

**ПОЛТАВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

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

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

## **МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

**НА ТЕМУ: ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТА ПОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ  
ВОДНОЇ СИСТЕМИ (НА ПРИКЛАДІ Р. ВОРСКЛА У МЕЖАХ ПОЛТАВСЬКОЇ  
ОБЛАСТІ)**

Виконала: здобувачка вищої освіти  
за освітньо-професійною програмою Агроекологія  
спеціальності 101 Екологія  
СВО Магістр  
**Кошовий Роман Олександрович**

Керівник: **Калініченко А.В., д.с.-г.н., проф.**  
Рецензент: **Коваленко Нінель Павловна, к.с.-г.н.,  
доц.**

Полтава - 2022 року

## ВСТУП

**Актуальність теми дослідження.** В умовах зростаючого антропогенного впливу вирішення завдань попередження деградації водного середовища і раціонального природокористування набуло винятково важливого значення. Відповідно Указу Президента України «Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року» (від 30 вересня 2019 року № 722/2019) стале управління водними ресурсами визначено як одна із пріоритетних цілей сталого розвитку України.

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.

Питання оцінки екологічного стану якості води та процесів евтрофікації водних екосистем вивчалось багатьма вітчизняними та зарубіжними науковцями, зокрема Бакером Л., Вінбергом Г.Г., Ганущак М. М., Гілсоном Л., Дмитрієвим В. В., Ізраєлем Ю., Клименко М. О., Клоерном Дж., Лахті К. Писаренком П.В., Середою Т. М., Сміс В., Хорусом І. та іншими. Вивченню продуктивності річок присвячені праці Абакумова В. А., Алимova А. Ф., Баранова С. А., Бульона В. В., Вінберга Г.Г., Євтушенка М. Ю., Россолимо Л. Л., Статника І. І., Толочик І. Л., Трилис В. В., Хижняк М. І. та ін. Однак до теперішнього часу недостатньо розкриті питання щодо обґрунтування причин, які викликають евтрофікацію водоймищ, а також потребують подальшого розвитку дослідження по виявленню регіональних

особливостей антропогенної евтрофікації водойм. Таким чином постає необхідність у подальших дослідженнях проблеми сукупного врахування впливу факторів на продукційно-деструкційні відношення у водних екосистемах, що дозволить розробити моделі функціонування водних екосистем з урахуванням сукупної дії факторів фізичної, хімічної та біологічної природи.

## **РОЗДІЛ 1**

### **ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ РЕГУЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

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 [19]. 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).

## Механізм впливу евтрофікації на екосистеми водойм

1  
етап

Підвищення вмісту біогенних елементів в верхніх горизонтах води викликає бурхливий розвиток рослин в цій зоні (в першу чергу планктонних водоростей) та збільшення чисельності зоопланктону, що харчується фітопланктоном. Як наслідок прозорість води різко знижується, глибина проникнення сонячних променів зменшується, що призводить до загибелі донних рослин від нестачі світла. Після загибелі донних рослин відбувається загибель організмів, чий життєвий цикл був з ними

2  
етап

Водорості та бактерії, що сильно розмножилися у верхніх горизонтах водойми, мають набагато більшу сумарну поверхню тіла та біомасу, ніж нормальний рослинний комплекс при сталому рівні евтрофікації водойми. При цьому в нічні години фотосинтез в цих рослинах не йде, а процес дихання продовжується, що потребує затрат кисню. В результаті в передранішні години, особливо в теплі дні, кисень у верхніх горизонтах води опиняється майже вичерпаним, і спостерігається загибель організмів, що мешкають в приповерхневих водах, від нестачі кисню (так званий "літній замор").

3  
етап

Велика кількість відмерлих організмів з верхніх шарів водойми опускаються на дно, де проходить їхнє розкладення. Але, як вказано в п. 1, донна рослинність гине на ранніх стадіях евтрофікації, і виробництво кисню тут майже не відбувається. Якщо ж взяти до уваги, що біопродуктивність завдяки евтрофікації збільшується (див. п. 2), між виробництвом та споживанням кисню в придонних горизонтах спостерігається дисбаланс, кисень тут стрімко витрачається, і все це призводить до загибелі бентосних організмів, навіть не пов'язаних з придонною рослинністю. Аналогічне явище, що спостерігається у другій половині зими в замкнених мілководних водоймах, відоме як "зимові замори".

4  
етап

В донному ґрунті, позбавленому кисню, проходить анаеробне розкладення відмерлих організмів з утворенням таких сильних ядів як феноли та сірководень, які призводять до отруєння організмів на всіх рівнях водойми, що спричинює ще більш масоване відмирання, як наслідок - додаткове збільшення споживання кисню при розкладенні органіки, і т.д. [35].

## Класифікація водоймиць по рівню евтрофікації

оліготрофні  
(слабко  
евтрофіковані)

мезотрофні  
(середньо-  
евтрофіковані)

евтрофні  
(сильно-  
евтрофіковані)

гіперевтрофні (дуже  
сильно  
евтрофіковані)

*Рис. 1.1 - Механізм впливу евтрофікації на екосистеми водойм та відповідна класифікація водних об'єктів за даним рівнем впливу*

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 [102]. 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, 17]. 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 [28]. При цьому на розподіл фітопланктону більший вплив надають такі чинники, як світло, температура, вміст розчиненого органічного речовини [38].

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.

Загалом все більше робіт з вивчення процесів евтрофікації водних об'єктів виконується із застосуванням методів математичного моделювання. Основа для розробки математичних моделей евтрофікації була закладена в 1970-х рр. [15-16]. Умовно всі моделі евтрофікації можна розділити на дві групи: якісно-аналітичні та емпіричні; імітаційні [65; 84]. Для моделей першої групи характерно використання невеликої кількості модельованих параметрів стану, дослідження середніх для водойми стаціонарних умов протікання процесу евтрофікації. Моделі другої групи деталізовані, багатокомпонентні і вимагають великих обсягів вихідної інформації. Імітаційне моделювання застосовується для прогнозування розвитку евтрофікації водойм, але не дозволяє в цілому охопити екосистему. Якісно-аналітичне моделювання дозволяє не тільки прогнозувати перебіг процесу евтрофікації, а й зачіпає його механізми і їх сутність. При використанні цього підходу моделюють евтрофікацію за допомогою системи звичайних диференціальних рівнянь першого порядку [2]. У той же час враховуючи досить різносторонні результати, отримані вітчизняними та зарубіжними вченими при використанні різноманітних способів математичного моделювання, постає необхідність у подальшому використанні даних методів для вивчення процесу евтрофікації з прив'язкою до конкретних факторів впливу та умов.

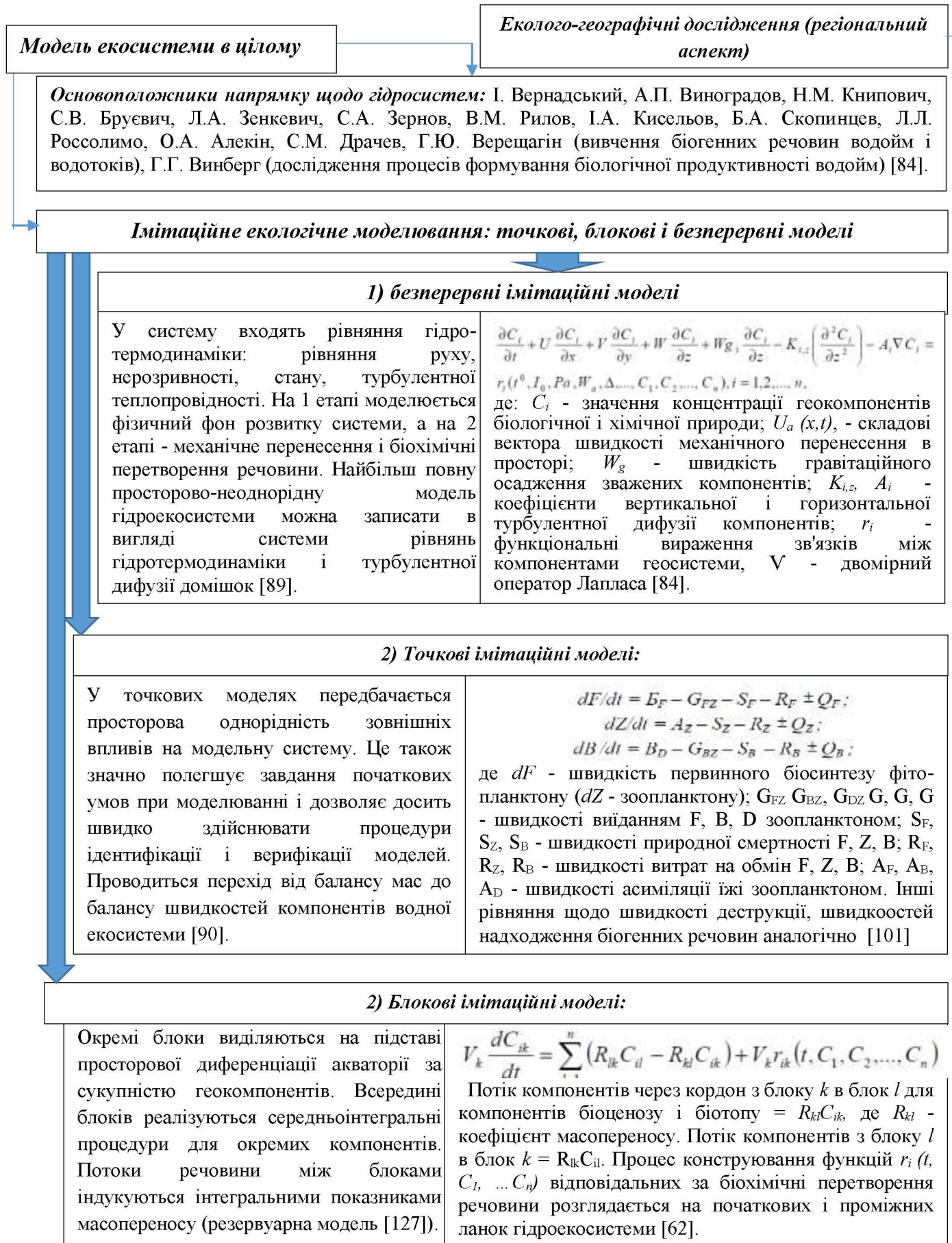


Рис.1.2 - Дослідження загальних моделей екосистеми в цілому відносно питання евтрофікації водних систем (на основі літературних джерел) 7

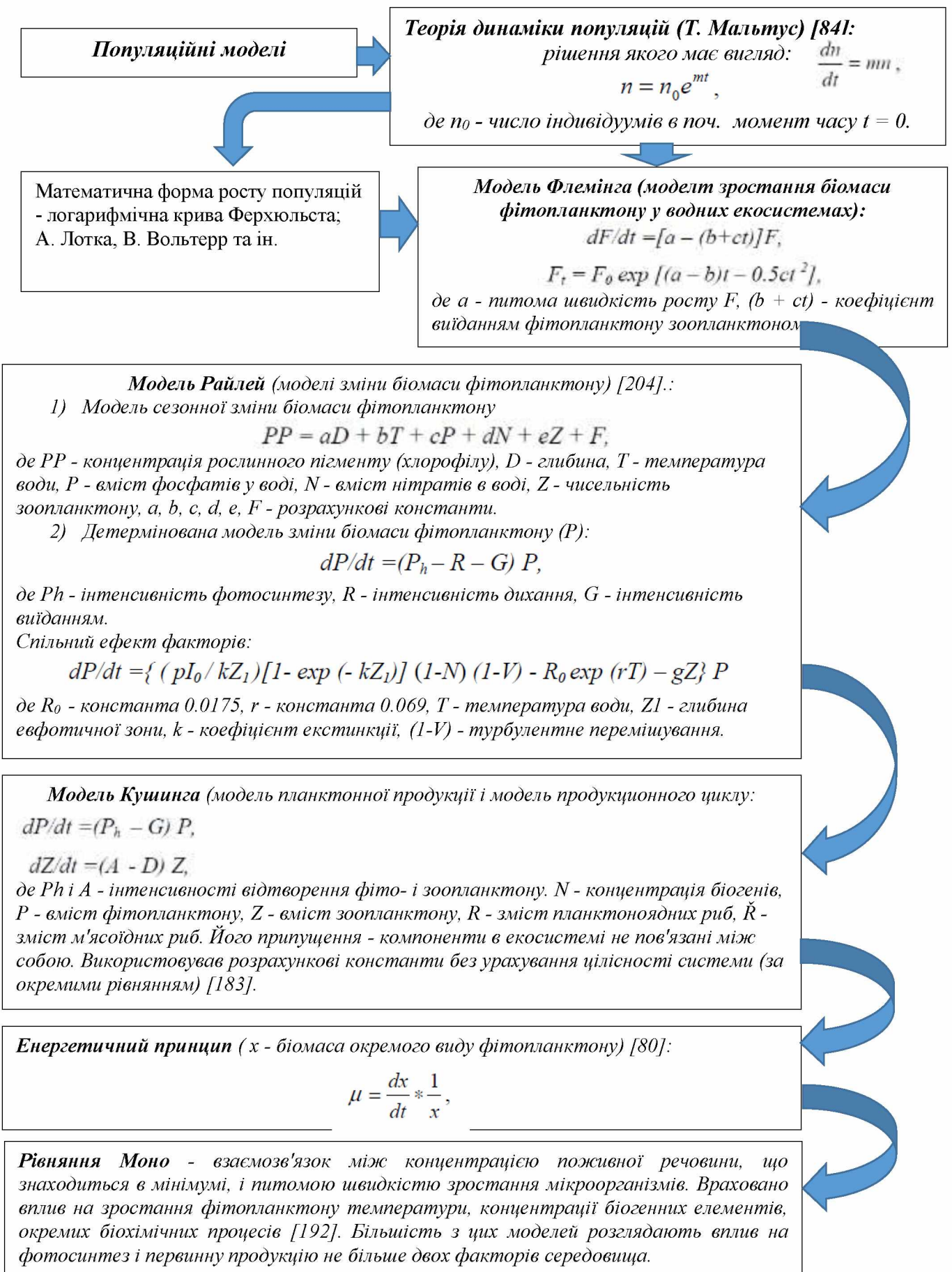


Рис.1.3 - Дослідження популяційних моделей відносно питання евтрофікації водних систем (на основі літературних джерел)



## Л і М-підходи

Складність екосистем призводить до того, що функціональний зв'язок між компонентами системи важко описати традиційними методами (динаміка популяцій, рівнянь гідро- і аеродинаміки тощо). Якщо не вдасться описати функціональну зв'язок, використовується апроксимація цього функціонального зв'язку на основі геофізичних і екологічних уявлень за допомогою математичних функцій [147].

В реальній системі швидкість первинної асиміляції на всіх етапах продукційного циклу може контролюватися періодично змінюються елементами, що лімітують фотосинтез, а також перебувати під впливом сукупної дії факторів [147].

**Передумови:** З огляду на складності процесів в екологічній системі необхідно виділити головні чинники, взаємодія яких якісно визначає стан системи. Фактично всі моделі, що включають опис зростання популяцій або спільнот, ґрунтуються або на "лімітуючому принципі" Ю. Лібіха, або на законі сукупної дії факторів Е. А. Мітчерліха. Також основоположники напрямку: Ф. Блекман, Н. Ієрусалимський, І. Полетаєв, А. Левіч.

**Метод функцій відгуку** полягає у використанні інформації про відгук системи на відомі впливи для отримання оператора переходу за схемою: вплив - реакція. У термінах теорії складних систем, динаміка складної відкритої системи, якою є екосистема, характеризується описом зв'язку між вхідними і вихідними сигналами. Тут значний вплив має закон толерантності.

Використання закону Лібіха [77] в системах диференціальних рівнянь для питомої швидкості росту  $\mu$ :

$$\mu = \mu_{\max} \min \left\{ \frac{I}{K_I + I}, \frac{P}{K_P + P}, \frac{N}{K_N + N} \right\}$$

Закону Мітчерліха<sup>^</sup>

$$\mu = \mu_{\max} * \frac{I}{K_I + I} * \frac{P}{K_P + P} * \frac{N}{K_N + N},$$

в разі потенційного обмеження зростання 3 факторами - інтенсивністю світла (I), вмістом фосфору (P) і азоту (N); K - константа напівнасичення [127].

Модель Ю.А.Домбровського (подальший розвиток концепції обмеження):

1) проводиться поширення поняття обмеження на первинну продукцію або асиміляцію: для оцінки кількості лімітуючого елемента  $s^{j_0}$  використовуються вираження:

$$A = \min_{1 \leq j \leq m} \{b^j c^j s^j\}, \quad j_0 = \arg \min_{1 \leq j \leq m} \{b^j c^j s^j\},$$

A - річна асиміляція в одиницях органічного вуглецю;  $b^j$  - вагове відношення, в якому вуглець з'єднується з іншими біогенними елементами в ході реакції фотосинтезу;  $c^j$  - швидкість первинного кругообігу при лімітуванні j-м елементом;  $s^j$  - кількість j-го речовини, що бере участь в первинному кругообігу.

2) пропонується відмовитися від гіпотези незалежної дії факторів і включити закон Мітчерліха поряд з законом мінімуму і межами толерантності в єдину концептуальну схему обмеження. Нехай елементарний потік речовини  $p^j$  описується загальним виразом:  $p_j = f(s^1, \dots, s^m)$ . Фактор, що лімітує  $j_0$  визначається з умови

$$j_0 = \arg \max_{1 \leq j \leq m} \left\{ \left| \frac{\partial f}{\partial s^j} \right| s^j \right\},$$

яке означає, що лімітуючий фактор викликає найбільшу зміну потоку  $p_j$  на одиницю своєї відносної зміни.

Рис.1.4 - Дослідження Л і М підходів у моделюванні відносно питання евтрофікації водних систем (на основі літературних джерел)

При всьому комплексі методів боротьби з евтрофікацією, що наводиться у науковій літературі, питання використання бактерій, зокрема пробіотиків, для очищення поверхневих водних об'єктів є на сьогодні недостатньо вивченими. Широкому застосуванню пробіотичних препаратів перешкоджає недостатня вивченість даного напрямку: відсутня наукова і науково-практична база, порівняльні дослідження різних пробіотиків, методики розрахунку необхідних доз прибутків для отримання заданого ефекту очищення і т. д. Все це актуалізує питання удосконалення регулювання евтрофікації водних об'єктів за допомогою біологічних методів. Отже, постає необхідність у подальших дослідженнях методів відновлення водних об'єктів через зменшення в них кількості ціанобактерій, на основі чого мають бути сформовані наукові рекомендації щодо боротьби з «цвітінням» поверхневих водоймищ з урахуванням регіональних особливостей.

## РОЗДІЛ 2

### ОБ'ЄКТ, ПРЕДМЕТ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

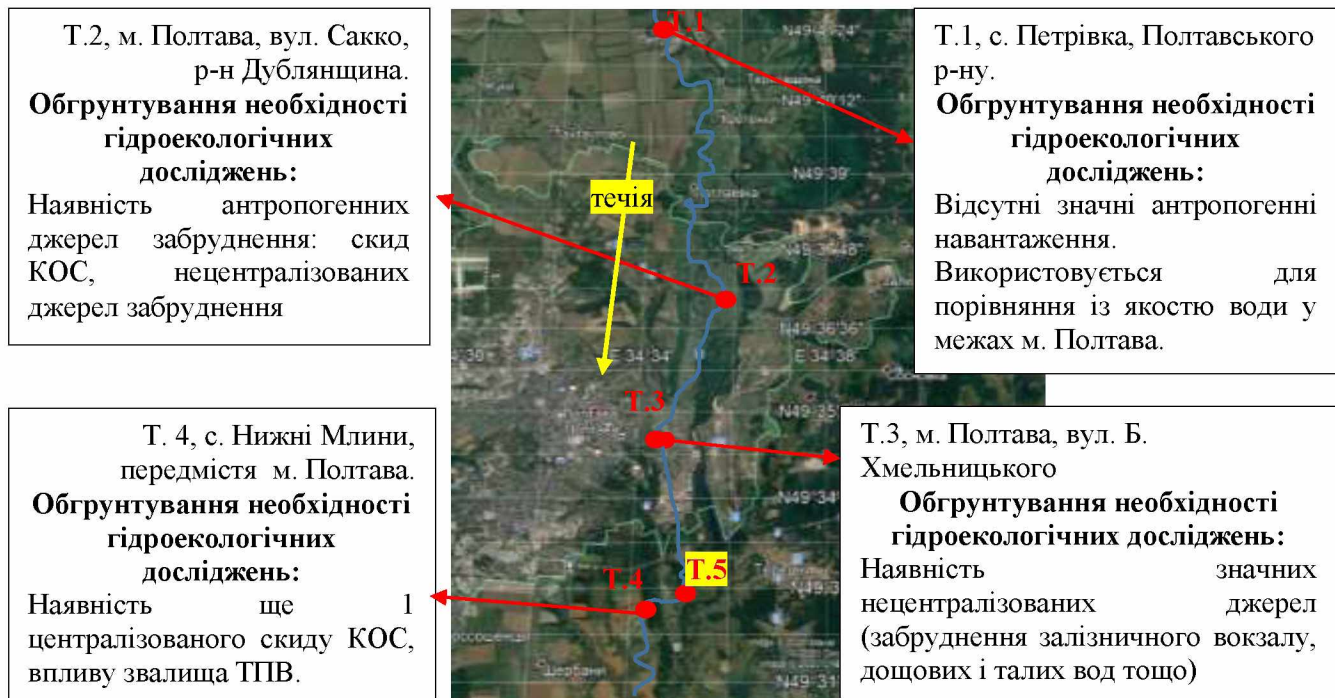
#### *Контрольні ділянки дослідження на р. Ворскла*

*Ділянка №1.* Характеризується високою витратою 20,8 м<sup>3</sup>/с та потужністю 567,9 млн. м<sup>3</sup> води (за даними *Полтавського обласного центру з гідрометеорології, додаток А*). 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 «Полтававодоканал» м. Полтави.

*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*

### РОЗДІЛ 3

## ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТА ПОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНОЇ СИСТЕМИ (НА ПРИКЛАДІ Р. ВОРСКЛА У МЕЖАХ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

### 3.1 Екологічна оцінка якості води р. Ворскла у межах Полтавської області

У результаті проведеного дослідження встановлено наступне. Виявлена чітка залежність від антропогенного навантаження та якістю води на відповідних ділянках. Так на першій ділянці (с. Петрівка, Полтавського р-ну) 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.

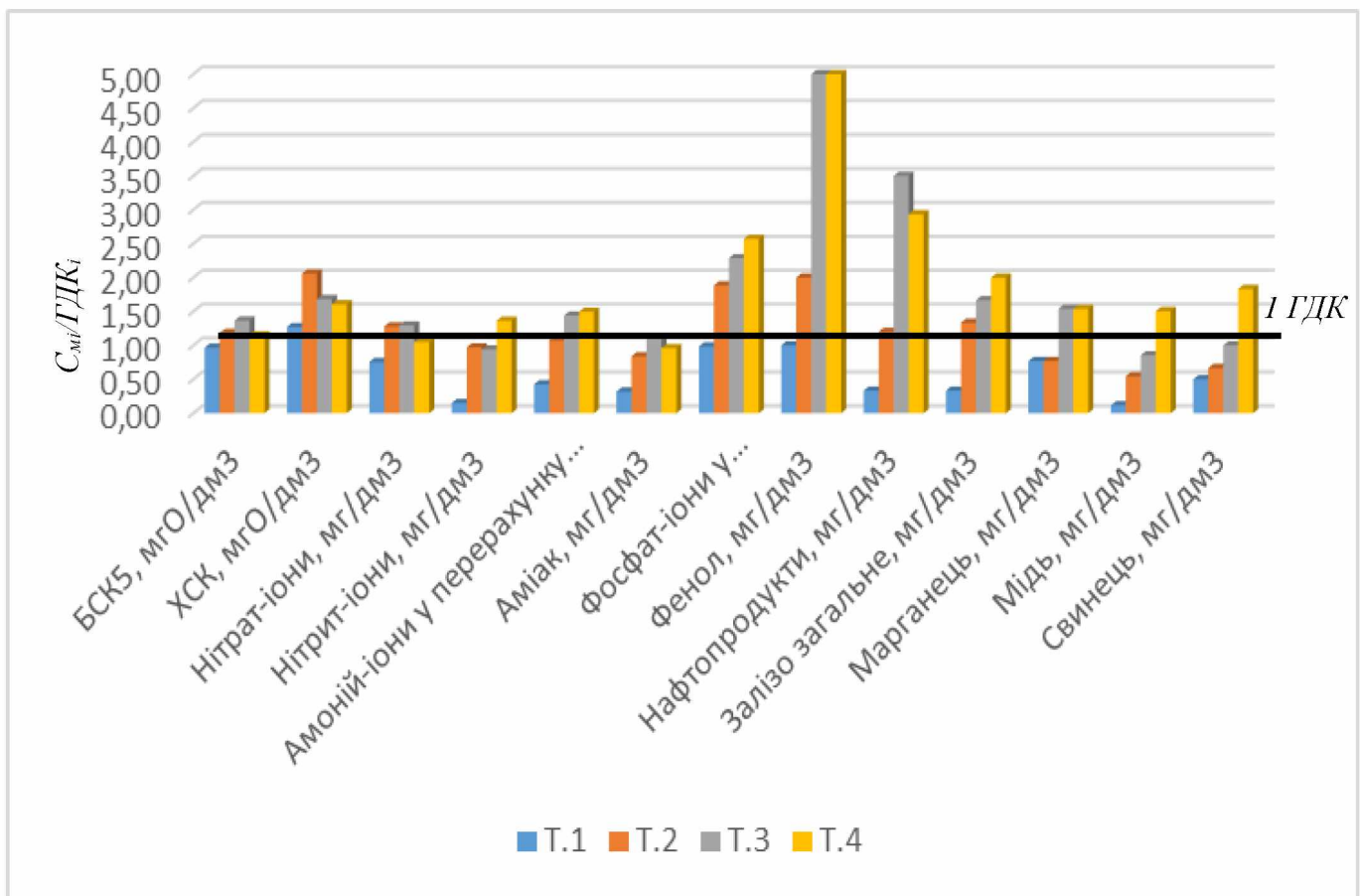


Рис.3.1 - Результати порівняння отриманих хімічних показників на різних ділянках р. Ворскла з ГДК

Результати досліджень свідчать, що концентрація біогенних елементів і їхній режим залежать від інтенсивності біологічних і біохімічних процесів у водоймі та від кількості біогенів, що потрапляють у водойму зі стічними водами й поверхневим стоком на площі водозбору. Вважається, що надмірна евтрофікація водойм починається при вмісті у воді азоту в концентрації 0,2-0,3 мг/л, а фосфору – 0,01-0,02 мг/л [40].

$C_{mi}/ГДК_i$

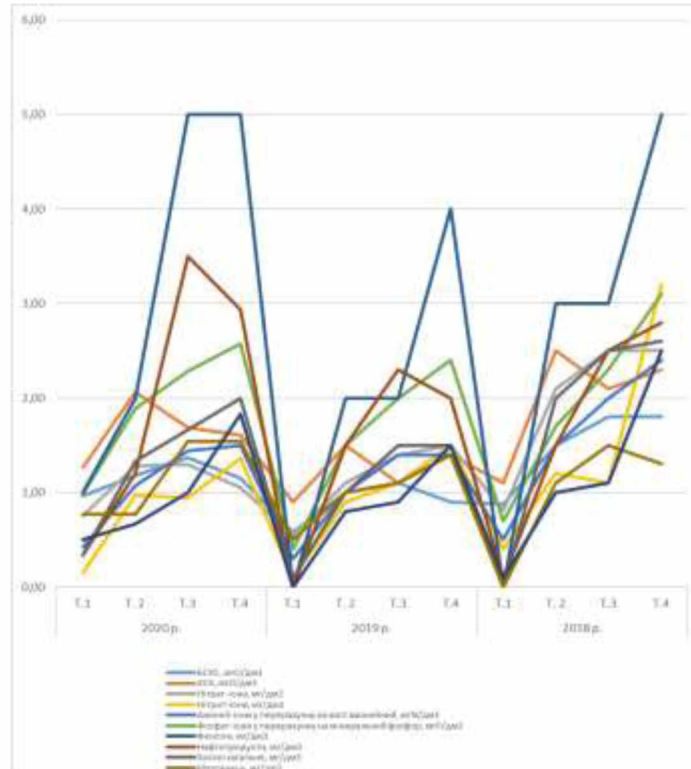


Рис. 3.2 - Результати порівняння отриманих хімічних показників на різних ділянках р. Ворскла з ГДК по роках 2018-2020 рр. Норма 1 ГДК

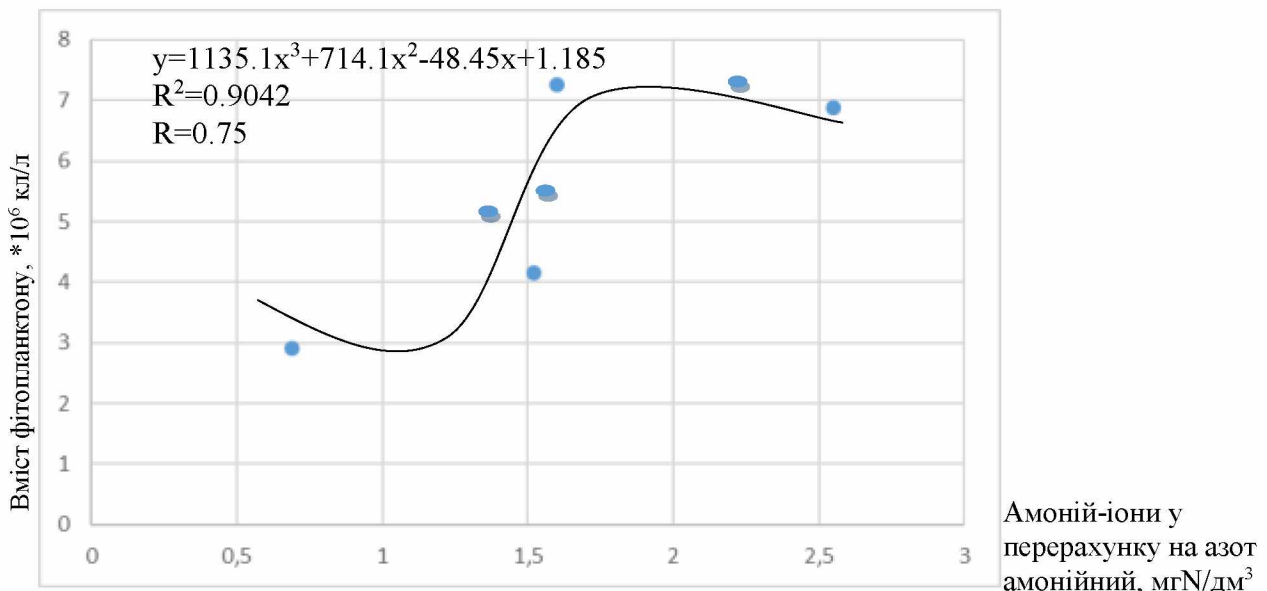


Рис. 3.3 - Залежність між вмістом фітопланктону та концентрацією біогенних речовин (азот амонійний)

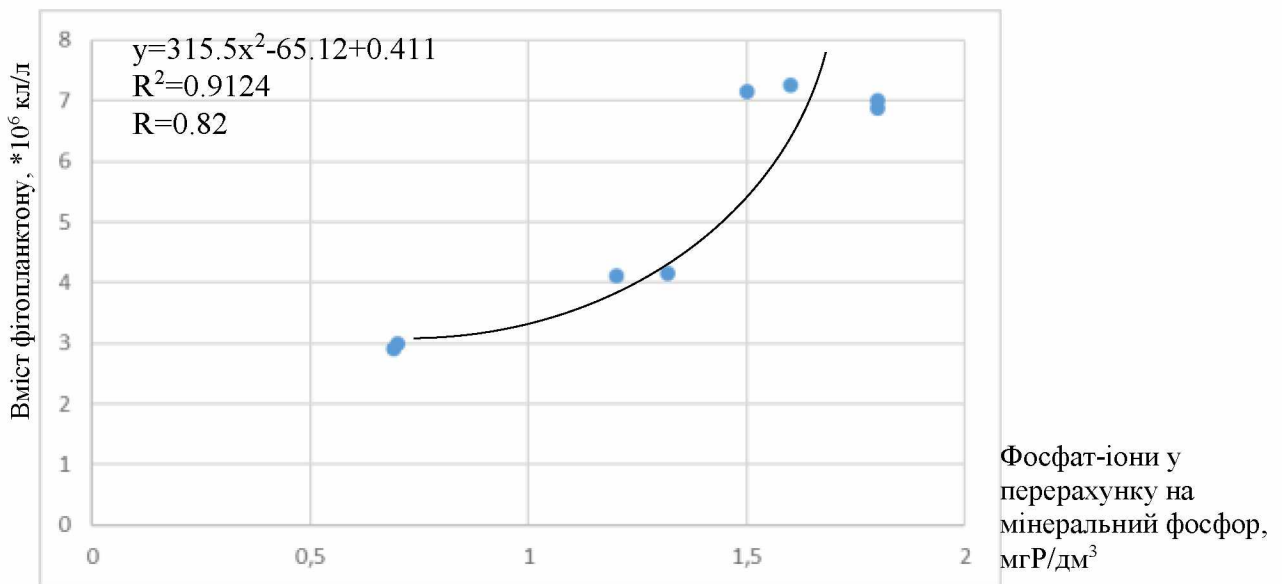


Рис. 3.4 - Залежність між вмістом фітопланктону та концентрацією біогенних речовин (фосфати)

Гідробіологічні (фотосинтетичні) процеси річки Ворскла 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 2018-2020 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).

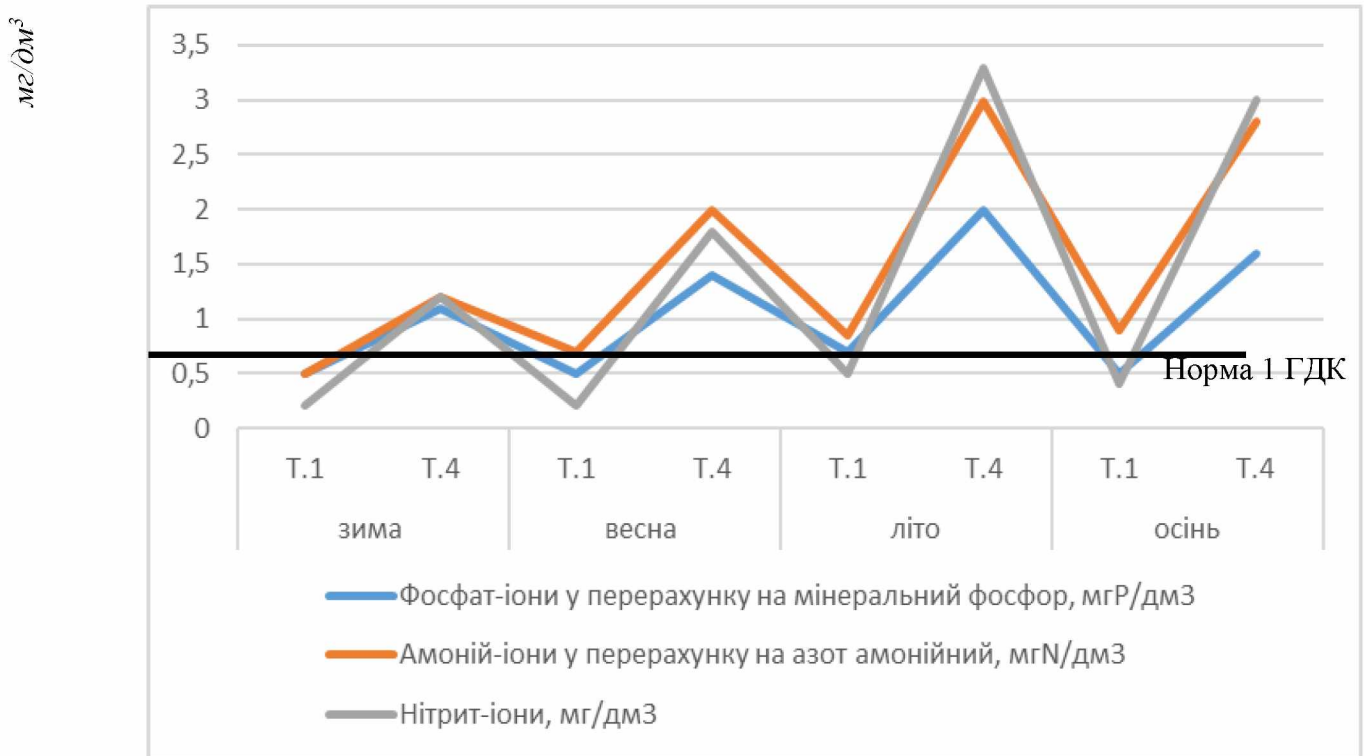


Рис. 3.5 - Сезонна мінливість біогенних елементів у р. Воросклі на найбільш чистій (Т.1) на найбільш забрудненій (Т.4) ділянках

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. Оцінка утворення кисню за рахунок фотосинтезу,



визначення впливу життєдіяльності різних видів водних організмів на кисневий режим та самоочисна спроможність річок мають вирішальне значення в оновленні розчиненого у воді кисню [93; 97]. За кількістю виділеного кисню можна говорити про кількість утвореної органічної речовини під час фотосинтезу. Дослідження вмісту розчиненого кисню у воді р. Ворскла були проведені в умовах «*in situ*» впродовж 2018-2020 рр., (рис. 3.6).

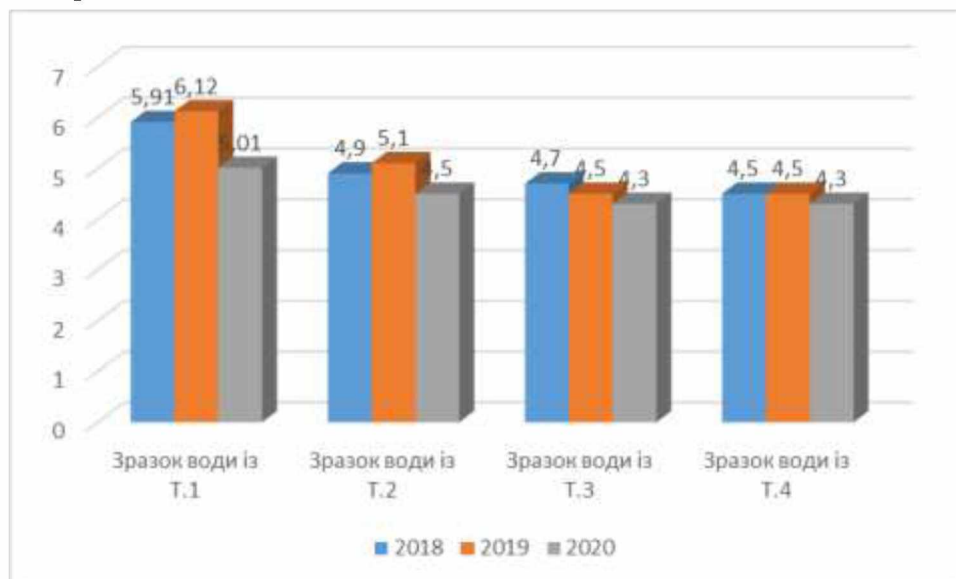


Рис. 3.6. Середній вміст розчиненого кисню,  $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$  у досліджуваних ділянках р. Ворскла

Проведено дослідження вмісту розчиненого кисню протягом року (усереднені дані 2018-2020 р.) дозволило встановити, що найменше значення зафіксовано влітку, коли відбувається інтенсивний ріст фітопланктону, найбільше значення - взимку, коли ріст фітопланктону призупиняється (табл. 3.3). Також дослідженнями встановлено, що показники вмісту розчиненого кисню у воді річки Ворскла найбільші в період 12-16 години дня.

Таблиця 3.3

Сезонна мінливість розчиненого кисню,  $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$  у р.Ворскла

Ділянки річки Ворскла	Сезон			
	Зима	Весна	Літо	Осінь
Т.1 (с. Петрівка, Полтавського району)	10,4	6,8	4,8	5,9

Т.2 (м. Полтава, вул. Сакко)	9,5	5,9	4,3	5,7
Т.3 (м. Полтава, вул. Б. Хмельницького)	8,4	5,8	4,2	5,7
Т.4 (передмістя Полтави)	8,7	5,8	4,5	4,9

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].

об'єкту.

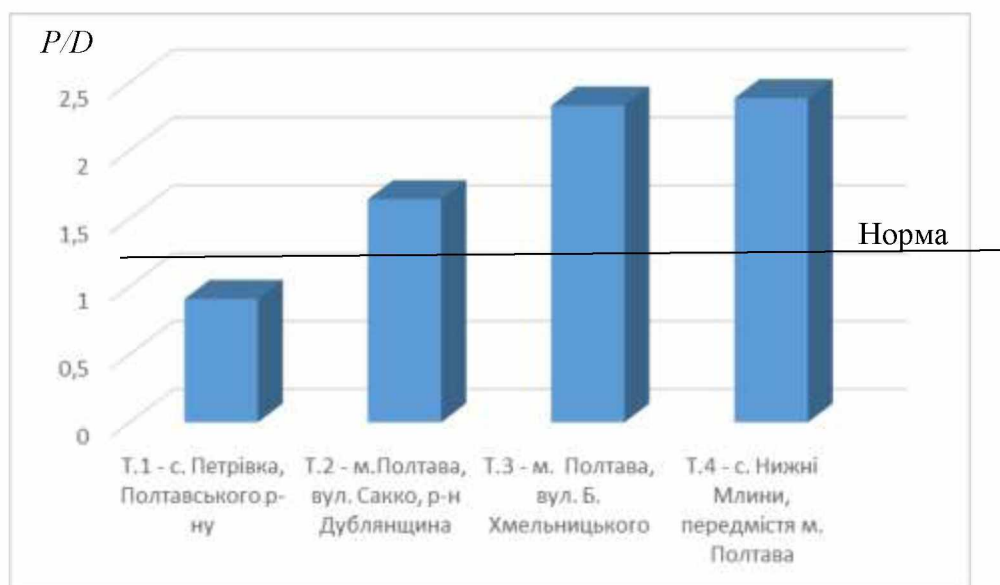


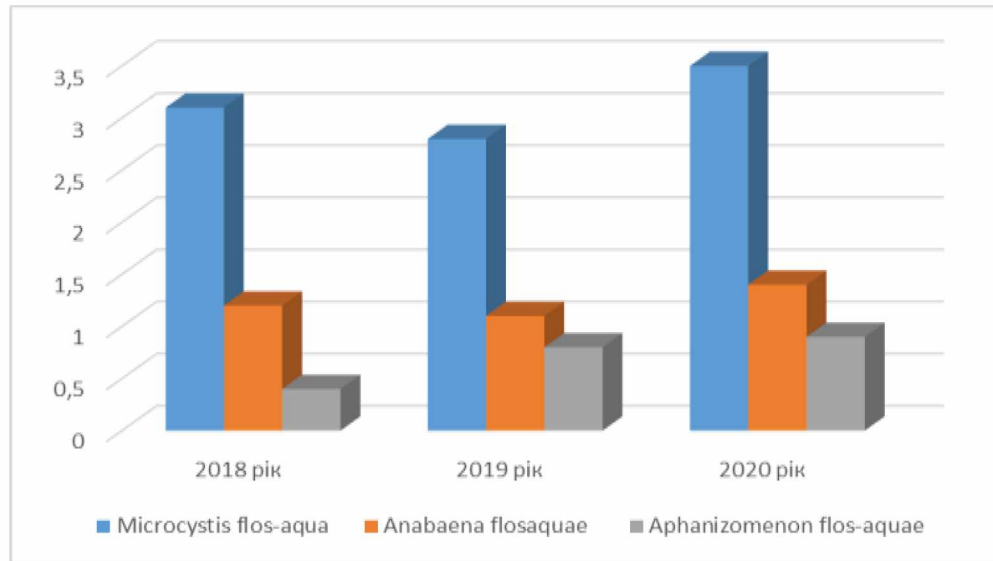
Рис. 3.10. Продукційно-деструкційний коефіцієнт р. Ворскла у межах м. Полтава

### Дослідження видів водоростей у річці Ворскла, які викликають «цвітіння»

#### води

Улітку у річці Ворскла домінують синьо-зелені водорості. Особливо активні в цю пору року три види: *Microcystis flos-aqua*, *Anabaena flosaquaе*, *Aphanizomenon flos-aquaе*. 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" [112]. Динаміка усередненого вмісту даних водоростей у р. Ворскла в межах м. Полтава відображена на рис. 3.11.



*Рис. 3.11 - Динаміка усередненого вмісту синьо-зелених водоростей у р. Ворскла в межах м. Полтава у літній період.*

Найбільший видовий склад фітопланктону зафіксовано на ділянці Т.1, найменший - Т.3. Найбільший сумарний вміст різних видів планктонних водоростей спостерігалася на ділянках Т.3 (м. Полтава, вул. Б. Хмельницького) та Т.4 (передмістя Полтави), найменший - Т.1 (с. Петрівка, Полтавського району). 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 2018-2020 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>.

## РОЗДІЛ 4

### МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСУ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНИХ СИСТЕМ НА ОСНОВІ ПРОДУКЦІЙНОЇ-ДЕСТРУКЦІЙНИХ ВІДНОСИН

Складність і багатокомпонентність екологічних, зокрема водних систем, великі просторово-часові масштаби їх функціонування створюють значні складності для їх оцінки та прогнозування, і, тим більше - для експериментів з ними. Тому багато аспектів функціонування екологічних систем, необхідні для розуміння їх властивостей і прогнозування стану, можуть бути вивчені не на самих об'єктах, а тільки на їх моделях. Найбільш ефективним інструментом вивчення складних систем є математичне моделювання. Математична модель являє собою формалізацію знань про об'єкт, тобто, запис його структури і функції на математичній мові. В результаті створюються можливості для уявних експериментів з об'єктами з використанням різноманітних засобів математики.

#### *Моделювання факторів середовища, що лімітують утворення первинної продукції*

Факторіальна екологія виділяє фактори середовища, які можна було б назвати фізіологічними (наприклад, температуру, водневий показник) і ресурсними (енергетичні і субстратні компоненти харчування). Закони толерантності відносяться в першу чергу до фізіологічних факторів, а закони лімітування - виключно до ресурсних [37].

Частковою функцією відгуку показника або процесу називають функцію залежності значень цього показника від одного екологічного фактора, тобто функцію однієї змінної. Узагальненою функцією називається функція залежності значень  $k$ -го показника чи процесу від усіх розглянутих екологічних факторів, представлена як комбінація часткових функцій відгуку. Залежно від постановки завдання в якості узагальненої функції відгуку може виступати сумарна біомаса екосистеми або

окремого виду. Формування узагальненої функції відгуку являє собою найбільш складну задачу.

Завдання ідентифікації узагальненої функції відгуку є завданням нелінійної регресії з досить великою кількістю параметрів ідентифікації. Завдання не може бути спрощене шляхом зниження її розмірності за рахунок виділення окремих часткових функцій відгуку або шляхом лінійної апроксимації, так як ці процедури є неправомірними в силу складності системи і неоднозначності зв'язків її компонентів [93].

На першому етапі розглянемо процеси впливу різних факторів середовища на продукування органічної речовини фітопланктоном.

#### *Температура*

Перші рівняння, які описують залежність швидкості росту температури від фітопланктону це рівняння Вант-Гоффа (4.1) і Арреніуса (4.3). У термінах модельованих процесів вони запишуться у вигляді:

$$\mu_2 = \mu_1 \cdot Q_{10}^{(T_2 - T_1)/10}, \quad (4.1)$$

де  $\mu_1$  і  $\mu_2$  - питомі швидкості зростання фітопланктону при температурах  $T_1$  і  $T_2$ ; а  $Q_{10}$  - температурний коефіцієнт, що вказує у скільки раз збільшується інтенсивність процесу при підвищенні температури на  $10^\circ\text{C}$ .

У ряді випадків застосовують більш прості наближення даного рівняння, наприклад, таке [63]:

$$P = P_{20} \cdot \theta^{T-20,0}, \quad (4.2)$$

де  $P_{20}$  - інтенсивність росту при  $20^\circ\text{C}$ ,  $\theta$  - емпірична константа, трохи більша одиниці (зазвичай вважають, що  $\theta = 1.05$ ). Рівняння (4.2) добре узгоджується з експериментальними даними тільки в певних температурних інтервалах. Однак його важливою перевагою є те, що воно містить всього два емпіричних параметра.

Рівняння Вант-Гофа знайшло широке застосування в моделях впливу температури на швидкість метаболізму.

Рівняння хімічної кінетики Арреніуса можна записати наступним чином:

$$\mu = \mu_0 \cdot \exp(-E / R \cdot T), \quad (4.3)$$

де  $\mu$  - питома швидкість росту фітопланктону при температурі  $T$ , К;  $\mu_0$  - константа;  $E$  - емпірична енергія активації процесу;  $R$  - універсальна газова стала. Тоді формула для розрахунку температурозалежної швидкості росту окремих видів (таксонів) фітопланктону [84] має наступний вигляд:

$$\begin{aligned} P &= \exp(-2.3((T - T_{opt}) / (T_{max} - T_{opt}))^2), \text{ для } T > T_{opt}, \\ P &= \exp(-2.3((T - T_{opt}) / (T_{min} - T_{opt}))^2), \text{ для } T \leq T_{opt}. \end{aligned} \quad (4.4)$$

Тут  $T_{max}$  і  $T_{min}$  задані як 10% інтервали значення  $T_{opt}$ . Істотним недоліком цього рівняння є припущення про симетричність щодо точки оптимуму температурозалежної кривої швидкості росту водоростей, що не цілком узгоджується з даними натурних спостережень. У лабораторних умовах встановлено, що залежність швидкості росту культур фітопланктону від температури має вигляд одновершинної асиметричної кривої [89]. Як правило, приймається, що зв'язок між інтенсивністю біологічних процесів і температурою нелінійна, і досить поширеною є функція [69]:

$$\mu = \mu_0 \cdot \alpha^{at+b}, \quad (4.5)$$

де  $\alpha$  - основа ступеня;  $a$  і  $b$  - коефіцієнти; температура задається в °С. При певних умовах ця формула легко перетворюється в формулу (4.1).

Відповідно [42] для оцінки впливу температури на водну систему введено три параметра, кожен з яких має чіткий біологічний сенс:

$$P = P_{opt} \cdot \left( \frac{T_{max} - T}{T_{max} - T_{opt}} \right)^{XT} \cdot \exp \left[ XT \cdot \left( 1 - \frac{T_{max} - T}{T_{max} - T_{opt}} \right) \right],$$

$$XT = (WT)^2 \cdot (1 + \sqrt{1 + 40/WT})^2 / 400,$$

$$WT = (\ln Q_{10}) \cdot (T_{max} - T_{opt}) \quad (4.6)$$

Параметр  $Q_{10}$  виконує роль аналогічну ролі фізіологічного параметру  $Q_{10}$  відносна різниця в швидкості протікання процесу при підвищенні температури на  $10^{\circ}\text{C}$ ). Одне з найбільш розповсюджених рівнянь подібного типу це емпірична формула Епплі [84], яка описує взаємозв'язок між максимальною питомою швидкістю зростання фітопланктону і температурою в умовах безперервного освітлення [117]:

$$\mu_{max} = \exp(0.0633 \cdot T - 0.428) \quad (4.7)$$

Скориставшись результатами безперервного культивування водоростей в лімітуючих умовах харчування Дж. Голдман і Е. Карпентер запропонували наступну залежність [84]:

$$\mu_{max} = 5,35 \cdot 10^9 \exp(-6472/T), \quad (4.8)$$

де температура задається в Кельвіна.

Однак слід чітко розрізняти швидкість індивідуального розвитку і швидкість метаболізму, тому що вони інакше залежать від температури. Взнявши до увагу велику кількість експериментальних робіт, можна прийти до висновку, що в інтервалі температур, що мають найбільший екологічний інтерес, залежність швидкості онтогенетичного розвитку від температури може бути з достатньою точністю представлена лінійною функцією, якій відповідає правило сум температур [69]. Зокрема, як зазначається у [117], швидкість розвитку представників найпростіших з підвищенням температури від  $10$  до  $25^{\circ}\text{C}$  збільшується лінійно.

Температурний коефіцієнт швидкості розвитку  $Q_t$  (віднесений до різниці температур в  $1^{\circ}\text{C}$ ) на відміну від швидкості енергетичного обміну  $Q_{10}$  не є константою і знаходиться в зворотній залежності від ефективної температури  $t_e$

=  $t-t_0$ . Тут  $t_0$  - «умовний біологічний нуль», при якому розвиток відсутній. Ця величина залежить від температурних умов, до яких адаптований об'єкт досліджень.

Останні положення представляються найбільш близькими до істини у нашому розумінні і вибрані для використання у подальшому дослідженні. При розробці моделі буде враховуватися допущення про те, що види фітопланктону, які мешкають в одному біотопі, набагато ближче один до одного по значеннях оптимальних температур, ніж одні й ті ж види, але живуть в різних умовах.

#### *Світло.*

Зростання мікроскопічних водоростей, що залежить від фотосинтезу і, отже від світлового потоку, при різноманітній дії останнього, визначається як світлозалежне [3]. Найбільш проста модель в цьому випадку - аналітичний вираз ламаної лінії:

$$P = \begin{cases} P_L E / b_L, & 0 \leq E \leq b_L; \\ P_L, & E \geq b_L. \end{cases} \quad (4.9)$$

де  $P$  - продуктивність (абсолютна швидкість росту);  $E$  - інтенсивність потоку фізіологічно активної радіації (ФАР);  $b_L$  - інтенсивність потоку ФАР, при якій світлозалежне зростання досягає насичення  $P_L$ .

Ця модель виражає уявлення про дію світла, як ідеального лімітуючого фактора, поняття про яке вперше введено і використано Блекманом в 1905 році [84]. Зазвичай така ідеалізація характеру протікання природних процесів не знаходить фактичного підтвердження з експериментальними даними. Грунтуючись на уявленні про дію світла як хімічного субстрату, а хлорофілу - як ферменту, в 1935 р. Бейлі запропонував рівняння аналогічне рівнянню Міхаеліса-Ментен для ферментативних процесів [84]:

$$P = \frac{P_L (E / b_L)}{(E / b_L) + 1}, \quad (4.10)$$



де  $b_L$  трактується як константа напівнасичення, тобто  $E = b_L$  при  $P = P_L/2$ . Це рівняння геометрично зображується гіперболою. Тут  $P_L$  - гранична продуктивність, до якої асимптотично прагне  $P$  при  $E \rightarrow \infty$ . Інші [161; 165] провели експериментальну перевірку цього рівняння і не виявили задовільного відповідності із дослідними даними. Однак є важливе рішення даного рівняння, коли воно перетворюється в порогову залежність [114], що запропонована для опису росту водоростей в залежності від забезпеченості клітин елементами мінерального живлення:

$$P = P_L(1 - b_L^0 / E), \quad (4.11)$$

де  $b_L = b_L^0$  - гранична величина, менше якої інтенсивності світла не викликають позитивного зростання і фотосинтезу клітин. Використання цієї залежності для світлового потоку означає виділення виключно нелінійної частини в загальній гіперболічній функції, яка описує фотосинтетичне зростання.

В.Н. Беянин, з'єднавши рівняння (4.10) з рівнянням, що відповідає закону Бугера-Ламберта-Бера, отримав такий вираз [17]:

$$P = P_L \ln \frac{b_L + E_i}{b_L + E_i \exp(-D_s^0)}, \quad (4.12)$$

де  $D_s^0$  - змінна інтегральна оптична товща. Відзначимо, що величина  $E$  в чисельнику - це інтенсивність світла, що поглинається елементарним шаром фотосинтезуючих клітин, а в знаменнику  $E$  - інтенсивність світла, діюча на поверхню цього шару. Це рівняння виражає сумарну продуктивність оптично щільних і світлолімітуючих шарів клітин і суспензій нижчих фотоавтотрофів.

Розроблені моделі, що стосуються шарів суспензій, які повністю поглинають діючий потік світла [114]. Вихідними даними послужили дослідні результати, які показали лінійну залежність  $AЧ$  хлорофілу  $a$  від середньої інтенсивності потоку. Головний висновок полягає в тому, що для умов повного поглинання зовнішнього потоку культурою водоростей продуктивність знаходиться в лінійній залежності від

величини поглинається енергії  $E_a$  (як функції оптичної щільності). Таким чином, фактично відбулося повне розділення величин  $E$  в рівнянні (4.10) щодо їх залежності від щільності поглинаючого шару клітин. У цьому полягає основний результат проведених розробок по гіперболічній моделі фотосинтезу і росту нижчих фототрофів [114].

Існує ще кілька моделей подібного роду. Всі ці моделі базувалися головним чином на результатах дослідів з клітинами і популяціями водоростей і на аналогії їх світлозалежного зростання з кінетикою ферментативних процесів.

Інша широко використовуєма група моделей заснована на застосуваннях експоненційної залежності [62]. При введенні відповідних рівнянь передумовами служили стохастичні властивості поглинаемого потоку фотонів. Виходячи з власного уявлення первинного механізму запасання енергії світла при фотосинтезі і вважаючи, що швидкість його пропорційна ймовірності  $P$ , Ф. Горський в результаті отримав рівняння вигляду [84]:

$$P = P_L [1 - \exp(-E_a/b_L)], \quad (4.13)$$

де величина  $P_L$  пропорційна повній кількості біоценозу (рослинна система) і обернено пропорційна часу, протягом якого одиничний біоценоз здатний найбільш швидко перетворити енергію кванта в первинному процесі.

Імовірнісні рівняння виду (4.13) представлені і успішно застосовані дослідниками для опису світлових залежностей фотосинтезу прісноводних і морських мікроводоростей [57; 64]. Подальшу розробку ця модель отримала в роботі Ю.Н. Філіпповського (1970), який допустив припущення, що величина граничної продуктивності  $P_s$  лінійно пов'язана з концентрацією внутрішньоклітинного субстрату  $S$  [84]:

$$P = \frac{P_s [1 - \exp(-E_a/b_L)]}{P_s/P_L + [1 - \exp(-E_a/b_L)]}, \quad (4.14)$$

Рівняння Ферхюльста-Пірло [84] в додатку до світлозалежного зростання фототрофів приймає наступний вигляд:

$$P^0 = \frac{P_L \cdot \exp(E_a / b_L)}{1 + (P_L / P_m) + [\exp(E_a / b_L) - 1]}, \quad (4.15)$$

де  $P_m$  - максимальна світлоадаптивна продуктивність. Це рівняння є більш загальним виразом, ніж раніше розглянуті функції того ж типу.

При дослідженні впливу світла на біоценоз водної системи важливим є той факт, чи враховується в моделі фотоінгібіруючий фактор, як реакція на задану освітленість. Наприклад, порівняно широко використовується емпіричне рівняння Стіла [11], що включає функцію пригнічення у вигляді експоненти:

$$P = P_m \cdot (E / b_L) \cdot \exp(1 - E / b_L), \quad (4.16)$$

Багато авторів, які використовували це рівняння, відзначили значний збіг розрахункових і експериментальних результатів.

Процес фотоінгібування так само врахований в рівнянні [84]:

$$P^B = P_S^B \cdot (1 - \exp[-\alpha^B I / P_S^B]) \cdot \exp[-\beta^B I / P_S^B], \quad (4.17)$$

де  $P^B$  - швидкість асиміляції вуглецю, нормована на одиницю хлорофілу на добу ( $\text{мгC}/\text{мгChl} \cdot \text{добу}$ ),  $\alpha^B$  - кут нахилу кривої фотосинтез-світло, що відображає ефективність фотосинтезу ( $\text{мгC}/\text{мгChl} \cdot \text{год}$  ( $\text{моль}/\text{м}^2$ )),  $\beta^B$  - параметр, що характеризує інгібування фотосинтетичної реакції ( $\text{мгC}/\text{мгChl} \cdot \text{добу}$  ( $\text{моль}/\text{м}^2$ )),  $P_S^B$  - множник, пов'язаний з максимальною відносною швидкістю фотосинтезу через параметри  $\alpha^B$  і  $\beta^B$ .

Досліджень залежності швидкості росту природних популяцій фітопланктону від освітленості значно менше, ніж робіт по впливу світла на швидкість фотосинтезу. Враховуючи, що процес фотосинтезу є визначальним для зростання фотоавтотрофних організмів, можна очікувати, що зростання і фотосинтез залежать

від інтенсивності і спектрального складу світла однаковим чином [13]. Так рівняння (4.10) можна переписати в більш звичному вигляді:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{I}{I_s + I}, \quad (4.18)$$

де  $\mu$  - питома швидкість росту фітопланктону;  $\mu_{\max}$  - максимальна питома швидкість росту;  $I$  - освітленість на глибині  $h$ ;  $I_s$  - константа напівнасичення по освітленості, тобто така величина  $I$  при якій  $\mu = \mu_{\max} / 2$ . При освітленості вище порогової  $I_{Thr}$ , починаючи з якої відбувається пригнічення фотосинтезу, замість виразу (4.18) можна записати наступне [15]:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{I}{I_s + I - I_{Thr}} \quad (4.19)$$

Вплив світла на продуктивність фітопланктону досить розроблений напрямом. Ряд моделей враховує вплив спектрального складу освітленості і тривалість світового дня на продуктивність фітопланктону [17]. У даному дослідженні для визначення впливу світла на процес евтрофікації використано рівняння 4.18 та 4.19, які повною мірою враховують залежності швидкості росту природних популяцій фітопланктону від освітленості.

#### *Біогенні елементи.*

Подібність рівнянь в хімічних та екологічних моделях дозволяє застосувати для математичного моделювання кінетики популяцій ті ж методи досліджень, що і для систем хімічних реакцій.

Поглинання їжі є найбільш складним серед процесів, за допомогою яких здійснюються біологічні та біохімічні перетворення. Існують однокрокові, двокрокового і багатокрокові моделі поглинання їжі. При створенні однокрокової моделі (стаціонарний стан) робиться припущення, що процес зростання знаходиться в динамічній рівновазі з процесом поглинання їжі. У двокроковій моделі проводиться розмежування між кінетикою поглинання і кінетикою зростання. У складних моделях враховуються додаткові чинники, що порушують рівновагу [114].

Серед однокрокових моделей першим було запропоноване в 1942 році рівняння Моно [84]. Він перший показав, що між концентрацією поживної речовини, що знаходиться в мінімумі, і питомою швидкістю зростання мікроорганізмів існує залежність, аналогічна тій, яка отримана Міхаелісом і Ментеном для опису зв'язку швидкості ферментативної реакції з концентрацією субстрату [84]

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_S + S}, \quad (4.20)$$

де  $S$  - концентрація субстрату;  $K_S$  - константа напівнасичення для зростання.

Пааш [84] запропонував рівняння гіперболи з граничним значенням  $S_0'$ , яке рівне мінімальній концентрації субстрату при зростанні фітопланктону:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S - S_0'}{K_S + S - S_0'} \quad (4.21)$$

Бейли [16] запропонував рівняння, в якому враховується зворотна залежність  $\mu/B$ , де  $B$  - біомаса фітопланктону;  $K_B$  - константа напівнасичення для цієї залежності:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S/B}{K_S/K_B + S/K_B + K_S/B + S/B}, \quad (4.22)$$

У формулі Моно-Гольдані, згадуваної в публікаціях Алімова А., враховувався фактор інгібування  $g$ , при великих концентраціях субстрату:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_S + S + g \cdot S^2}, \quad (4.23)$$

Для опису двокрокових моделей необхідно ввести поняття «клітинної квоти», яка представляє собою вміст речовини в клітці або в одиниці біомаси на певному відрізку розвитку [11]. Іншими словами її можна назвати *потребою*. В умовах обмеження зростання організмів тими або іншими ресурсами середовища перевагу над своїми конкурентами отримують види, що володіють найменшими потребами в цих ресурсах.

Хоча згадка про це звучить тільки в рамках двокрокових моделей, поняття потреби було введено і в однокрокових моделях. За міру потреби клітини в субстратному ресурсі може бути прийнята константа напівнасичення в гіперболічному законі Міхаеліса-Ментен, що характеризує залежність швидкості поглинання субстрату від його концентрації [65].

Як вже було сказано вище, в двокрокових моделях проводиться розмежування між кінетикою поглинання і кінетикою зростання. Так в рівняння Друпа [84] враховується клітинна квота, що змінюється:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{Q - Q_0}{Q - \mu_{\max} \cdot p / (K_p + p)}, \quad (4.24)$$

де  $Q$  - вміст речовини в клітинах фітопланктону;  $Q_0$  - мінімальна клітинна квота (поріг зростання), нижче якої не відбувається поділу клітин;  $p = \mu \cdot Q$ ;  $K_p = \mu_{\max} \cdot Q_0$ .

Аналогічні моделі, в яких вводиться одночасне внутрішнє і зовнішнє обмеження, були опубліковані Леманом [84]:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot \frac{Q_{\max} - Q}{Q_{\max} - Q_0}, \quad (4.25)$$

та Ніхольмом [186]:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{K_Q + Q_{\max} - Q_0}{Q_{\max} - Q_0} \cdot \frac{Q - Q_0}{K_Q + Q - Q_0}, \quad (4.26)$$

де  $Q_{\max}$  - максимальна ємність накопичення речовини в клітині (максимальна клітинна квота);  $K_Q$  - константа напівнасичення клітинної квоти для зростання фітопланктону;

$$\frac{dQ}{dt} = \frac{v_{\max} \cdot S}{K_S + S} - \mu \cdot Q; \quad (4.27)$$

$v_{\max}$  - максимальна питома швидкість поглинання їжі.

Часто потреби видів в одних речовинах оцінюються за відомими потребам в інших за допомогою використання стехіометричних відносин елементів в середовищі або в клітинах; вважається, що ці відносини постійні. Наприклад, для океанічного фітопланктону наводиться атомарне співвідношення елементів  $O:C:Si:N:P = 212:106:20:15:1$  [202]. Однак останнім часом встановлено, що за рахунок здатності фітопланктону створювати внутрішньоклітинні запаси біогенних елементів, а також за рахунок механізмів перебудови біохімічного складу клітин при зміні умов їх функціонування, відношення речовин в клітинах може варіювати. Так, С. Йоргенсен [192] для озерних мікроводоростей приводить діапазон відносин азоту до фосфору від 4.1 до 291. За допомогою безпосередніх авторадіографічних методів виявлено, що відношення внутрішньоклітинних запасів вуглецю до запасів фосфору змінюється у прісноводного фітопланктону від 3.3 до 500 [195].

Найчастіше головною проблемою моделювання цього блоку стає знаходження констант напівнасичення. Відома велика кількість емпірично встановлених значень, навіть для окремих видів фітопланктону. Зведення таких значень для таких біогенних елементів, як азот, фосфор і кремній опубліковані, наприклад, в наступних виданнях [6; 50; 63; 80; 197]. Саме дані значення використано у подальших дослідженнях.

#### *Забруднюючі речовини*

Поряд із залежністю питомої швидкості росту  $\mu$  від концентрації лімітуючого субстрату істотну роль в кінетиці зростання біомаси клітин відіграють інгібітори [73]. Крім продуктів метаболізму самих клітин, до інгібіторів росту відносяться і різні забруднюючі речовини, зокрема вміст у воді важких металів.

Найпростіший закон, що описує зменшення  $\mu$  при зростанні концентрації інгібіруючої речовини  $Z$ , був запропонований Хіншельвудом [90]:

$$\mu = \mu_{max}(1-Z/K_z), \text{ при } Z < K_z, \quad (4.28)$$

Н.Д. Ієрусалимським [71] була експериментально досліджена залежність питомої швидкості росту  $\mu$  від концентрації інгібіруючих продуктів  $Z$  і запропоновано рівняння гіперболи для апроксимації даної залежності:

$$\mu_{\max} = \frac{K_z}{K_z + Z} \quad , \quad (4.29)$$

Якщо інгібітор змінює швидкість тієї ж реакції, яка лімітується субстратом, то швидкість зростання  $\mu$  як функція субстрату  $S$  і інгібітору  $Z$  може бути записана аналогічно формулам неконкурентного інгібування в ферментативній кінетиці [69]:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{K_z \cdot S}{(K_s + S) \cdot (K_z + Z)} \quad , \quad (4.30)$$

Емпірично доведено, що слабкі стимули можуть підвищувати фізіологічну активність, тоді як середні - пригнічують, а сильні - повністю гальмують її [114]. Іншими словами, невеликі добавки, в даному випадку важких металів, можуть стимулювати ефективність харчування і зростання фітопланктону.

В експерименті Т. В. Замараєвої і А. А. Рудкова [69] вперше досліджувалася залежність росту одноклітинної зеленої водорості хлорела в присутності важких металів (ВМ)  $Hg$ ,  $Cd$ ,  $Pb$  і їх сумішей від зміни кислотності середовища і температури. Автори ставили перед собою мету - визначити такі умови зростання культури, при яких спостерігається найбільший токсичний ефект використаних концентрацій ВМ. Однак з експерименту чітко випливає, що при певних умовах (поєднання температури та активної реакції середовища) існує така кількість важких металів, при додаванні якої буде спостерігатися стимуляція швидкості росту водоростей. Крім того, відзначимо один важливий висновок про те, що алгоритм знаходження сумарної токсичності не суперечить ідеології М-моделей. Хоча існують експериментальні роботи [56], в яких доведено принцип точного мінімуму: при малих концентраціях одного інгібітора, останній зовсім не впливає на швидкість росту, зате головним вступає інший інгібітор, що знаходиться в значній кількості.



### Деструкція органічної речовини

Деструкція органічної речовини, що продукується фітопланктоном, буде задана сумою витрат на обмін фітопланктону  $R_F$ , зоопланктону  $R_Z$  і бактерій, асоційованих з детритом  $R_B$ :

$$D = R_F + R_Z + R_B, \quad (4.31)$$

*Фітопланктон.*

Частина органічної речовини, асимільованої фітопланктоном, окислюється всередині клітин і втрачається у вигляді тепла при диханні. Про інтенсивність дихання можна судити по споживанню кисню, яке характеризує рівень окислювальних процесів в клітині. Втрати на дихання значні в активних популяціях дрібних організмів. Інтенсивність дихання організмів залежить від їх рухливості, в зв'язку з цим розрізняють основний, стандартний, рутинний і максимальний обмін [144]. Зазвичай на практиці вимірюють стандартний обмін, який характеризує дихання в малорухливому стані. Інтенсивність дихання водних організмів неоднакова у представників різних видів, а також змінюється з віком і залежить від фізичного стану організму. Сумарне споживання кисню організмом визначається співвідношенням білків, жирів, вуглеводів, масою особин і їх респіраторною активністю, яка в свою чергу залежить від виконуваної ними роботи [63].

Дихально-видільний процес, що протікає в клітинах фітопланктону, характеризується надходженням в навколишнє середовище розчиненої органічної речовини. За даними різних авторів, планктонні водорості в залежності від зовнішніх умов можуть виділяти в воду 1-20 [191], 0.5-34 [128], і навіть 50% [141; 179] синтезованої клітинами органічної речовини у вигляді метаболітів. Відзначається також [93], що виведення асимілятів у навколишнє середовище залежить від фізіологічного стану клітин. Нормальний фізіологічний рівень виділення асимілятів знаходиться в межах від 2 до 20% [129], за іншими даними - від 10 до 25% [145], асимільованого в процесі біосинтезу вуглецю. Вплив водоростей на середовище в результаті дихально-видільного процесу призводить до зменшення вмісту кисню в

воді і надходженню в воду  $\text{CO}_2$  та розчиненої органічної речовини. Для оцінки деструкції органічної речовини фітопланктоном запишемо швидкість витрат на обмін у вигляді:

$$R_F = r_F \times F, \quad (4.32)$$

де інтенсивність витрат на обмін  $r_F = \alpha\mu_F + \Delta_F$ ;  $\Delta_F$  - емпіричний коефіцієнт;  $F$  - біомаса фітопланктону;  $\mu_F$  - інтенсивність первинного біосинтезу. Врахування параметра  $\Delta_F$  дозволяє говорити про те, що водорості здатні дихати навіть при нульовій  $\mu_F$ . Параметр  $\alpha$  задається константою протягом року або є функцією освітленості:

$$\alpha = v \times \exp(-c \times I_0), \quad (4.33)$$

де  $v, c$  - емпіричні коефіцієнти. Функція (4.33) отримана В.В. Бульоном [24; 26] із співвідношення загальної продукції і дихання водоростей, вирощуваних в культуральних мережах [25]. Залежно від освітленості втрати на дихання становили до 50% від загальної продукції водоростей.

З урахуванням постійних: атомарного співвідношення елементів ( $C:N:P = 106:16:1$ ), вмісту вуглецю в органічній речовині планктону ( $C = 50\%$ ) і значення кисневого еквівалента ( $KE = 1.45$ ), обчисленого по великому числу аналізів проб фітопланктону, відносний вміст вуглецю, азоту і фосфору в сухій органічній речовині буде  $\alpha_C = 0.5$ ,  $\alpha_N = 0.088$ ,  $\alpha_P = 0.012$  [25]. Прийнявши аналогічне співвідношення головних елементів в продуктах метаболізму, отримали:

$$E_{FC+CO_2} = \alpha_C \times R_F, \quad (4.34)$$

$$E_{FN} = \alpha_N \times R_F,$$

$$E_{FP} = \alpha_P \times R_F,$$

де  $E_{FC+CO_2}, E_{FN}, E_{FP}$  - швидкості виділення органічних елементів в навколишнє середовище. Тут швидкість виділення вуглецю складається з швидкості екскреції розчиненого вуглецю  $E_{FC}$  і вуглецю в складі вуглекислого газу при диханні фітопланктону  $T_{FCO_2}$ . Задавши фіксоване значення дихального коефіцієнта  $RQ_F = T_{FCO_2} / T_{FO_2}$  і беручи до уваги рівняння (4.34):

$$T_{FO_2} = \lambda_F \times R_F, \quad (4.35)$$

де  $T_{FO_2}$  - швидкість споживання кисню при диханні;

$\lambda_F = K_F / OK_F$  - відношення калорійності водоростей ( $K_F$ ) до оксікалорійного коефіцієнту ( $OK_F$ ) [177]:

$$T_{FCO_2} = \beta \cdot RQ_F \cdot \lambda_F \cdot R_F, \quad (4.36)$$

де  $\beta$  - частка вуглецю в складі  $CO_2$  і:

$$E_{FC} = (\alpha_C - \beta \cdot RQ_F \cdot \lambda_F) R_F, \quad (4.37)$$

Задавши значення констант і розрахувавши рівняння (4.36) і (4.37), можна визначити співвідношення частки  $E_{FC}$  і  $T_{FCO_2}$  в загальному процесі втрат на обмін фітопланктону.

#### *Зоопланктон*

Швидкість витрат на обмін зоопланктону  $R_Z$  виглядає наступним чином:

$$R_Z = r_Z \times Z, \quad (4.38)$$

де  $Z$  - біомаса зоопланктону;  $r_Z$  - інтенсивність витрат на обмін зоопланктону (1/добу). До числа факторів, що визначають інтенсивність обміну зоопланктону, відноситься вага організму і температура середовища. Таким чином,  $r_Z$  дорівнює:

$$r_Z = A_2 \cdot (W_Z)^\beta \cdot \exp(C_1 \cdot (T - 20)), \quad (4.39)$$

де  $A_2$ ,  $\beta$  - емпіричні константи, отримані з рівняння залежності швидкості дихання залежно від ваги окремих груп зоопланктону;  $W_Z$  - вага тіла (мг сух. ваги);  $T$  - температура води.

Відзначимо, що в літературі, як правило, наводяться дані не по інтенсивності обміну, а по швидкості дихання організмів. Правило переведення швидкостей дихання в інтенсивність обміну наводиться в [40].

У процесі витрат на обмін зоопланктону в середовище виділяються розчинені органічні вуглець, азот і фосфор зі швидкостями  $E_{ZC}$ ,  $E_{ZN}$ ,  $E_{ZP}$ , і  $CO_2$  зі швидкістю  $T_{ZCO_2}$ . Крім цього в середовище виділяються амонійний азот і мінеральний фосфор зі швидкостями  $E_{ZNH_4}$  і  $E_{ZPO_4}$ .

За аналогією з операціями, проведеними для фітопланктону, і враховуючи специфіку спільноти зоопланктону, отримано наступні рівняння для органічного вуглецю, які використано для подальших розрахунків:

$$\begin{aligned} T_{ZO_2} &= \lambda_Z \times R_Z, \\ T_{ZCO_2} &= \beta \cdot RQ_Z \cdot \lambda_Z \cdot R_Z, \\ E_{ZC} &= (\alpha_C - \beta \cdot RQ_Z \cdot \lambda_Z) R_Z, \end{aligned} \quad (4.40)$$

де  $T_{ZO_2}$  - швидкість вилучення кисню із води при диханні зоопланктону;  $\lambda_Z = K_Z / OK_Z$  - відношення калорійності зоопланктону до оксікалорійного коефіцієнту;  $RQ_Z$  - дихальний коефіцієнт зоопланктону.

Також отримано рівняння для швидкостей виділення азоту і фосфору:

$$\begin{aligned} E_{ZN} &= \alpha_N \cdot (1 - \alpha_{MN}) \cdot R_Z, \\ E_{ZP} &= \alpha_P \cdot (1 - \alpha_{MP}) \cdot R_Z, \\ E_{ZNH_4} &= \alpha_N \cdot \alpha_{MN} \cdot R_Z \\ E_{ZPO_4} &= \alpha_P \cdot \alpha_{MP} \cdot R_Z \end{aligned} \quad (4.41)$$

де  $\alpha_{MN}$ ,  $\alpha_{MP}$  - відносний вміст мінеральної фракції в сумарному азоті і фосфорі.

#### *Бактерії.*

Бактерії, в даному випадку, представлені екологічно однорідною групою мікроорганізмів (бактерії, асоційовані з детритом), здійснюють біохімічне розкладання детриту. Баланс швидкостей масообміну для них включає в себе наступні складові:  $B_D$  - швидкість валового бактеріального продукування (позаклітинного бактеріального гідролізу);  $D_D$  - швидкість розкладання детриту бактеріями;  $\Gamma_{BC}$ ,  $\Gamma_{BN}$ ,  $\Gamma_{BP}$  - швидкості надходження в середовище розчинених органічних  $C$ ,  $N$  і  $P$  в результаті позаклітинного бактеріального гідролізу детриту;  $E_{BC}$ ,  $E_{BN}$ ,  $E_{BP}$  - швидкості надходження в середовище розчинених органічних вуглецю, азоту і фосфору з продуктами внутрішньоклітинного гідролізу бактерій;  $T_{BCO_2}$ ,  $T_{BO_2}$  - швидкості виділення в середовище  $CO_2$  і вилучення з середовища  $O_2$  в процесі дихання бактерій [62]. Бактерії вилучаються з середовища при харчуванні зоопланктону зі швидкістю  $G_B$ .

Швидкість витрат на обмін бактерій запишемо у вигляді:

$$R_B = r_B \cdot B, \quad (4.42)$$

де інтенсивність витрат на обмін бактерій  $r_B = a_7 / (1 - a_7) \cdot \mu_B$ ;  $\mu_B$  - інтенсивність "чистого" бактеріального гідролізу детриту;  $a_7$  - відношення витрат на обмін бактерій до величини валової бактеріальної продукції.

Загальну швидкість надходження в воду продуктів зовнішнього бактеріального гідролізу детриту представимо у вигляді:

$$\Gamma_B = D_D - B_D, \quad (4.43)$$

Відповідно швидкості виділення органічного вуглецю, азоту і фосфору в результаті зовнішнього гідролізу запишуться у вигляді:

$$\begin{aligned} \Gamma_{BC} &= \alpha_C \times \Gamma_B, \\ \Gamma_{BN} &= \alpha_N \times \Gamma_B, \\ \Gamma_{BP} &= \alpha_P \times \Gamma_B, \end{aligned} \quad (4.44)$$

Швидкості надходження в воду продуктів внутрішнього бактеріального гідролізу детриту запишемо у вигляді:

$$\begin{aligned} T_{BO_2} &= \lambda_B \times R_B, \\ T_{BCO_2} &= \beta \cdot RQ_B \cdot \lambda_B \cdot R_B, \\ E_{BC} &= (\alpha_C - \beta \cdot RQ_B \cdot \lambda_B) R_B, \\ E_{BN} &= \alpha_N \cdot R_B, \\ E_{BP} &= \alpha_P \cdot R_B, \end{aligned} \quad (4.45)$$

### **Апробація розробленої моделі продукційно-деструкційних відносин на прикладі р. Ворскла**

Ідентифікація розробленої моделі, так само як і підбір всіх необхідних коефіцієнтів, здійснювалися на натурних даних зібраних в чотирьох точках р. Ворскла в червні-липні 2018-2020 рр. (розділ 2). Розрахунки проводилися відповідно до запропонованої моделі (розділ 4.1). При проведенні розрахунків були запропоновані наступні константи напівнасичення для вмісту фосфору, амонійного азоту і надходження сонячної радіації [145]:  $K_{P_n} = 0.007$  мг / л,  $K_N = 0.030$  мг/л,  $K_I =$

12.0 МДж / м<sup>2</sup>·добу;  $t_0 = 5$  °С, а константа в рівнянні розрахунку  $\mu_{max}I/S = 0.023$  (°С·добу)<sup>-1</sup>. Розрахунок надходження кількості сонячної радіації під воду проводився за допомогою методу [117].

На першому етапі розраховували швидкість новоутворення органічної речовини  $P$  (рисунок 5.1). Розрахункові параметри приведені у додатку К. Потім перевірили відповідність фактичних і розрахованих значень відповідно до наступних критеріїв:

1) Критерій випадковості

$$\delta = D_A/D, \quad (4.57)$$

де  $D$  і  $D_A$  - відповідно дисперсія ряду фактичних значень параметра і його випадкової складової, викликаной впливом елементів випадковості [153]. Задовільним прийнято значення  $\delta < 0.674$ ;

2) Збіг розрахункового значення з фактичною величиною вважається задовільним, якщо їх різниця не перевищує за абсолютною величиною  $0.674\sigma$  [154], де  $\sigma$  - стандартне відхилення вихідного фактичного ряду. Цей критерій буде представлений в процентах задовільних значень;

3) Коефіцієнт кореляції  $r$  розраховувався в якості допоміжного показника.

При розрахунку збіжності фактичних і розрахованих значень швидкості утворення органічної речовини критерій випадковості  $\delta$  виявився рівним 0.626, а коефіцієнт кореляції - 0.76. Так само 71% модельних розрахунків виявилися задовільними, так як різниця розрахованих і фактичних значень за абсолютною величиною не перевищувала  $0.674\sigma$ . Отже, на даному етапі запропонована модель представляється досить ефективною.

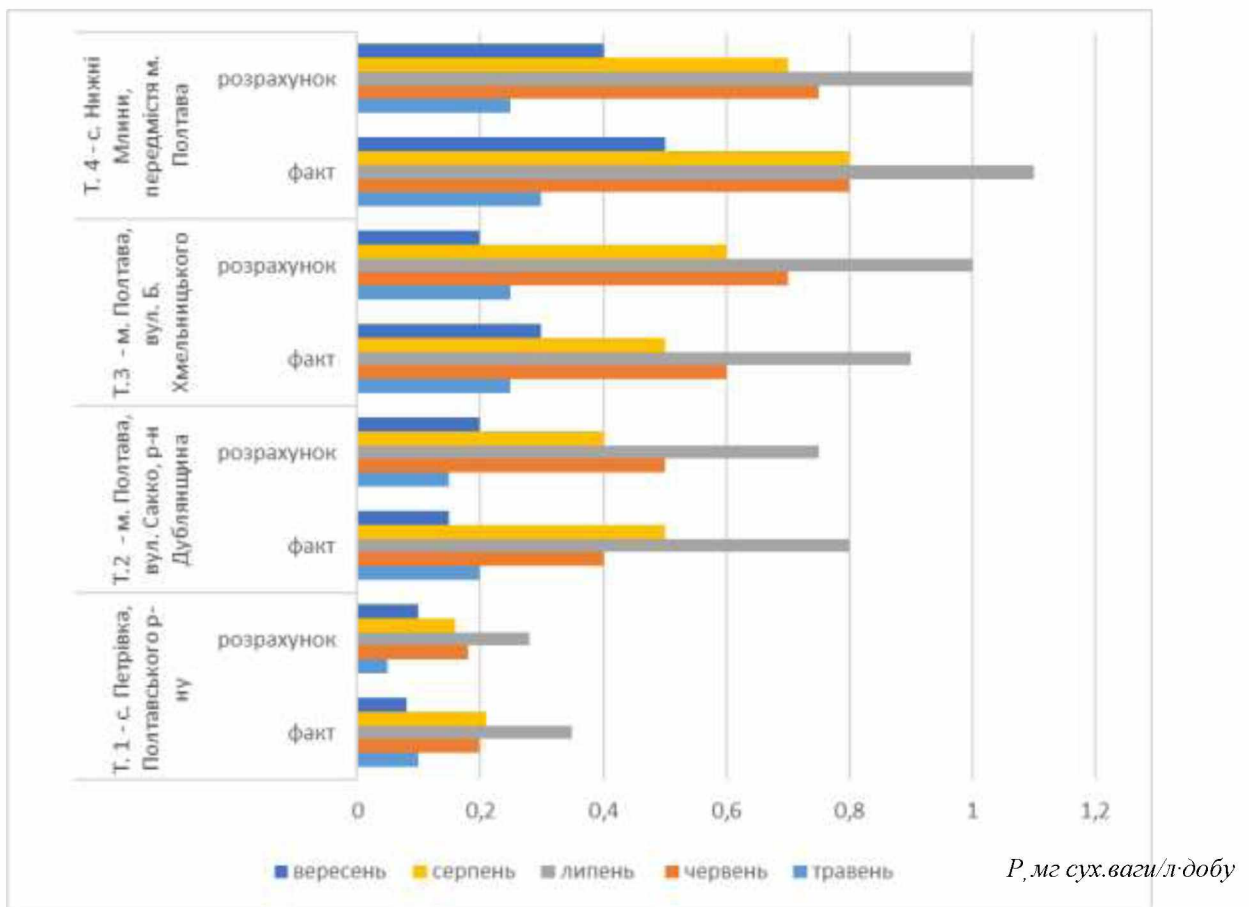
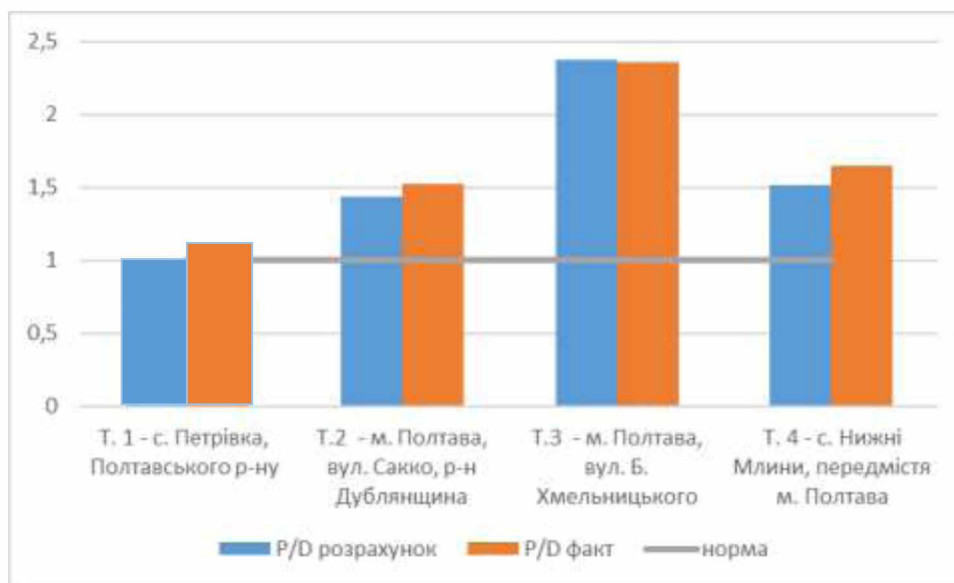


Рис. 4.1 - Усреднені фактичні і розраховані за допомогою запропонованої моделі значення первинної продукції (мг сух.ваги/л·добу) в поверхневому горизонті р. Ворскли на чотирьох ділянках

На другому етапі розраховували відношення первинної продукції до деструкції органічної речовини фітопланктоном  $P/D$  (рис. 5.2). Тут збіжність рядів виявилася дещо гіршою. Критерій випадковості дорівнював 0.532, що вказує на ефективність запропонованого методу, а коефіцієнт кореляції - 0.53, що говорить про досить тісний взаємозв'язок двох процесів. За критерієм  $0.674\sigma$  70% розрахованих значень виявилися задовільними.

$P/D$



*Рис. 5.2 – Фактичне і розраховане за допомогою моделі значення P/D-відношення на різних ділянках річки Вороскла*

В цілому ідентифікацію отриманої моделі на натурних спостереженнях можна вважати успішною.

Як видно із рис. 5.2, практично у всіх випадках (крім с. Петрівка, Полтавського району) P/D більше 1, що вказує на проходження інтенсивного процесу евтрофікації та необхідність очистки даних ділянок річки.

Розробка методів моніторингу швидкостей масообміну між компонентами водних екосистем, моделювання процесів продукційно-деструкційних відносин, а також визначення їх залежності від параметрів, що на них впливають, є актуальною задачею регіональної системи управління якістю довкілля. Тому запропонована модель може використовуватися для моніторингу та прогнозування евтрофікації водних екосистем, регулювання даного процесу на основі контролю вхідних параметрів та розробки рекомендацій щодо відновлення водних об'єктів.



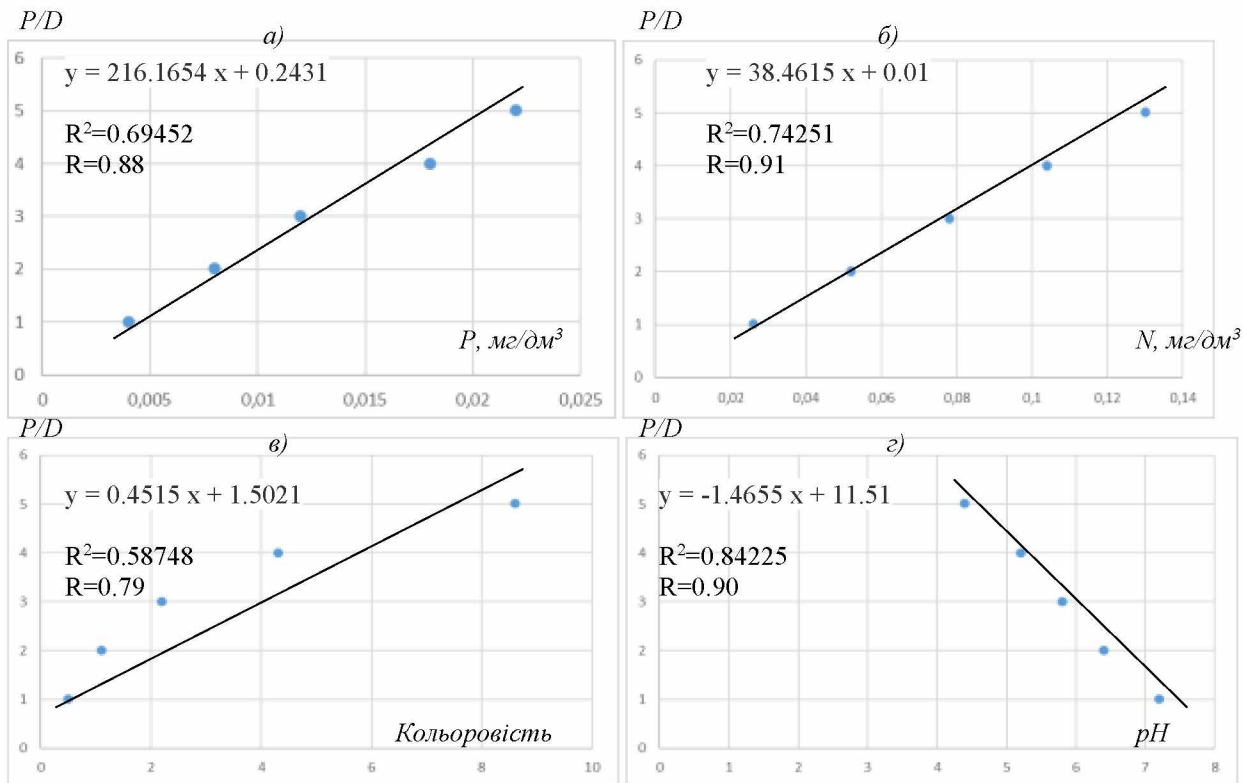


Рис. 5.4 - Залежність між P/D-відношенням та факторами: біогенні речовини - вміст фосфора (а), біогенні речовини - вміст азоту (б), кольоровість води (в), рН

Вплив забруднюючих речовин та факторів на здоров'я людини носить вірогідний характер, тому для оцінки антропогенного впливу на водне середовище пропонується використовувати показник ризику. Оцінка ризику передбачає його залежність від концентрації і часу впливу. Зокрема, чим триваліший контакт з біологічною тканиною, тим більша вірогідність несприятливого ефекту. Тобто, для визначення ризику необхідними є концентрації забруднюючих речовин у певних середовищах і тривалості впливу даних речовин.

На першому етапі оцінки ризику здоров'ю населення проводиться ідентифікація небезпеки, яка може бути основана на діючій системі інвентаризації забруднюючих речовин, що надходять в об'єкти навколишнього середовища [125]. На другому етапі – оцінка експозиції, яка методологічно забезпечується математичним моделюванням процесу розповсюдження забруднюючих речовин у

навколишньому середовищі, моніторингом довкілля. На цьому етапі важливо отримати інформацію про максимальні і середні за певний період часу рівні впливу.

Третій етап – оцінка залежності «доза – ефект» - процес кількісної характеристики токсикологічної інформації, встановлення зв'язку між діючою дозою (концентрацією) забруднюючої речовини і випадками шкідливих ефектів у певній популяції (групі населення). Розрахунок ризику виникнення токсичних ефектів у населення, в результаті впливу забруднюючих речовин, може проводитися за формулою розподілення Вейбулла –Гнедейко [81]:

$$F_{(ч)} = 1 - e^{-ax^b}, \quad (6.4)$$

де  $a, b$  – параметри (позитивні) [123].

При розрахунку потенційного ризику токсичних ефектів у результаті хронічного впливу забруднення на водне середовище ( $R_n$ ), використовується лінійно-експоненціальна модель, визначена на основі залежності «доза-ефект» [101]:

$$R_n = 1 - \exp \left\{ \ln(0.84) \left[ \frac{C}{ГДК \cdot K_e} \right]^b \right\}, \quad (6.5)$$

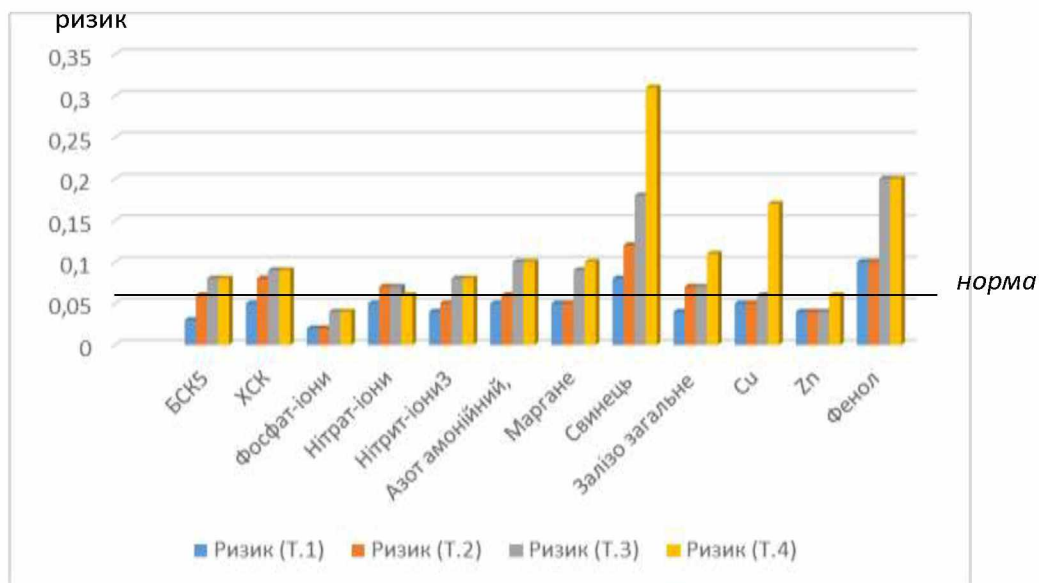
де  $C$  – середня концентрація речовини, що надходить в організм людини протягом його життя;  $K_e$  – коефіцієнт небезпеки, який визначається залежно від класу небезпеки речовини (при розрахунковому терміні дії забруднюючої речовини 25 років: 1 клас – 7,5; 2 клас – 6; 3 клас – 4,5; 4 клас – 3, відповідно за [47]);  $b$  – коефіцієнт ізоефективності, який враховує особливості токсичних властивостей речовин і приймається в залежності від класу небезпеки речовини (при розрахунковому терміні дії забруднюючої речовини 25 років: 1 клас – 2,4; 2 клас – 1,31; 3 клас – 1; 4 клас – 0,86, відповідно за [47]). Допустимі значення потенційного ризику складають 0,02-0,05.

Прогнозування хімічного складу річкової води на досліджуваних ділянках пов'язано з встановленням сумарної концентрації по кожному показнику, що визначається надходженням забруднюючих речовин від різних джерел забруднення. Розрахунок виконують за формулою [136]:

$$C_{max} = C_{\phi} + \frac{(G_i - C_{\phi} W_i \exp(-K\tau_i))}{\gamma_i W_{\phi} + W_i}, \quad (2.24)$$

де  $C_{max}, C_{\phi}$  - середня за розрахунковий період концентрація забруднюючої речовини в максимально забрудненому струмені в заданому для довгострокового прогнозу створі та в початковому створі ділянки річки відповідно, мг/м<sup>3</sup>;  $G_i$  - сумарна кількість забруднюючої речовини, що надходить у річку зі стічними водами  $i$ -го населеного пункту за розрахунковий період, г;  $W_{\phi}$  - водний стік 95% забезпеченості в початковому (фоновому) створі річки за розрахунковий період;  $W_i$  - водний стік від  $i$ -го джерела забруднення за розрахунковий період, м<sup>3</sup>;  $\gamma_i$  - коефіцієнт змішування стічних і річкових вод, що визначається по формулах  $\gamma_i = q_i/Q$ ;  $\gamma_i = 1/(\delta_i - 1)$ . При наближеному розрахунку, коли взяті порівняно великі ділянки річок ( $\geq 20$  км), можна прийняти для малих річок  $\gamma_i = 1$ , для середніх  $\gamma_i = 0,8$ , для великих -  $\gamma_i = 0,6$ ;  $K$  - коефіцієнт швидкості самоочищення річкової води від забруднюючої речовини, 1/діб;  $\tau_i$  - час добігання води від  $i$ -го джерела забруднення до розрахункового створу, діб.

Оцінка ризику виникнення токсичних ефектів у результаті впливу забруднюючих скидів на водне середовище, проведена за формулою (6.5) і приведено на рис. 6.4.



*Рис. 6.4 - Результати узагальненої оцінки ризику виникнення токсичних ефектів у результаті впливу забруднюючих скидів на водне середовище*

Розрахунки значень потенційного ризику (додаток Н) показали найбільші перевищення його допустимих значень (0,02-0,05) для свинцю (0,08), міді (0,05-0,10), фенол (0,05-0,20), азот амонійний (0,05-0,12), нітрати (0,08), нітрити (0,09), марганець (0,05-0,1), залізо загальне (0,01-0,10). Таким чином, збереження існуючої ситуації створює загрозу здоров'ю населення від забруднення р. Ворскла.

## ВИСНОВКИ

У роботі представлено авторський підхід до розв'язання наукової задачі – обґрунтування теоретико-методологічних та методичних засад регулювання процесів евтрофікації водних об'єктів з урахуванням регіональних особливостей. За результатами проведеного дослідження автором зроблено наступні висновки:

Визначено, що на процеси евтрофікації водойм впливає безліч чинників, найбільш значущими з яких є: 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. Доведено доцільність у комплексному дослідженні впливу даних факторів на процес евтрофікації водойм з урахуванням конкретних умов та регіональних особливостей. Обґрунтовано, що в екологічному і геоecологічному моніторингах водного середовища відсутня практика залучення швидкостей і інтенсивностей обмінних процесів. Запропоновано посилити цю частину моніторингу за допомогою включення в його постійний склад такого параметра як первинна продукція і деструкція органічної речовини.

Встановлено залежність від антропогенного навантаження та якістю води на відповідних ділянках річки. Зокрема визначена пряма залежність між вмістом у воді азоту та фосфору у річці Ворскла і розвитком водоростей, а також кореляційний зв'язок між біомасою фітопланктону та БСК<sub>5</sub>. Досліджено фітопланктон р. Ворскла у межах м. Полтава та визначений його кореляційний зв'язок з процесами евтрофікації водної системи (за продукційно-деструкційними параметрами, вмістом біогенних речовин). Визначено економічну ефективність запропонованих заходів по сценаріях (існуючий, оптимальний та перспективний) за рахунок порівняння орієнтовних витрат на реалізацію даних заходів зі збитком за забруднення водного середовища. Визначено, що для вирішення першочергових заходів (1 етап) необхідно 43 млн. грн. Орієнтовний термін реалізації - 8 років. При цьому при реалізації даних методів орієнтовно збиток за забруднення зменшиться на 85% і складатиме 9,3 млн. грн.

