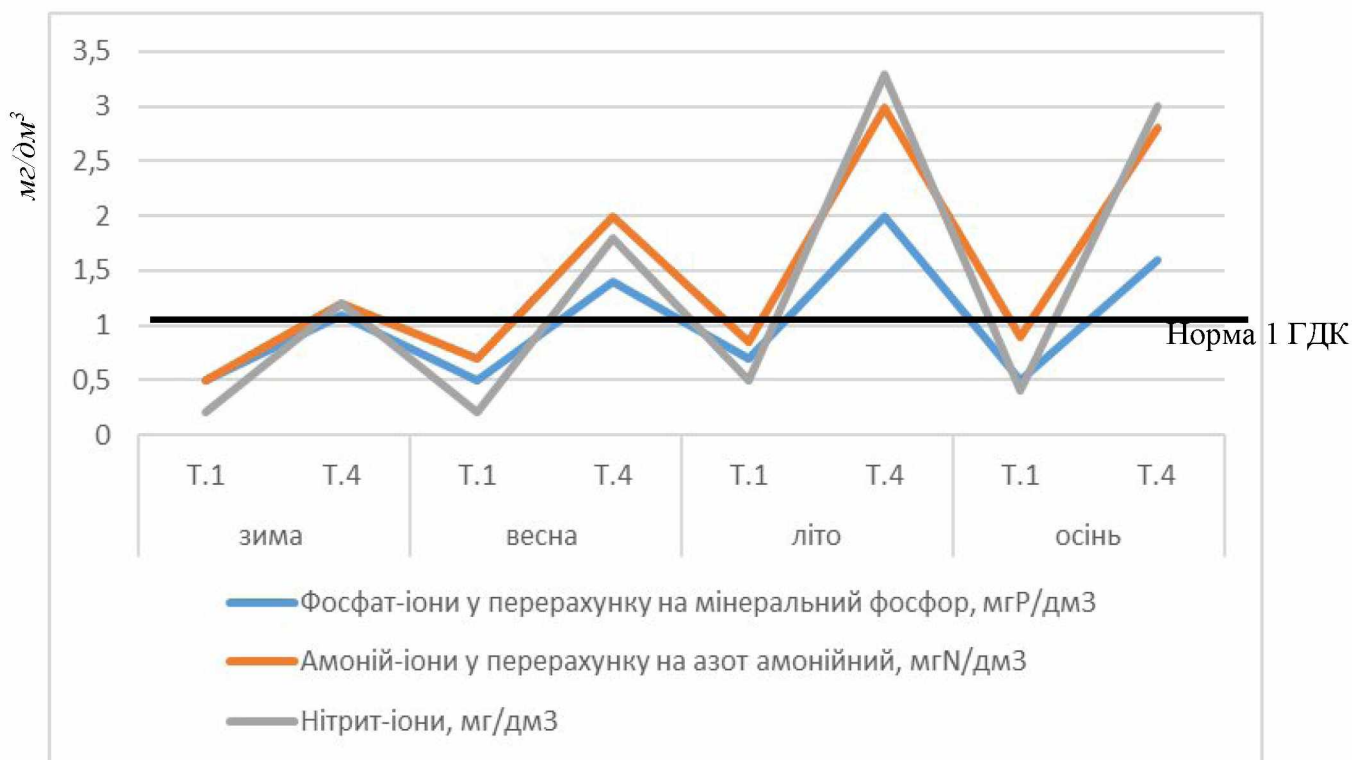


Рис. 3.5 - Сезонна мінливість біогенних елементів у р. Сулі на найбільш чистій (T.1) на найбільш забрудненій (T.4) ділянках

Екологічна оцінка якості води дає інформацію про воду як складову частину водної системи, середовище існування гідробіонтів і важливу частину природного середовища, в якому мешкає людина. Тому першим етапом в дослідженні екологічної оцінки якості річкової води є визначення класу та категорій саме хімічних та фізико-хімічних показників, які характеризують антропогенний вплив. Визначення класу та категорії якості гідрохімічних показників р. Сула проводилось згідно з Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України 14.01.2019 № 5 «Про затвердження Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод».

У таблиці 3.2 представлені порівняльна характеристика екологічного стану поверхневої води р. Сула на різних ділянках за хімічними та фізико-хімічними показниками.

Віднесення поверхневих вод на різних ділянках р. Сула до одного з класів екологічного стану\*

Ділянка річки	Відмінний	Добрий	Задовільний	Поганий	Дуже поганий
2022 р.					
Т.1		+			
Т.2				+	
Т.3				+	
Т.4				+	
2023 р.					
Т.1	+				
Т.2			+		
Т.3				+	
Т.4				+	
2024 р.					
Т.1		+			
Т.2				+	
Т.3				+	
Т.4				+	

\* згідно з Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України 14.01.2019 № 5 «Про затвердження Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод»

Таким чином, у результаті проведеної оцінки визначено, що найкращим значенням екологічного стану за хімічними та фізико-хімічними показниками р. Сула характеризується ділянка Т.1, де фактично відсутні антропогенні джерела впливу на річку - «добрий» стан. Ділянки Т.2, Т.3, Т.4 мають «поганий» екологічний стан за хімічними та фізико-хімічними показниками водної системи, що потребує розробки та впровадження відповідних заходів щодо покращення якості води та регулювання процесів евтрофікації.

## РОЗДІЛ 4

### ОЦІНКА БІОТИЧНОЇ ПРОДУКТИВНОСТІ Р. СУЛА ЗА ФІТОПЛАНКТОНОМ

Автотрофна продукція і деструкція – дві найважливіші сторони перетворення речовини й енергії у водних екосистемах. Енергетичний баланс річки визначається, в основному, кількістю органічних речовин, що надходять до гідроекосистеми, вміст яких коливається у широких межах та впливає на формування складу, структури і розвитку біоти. Ключовим механізмом формування біотичної продуктивності є утворення автотрофними організмами первинної продукції [34, 35].

Вміст розчиненого у воді кисню входить в коло основних показників, що визначають поверхневі води як ресурс і розглядається як визначальний фактор для прогнозування кисневого режиму. За кількістю виділеного кисню можна говорити про кількість утвореної органічної речовини під час фотосинтезу. Дослідження вмісту розчиненого кисню у воді р. Сула були проведені в умовах «*in situ*» впродовж 2022-2024 рр. (рис. 4.1).

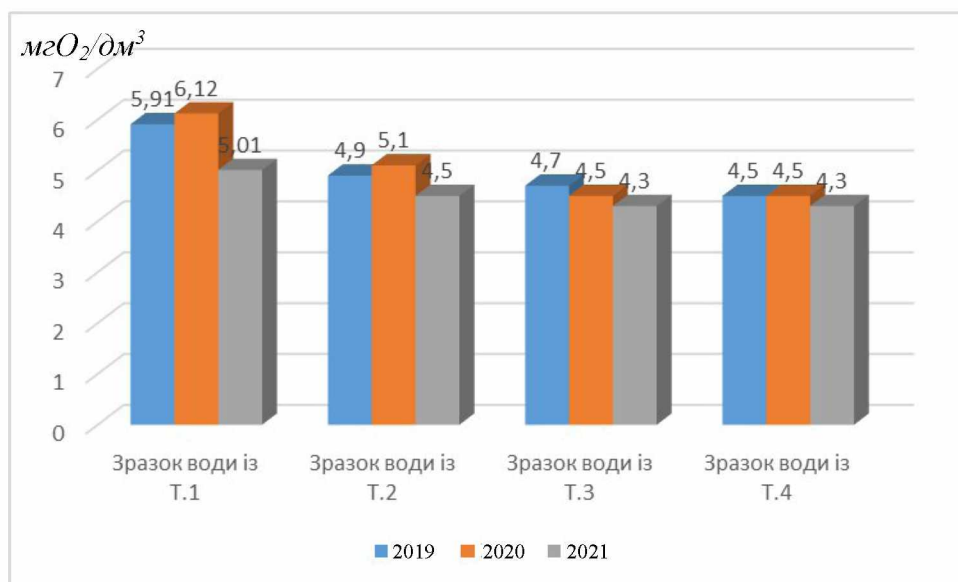


Рис. 4.1. Середній вміст розчиненого кисню,  $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$  у досліджуваних ділянках р. Сула

Середній вміст розчиненого кисню у воді річки Сула у межах м. Лубни в **2022 році** був у діапазоні  $4,50 \pm 0,14$  -  $5,91 \pm 0,34$   $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ . Найбільші значення зафіксовані у Т. 1.

У **2023 році** вміст розчиненого кисню був у діапазоні  $4,50 \pm 0,14 - 6,12 \pm 0,44$  мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Зафіксовано вище значення розчиненого кисню у Т.1 та Т.2 у порівнянні з 2024 р. та 2022 р., що обумовлено більш повноводним роком. У Т.3 і Т.4 значення розчиненого кисню стало дещо нижчим, що пояснюється великою кількістю антропогенних забруднень, що надходять на діній ділянці від централізованих та децентралізованих джерел.

У **2024 році** вміст розчиненого кисню у воді р. Сула склав  $4,30 \pm 0,11 - 5,01 \pm 0,21$  мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>. Це значно нижче від 2022 р. і 2023 р. та пояснюється збільшенням антропогенного навантаження, і як наслідок - зменшення самоочищення водної системи. Таким чином, спостерігається тенденції до зміни вмісту розчиненого кисню по роках, величина якого залежить від величини антропогенного навантаження, а також повноводності року.

Проведено дослідження вмісту розчиненого кисню протягом року (усереднені дані 2022-2024 р.) дозволило встановити, що найменше значення зафіксовано влітку, коли відбувається інтенсивний ріст фітопланктону, найбільше значення - взимку, коли ріст фітопланктону призупиняється (табл. 4.1). Також дослідженнями встановлено, що показники вмісту розчиненого кисню у воді річки Сула найбільші в період 12-16 години дня.

Таблиця 4.1

Сезонна мінливість розчиненого кисню, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> у р.Сула

Ділянки річки Сула	Сезон			
	Зима	Весна	Літо	Осінь
Т.1	10,4	6,8	4,8	5,9
Т.2	9,5	5,9	4,3	5,7
Т.3	8,4	5,8	4,2	5,7
Т.4	8,7	5,8	4,5	4,9

Визначення величини валової первинної продукції проводили кисневим методом в умовах «*in situ*». Розрахунок валової первинної продукції проводили за формулою [35]:

$$P_e = (V_c - V_m) / t, \quad (4.1)$$

де:  $P_e$  – валова первинна продукція, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> · год;

$V_c$  – вміст кисню у світлій склянці після експонування, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>;

$V_m$  – вміст кисню у темній склянці після експонування,  $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$ ;

$t$  – час, години.

За результатами досліджень (усереднені дані 2022-2024 р., червень-липень) зафіксовано, що валова первинна продукція води р. Сула у динаміці в межах м. Полтава становила від  $0,50 \pm 0,001$  до  $2,10 \pm 0,08$   $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$ , найбільші її значення визначені на ділянці Т.3, а найменші – у Т.1 (рис. 4.2). Причому максимальне значення валової первинної продукції органічної речовини зафіксовано для всіх ділянок через дві години.

Чиста продукція води р. Сула на різних ділянках у межах м. Лубни становила від  $0,32 \pm 0,08$  до  $0,95 \pm 0,15$   $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$ . Найбільші її значення зафіксовані на ділянці Т. 3 (рис. 4.3). Менші значення на ділянці 4 у порівнянні з ділянкою 3 пов'язані із значним розширенням річки у межах Т.4.

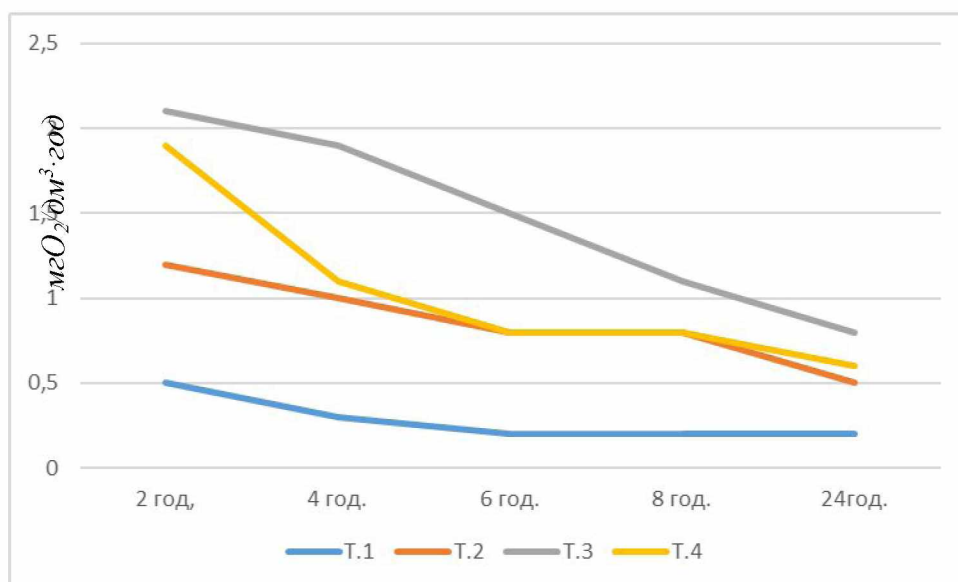


Рис. 4.2. Динаміка валової первинної продукції ( $P_d$ ) р. Сула у межах м. Лубни

Чиста продукція визначена у даному дослідженні за формулою [40]:

$$P_c = (V_c - V_{c(\text{поч.})}) / t, \quad (4.2)$$

де:  $P_c$  – чиста продукція,  $\text{мгO}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{год}$ ;

$V_c$  – вміст кисню у світлій склянці після експонування,  $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$ ;

$V_{c(\text{поч.})}$  – початковий вміст кисню у склянці перед експонування,  $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$ ;

$t$  – час, години.

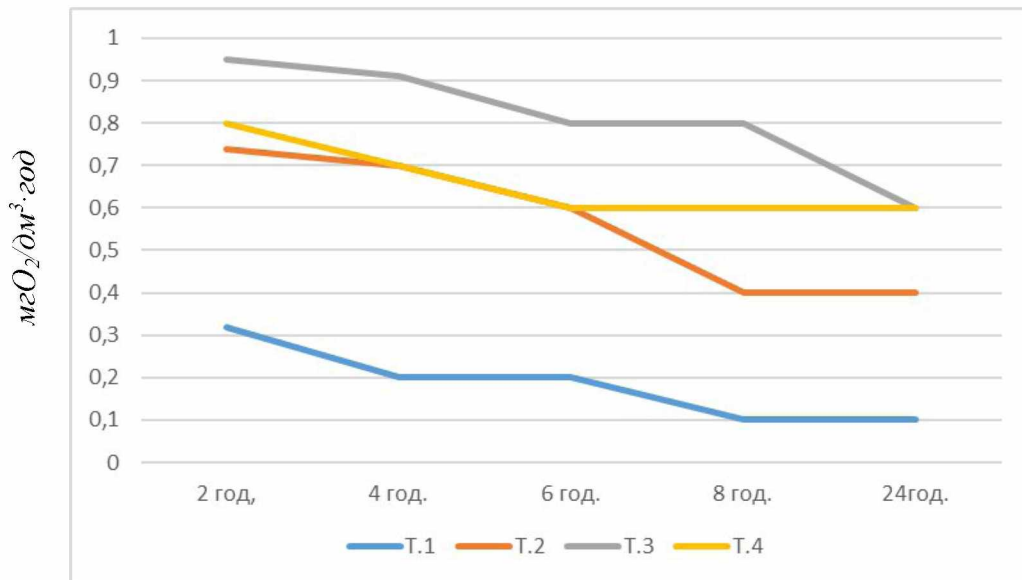


Рис. 4.3. Динаміка чистої продукції ( $P_{\text{ч}}$ ) р. Сула на різних ділянках у межах м. Лубни

Деструкція ( $D$ ) фітопланктону водної системи р. Сула розрахована за різницею вмісту розчиненого кисню у початковій і темній склянках за [35]:

$$D = (V_{c(\text{поч.})} - V_m) / t, \quad (4.3)$$

де:  $D$  – деструкція,  $\text{mgO}_2/\text{dm}^3 \cdot \text{год}$ ;  $V_{c(\text{поч.})}$  – початковий вміст кисню у склянці перед експонування,  $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ ;  $V_m$  – вміст кисню у темній склянці після експонування,  $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ ;  $t$  – час, години.

Досліджено, що у р. Сула в межах м. Лубни значення деструкції становило від  $0,55 \pm 0,002$  до  $0,90 \pm 0,007$   $\text{mgO}_2/\text{dm}^3 \cdot \text{год}$  (рис. 4.4). Продукція і деструкція органічної речовини характеризують стан водних екосистем, так як продукційно-деструкційні процеси залежать від ступеня розвитку фітопланктону та вищої водної рослинності [40]. На річці Сула виділені ділянки з перевагою продукційних процесів (Т.3, Т.4). Саме органічна речовина автотрофних організмів забезпечує функціонування трофічних рівнів, біотичний колообіг речовин і потік енергії в екосистемах, а переважання продукції над деструкцією приводить до евтрофікації [40]. Як зазначено у [83] деструкція органічної речовини характеризує функціональний стан водних екосистем. У процесі деструкції відбуваються

перетворення органічних речовин та їх використання на певному трофічному рівні.

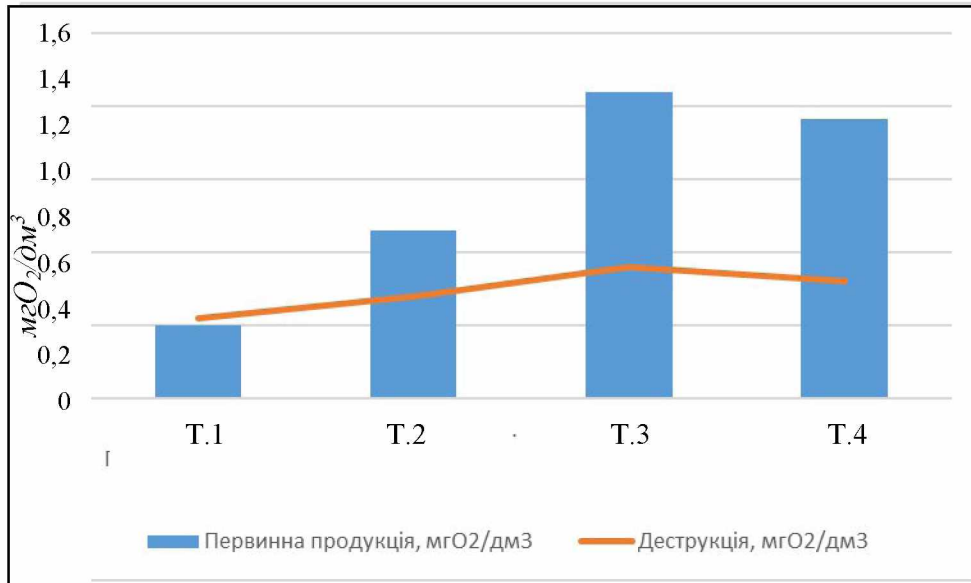
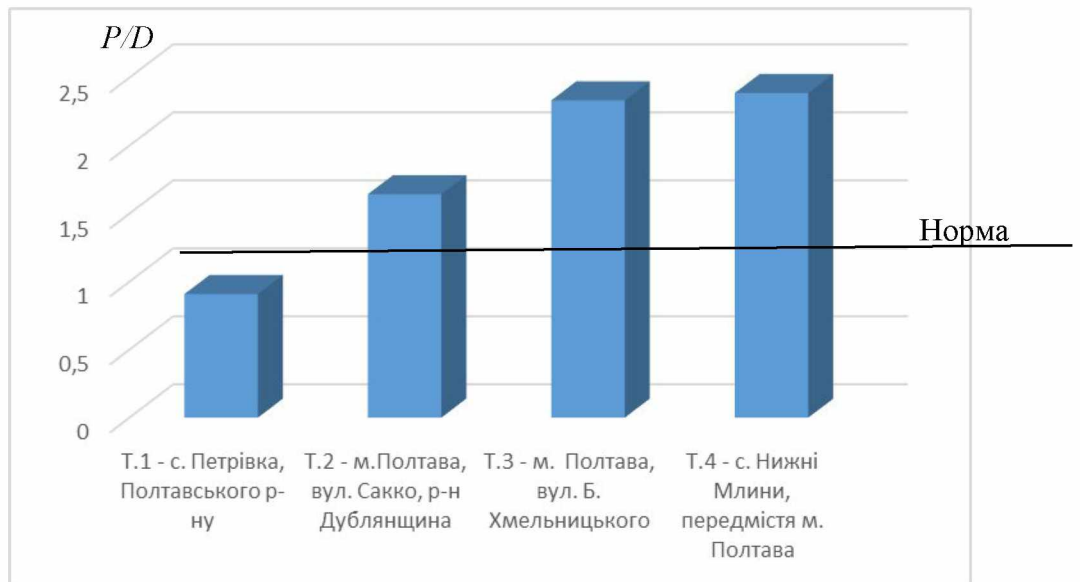


Рис. 4.4 – Показники первинної продукції та деструкції на різних ділянках річки Сула, мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>

Продукційно-деструкційний коефіцієнт визначається як відношення первинної продукції органічної речовини до її деструкції ( $P_v/D$ ), по ньому судять про здатність водної екосистеми до самоочищення. Якщо це відношення  $<1$ , то система здатна до самоочищення і справляється з навантаженнями на неї; якщо  $> 1$ , то система більшою мірою продукує органічну речовину, ніж може розкласти [35]. Значення продукційно-деструкційного коефіцієнту для досліджуваних ділянок р. Сула приведено на рис. 4.5.

Таким чином, тільки на ділянці Т.1 р. Сула водна система здатна до самоочищення і справляється з навантаженнями, на ділянках Т.2-Т.4 система більшою мірою продукує органічну речовину, ніж може розкласти, що характеризується збільшенням маси фітопланктону, зниженням здатності системи до самоочищення та як наслідок - посиленням процесів евтрофікації. Все це потребує розробки системи регулювання процесів евтрофікації на даних ділянках водного об'єкту.



*Рис. 4.5. Продукційно-деструкційний коефіцієнт р. Сула у межах м. Лубни*

## РОЗДІЛ 5

### ДОСЛІДЖЕННЯ ВИДІВ ВОДОРОСТЕЙ У РІЧЦІ СУЛА, ЯКІ ВИКЛИКАЮТЬ «ЦВІТІННЯ» ВОДИ

Фітопланктон є важливим компонентом водних проточних екосистем, зокрема річок. Його види разом із вищими водними рослинами формують автотрофний блок і визначають продуктивність річкових екосистем [40]. Водночас види фітопланктону чутливо реагують на зміни у водному середовищі, що дає підставу використовувати їх як фітоіндикатори його стану [99]. Тому вивчення видового складу та кількісних показників фітопланктону дозволяє певною мірою оцінити екологічний стан р. Сула.

Дослідженнями встановлено, що у водах р. Сула переважають такі види водоростей як, динофітові, діатомові, золотаві, жовто-зелені, зелені і синьо-зелені водорості. Зокрема, фітопланктон річки Сула представлений типово прісноводними видами зелених, синьо-зелених, діатомових, динофітових, кріптофітових і евгленових водоростей. Всі вони є мікроскопічними формами.

Улітку у річці Сула домінують синьо-зелені водорості. Особливо активні в цю пору року три види: *Microcystis flos-aqua*, *Anabaena flosaquae*, *Aphanizomenon flos-aquae*. Ці види можуть вегетувати разом, але частіше один з них при настанні сприятливих умов починає інтенсивно розмножуватися й у короткий строк досягає величезних кількостей, тобто водойма починає "цвісти" [12]. Динаміка усередненого вмісту даних водоростей у р. Сула в межах м. Лубни відображена на рис. 5.1.

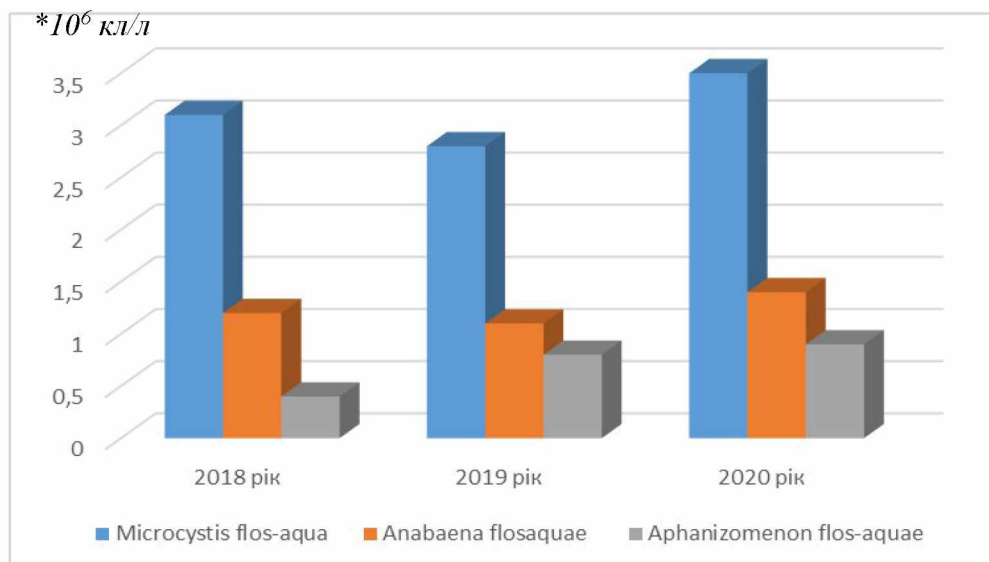


Рис. 5.1 - Динаміка усередненого вмісту синьо-зелених водоростей у р. Сула в межах м. Лубни у літній період.

Синьо-зелені водорості - домінанти літніх планктонів, а навесні й восени у річці Сула рішуче переважають над всіма іншими організмами діатомеї, представлені в основному чотирма колоніальними видами. Найпримітніша з них - *Asterionella formosa Hassall*, чисельність якої восени у річці Сула протягом 2022-2024 рр. (квітень) коливалася в діапазоні  $0,3 \cdot 10^6$  -  $0,4 \cdot 10^6$  кл/л. Інша дуже розповсюджена в планктоні діатомея - *Melosira islandica* (вміст восени за період 2022-2024 рр. коливався в діапазоні  $0,5 \cdot 10^6$  -  $0,7 \cdot 10^6$  кл/л.). Її клітини у формі коротких циліндриків зібрані в нитчасті прямі колонії завдяки слизу, що склеює поверхню сусідніх клітин. Третя колоніальна діатомея наших планктонів - *Tabellaria*, її чисельність за період 2022-2024 р. коливалася в діапазоні  $0,4 \cdot 10^6$  -  $0,6 \cdot 10^6$  кл/л. Клітини її мають вигляд прямокутних табличок, які з'єднані кутами у формі ламаної лінії або зигзага.

У пробах планктонів водойм, зібраних навесні або восени, особливо в сонячні дні, багато золотавих водоростей двох видів - *Synura uvella* (діапазон вмісту за 2022-2024 рр. -  $0,3 \cdot 10^6$  -  $0,5 \cdot 10^6$  кл/л.) і *Dinobryon faculiferum* (діапазон вмісту за 2023-2024 рр. -  $0,1 \cdot 10^6$  -  $0,4 \cdot 10^6$  кл/л.). Це колоніальні організми, які мають джгутики, що допомагають їм удержатися в товщі води.

Якщо зачерпнути воду з річки де вона добре прогривається, наприклад, біля берега, то в її краплі під мікроскопом можна спостерігати рослинні організми, пофарбовані майже так само, як діатомеї, вони мають панцир, який, щоправда, не містить кремнезему. Організми ці відносяться до групи перидіней, або дінофлагеллят, тобто це дінофітові водорості (*Dinoflagellata*). Найбільше з дінофітових водоростей виявлено *Peridinea*, які мають джгутики що допомагають їм пересуватися в товщі води. З *Peridinea* найбільше виявлено *Ceramium*, а також *Peridinium cinctum*. Загальна чисельність водоростей *Dinoflagellata* у пробах становила  $0,10 \cdot 10^4$  -  $0,15 \cdot 10^4$  кл/л протягом 2022-2024 рр.

У забруднених водоймах із застоюючою гниючою водою, у прибережній зоні річки Сула можна зустріти також рухливі одноклітинні криптофітові водорості. Найпоширеніший з них - *Cryptomonas borealis* ( $2,5 \cdot 10^3$  -  $4,8 \cdot 10^3$  кл/л).

Велику роль у планктоні водойм відіграють зелені водорості. Серед зелених водоростей влітку у р. Сула переважають *Euglena viridis* ( $1,2 \cdot 10^5$  -  $3,2 \cdot 10^5$  кл/л у період 2022-2024 рр.), причому переважають такі роди евгленових водоростей - *Trachelomonas wislouchii*, *Phacus longicauda*. Також у річці Сула живуть представники таких родів вольвоксових водоростей як *Chlamydomonas*, *Gonium*, *Pandorina*, *Eudorina elegans*, *Volvox*.

Типовим представником роду *Chlamydomonas* у р. Сула є *Chlamydomonas reinhardtii* P.A. Dang. При температурі води 20-25°C їх чисельність становила  $0,5 \cdot 10^3$  -  $1,3 \cdot 10^3$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень). Рід *Gonium* представлений у водоймах р. Лубни видом *Gonium pectorale*. При температурі води 26°C чисельність цього виду водоростей становила  $3,0 \cdot 10^5$  -  $4,0 \cdot 10^5$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., липень-серпень). *Pandorina minodii* Chodat являє собою 16 або 32-клітинні ценобії (останні зустрічаються рідко). При температурі води 20-25°C чисельність цього виду водоростей становила  $2,0 \cdot 10^4$  -  $4,2 \cdot 10^4$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень). Чисельність *Eudorina elegans* при

температурі води 20-25°C чисельність цього виду водоростей становила  $0,5 \cdot 10^4$ - $1,0 \cdot 10^4$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень).

З роду *Volvox* у р. Сула найбільш часто зустрічається *Volvox globator*. Він розмножується серед літа особливо активно. У цю пору в пробах води, узятих зі річки Сула ми спостерігали кулі *Volvox* неозброєним оком. При температурі води 20-25°C максимальна чисельність цього виду водоростей становила  $1,1 \cdot 10^6$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень).

У воді р. Сула також часто зустрічаються *Chlorococcales*. Особливо поширені види родів *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Crucigenia lauterbornei* (*Schmidle*) *Schmidle*, *Pediastrum Meyen*, *Hydrodictyon*. *Chlorella* — невибаглива водорість, здатна до інтенсивного розмноження, вона є практично всюди. При температурі води 20-25°C максимальна чисельність цього виду водоростей у річці Сула становила  $6,8 \cdot 10^4$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень).

Дуже широко розповсюджений у водоймах р. Сула *Scenedesmus quatuor caudata*. *Scenedesmus quatuor caudata* добре тримається в товщі води завдяки виростам оболонки крайових клітин. При температурі води 20-25°C максимальна чисельність цього виду водоростей у річці Сула становила  $2,5 \cdot 10^5$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень).

Рід *Crucigenia* представлений видом *Crucigenia lauterbornei* (*Schmidle*) *Schmidle*. Живуть види цього роду в планктоні самих різних прісних водойм нашого регіону, у тому числі і річці Сула. У пробах води з річки Сула максимальна чисельність цього виду водоростей становила  $8,1 \cdot 10^5$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень). Рід *Pediastrum* теж складається із ценобіальних організмів. При температурі води 20-25°C максимальна чисельність даного виду водоростей становила  $1,6 \cdot 10^5$  кл/л (усереднені дані 2022-2024 рр., червень-липень). Також у пробах води з річки Сула максимальна чисельність *Hydrodictyon* становила  $2,0 \cdot 10^4$  кл/л. Узагальнені дані щодо таксономічного складу і вмісту фітопланктону р. Сула приведені у таблиці 5.1 (усереднені дані 2022-2024 рр.).

Найбільший видовий склад фітопланктону зафіксовано на ділянці Т.1, найменший - Т.3. Найбільший сумарний вміст різних видів планктонних водоростей спостерігалася на ділянках Т.3 та Т.4, найменший - Т.1. У той же час ділянка Т.3 містить більше фітопланктону у порівнянні з Т.4 що пояснюється більш повільною течією та меншою шириною річки. Сумарна біомаса видів фітопланктону складала (усереднені дані 2022-2024 рр., додаток Е): Т.1 -  $2,80 \pm 0,02$  мг/дм<sup>3</sup>; Т.2 -  $4,97 \pm 0,03$  мг/дм<sup>3</sup>; Т.3 -  $8,09 \pm 0,02$  мг/дм<sup>3</sup>; Т.4 -  $7,15 \pm 0,02$  мг/дм<sup>3</sup>.

Таблиця 5.1

Узагальнені дані щодо таксономічного складу і вмісту фітопланктону р. Сула (усереднені дані 2022-2024 рр.)

Назва таксону	Усереднений вміст, кл/л			
	Т.1	Т.2	Т.3	Т.4
<b>Синьо - зелені водорості</b>				
<i>Microcystis flos-aqua</i>	$7,8 * 10^5 *$	$2,9 * 10^6 *$	$3,0 * 10^6 *$	$2,6 * 10^6 *$
<i>Anabaena flosaquae</i>	$1,3 * 10^5 *$	$1,6 * 10^5 *$	$1,1 * 10^6 *$	$1,4 * 10^6 *$
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	$5,9 * 10^5 *$	$3,2 * 10^5 *$	$3,0 * 10^5 *$	$1,0 * 10^6 *$
<b>Зелені водорості</b>				
<i>Euglenoidea</i>				
<i>Trachelomonas wislouchii</i>	$5,5 * 10^4 *$	$9,2 * 10^4 *$	$1,2 * 10^5 *$	$2,2 * 10^5 *$
<i>Phacus longicauda</i>	$4,5 * 10^3 *$	$3,5 * 10^3 *$	$9,7 * 10^4 *$	$1,0 * 10^5 *$
<i>Volvocaceae</i>				
<i>Chlamydomonas</i>	$8,2 * 10^3 *$	$5,1 * 10^2 *$	-	-
<i>Gonium</i>	$6,2 * 10^5 *$	$3,3 * 10^5 *$	$4,0 * 10^5 *$	$3,5 * 10^5 *$
<i>Pandorina</i>	$3,1 * 10^4 *$	$2,9 * 10^4 *$	$4,2 * 10^4 *$	$1,8 * 10^4 *$
<i>Eudorina elegans</i>	$5,1 * 10^4 *$	$1,3 * 10^4 *$	-	-
<i>Volvox</i>	$4,2 * 10^4 *$	$8,1 * 10^4 *$	$1,0 * 10^6 *$	$0,1 * 10^6 *$
<i>Chlorococcales</i>				
<i>Chlorella</i>	$7,5 * 10^4 *$	$1,4 * 10^5 *$	$6,8 * 10^4 *$	$5,5 * 10^4 *$
<i>Scenedesmus</i>	$6,5 * 10^4 *$	$8,2 * 10^3 *$	-	-
<i>Crucigenia lauterbornei (Schmidle) Schmidle</i>	$1,1 * 10^5 *$	-	$6,5 * 10^5 *$	$7,5 * 10^5 *$
<i>Pediastrum Meyen</i>	$1,4 * 10^5 *$	$6,3 * 10^5 *$	$5,9 * 10^5 *$	$1,6 * 10^5 *$
<i>Hydrodictyon</i>	$2,2 * 10^4 *$	$5,2 * 10^3 *$	-	$1,5 * 10^5 *$
<b>Діатомові водорості</b>				
<i>Asterionella formosa Hassall</i>	$1,5 * 10^5 **$	$8,2 * 10^5 **$	$9,5 * 10^5 **$	$1,1 * 10^6 **$
<i>Melosira islandica</i>	$5,4 * 10^5 **$	$1,2 * 10^6 **$	$1,0 * 10^6 **$	$7,5 * 10^5 **$
<i>Tabellaria</i>	$7,6 * 10^3 **$	$4,3 * 10^4 **$	$3,8 * 10^5 **$	$6,8 * 10^5 **$
<b>Золотаві водорості</b>				
<i>Symura uvella</i>	$7,3 * 10^3 **$	$8,7 * 10^4 **$	$5,3 * 10^5 **$	$5,3 * 10^5 **$
<i>Dinobrion faculiferum</i>	$1,1 * 10^5 **$	$1,2 * 10^5 **$	-	$4,7 * 10^5 **$
<b>Діофітові водорості</b>				

<i>Ceramium</i>	-	$6,5 \cdot 10^3$ *	-	$9,0 \cdot 10^3$ *
<i>Peridinium cinctum</i>	$1,8 \cdot 10^5$ *	$9,4 \cdot 10^5$ *	-	-
<i>Dinoflagellata</i>	$5,5 \cdot 10^3$ *	$7,1 \cdot 10^3$ *	$9,2 \cdot 10^5$ *	$5,4 \cdot 10^4$ *
<b>Крентофітові водорості</b>				
<i>Cryptomonas borealis</i>	$1,2 \cdot 10^3$ *	$2,5 \cdot 10^4$ *	-	-

Показник біомаси фітопланктону у воді досліджуваної річки залежить від біологічного споживання кисню. Проведений аналіз залежності свідчить про середній кореляційний зв'язок між біомасою фітопланктону та БСК<sub>5</sub>, коефіцієнт  $R = 0,54$  (рис. 5.2).

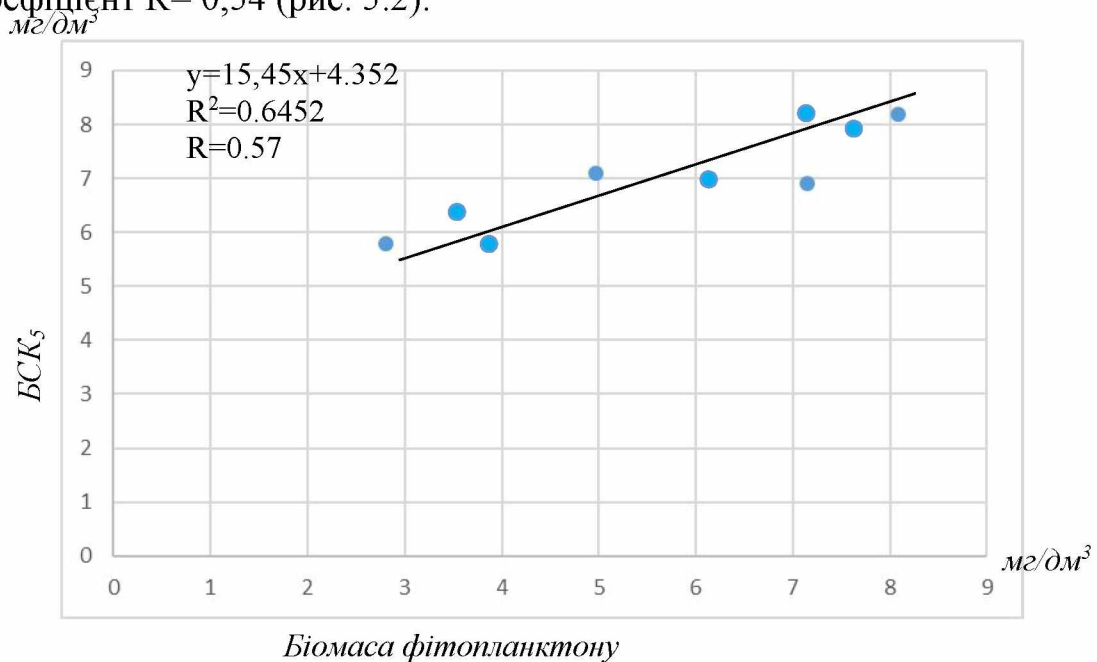


Рис. 5.2. Залежність показника біомаси фітопланктону від БСК<sub>5</sub>

Таким чином визначено, що фітомаса планктону збільшується у напрямку руху річки вниз по течіє, що пояснюється антропогенним впливом м. Лубни. Також на ділянках, що зазнають значного антропогенного навантаження спостерігається помітне переважання 3-5 видів. На усіх досліджених ділянках у складі фітопланктону постійно присутні види *Microcystis flos-aqua*, *Anabaena flosaquaе*, *Aphanizomenon flos-aquaе*. *Bacillariophyta*.

## ВИСНОВКИ

У результаті проведеного дослідження встановлена залежність від антропогенного навантаження та якістю води на відповідних ділянках. Зокрема визначена пряма залежність між вмістом у воді азоту та фосфору у річці Сула і розвитком водоростей досліджень води. Обґрунтовано, що мінливість біогенних елементів у річковій воді має чітко виражений сезонний характер і залежить від величини водного стоку і розвитку гідробіологічних процесів.

У результаті проведеної екологічної оцінки визначено, що сучасний стан р. Сула у межах м. Лубни за хімічними та фізико-хімічними показниками р. Сула оцінено як - «поганий» стан (ступінь чистоти), що потребує розробки та впровадження відповідних заходів щодо покращення якості води та регулювання процесів евтрофікації. Ділянка Т.1, де фактично відсутні антропогенні джерела впливу на річку, оцінено як - «добрий» стан.

Проведене дослідження продукційно-деструкційного коефіцієнту для досліджуємих ділянок на р. Сула дозволило встановити, що тільки на ділянці Т.1 р. Сула водна система здатна до самоочищення і справляється з навантаженнями, на ділянках Т.2-Т.4 система більшою мірою продукує органічну речовину, ніж може розкласти, що характеризується збільшенням маси фітопланктону, зниженням здатності системи до самоочищення та як наслідок - посиленням процесів евтрофікації. Все це потребує розробки системи регулювання процесів евтрофікації на даних ділянках водного об'єкту.

Проведений аналіз видового складу фітопланктону на різних ділянках р.Сула, дозволив встановити, що найбільший сумарний вміст різних видів планктонних водоростей спостерігалася на ділянках з максимальним антропогенним навантаженням на річку (Т.3, Т.4), але також на даних ділянках спостерігалася зменшення видового складу фіпланктону (помітне переважання 3-5 видів). Також визначено, що на загальну масу фітопланктону впливають також гідродинамічні фактори, пов'язані із шириною, глибиною річки та течією. Обґрунтовано, що показник біомаси

фітопланктону у воді досліджуваної річки залежить від біологічного споживання кисню.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Андрієнко Т. Л. Рослинний світ Українського Полісся в аспекті його охорони. Київ: Наукова думка, 1983. 216 с.
2. Афанасьєв С. О. Гідробіологічна оцінка транскордонних річок заходу України. *Чиста вода – чисте довкілля. Шляхи інтеграції України до Європейського Союзу: мат. Програми СВС ТАСІS «Західний Буг і Латориця / Уж Транскордонний моніторинг та оцінка якості води»*. Київ: «АртЕк», 2001. С. 6–13.
3. Бондар О. І., Тараріко О. Г., Варламов Є. М. Впровадження Європейських стандартів і нормативів у Державну систему моніторингу довкілля України: наук.-метод. посібн. / за ред. О. І. Бондара. Київ: Інрес, 2006. 264 с.
4. Борсукевич Л. М. Вища водна рослинність басейнів верхньої течії Дністра, Прута та Західного Бугу: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.05 / Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. Київ, 2010. 22 с.
5. Боярин М. В. Нетробчук І. М. Основи гідроекології: теорія і практика: навч. посіб. / за ред. А. Н. Некос. Луцьк: Вежа-Друк, 2016. 365 с.
6. Брагінський Л. П. Біотестування як метод контролю токсичності природних і стічних вод / Л. П. Брагінський // *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень*. – Львів : Світ, 1993. – С. 27–37
7. М. С. Розширення переліку показників екологічної класифікації якості поверхневих вод України. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук пр. УкрНДІЕП. Харків: ВД «Райдер», 2010. Вип. XXXIII. С. 33–47.
8. Вернадський В.І. Біосфера и ноосфера – М.: Айріс-пресс, 2004. – 576 с.
9. Верниченко–Цветков Д. Ю. Аналіз методів оцінки якісного стану донних відкладів водних об'єктів. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ: ВГЛ «Обрії», 2007. Т. 12. С. 31–40.

10. Вишневецький В. І. Антропогенний вплив на річки України: автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 11.00.11 / Львів. нац. ун-т ім. І.Франка. Львів, 2003. 35 с.
11. Водний кодекс України. Екологія і закон: Екологічне законодавство України. У 2-х кн./ Відповід. ред. В. І. Андрейцев. Київ: Юрінком Інтер, 1997. Кн.1. С. 411–453.
12. Верниченко Г. А. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Г. А. Верниченко, В. І. Лаврик, Й. В. Гриб. – К., 1998. – 28 с.
13. Полтавщина : Енцикл. довід. – К., 2010. – С. 1024. ISBN 5-88500-033-6 – с. 146
14. Тимчасова типова методика визначення економічної ефективності здійснення природоохоронних заходів та оцінки економічної шкоди, заподіяної народному господарству забрудненням довкілля. (Схвалена постановою Держплану СРСР від 21 жовтня 1983 р.). - М.: Економіка, 1986. - 158 с.
15. Ганущак М. М. Оцінка якості поверхневих вод басейну р. Стир. Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. Київ, 2015. Т.1 (36). С. 100–118.
16. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень (теорія, методи, практика використання) / І. Т. Олексів, Н. С. Ялинська, Л. П. Брагінський та ін. – Львів : Світ, 1995. – 440 с.
17. Гончар О.М. Оцінка гідрохімічного режиму та якості поверхневих вод басейну Дністра на території України: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07 / Чернівецький нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2012. 20 с.
18. Гриб Й. В. Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління): автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 13.00.16 / Дніпропетр. нац. ун-т. Дніпропетровськ, 2002. 40 с.

19. Гриб В. Й. Комплексна екологічна оцінка стану річкових басейнів (на прикладі правобережних приток р. Прип'яті) / В. Й. Гриб. – К. : Натураліс, 1998. – 178-180 с.
20. Данильченко О. С. Оцінка антропогенного навантаження на басейни малих річок Сумського Придніпров'я. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Київ, 2013. Т.4 (31). С. 79–89.
21. Директива 2000 Парламенту і Ради ЄС. Встановлення структури щодо дій ЄС в галузі водної політики. Брюссель, 2000-08-15 PE-CONS 3639|00 CS 0347|00 ENV 221CBDES 513.
22. ДСТУ ISO 5667-6-2001. Якість води. Відбирання проб. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків. Київ, 2002. 10 с.
23. Екологічний паспорт Полтавської області 2023 р. Полтава, 2024. - 185 с.
24. Клименко М. О. Кругообіг важких металів у водних екосистемах / М. О. Клименко, О. О. Бедункова. – Рівне, 2008. –216 с.
25. Клименко М. О. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). Т. 3 / М. О. Клименко, С. С. Трушева, Ю. Р. Гроховська. – Рівне, 2004. – 211 с.
26. Клименко О. М., Статник І. І. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь): монографія. Рівне, НУВГП, 2012. 206 с.
27. Концепція екологічного нормування. Київ: Мінекобезпеки України, 1997.
28. Корчагін О. П. Наукове обґрунтування регулювання процесів евтрофікації водних об'єктів (на прикладі річки Ворскли). *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. Полтава, 2020. – №3. – С. 150-158.
29. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші і естуаріїв України: проект / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукінський, О. П. Оксіюк та ін. Київ: Символ–Т, 1994. 26 с.

30. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукінський, О. П. Оксіюк та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.
31. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями: проект / за заг. ред.: А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко та ін. Харків: УкрНДІЕП. 2012. 37 с.
32. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України / ред. А. В. Яцик, О. П. Канаш, В. А. Сташук та ін. Київ: УНДІВЕП, 2007. 71 с.
33. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод: монографія / за ред. В. Д. Романенка. Київ: Логос, 2006. 408 с.
34. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем / ред. В. І. Назаренко. Київ, 2002. 51 с.
35. Національна екологічна політика України: оцінка і стратегія розвитку. Документ підготовлено в рамках проекту ПРООН / ГЕН «Оцінка національного потенціалу в сфері глобального екологічного управління в Україні». – К.: Генеза, 2007 – 186 с.
36. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва: Главрыбвод Минрыбхоза СССР
37. Писаренко П.В., Самойлік М.С., Диченко О. Ю., Корчагін О. П., Оцінка фітотоксичної дії стічних вод місць захоронення відходів на стійкість *Triticum aestivum*. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. Полтава, 2019. №2. С. 77-85.
38. Писаренко П.В., Корчагін О. П., Прогнозування процесів евтрофікації водойм на прикладі річки Сула. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. Полтава, 2019. №3. С. 103-110.
39. Писаренко П. В., Тараненко А. О., Корчагін О. П. Екологічні аспекти міжрегіональної взаємодії у сфері поводження з твердими відходами (на

прикладі програми реабілітації забруднених земель). *Вісник ПДАА*. 2020. № 4. С. 120–127.

40. Самойлік М.С. Забезпечення ресурсно-екологічної безпеки у регіоні: теорія та практика / М.С. Самойлік // *Аграрна економіка*. – 2014. – №2 (Т.7). – С. 131-138.

41. Серода Т. М. Фітопланктон Десни як показник стану річкової екосистеми: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17 / Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2008. 23 с.

42. Яцик А. В., Грищенко Ю. М., Волкова Л. А., Пащенко І. А. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: підручн. для студ. ВНЗ / А. В. Яцик та ін.; Київ: Генеза, 2007. 360 с.

43. Cloern, J. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223–253. doi: 10.3354/meps210223. 7. Smith, V. H., Joye, S. B., & Howarth, R. W. (2006). *Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. Limnology and Oceanography*, 51 (1 part 2), 351–355. doi: 10.4319/lo.2006.51.1\_part\_2.0351

44. Commission directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risk to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC.

45. Grant B.R. The action of light on nitrate and nitrite assimilation by the marine chlorophyte, *Dunaliella tertiolecta* (Butcher) – *J. Gen. Microbiol.*, 1967, 48. Knob R. A. E., Ross, van Orischoot M. C. M. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Vol 3: Biological Assessment Methods for Watercourses Biological Assessment Methods for Watercourses. RIZA rep.nr.: 95.066. Lelystad, 1995. 86 p.

46. Kovalenko V., Kotok V., Pysarenko P. Investigation of characteristics of binary Ni–Co oxyhydroxides for supercapacitor application. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2020. № 1/12 (103). P.15-23.

47. Kolkwitz R., Marson M. Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. dt. bot. Ges.* 1908. vol. 26A. S. 505–519.