

Вінницький національний технічний університет

(повне найменування вишого навчального закладу)

Факультет будівництва, цивільної та екологічної інженерії

(повне найменування інституту, назва факультету (відділення))

Кафедра екології, хімії та технологій захисту довкілля

(повна назва кафедри (предметної, циклової комісії))

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему:

«Вдосконалення методів оцінювання змін біорізноманіття у водних екосистемах під впливом їх забруднення компонентами небезпечних відходів»

Виконав: студент групи ТЗД-21м
спеціальності 183 - Технології захисту
навколишнього середовища

(шифр і назва напрямку підготовки, спеціальності)

Підпригора Є.С.

(прізвище та ініціали)

Керівник: д.т.н., професор кафедри ЕХТЗД

Квaternюк С. М.

(прізвище та ініціали)

«12» грудня 2022 р.

Опонент: к.х.н., доцент кафедри ЕХТЗД

Тітов Т.С.

(прізвище та ініціали)

«12» грудня 2022 р.

Допущено до захисту

Завідувач кафедри ЕХТЗД

д.т.н., проф. Петрук В.Г.

(прізвище та ініціали)

«13» грудня 2022 р.



Вінниця– 2022 рік

ІНДИВІДУАЛЬНЕ ЗАВДАННЯ

Вінницький національний технічний університет
Факультет Будівництва, цивільної та екологічної інженерії
Кафедра Екології, хімії та технологій захисту довкілля
Рівень вищої освіти II-й (магістерський)
Галузь знань 18 «Виробництво та технології»
Спеціальність 183 – «Технології захисту навколишнього середовища»
Освітньо-професійна програма «Технології захисту навколишнього середовища»

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри ЕХТЗД

д.т.н., проф.

В.Г. Петрук

(підпис)

“28” вересня 2022 року

ЗАВДАННЯ НА МАГІСТЕРСЬКУ КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТУ

Підпригорі Євгенію Сергійовичу

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи: Вдосконалення методів оцінювання змін біорізноманіття у водних екосистемах під впливом їх забруднення компонентами небезпечних відходів.

керівник роботи Кватернюк Сергій Михайлович, д.т.н., професор
затверджено наказом по ВНТУ від “24” вересня 2022 року №277.

2. Строк подання студентом роботи “13” грудня 2022 року

3. Вихідні дані до роботи: Співвідношення індикаторних таксонів водоростей в альгофлорі (табл.4.1).

4. Зміст текстової частини:

1. Моделі екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів.

2. Методи опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ.

3. Методи екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів.



4. Дослідження методів біоіндикації та розвиток бази даних з альгоіндикації в Україні.

5. Техніко-економічне обґрунтування методики аналізу якості поверхневих вод річки Південний Буг.

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

1. Спектральні характеристики показників поглинання основних пігментів фітопланктону.
2. Спектральні характеристики складових коефіцієнту дифузного відбиття шарів природного водного середовища та загального коефіцієнту дифузного відбиття на його поверхні.
3. Схема оцінювання достовірності мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ.
4. Екологічна класифікація якості поверхневих вод у досліджуваних ставках.
5. Розподіл таксонів за екологічними групами індикаторів рухливості водних мас та насиченості їх киснем.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
5 Техніко-економічне обґрунтування методики аналізу якості поверхневих вод річки Південний Буг	Краєвська Алла Станіславівна		

7. Дата видачі завдання "28 вересня 2022 р.

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів магістерської кваліфікаційної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Розроблення технічного завдання	4.10.2022	
2	Робота з літературними джерелами. Дослідження моделі екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів.	15.10.2022	
3	Вдосконалення методів опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ.	25.10.2022	
4	Вдосконалення методів екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів.	5.11.2022	
5	Дослідження методів біоіндикації та розвинути базу даних з альгоіндикації в Україні.	15.11.2022	
7	Експериментальні дослідження індикаторних таксонів водоростей в альгофлорі України..	5.12.2022	
8	Виконання економічної частини	13.12.2022	

Студент


(підпис)

Підпригора Є.С.

(прізвище та ініціали)

Керівник роботи


(підпис)

Кватернюк С.М.

(прізвище та ініціали)

АНОТАЦІЯ

УДК 504.064

Підопригора Євгеній Сергійович. Вдосконалення методів оцінювання змін біорізноманіття у водних екосистемах під впливом їх забруднення компонентами небезпечних відходів. Магістерська кваліфікаційна робота зі спеціальності 183 – «Технології захисту навколишнього середовища», освітня програма – «Технології захисту навколишнього середовища». Вінниця: ВНТУ, 2022. 101 с.

На укр. мові. Бібліогр.: 34 назв; рис.: 18; табл. 21.

В магістерській кваліфікаційній роботі вдосконалено методи оцінювання змін біорізноманіття у водних екосистемах під впливом забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів та мультиспектральні засоби екологічного моніторингу. Крім того, вдосконалено математичні моделі екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів, що дозволили підвищити точність опосередкованого вимірювання параметрів забруднення. Досліджено методи біоіндикації та розвинута бази даних з альгоіндикації в Україні.

Ключові слова: біорізноманіття, водні екосистеми, моніторинг, забруднення.

ABSTRACT

Pidoprihora Evgeny Sergiyovych. Improvement of methods for assessing changes in biodiversity in aquatic ecosystems under the influence of their contamination by hazardous waste components. Master's thesis on specialty 183 – «Environmental protection technologies», educational program – «Environmental protection technologies». Vinnytsia: VNTU, 2022. 101 p.

In Ukrainian language. Bibliographer: 34 titles; fig.: 18; tabl. 21.

In the master's thesis, methods for assessing changes in biodiversity in aquatic ecosystems under the influence of pollution of water bodies by hazardous waste components and multispectral means of environmental monitoring were improved. In addition, mathematical models of environmental monitoring of pollution of water bodies by hazardous waste components have been improved, which made it possible to increase the accuracy of indirect measurement of pollution parameters. Methods of bioindication have been researched and a database on algoindication in Ukraine has been developed.

Keywords: biodiversity, water ecosystems, monitoring, pollution.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
1 МОДЕЛІ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ КОМПОНЕНТАМИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ	8
1.1 Математичне моделювання спектральних характеристик окремого шару водного середовища	8
1.2 Математичне моделювання переносу випромінювання у багат шаровій структурі водного середовища	12
1.3 Математичне моделювання спектральних характеристик окремого шару водного середовища із завислими частинками фітопланктону при зміні співвідношення між пігментами	14
2 МЕТОДИ ОПОСЕРЕДКОВАНОГО ВИМІРЮВАННЯ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ	19
2.1 Математичне моделювання опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ	19
2.2 Математичне моделювання мультиспектрального екологічного контролю параметрів водних середовищ <i>in vitro</i>	22
2.3 Математичне моделювання мультиспектрального екологічного контролю параметрів водних середовищ <i>in situ</i> з використанням квадрокоптера	36
3 МЕТОДИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ КОМПОНЕНТАМИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ	45
3.1 Метод та засіб мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ	45
3.2 Методи та засоби мультиспектрального контролю концентрацій забруднювальних речовин у водних середовищах з використанням	50

біотестування по мікрowodоростях	
3.3 Метод та засіб мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону	52
4 ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДІВ БІОІНДИКАЦІЇ ТА РОЗВИТОК БАЗИ ДАНИХ З АЛЬГОІНДИКАЦІЇ В УКРАЇНІ	57
4.1 Дослідження індикаторних таксонів водоростей в альгофлорі України	57
4.2 Групи водоростей за приуроченістю до типу місцеперебування	61
4.3 Класифікація індикаторів температурного режиму	63
4.4 Індикація кисневого режиму та рухливості водних мас	63
4.5 Система індикаторів рН води, класифікація по Хустедту	64
4.6 Система класифікації солоності по Хустедту	66
4.7 Органічне забруднення, системи сапробності	69
5 ТЕХНІКО-ЕКОНОМІЧНЕ ОБГРУНТУВАННЯ МЕТОДИКИ АНАЛІЗУ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ	73
5.1 Калькулювання виробничої собівартості інноваційного рішення	73
5.2 Визначення ціни та критичного обсягу виробництва інноваційного рішення	78
5.3 Визначення експлуатаційних витрат у сфері використання інноваційного рішення	80
5.4 Оцінювання економічної ефективності інноваційного рішення	83
ВИСНОВКИ	88
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	89
Додаток А	93
Додаток Б	95
Додаток В	96

ВСТУП

Актуальність. Актуальність теми обумовлена необхідністю забезпечення зростаючих вимог до якості поверхневих вод, що зумовлює необхідність вдосконалення методів та засобів мультиспектрального екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів. Якість поверхневих вод є важливою проблемою екологічної безпеки України. В результаті техногенної діяльності значна кількість небезпечних відходів потрапляє у водні об'єкти. Це призводить до зростання рівня евтрофікації, збільшення концентрації фітопланктону, замулювання, знекиснення тощо. Інтегральний контроль забруднення можливо здійснювати за допомогою біоіндикації по різноманітним водним організмам.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дослідження виконувалась у рамках проведення держбюджетної науково-дослідної роботи Вінницького національного технічного університету “Обґрунтування наукових засад оптимальних методів і засобів моніторингу та інтегрованого управління екологічною безпекою непридатних пестицидів та пестицидвмісних відходів” у 2021-2022 рр. (номер державної реєстрації 0121U109723).

Метою роботи є вдосконалення засобів методів та засобів екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів на основі біоіндикації по фітопланктону.

Завдання роботи. Для досягнення поставленої мети були сформульовані наступні задачі:

1. Дослідити моделі екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів.
2. Вдосконалити методи опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ.
3. Вдосконалити методи екологічного моніторингу забруднення водних

об'єктів компонентами небезпечних відходів.

4. Дослідити методи біоіндикації та розвинути базу даних з альгоіндикації в Україні.

5. Здійснити техніко-економічне обґрунтування методики аналізу якості поверхневих вод річки Південний Буг.

Об'єкт досліджень – процес екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів.

Предмет досліджень – методи і засоби екологічного моніторингу забруднення водних об'єктів.

Новизна одержаних результатів. Вдосконалено методи оцінювання змін біорізноманіття у водних екосистемах під впливом забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів та мультиспектральні засоби екологічного моніторингу.

Апробація результатів магістерської кваліфікаційної роботи. Основні положення та результати виконаних досліджень були подані у доповіді на Всеукраїнській науково-практичній Інтернет-конференції студентів, аспірантів та молодих науковців «Молодь в науці: дослідження, проблеми, перспективи (МН-2023).

Публікації результатів магістерської кваліфікаційної роботи.

1. Кватернюк С. М., Мандебура А. Ю., Підопригора Є.С. Вдосконалення методів оцінювання змін біорізноманіття у водних екосистемах під впливом забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів. Молодь в науці: дослідження, проблеми, перспективи [Електронне мережне наукове видання] : зб. наук. праць. Вінниця, 2022.

<https://conferences.vntu.edu.ua/index.php/mn/mn2023/schedConf/presentations>

1 МОДЕЛІ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ КОМПОНЕНТАМИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ

1.1 Математичне моделювання спектральних характеристик окремого шару водного середовища

Спектральні характеристики показників поглинання $\mu_{a,w}(\lambda)$ та розсіювання $\mu_{s,w}(\lambda)$ для природного водного середовища апроксимуємо на основі результатів експериментальних досліджень [1]:

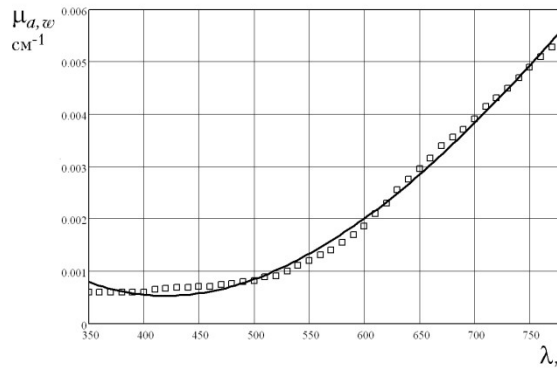
$$\mu_{s,w}(\lambda) = 8,209 \cdot 10^3 \lambda^{-2,33} - 0,016 \lambda^{-0,494}, \quad (1.1)$$

$$\mu_{a,w}(\lambda) = 0,012 - 6,149 \cdot 10^{-5} \lambda + 9,482 \cdot 10^{-8} \lambda^2 - 3,429 \cdot 10^{-11} \lambda^3. \quad (1.2)$$

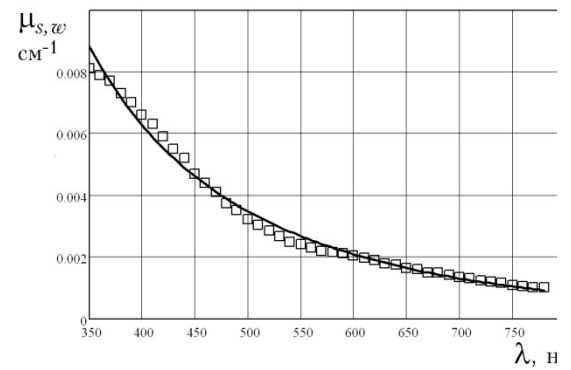
Спектральна характеристика фактору анізотропії природного водного середовища визначається завислими частинками різних розмірів. У математичній моделі природного водного середовища приймаємо таке співвідношення між концентрацією завислих частинок різних розмірів – середній діаметр 1 мкм (40%), 5 мкм (30%), 10 мкм (10%), 15 мкм (9%), 20 мкм (5%), 30 мкм (3%), 40 мкм (2%), 50 мкм (1%). Апроксимована спектральна характеристика фактору анізотропії водного середовища із завислими частинками, що мають такі параметри

$$g_w(\lambda) = 0,554 - 5,753 \cdot 10^{-4} \lambda + 4,383 \cdot 10^{-7} \lambda^2 - 1,508 \cdot 10^{-10} \lambda^3, \quad (1.3)$$

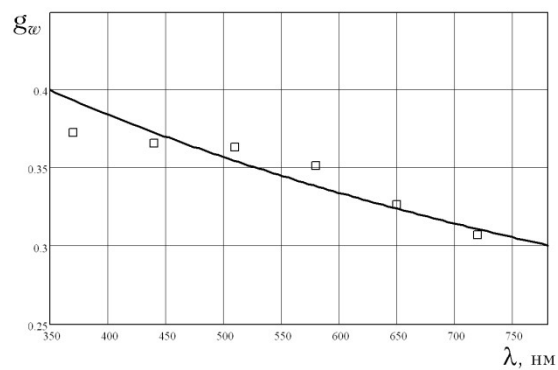
Графіки спектральних характеристик показників поглинання $\mu_{a,w}(\lambda)$, розсіювання $\mu_{s,w}(\lambda)$ та фактору анізотропії $g_w(\lambda)$ природного водного середовища наведено на рис. 1.1.



а)



б)



в)

Рисунок 1.1 – Спектральні характеристики показників поглинання (а), розсіювання (б) та фактору анізотропії (в) природного водного середовища без фітопланктону

Спектральні характеристики показників поглинання основних пігментів фітопланктону, а саме, хлорофілу а, хлорофілу б та каротиноїдів вводимо в математичну модель використовуючи лінійну інтерполяцію в Mathcad 13.0 на основі таблиці експериментальних даних вимірювань [2]. Графіки спектральних характеристик показників поглинання основних пігментів фітопланктону наведено на рис. 1.2.

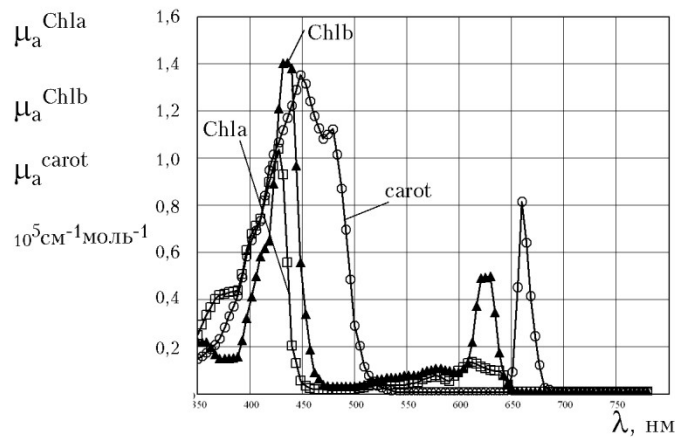


Рисунок 1.2 – Спектральні характеристики показників поглинання основних пігментів фітопланктону

В свою чергу показники поглинання та розсіювання фітопланктону залежать від його біофізичних та структурних параметрів. Використовуємо розрахунок показника розсіювання для оптично м'яких частинок:

$$\mu_{s,ph}(\lambda) = 440,72P(1-P)(1,4-P)\left(\frac{685}{\lambda}\right), \quad (1.4)$$

де P – об'ємний вміст пігментів фітопланктону, λ – довжина хвилі в нм.

Показник поглинання фітопланктону визначається як:

$$\mu_{a,ph}(\lambda) = C_{Chla}\mu_a^{Chla} + C_{Chlb}\mu_a^{Chlb} + C_{carot}\mu_a^{carot}, \quad (1.5)$$

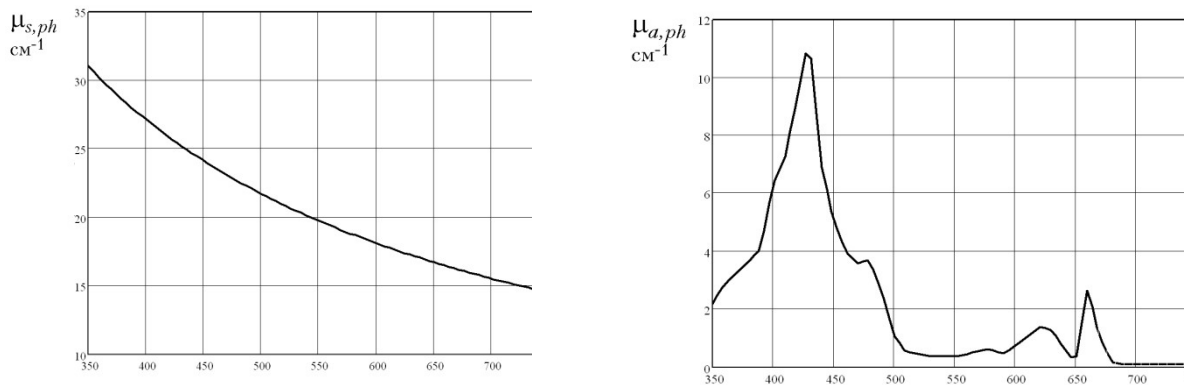
де C_{Chla} , C_{Chlb} , C_{carot} – молярна концентрація основних пігментів у біомасі фітопланктону; μ_a^{Chla} , μ_a^{Chlb} , μ_a^{carot} – молярні показники поглинання основних пігментів фітопланктону.

Спектральна характеристика фактору анізотропії частинок фітопланктону визначається розмірами і формою його частинок. У

математичній моделі приймаємо середній діаметр частинок фітопланктону 10 мкм та їх сферичну форму. Тоді апроксимована спектральна характеристика фактору анізотропії фітопланктону буде мати такий вигляд:

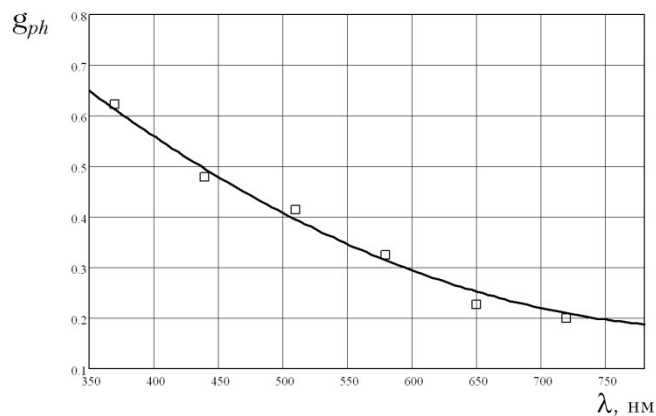
$$g_{ph}(\lambda) = 1,554 - 3,213 \cdot 10^{-3} \lambda + 1,863 \cdot 10^{-6} \lambda^2 + 3,325 \cdot 10^{-11} \lambda^3. \quad (1.6)$$

Графіки спектральних характеристик показників поглинання, розсіювання та фактору анізотропії фітопланктону наведено на рис. 1.3.



а)

б)



в)

Рисунок 1.3 – Спектральні характеристики показників поглинання (а), розсіювання (б) та фактору анізотропії (в) фітопланктону

Виходячи з одношарової моделі, проведемо математичне моделювання природного водного середовища з завислими частинками фітопланктону, що

має такі параметри: біомаса фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л; співвідношення між хлорофілом а та хлорофілом б у фітопланктоні 0,8; співвідношення між каротиноїдами та сумарним вмістом хлорофілів 0,27; вміст хлорофілу а у сирій масі фітопланктону 0,5%. Прийmemo товщину кожного з шарів водного середовища 10 см та однакову концентрацію завислих частинок фітопланктону у всіх шарах. Кількість шарів багат шарової моделі водного середовища може бути вибрана таким чином, щоб внесок у загальний коефіцієнт дифузного відбиття від останнього шару був менший загальної похибки вимірювань, що складає для мультиспектрального методу 0,5-1%.

1.2 Математичне моделювання переносу випромінювання у багат шаровій структурі водного середовища

Спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища відповідають складовим від його окремих шарів:

$$R_d = \sum_{i=1}^n R'_{di} \quad (1.7)$$

де R_{di} – складова коефіцієнту дифузного відбивання, що створюються від i -того шару, причому

$$R'_{di} = (1 - R_{01})^2 \prod_{j=1}^i T_{l(j-1)}^2 T_l R_{lj}, \quad (1.8)$$

де R_{01} – складова коефіцієнту відбиття на межі повітря-водне середовище; T_l – коефіцієнт направленого пропускання шару природного водного середовища, R_l – коефіцієнт дифузного відбиття шару природного

водного середовища.

Частка коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні природного водного середовища, що вноситься i -тим шаром $R_{di} = R'_{di} \cdot 100\% / R_d$. На основі спектральних характеристик для кожного з шарів природного водного середовища розраховуємо частки коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні природного водного середовища, що вноситься його i -тим шаром та загальний коефіцієнт дифузного відбиття (див. рис. 1.4).

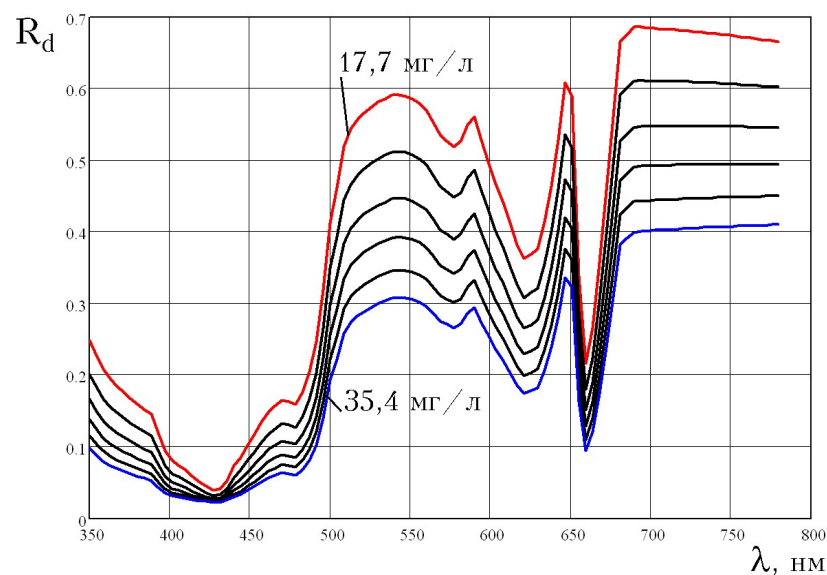


Рисунок 1.4 – Спектральні характеристики складових коефіцієнту дифузного відбиття шарів природного водного середовища та загального коефіцієнту дифузного відбиття на його поверхні

В свою чергу, це дозволяє розв'язати зворотну задачу визначення параметрів водних середовищ з результатів мультиспектральних вимірювань, тобто опосередковано вимірювати мультиспектральним методом параметри водних об'єктів, які цікаві для задач екологічного контролю їх стану, а саме концентрацію частинок фітопланктону, концентрацію чи співвідношення пігментів у приповерхневому шарі води тощо. Розраховані спектральні характеристики кожного шару водного середовища узгоджуються з результатами експериментальних вимірювань. При цьому встановлено, який

вплив має зміна концентрації фітопланктону у водному середовищі на його спектральні характеристики, а також на загальний коефіцієнт дифузного відбиття на поверхні.

1.3 Математичне моделювання спектральних характеристик окремого шару водного середовища із завислими частинками фітопланктону при зміні співвідношення між пігментами

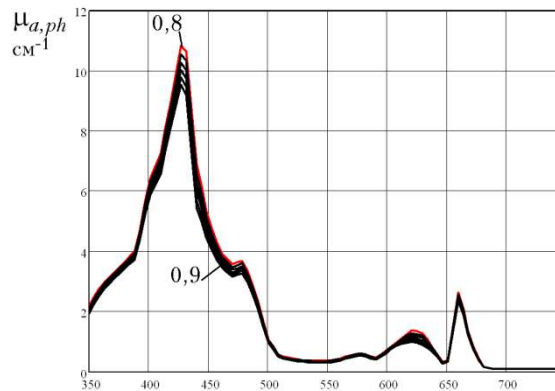
Використовуючи методику математичного моделювання розсіювання світла у малокутовому наближенні (МКН) у багатошарових водних середовищах розв'яжемо пряму задачу визначення спектральних характеристик природних водних середовищ з відомими параметрами фітопланктону для двох випадків зміни співвідношень між основними пігментами фітопланктону [3], а саме:

а) співвідношення між хлорофілом *a* та хлорофілом *b* змінюється від 0,8 до 0,9; співвідношення між каротиноїдами та сумарним вмістом хлорофілів 0,27;

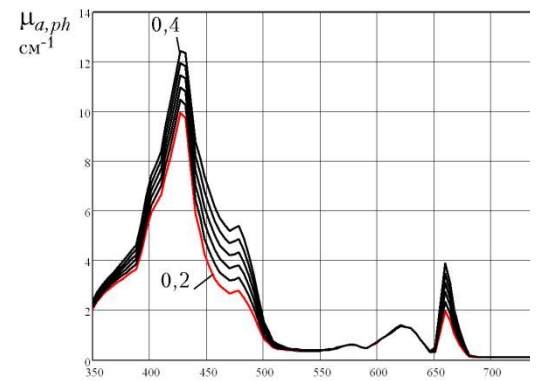
б) співвідношення між хлорофілом *a* та хлорофілом *b* у фітопланктоні 0,8; співвідношення між каротиноїдами та сумарним вмістом хлорофілів змінюється від 0,2 до 0,4.

У кожному з прикладів біомаса фітопланктону 17,7 мг/л, вміст хлорофілу *a* у сирій масі фітопланктону прийнято 0,5%, використовується 7 шарів водного середовища глибиною по 10 см, концентрація частинок фітопланктону у кожному шарі прийнята однаковою.

Розраховані спектральні характеристики показників поглинання фітопланктону при зміні співвідношення між хлорофілом *a* та загальним хлорофілом наведені на рис. 1.5,а; при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом на рис. 1.5,б.



а)



б)

Рисунок 1.5 – Спектральні характеристики показників поглинання фітопланктону: при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом (а); при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом (б)

На рис. 1.6 представлено графіки розрахованих спектральних характеристик для природного водного середовища з частинками фітопланктону при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом.

Вказані особливості спектральних характеристик впливають на роботу засобів екологічного контролю водних середовищ при їх роботі над поверхнею водного об'єкта, наприклад, з використанням квадрокоптерів, які вимірюють коефіцієнт відбиття на поверхні. Таким чином з'являється можливість вимірювання структурних і пігментних параметрів фітопланктону у водних об'єктах з великою площею для задач екологічного моніторингу їх стану.

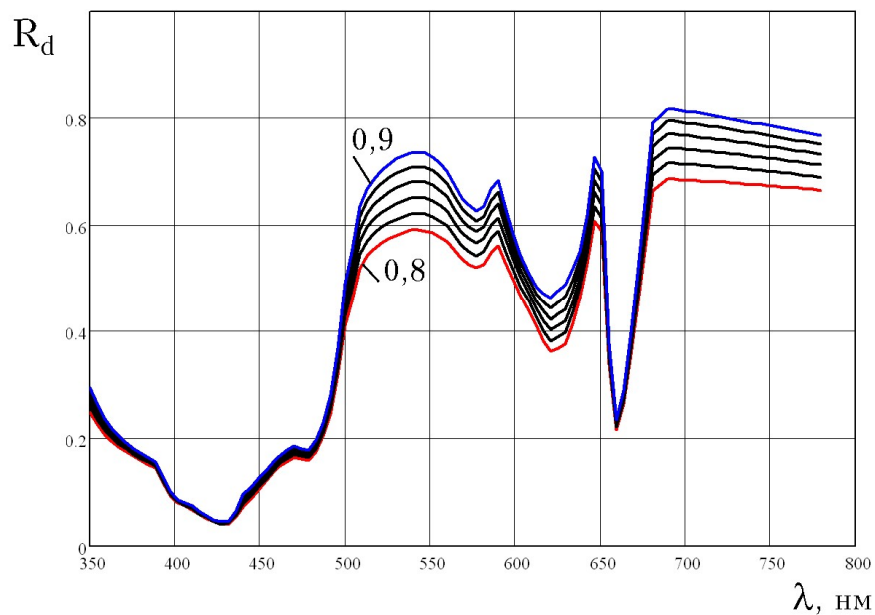


Рисунок 1.6 – Спектральні характеристики шару природного водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом

При роботі засобів екологічного контролю, які занурюються на певну глибину у водний об'єкт вимірюються коефіцієнти направлено пропускання чи коефіцієнт відбиття для певного шару водного середовища, що дозволяє проаналізувати зміни структурних чи пігментних параметрів фітопланктону з глибиною. На рис. 1.7 представлено графіки розрахованих спектральних характеристик для природного водного середовища з частинками фітопланктону при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом. Порівнюючи спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом та при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом можна помітити суттєві відмінності у діапазоні від 430 до 500 нм. У вказаному діапазоні можливо досліджувати співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, при цьому зміна співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом майже не впливатиме на коефіцієнт дифузного

відбиття. Також помітні відмінності у діапазоні від 650 до 680 нм, що може бути використана для вимірювання співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом.

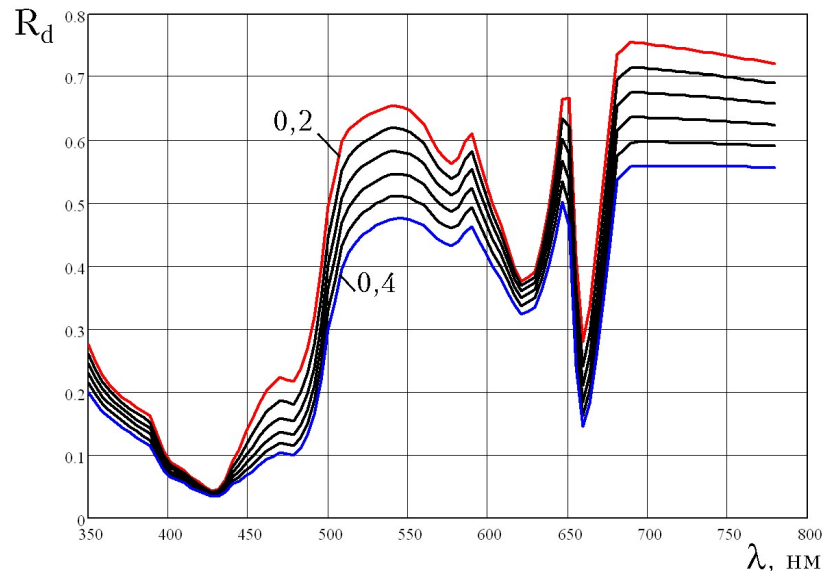


Рисунок 1.7 – Спектральні характеристики шару природного водного середовища при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом

Здійснено математичне моделювання переносу випромінювання у природних водних середовищах із частинками фітопланктону, що дозволило проаналізувати вплив співвідношень між основними пігментами, а саме хлорофілом а, хлорофілом б та каротиноїдами на їх спектральні характеристики. Розраховано та проаналізовано спектральні характеристики показника розсіювання, фактору анізотропії, ефективних показників розсіювання та ослаблення, частки світла, розсіяного в передню півсферу, ймовірності виживання фотону, показника послаблення в малокутовому наближенні, коефіцієнту направленої пропускання та коефіцієнту дифузного відбиття для одного шару водного середовища з заданими структурними та пігментними параметрами фітопланктону. На основі порівняння спектральних характеристик загального коефіцієнту дифузного

відбиття на поверхні водного середовища визначено спектральні діапазони від 500 до 650 нм та від 680 до 780 нм для дослідження співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, а також діапазон від 430 до 500 нм та від 650 до 680 нм для дослідження співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом. Вибір вказаних спектральних діапазонів дозволяє незалежно визначати співвідношення між основними пігментами фітопланктону.

2 МЕТОДИ ОПОСЕРЕДКОВАНОГО ВИМІРЮВАННЯ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ

2.1 Математичне моделювання опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ

Суть методу мультиспектрального вимірювального контролю полягає у аналізі цифрових зображень досліджуваного об'єкту, отриманих у декількох спектральних діапазонах. Для отримання мультиспектральних зображень об'єкту контролю необхідно розв'язати пряму оптичну задачу. При відомих параметрах водного середовища з частинками фітопланктону у ході математичного моделювання необхідно отримати його спектральні характеристики. Загальна схема розв'язку прямої задачі формування мультиспектральних зображень поверхні водного середовища з частинками фітопланктону наведена на рис. 2.1. Спектральні характеристики хромофорів та розчинених речовин вводяться у математичну модель за довідниковими даними з використанням сплайн апроксимації. На основі цих даних за методикою [6] розраховуємо оптичні характеристики кожного із шарів водного середовища та загальні оптичні характеристики для коефіцієнту дифузного відбивання $R(\lambda)$ чи направленого пропускання $T(\lambda)$ з урахуванням впливу усіх шарів. На основі отриманого коефіцієнту дифузного відбивання чи направленого пропускання з урахуванням спектральних характеристик камери $E(\lambda)$, фільтрів $T_f(\lambda)$ та джерела випромінювання $\Phi(\lambda)$ отримуємо мультиспектральні зображення об'єкту контролю $D(M_1, M_2, \dots, M_n)$. Загальна схема оцінювання достовірності мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ наведена на рис. 2.2.



Рисунок 2.1 – Загальна схема розв'язку прямої задачі формування мультиспектральних зображень поверхні водного середовища з частинками фітопланктону

Для отримання тест-параметрів для водних середовищ з мультиспектральних зображень необхідно розв'язати обернену оптичну задачу. Це буде проведено за допомогою множинної регресії, нейромережі та нейро-нечіткої мережі. Іншим варіантом реалізації мультиспектрального контролю є багатопараметричний контроль екологічного стану водних об'єктів безпосередньо за результатами мультиспектральних вимірювань.



Рисунок 2.2 – Схема оцінювання достовірності мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ

При використанні конкретних ПЗЗ-камер, фільтрів, джерел випромінювання тощо можна оцінити похибки вимірювання мультиспектральних параметрів на основі технічних параметрів цих комплектуючих. Отримані похибки необхідно ввести у математичну модель опосередкованого вимірювання. Знаючи параметри неоднорідних водних середовищ, які використовувались, як вихідні дані на початку та порівнявши їх з параметрами отриманими після відновлення за регресійними моделями можливо оцінити похибки опосередкованого вимірювання параметрів неоднорідних водних середовищ. Провівши багатократне імітаційне моделювання похибок опосередкованого вимірювання параметрів неоднорідних водних середовищ та отримавши закони їх розподілу можливо оцінити достовірність контролю параметрів неоднорідних водних середовищ.

2.2 Математичне моделювання мультиспектрального екологічного контролю параметрів водних середовищ *in vitro*

Проаналізуємо можливості вибору оптимальної структури засобів мультиспектрального контролю з метою забезпечення необхідної точності вимірювань параметрів водних середовищ, а також необхідної достовірності контролю [7]. Задача оптимального вибору робочих довжин хвиль спектральних каналів та їх ширини засобів вимірювального контролю може бути розв'язана за допомогою покрокової множинної регресії з включенням незалежних змінних. Також наведемо приклади розрахунку оптимальної структури засобів вимірювального контролю при використанні різних типів джерел випромінювання.

Мультиспектральний вимірювальний контроль параметрів водних середовищ здійснюється на основі обробки масиву мультиспектральних зображень досліджуваного об'єкту отриманих ПЗЗ камерою. Вибір оптимальної кількості спектральних каналів, діапазону довжин хвиль кожного з каналів та необхідної роздільної здатності ПЗЗ-камери здійснюється при дослідженні різних структур засобів контролю та використанні множинної регресії для обробки результатів мультиспектральних вимірювань за умови забезпечення необхідних параметрів швидкодії та достовірності контролю. Спектральні характеристики різних типів джерел випромінювання та ПЗЗ-камери наведено на рис. 2.3. У світлодіодному джерелі випромінювання використовуємо світлодіоди, нормовані спектральні характеристики на рис.2.3.а [8–10].

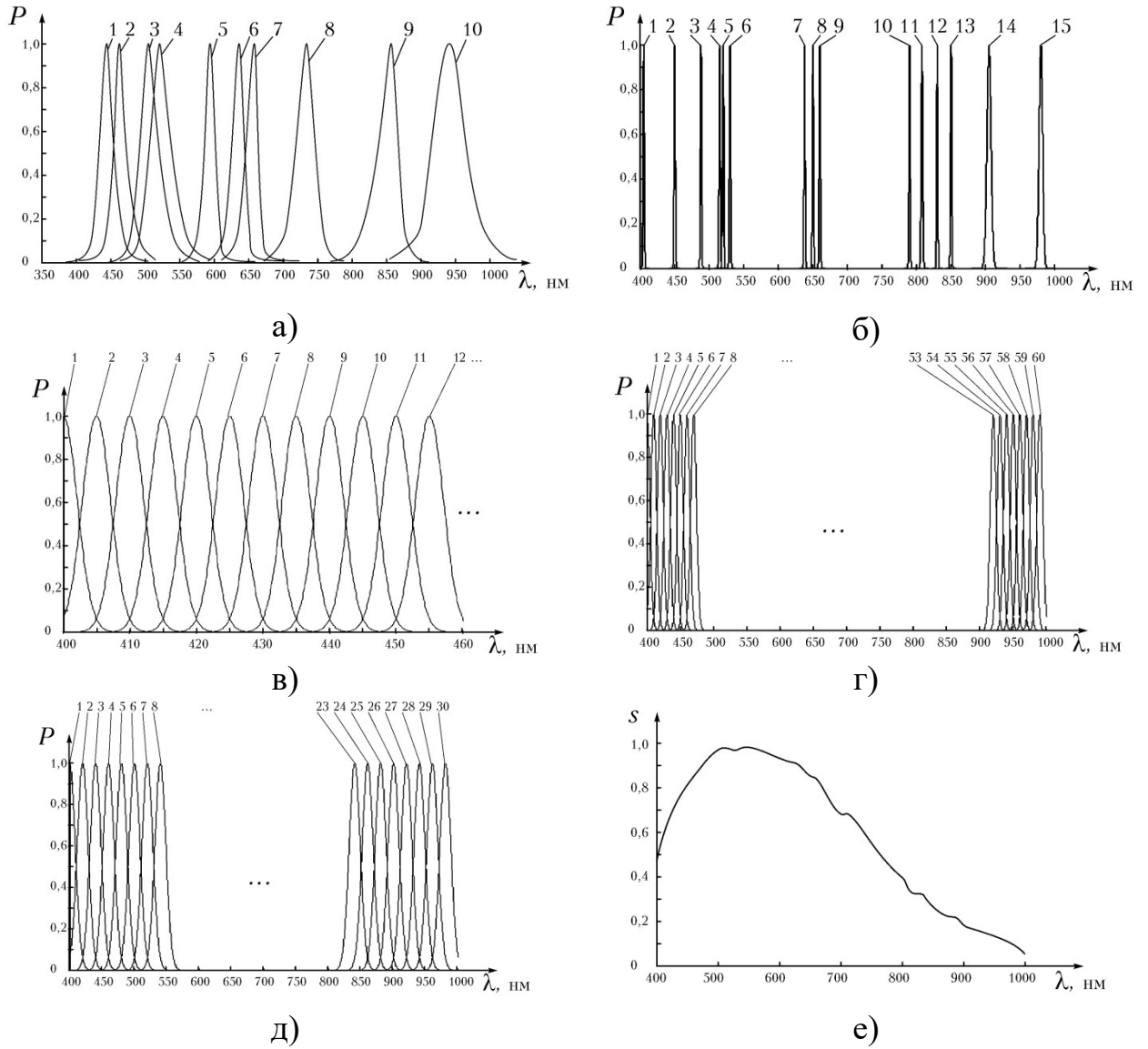


Рисунок 2.3 – Нормовані спектральні характеристики: а) лінійки світлодіодів, б) лінійки лазерних діодів, в) монохроматора зі смугою 5 нм; г) монохроматора зі смугою 10 нм; д) монохроматора зі смугою 20 нм; е) чутливості ПЗЗ-камери

Таблиця 2.1 – Основні параметри світлодіодних джерел випромінювання

№	Тип	Виробник	Домінуюча довжина хвилі, нм	Колір	Ширина смуги на рівні 0,5, нм
1	PM2B-1LDE	ProLight	455	Royal Blue	20
2	PM2B-1LBE	ProLight	465	Blue	20
3	PM2B-1LCE	ProLight	505	Cyan	30
4	PM2B-1LGE	ProLight	525	Green	30
5	PM2B-1LAE	ProLight	592	Amber	20
6	PM2B-1LRE	ProLight	623	Red	20
7	PM2B-1LME	ProLight	660	Crimson	20
8	PM2B-1LEE	ProLight	730	Cherry Red	30
9	SFH 4235	OSRAM	850	IR	30
10	TSAL4400	Vishay	940	IR	50

На рис. 2.3,б наведено спектральні характеристики випромінювання лінійки лазерних діодів наступних типів з такими параметрами домінуючої довжини хвилі та ширини смуги випромінювання на рівні 0,5: 1 – SLD3236VF, 405 нм (2 нм); 2 – PL 450B, 450 нм (2 нм); 3 – PLT5 488, 488 нм (2 нм); 4 – PL 515, 515 нм (2 нм); 5 – PL520, 520 нм (2 нм); 6 – PLT5 520_B3, 530 нм (2 нм); 7 – ML520G71, 638 нм (2 нм); 8 – LPC836, 650 нм (2 нм); 9 – ML101U29, 660 нм (2 нм); 10 – SLD231VL, 790 нм (2 нм); 11 – RLCO-808-5000-TO3, 808 нм (2,5 нм); 12 – GH0832BA2A, 830 нм (2 нм); 13 – PL-SLC-00-S20-C0, 850 нм (2 нм); 14 – SPL LL90, 905 нм (7 нм); 15 – SPL LL93, 980 нм (6 нм).

На рис. 2.3, в–д наведено спектральні характеристики випромінювання для монохроматора МУМ-2 зі зміною довжини хвилі від 400 до 1000 нм, який використовує щілини, що забезпечують ширину смуги випромінювання на рівні 0,5 рівну 5, 10 та 20 нм. При цьому буде забезпечено 120, 60 та 30 спектральних каналів для вимірювання параметрів водних середовищ.

У якості ПЗЗ камери використаємо MDC140BW з такими параметрами: розділова здатність 1,3 Мп, спектральний діапазон 350-1000 нм, динамічний діапазон 66 дБ. Спектральна характеристика чутливості даної ПЗЗ камери наведена на рис. 2.3,е.

Вимірювання параметрів природних водних середовищ проведемо на прикладі вимірювання біомаси фітопланктону та пігментних параметрів фітопланктону.

У результаті розв'язання прямої оптичної задачі розрахунку спектральних характеристик водного середовища використовуючи методіку математичного моделювання розсіювання світла у малокутовому наближенні отримано такі спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища (див. рис. 3.8) при таких вихідних параметрах моделі водного середовища з завислими частинками фітопланктону:

а) біомаса фітопланктону змінюється від 17,7 до 35,4 мг/л; співвідношення між хлорофілом а та хлорофілом б у фітопланктоні 0,8; співвідношення між каротиноїдами та сумарним вмістом хлорофілів 0,27; вміст хлорофілу а у сирій масі фітопланктону 0,5%;

б) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом змінюється від 0,8 до 0,9; співвідношення між каротиноїдами та сумарним вмістом хлорофілів 0,27; біомаса фітопланктону 17,7 мг/л; вміст хлорофілу а у сирій масі фітопланктону 0,5%;

в) співвідношення між хлорофілом а та хлорофілом б у фітопланктоні 0,8; співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом змінюється від 0,2 до 0,4; біомаса фітопланктону 17,7 мг/л; вміст хлорофілу а у сирій масі фітопланктону прийнято 0,5%.

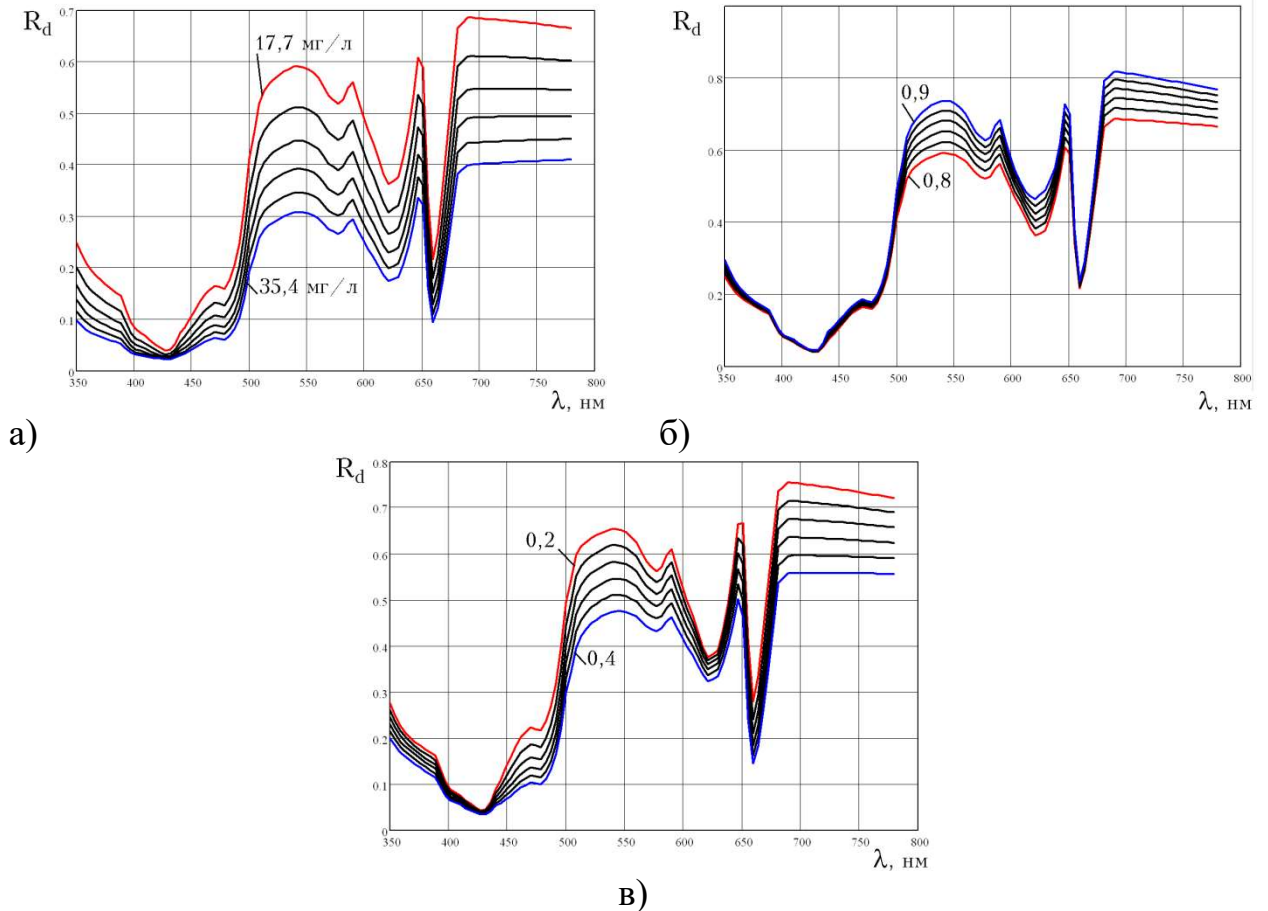


Рисунок 2.4 – Спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні природного водного середовища: а) при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л; при зміні пігментних параметрів фітопланктону, зокрема, б) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом від 0,8 до 0,9; в) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом від 0,2 до 0,4

При використанні мультиспектрального методу вимірювання з вузькосмуговими джерелами випромінювання і широкосмуговою ПЗЗ камерою у кожному пікселі зображення буде отримано мультиспектральні параметри, що визначаються спектральними характеристиками джерела випромінювання, чутливості ПЗЗ камери та коефіцієнту дифузного відбиття об'єкту дослідження.

Мультиспектральні вимірювання здійснюються опосередковано. Похибку вимірювання мультиспектральних параметрів приймемо рівною 2%, що відповідає використанню ПЗЗ камери з розрядністю 10 біт,

співвідношенням сигнал-шум 66 дБ і роздільною здатністю 1,3 Мп. Результати розрахунку мультиспектральних параметрів за відомими спектральними характеристиками при вихідних параметрів моделі водного середовища з завислими частинками фітопланктону та використанні джерела випромінювання на основі лінійки світлодіодів наведено на рис. 2.5.

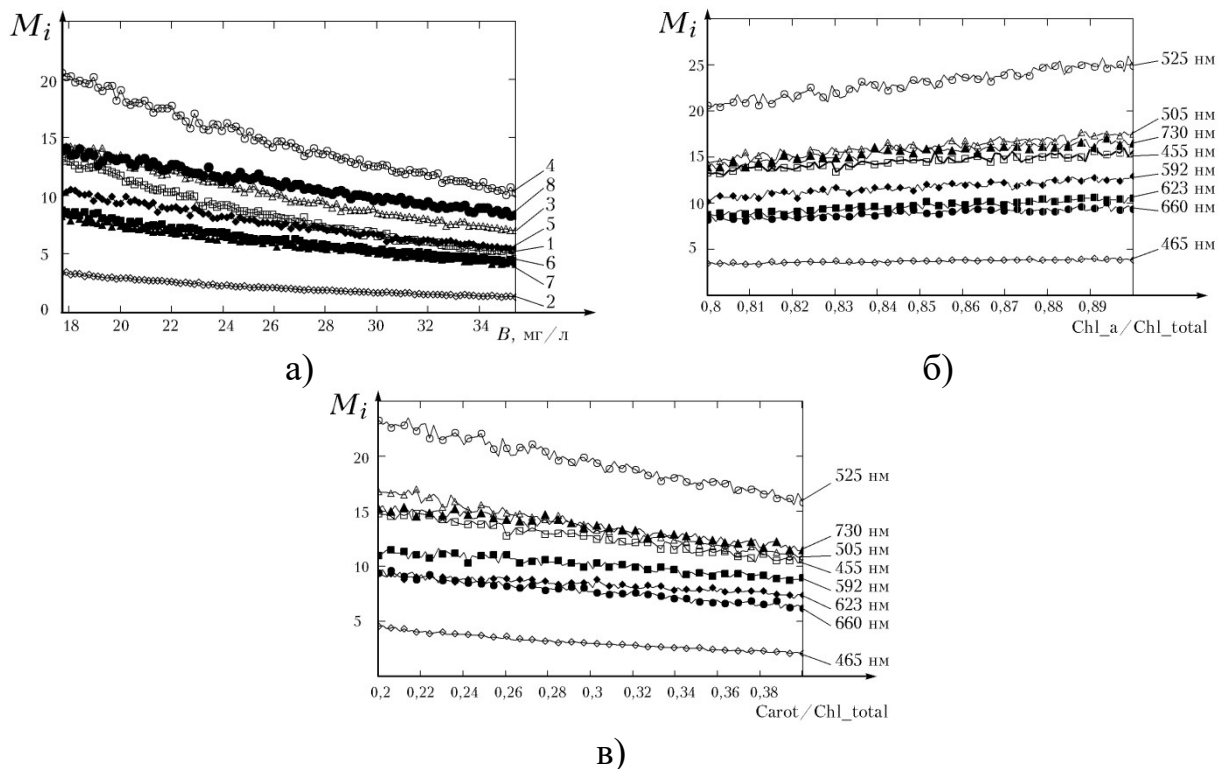


Рисунок 2.5 – Результати розрахунку мультиспектральних параметрів за відомими спектральними характеристиками: а) при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л; при зміні пігментних параметрів фітопланктону, зокрема, б) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом від 0,8 до 0,9; в) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом від 0,2 до 0,4

Розв'язання оберненої оптичної задачі для визначення параметрів природного водного середовища за результатами мультиспектральних вимірювань можна провести декількома способами:

- за допомогою розв'язку систем трансцендентних рівнянь;

- за допомогою множинної регресії;
- на основі нечіткої логіки;
- на основі нейромережі.

Спочатку знайдемо розв'язок оберненої оптичної задачі для визначення параметрів водних середовищ за мультиспектральними параметрами можна провести за допомогою множинної регресії. Оскільки випадкові величини мають нормальний закон розподілу, то можливо використати лінійну регресію. Вихідними даними для виконання множинної регресії є таблиця, у якій у якості вихідної (залежної) змінної є один з параметрів водних середовищ, що змінювався у певному діапазоні з заданим кроком у ході математичного моделювання спектральних характеристик (розв'язку прямої оптичної задачі), а незалежними змінними є мультиспектральні параметри, отримані на етапі моделювання мультиспектральних вимірювань.

Приклад таблиці вихідних даних для визначення біомаси фітопланктону (B_1) за мультиспектральними параметрами (M_{405} , M_{450} , M_{515} , M_{520} , M_{530} , M_{638} , M_{650} , M_{790}) наведено у табл. 2.2 за умови використання ПЗЗ камери типу MDC140BW та джерела випромінювання на основі лазерних діодів.

Множинну регресію виконуємо у програмі STATISTICA 6.0. Загальне призначення множинної регресії полягає у аналізі зв'язку між декількома незалежними змінними та залежною змінною. При цьому ступінь залежності незалежних змінних і залежної змінної виражається за допомогою коефіцієнта множинної регресії R . З використанням покрокової регресії проаналізуємо незалежні змінні (у даному випадку, мультиспектральні параметри), що дозволяють найбільш точно визначити залежну змінну – біомасу фітопланктону.

Таблиця 2.2 – Приклад вихідних даних для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону за мультиспектральними параметрами з використанням множинної регресії

B_1 , г/л	M_{405}	M_{450}	M_{515}	M_{520}	M_{530}	M_{638}	M_{650}	M_{790}
0,0177	0,9912	1,0000	0,9861	1,0000	0,9965	1,0000	1,0000	1,0000
0,0179	1,0000	0,9693	1,0000	0,9461	1,0000	0,9754	0,9643	0,9470
0,0181	0,9653	0,9702	0,9894	0,9791	0,9852	0,9945	0,9344	0,9795
0,0182	0,9474	0,9075	0,9515	0,9624	0,9619	0,9703	0,9390	0,9411
0,0184	0,9345	0,9707	0,9922	0,9546	0,9532	0,9443	0,9479	0,9565
0,0186	0,9285	0,8887	0,9415	0,9522	0,9623	0,9747	0,9393	0,9315
...
0,0352	0,4164	0,3658	0,5016	0,4930	0,5223	0,4999	0,5603	0,6169
0,0354	0,3802	0,3659	0,5058	0,4993	0,5106	0,5224	0,5515	0,5959

Необхідно визначити, які мультиспектральні параметри, що відповідають певним довжинам хвиль та спектральним діапазнам, дозволяють найбільш точно здійснювати непрямі (опосередковані) вимірювання одного з параметрів водних середовищ.

Використаємо процедуру виконання множинної регресії з покроковим включенням незалежних змінних, що здійснює вибір незалежних змінних на кожному кроці додаючи чи видаляючи їх з моделі виходячи із заданого користувачем критерію [11, 12]. Прийmemo значення критерію Фішера F у програмі STATISTICA по замовчуванню, а саме незалежна змінна включається у модель, якщо $F > 1$, і виключається з моделі, якщо $F = 0$. Задаємо в програмі STATISTICA 6.0 відображення результатів множинної регресії на кожному кроці, а саме виведення критерію Фішера F , коефіцієнту детермінації R та стандартної похибки рівняння регресії Δ .

На основі даних табл. 2.2 програма виконує покрокову множинну

регресію у 8 кроків поступово додаючи змінні зважаючи на їх внесок у точність визначення заданого параметру (у даному випадку біомаси фітопланктону). Результати розрахунків на кожному кроці множинної регресії наведено у табл. 2.3.

Таблиця 2.3 – Результати розрахунку множинної регресії для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону з покроковим додаванням змінних

N	λ , нм	F	Δ	R
1	638	4432,337	0,0766762	0,98912489
2	638; 790	3514,393	0,0611377	0,99317041
3	638; 790; 405	2693,541	0,0570741	0,99411227
4	638; 790; 405; 530	2993,001	0,0469814	0,99605587
5	638; 790; 405; 530; 515	2652,588	0,0446552	0,99647502
6	638; 790; 405; 530; 515; 450	2296,073	0,0438224	0,99664167
7	638; 790; 405; 530; 515; 450; 520	2070,613	0,0427320	0,99684136
8	638; 790; 405; 530; 515; 450; 520; 650	1842,968	0,0423727	0,99692816

Перевіримо незалежні змінні, які використовуються при виконанні регресії на наявність кореляційного зв'язку між собою, тобто здійснимо перевірку наявності мультиколінеарності. Оскільки між мультиспектральними параметрами отримано коефіцієнт кореляції понад 0,7, тобто існує сильний кореляційний зв'язок, то виникає явище мультиколінеарності.

Мультиколінеарність є загальною проблемою для багатьох методів кореляційного аналізу [11, 12]. Мультиколінеарність – це явище, що може виникнути при побудові множинної кореляційно-регресійної моделі при наявності лінійного взаємозв'язку між двома чи більше факторними ознаками. Наявність мультиколінеарності не дозволяє побудувати якісну регресійну модель, оскільки призводить до зміщення оцінок регресії між

факторними ознаками, що робить неможливим визначення чіткого впливу різних факторів на результуючу ознаку. При цьому програма STATISTICA видає повідомлення про погану обумовленість матриці.

Мультиколінеарність не знижує якість прогнозованих значень показників, оскільки зростання кількості досліджуваних факторів підвищує значення коефіцієнта детермінації, а відповідно і точність прогнозу. Однак на визначення оцінок дійсних значень параметрів регресії мультиколінеарність впливає негативно та призводить до виникнення великих похибок. Якщо у аналіз включена велика кількість незалежних змінних, то виникнення проблеми мультиколінеарності може стати помітним не одразу, а вже після включення змінних у регресійне рівняння. У випадку коли ця проблема виникає, це означає, що хоча б одна із залежних змінних (предикаторів) є зайвою при наявності інших предикаторів [11, 12]. Програма STATISTICA використовує декілька статистичних індикаторів такої надлишковості, зокрема, толерантність, а також деякі засоби для усунення надлишковості, наприклад, гребінчасту регресію. Для оцінювання отриманих рівнянь множинної регресії використовують аналіз залишків. Для усунення мультиколінеарності необхідне вилучення однієї чи декількох корельованих факторних ознак.

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону у водних об'єктах для різних варіантів джерел випромінювання отримано такі регресійні рівняння:

$$B_1 = 0,061950495 + 0,386150081457191M_{405} + 0,276867878443099M_{450} - (2.1) \\ - 0,231009644925913M_{515} - 0,175023777740264M_{520} - 0,37688693408572M_{530} - \\ - 0,40062633562186M_{638} - 0,113570497075527M_{650} - 0,309392342645875M_{790},$$

$$B_2 = 0,060147315 + 0,151268904656432M_{455} + 0,379941373891926M_{465} - (2.2)$$

$$-0,211701511236841M_{525} - 0,31780818624996M_{592} - 0,328764791678969M_{623} - \\ -0,300129166341354M_{660} - 0,373212890238047M_{730},$$

$$B_3 = 0,028403235 + 1,13217462282112M_{430} - 3,2212249355994M_{495} + \quad (2.3) \\ + 1,11945171072207M_{675},$$

$$B_4 = 0,027158591 - 2,69505374364036M_{360} + 1,43210469671405M_{430} + \quad (2.4) \\ + 0,293059147530282M_{680},$$

$$B_5 = 0,027288548 + 1,50885912741774M_{430} - 5,09934500675211M_{630} + \quad (2.5) \\ + 2,62365718468988M_{770},$$

де B_1 – біомаса фітопланктону визначена за мультиспектральними параметрами при використанні джерела випромінювання на основі лазерних діодів; B_2 – світлодіодів; B_3 – монохроматора, 5 нм; B_4 – монохроматора, 10 нм; B_5 – монохроматора, 20 нм; M_i – результати мультиспектральних вимірювань на i -тій довжині хвилі (в нм),

Адекватність отриманих регресійних рівнянь була підтверджена на основі таблиці результатів експериментальних вимірювань біомаси фітопланктону мультиспектральним методом, при цьому мультиспектральні параметри отримані при використанні усіх наведених джерел випромінювання, а біомаса фітопланктону у пробі визначена за допомогою світлового мікроскопу БИОЛАМ Р-11 та лічильної камери Нажотта об'ємом $0,01 \text{ см}^3$.

У ході множинної регресії отримано кількість спектральних каналів засобу мультиспектрального вимірювального контролю, а також методичну похибку, яка визначається тим, наскільки точно регресійне рівняння дозволяє опосередковано виміряти біомасу фітопланктону у математичній моделі, у якій повністю відсутня інструментальна похибка у вимірювальному каналі.

Наступний приклад розв'язання оберненої оптичної задачі для визначення пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах на основі мультиспектральних вимірювань також виконаємо за допомогою множинної регресії.

Приклад таблиці вихідних даних для визначення співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі наведено у табл. 2.4 за умови використання ПЗЗ камери типу MDC140BW та джерела випромінювання на основі світлодіодів.

Таблиця 2.4 – Приклад вихідних даних для опосередкованого вимірювання співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі за мультиспектральними параметрами з використанням множинної регресії

Chl a/Chl	M ₄₅₅	M ₄₆₅	M ₅₀₅	M ₅₂₅	M ₅₉₂	M ₆₂₃	M ₆₆₀	M ₇₃₀
0,8000	0,8451	0,8423	0,8299	0,7707	0,8405	0,7347	0,8306	0,8152
0,8010	0,8240	0,8168	0,7785	0,7801	0,7911	0,7902	0,8426	0,8088
0,8020	0,8560	0,8509	0,7916	0,7950	0,7970	0,7682	0,8260	0,8501
0,8030	0,8094	0,8343	0,8065	0,8001	0,8373	0,7928	0,8412	0,8739
0,8040	0,8783	0,8163	0,7905	0,7886	0,8039	0,8156	0,8482	0,8515
0,8051	0,8546	0,8391	0,7973	0,8261	0,8136	0,8095	0,8530	0,8475
0,8061	0,8547	0,8604	0,7675	0,7916	0,8331	0,7931	0,8322	0,8068
...
0,8990	0,9852	0,9937	0,9546	0,9660	0,9474	0,9622	0,9702	0,9937
0,9000	0,9656	0,9338	1,0000	0,9645	0,9819	0,9567	0,9750	0,9983

На основі даних табл. 2.4 програма виконує покрокову множинну регресію у 8 кроків поступово додаючи змінні зважаючи на їх внесок у точність визначення заданого параметру. Результати розрахунків на кожному кроці множинної регресії наведено у табл. 2.5.

Таблиця 2.5 – Результати розрахунку множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі з покроковим додаванням змінних

N	λ , нм	F	Δ	R
1	623	917,5048	0,9149797	0,95052421
2	623; 505	809,8696	0,7037207	0,97133801
3	623; 505; 592	713,5499	0,6165290	0,97830397
4	623; 505; 592; 455	662,5289	0,5565090	0,98254419
5	623; 505; 592; 455; 525	609,5619	0,5201907	0,98492687
6	623; 505; 592; 455; 525; 660	569,3224	0,4922263	0,98665912
7	623; 505; 592; 455; 525; 660; 465	538,3920	0,4692637	0,98801336
8	623; 505; 592; 455; 525; 660; 465; 730	489,7288	0,4605149	0,98858490

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі для різних варіантів джерел випромінювання отримано такі регресійні рівняння:

$$Chla/Chl_1 = 0,29787 + 0,16039M_{623} + 0,06336M_{505} + 0,19368M_{592} + \quad (2.6)$$

$$+ 0,14549M_{455} + 0,17271M_{525} + 0,12526M_{660} + 0,10238M_{465} + 0,08851M_{730},$$

$$Chla/Chl_2 = 0,33111 + 0,22585M_{530} + 0,17719M_{515} + 0,14727M_{650} + \quad (2.7)$$

$$+ 0,14142M_{638} + 0,15618M_{520} + 0,09231M_{790} + 0,07662M_{450} + 0,03137M_{405},$$

$$Chla/Chl_3 = 0,84395 + 0,81649M_{525} - 0,45051M_{660} - 0,20284M_{420} + \quad (2.8)$$

$$+ 0,72046M_{680} - 0,3271M_{490} + 0,36594M_{355} - 0,81482M_{740} + 0,82842M_{690} -$$

$$- 0,13667M_{350} - 0,61912M_{775} + 0,51734M_{760} + 0,17554M_{570},$$

$$Chla/Chl_4 = 0,83276 + 0,09019M_{630} - 0,21874M_{420} + 0,64834M_{510} - \quad (2.9)$$

$$-0,48688M_{660} + 1,4328M_{680} - 0,10277M_{390} - 0,27049M_{430} - 1,12618M_{740} +$$

$$+ 1,21003M_{700} - 0,23555M_{460} - 0,20729M_{370} + 0,17691M_{360},$$

$$Chla/Chl_5 = 0,84915 + 1,68577M_{530} - 0,82097M_{670} - 0,5809M_{430} - \quad (2.10)$$

$$- 0,17872M_{410} + 1,0752M_{510} - 0,26958M_{470},$$

де M_i – результати мультиспектральних вимірювань на i -тій довжині хвилі (в нм); $Chla/Chl_j$ – співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом при використанні у мультиспектральному засобі вимірювального контролю у якості джерела випромінювання: 1 – світлодіодів; 2 – лазерних діодів; 3 – монохроматора, 5 нм; 4 – монохроматора, 10 нм; 5 – монохроматора, 20 нм.

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі для різних варіантів джерел випромінювання отримано такі регресійні рівняння:

$$Carot/Chl_1 = 0,86138 - 0,09823M_{505} - 0,11656M_{660} - 0,10233M_{592} - \quad (2.11)$$

$$- 0,12034M_{525} - 0,16144M_{455} - 0,13776M_{730} - 0,19058M_{465} - 0,09215M_{623}.$$

$$Carot/Chl_2 = 0,85369 - 0,22387M_{450} - 0,2105M_{515} - 0,117M_{405} - \quad (2.12)$$

$$- 0,13637M_{530} - 0,12124M_{520} - 0,06657M_{638} - 0,0938M_{790} - 0,04778M_{650}$$

$$Carot/Chl_3 = 0,27766 - 1,55723M_{495} + 0,43216M_{435} - 0,90252M_{540} + \quad (2.13)$$

$$\begin{aligned}
& +0,42295M_{630} + 0,63618M_{470} + 0,40105M_{615} - 0,68175M_{695} - 0,47237M_{385} - \\
& - 0,50621M_{395} + 0,4372M_{610} - 0,5911M_{535} - 1,05293M_{680} + 0,50642M_{780} + \\
& + 1,34478M_{450} + 0,63184M_{415} + 0,84613M_{600} - 0,76279M_{575} + 1,0374M_{755} - \\
& - 0,55564M_{530} - 0,75484M_{725} + 0,2128M_{350},
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
Carot/Chl_4 = & 0,31698 - 1,86827M_{500} + 1,06961M_{430} + 2,16797M_{470} + \quad (2.14) \\
& + 0,75255M_{620} - 1,66055M_{550} - 0,68378M_{390} - 1,54955M_{670} + 0,83739M_{780},
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
Carot/Chl_5 = & 0,30716 + 1,06509M_{490} + 1,8995M_{430} - 3,44399M_{510} + \quad (2.15) \\
& + 1,37479M_{630} - 1,82412M_{690}.
\end{aligned}$$

де M_i – результати мультиспектральних вимірювань на i -тій довжині хвилі (в нм); $Carot/Chl_j$ – співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом при використанні у мультиспектральному засобі вимірювального контролю у якості джерела випромінювання: 1 – світлодіодів; 2 – лазерні діодів; 3 – монохроматора, 5 нм; 4 – монохроматора, 10 нм; 5 – монохроматора, 20 нм.

2.3 Математичне моделювання мультиспектрального екологічного контролю параметрів водних середовищ *in situ* з використанням квадрокоптера

Засіб мультиспектрального екологічного контролю може працювати безпосередньо на водних об'єктах в умовах *in situ* з використанням квадрокоптера з восьмиканальною мультиспектральною камерою CMS-V (Silios Technologies, France). При цьому використовується природне сонячне освітлення об'єкту контролю. Квадрокоптер знаходиться на висоті 15-85 м. Мультиспектральні зображення формуються за допомогою спеціалізованої

фотоматриці на світлочувливих елементах якої у шахматному порядку розміщені вузькосмугові оптичні фільтри для кожного з спектральних каналів. У якості джерела випромінювання використовується природне сонячне випромінювання, усереднена спектральна характеристика щільності випромінювання якого з урахуванням поглинання у атмосфері наведена на рис.2.6, а.

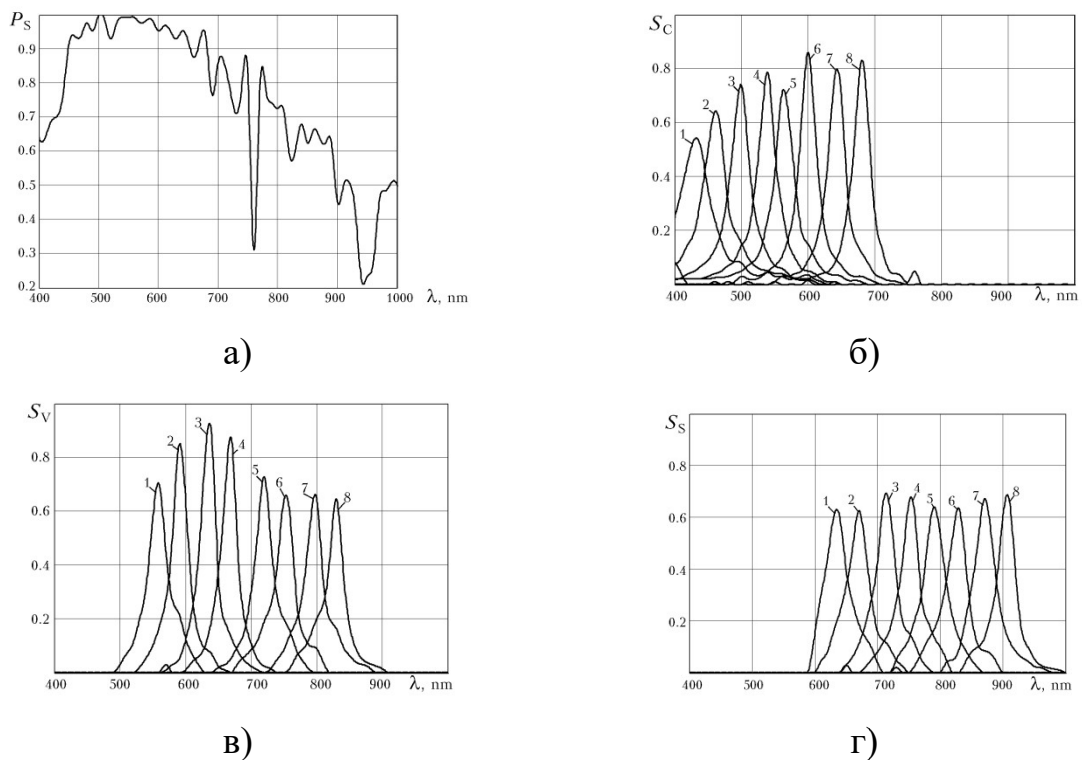


Рисунок 2.6 – Нормовані спектральні характеристики: а) природного сонячного випромінювання; б) чутливості спектральних каналів камери CMS-C (400 – 700 нм); в) чутливості спектральних каналів камери CMS-V (550 – 850 нм); г) чутливості спектральних каналів камери CMS-S (650 – 950 нм)

У засобі мультиспектрального екологічного контролю використано восьмиканальні мультиспектральні камери серії CMS (Silios Technologies, Франція) з такими основними параметрами: спектральний діапазон CMS-C 400 – 700 нм, CMS-V 550 – 850 нм, CMS-S 650 – 950 нм; розділова здатність монохроматичного каналу 1280 x 1024; розділова здатність спектральних

каналів 426 x 339; розмір одного пікселя 5,3 мкм; розрядність АЦП 10 біт; час експозиції від 10 мкс до 2 с; вага 59 г. Спектральна характеристика чутливості мультиспектральних камер серії CMS наведена на рис. 3.6, б–г [15].

Оскільки спектральні характеристики природного сонячного випромінювання на рівні водної поверхні постійно змінюються, то необхідно здійснювати нормування результатів мультиспектральних вимірювань з квадрокоптера відносно об'єкта з відомими спектральними характеристиками, наприклад, плаваючої платформи з білою дифузною відбиваючою поверхнею з покриттям на основі сульфату барію. Необхідність того, щоб у мультиспектральне зображення завжди потрапляла частина цієї поверхні зменшує реальну розділову здатність зображення об'єкту контролю. Для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону за результатами мультиспектральних вимірювань використовуються лише нормовані значення мультиспектральних параметрів.

Розв'язання оберненої оптичної задачі для визначення біомаси фітопланктону у водних середовищах за результатами мультиспектральних вимірювань проведемо за допомогою множинної регресії у програмі STATISTICA 6.0. З використанням покрокової регресії проаналізуємо мультиспектральні параметри, що дозволяють найбільш точно визначити біомасу фітопланктону.

Таблиця 2.6 – Результати розрахунку множинної регресії за мультиспектральними вимірюваннями

N	λ , нм	F	δ_m , %	R
камера типу CMS-C (400 – 700 нм)				
1	642	4144,709	0,0792326	0,98838330
2	642, 563	3012,789	0,0659567	0,99204687
3	642, 563, 600	2134,479	0,0640159	0,99258727
4	642, 563, 600, 461	1721,980	0,0617600	0,99317439
5	642, 563, 600, 461, 536	1473,263	0,0597513	0,99368003
6	642, 563, 600, 461, 536, 430	1261,884	0,0589508	0,99391440
камера типу CMS-V (550 – 850 нм)				
1	669	5077,319	0,0717393	0,99048673
2	669, 752	3993,504	0,0574001	0,99398240
3	669, 752, 829	2982,531	0,0542694	0,99467822
4	669, 752, 829, 795	2378,076	0,0526532	0,99504356
Продовження табл. 2.6.				
5	669, 752, 829, 795, 719	1966,259	0,0518029	0,99525336
6	669, 752, 829, 795, 719, 635	1648,677	0,0516476	0,99533215
камера типу CMS-S (650 – 950 нм)				
1	790	5508,512	0,0689254	0,99122163
2	790, 827	4191,557	0,0560435	0,99426429
3	790, 827, 871	3336,031	0,0513425	0,99523811
4	790, 827, 871, 713	2644,500	0,0499554	0,99553957
5	790, 827, 871, 713, 752	2156,245	0,0494888	0,99566887
6	790, 827, 871, 713, 752, 635	1797,086	0,0494881	0,99571516
7	790, 827, 871, 713, 752, 635, 669	1562,387	0,0491432	0,99582033

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання біомаси

фітопланктону у водних об'єктах при використанні мультиспектральних камер серії CMS отримано такі регресійні рівняння:

$$B_{CMS_C} = 0,057154618 - 0,475979M_{C_7_642} - 0,472422M_{C_5_563} - \quad (2.16)$$

$$-0,287206M_{C_6_600} + 0,345161M_{C_2_461} - 0,343838M_{C_4_536} + 0,237081M_{C_1_430},$$

$$B_{CMS_V} = 0,058691384 - 0,196036M_{V_4_669} - 0,283101M_{V_6_752} - \quad (2.17)$$

$$-0,150405M_{V_8_829} - 0,131900M_{V_7_795} - 0,122064M_{V_5_719} - 0,118101M_{V_3_635},$$

$$B_{CMS_S} = 0,062431853 - 0,330180M_{S_5_790} - 0,283269M_{S_6_827} - \quad (2.18)$$

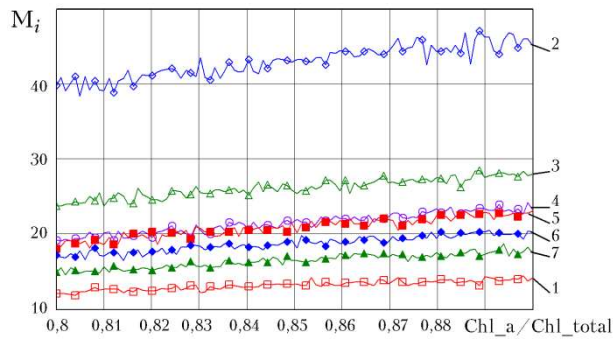
$$-0,170174M_{S_7_871} - 0,138106M_{S_3_713} - 0,107677M_{S_4_752} + 0,153303M_{S_1_635} -$$

$$-0,126370M_{S_2_669},$$

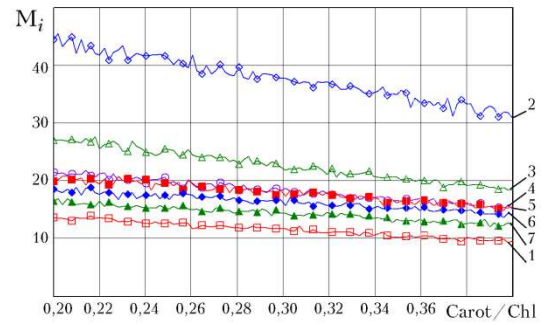
де B_{CMS_C} , B_{CMS_V} , B_{CMS_S} – біомаса фітопланктону, визначена за допомогою мультиспектральних камер CMS-C, CMS-V, CMS-S; $M_{i_j_k}$ – мультиспектральні параметри для камери і-того типу, j-того спектрального каналу, k-того значення довжини хвилі в нм.

Результати розрахунку мультиспектральних параметрів за відомими спектральними характеристиками при зміні пігментних параметрів фітопланктону та використанні восьмиканальних мультиспектральних камер серії CMS різних типів наведено на рис. 2.7. [16]. Оскільки спектральні характеристики природного сонячного випромінювання на рівні водної поверхні постійно змінюються, то необхідно здійснювати нормування результатів мультиспектральних вимірювань з квадрокоптера відносно плаваючої платформи з білою дифузно відбиваючою поверхнею з покриттям на основі сульфату барію. Для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону за результатами мультиспектральних вимірювань використовуються лише нормовані значення мультиспектральних

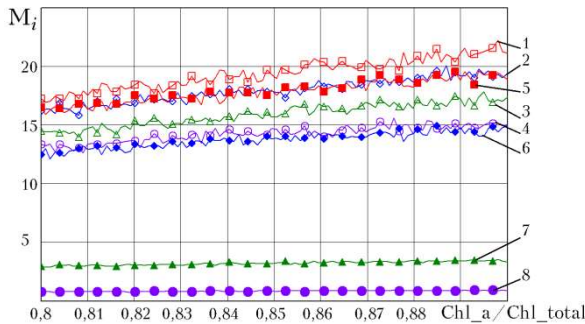
параметрів.



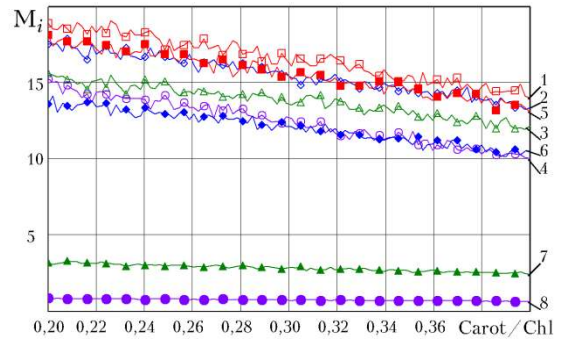
1) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-C



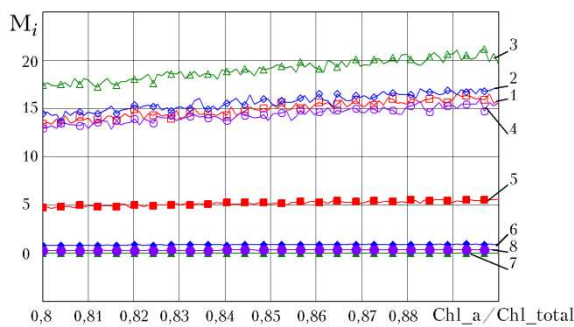
2) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, камера CMS-C



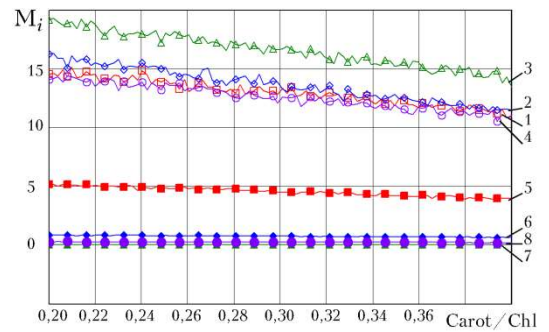
3) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-V



4) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, камера CMS-V



5) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-S



6) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, камера CMS-S

Рисунок 2.7 – Залежності мультиспектральних параметрів при зміні пігментних параметрів та використанні мультиспектральних камер серії CMS

Розв'язання оберненої оптичної задачі для визначення пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах за результатами мультиспектральних вимірювань проведемо за допомогою множинної регресії у програмі STATISTICA 6.0. З використанням покрокової регресії проаналізуємо мультиспектральні параметри, що дозволяють найбільш точно визначити пігментні параметри фітопланктону. Приклад результатів розрахунку множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону за результатами мультиспектральних вимірювань при використанні камери типу CMS-C наведено у табл. 2.7.

Таблиця 2.7 – Результати розрахунку множинної регресії

N	λ , нм	F	δ_m , %	R
1	713	661,6065	1,0579329	0,93326622
2	713, 669	655,1362	0,7772548	0,96492090
3	713, 669, 790	673,2844	0,6338839	0,97705078
4	713, 669, 790, 752	681,3346	0,5490373	0,98301378
5	713, 669, 790, 752, 827	644,5145	0,5062998	0,98572688
6	713, 669, 790, 752, 827, 906	604,4872	0,4780634	0,98742062
7	713, 669, 790, 752, 827, 906, 635	522,2490	0,4762857	0,98764968

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі при використанні мультиспектральних камер серії CMS отримано такі регресійні рівняння:

$$Chl_a / Chl_{CMS_C} = 0,287843623 + 0,209036M_{C_4_536} + 0,195614M_{C_5_563} + (2.19)$$

$$+0,149845M_{C_7_642} + 0,140127M_{C_6_600} + 0,110152M_{C_1_430} + \\ +0,133364M_{C_2_461} + 0,112934M_{C_3_499},$$

$$Chl_a/Chl_{CMS_V} = 0,299045340 + 0,185920M_{V_2_593} + 0,217010M_{V_1_560} + \quad (2.20)$$

$$+0,153637M_{V_5_719} + 0,128180M_{V_7_795} + 0,111973M_{V_8_829} + \\ +0,157482M_{V_3_635} + 0,087702M_{V_6_752},$$

$$Chl_a/Chl_{CMS_S} = 0,236112976 + 0,198943M_{S_3_713} + 0,190275M_{S_2_669} + \quad (2.21)$$

$$+0,173474M_{S_5_790} + 0,148602M_{S_4_752} + 0,134188M_{S_6_827} + \\ +0,144415M_{S_8_906} + 0,063497M_{S_1_635}$$

де Chl_a/Chl_{CMS_C} , Chl_a/Chl_{CMS_V} , Chl_a/Chl_{CMS_S} – співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону, визначене за допомогою мультиспектральних камер CMS-C, CMS-V, CMS-S; $M_{i_j_k}$ – мультиспектральні параметри для камери і-того типу, j-того спектрального каналу, k-того значення довжини хвилі в нм.

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі при використанні мультиспектральних камер серії CMS отримано такі регресійні рівняння:

$$Carot / Chl_{CMS_C} = 0,904790007 - 0,195685M_{C_3_499} - 0,185798M_{C_2_461} - \quad (2.22)$$

$$-0,180862M_{C_1_430} - 0,092616M_{C_6_600} - 0,123390M_{C_5_563} - \\ -0,108316M_{C_7_642} - 0,129950M_{C_4_536},$$

$$Carot / Chl_{CMS_V} = 0,990208189 - 0,189790M_{V_4_669} - 0,147313M_{V_1_560} - \quad (2.23)$$

$$-0,143672M_{V_6_752} - 0,119588M_{V_8_829} - 0,132849M_{V_5_719} - \\ -0,122272M_{V_7_795} - 0,098624M_{V_2_593} - 0,064820M_{V_3_635},$$

$$Carot / Chl_{CMS_S} = 0,976892083 - 0,208828M_{S_3_713} - 0,212616M_{S_2_669} - \quad (2.24)$$

$$-0,115506M_{S_5_790} - 0,172868M_{S_4_752} - 0,159507M_{S_6_827} - \\ -0,147343M_{S_8_906},$$

де $Carot/Chl_{CMS_C}$, $Carot/Chl_{CMS_V}$, $Carot/Chl_{CMS_S}$ – співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону, визначене за допомогою мультиспектральних камер CMS-C, CMS-V, CMS-S; $M_{i_j_k}$ – мультиспектральні параметри для камери і-того типу, j-того спектрального каналу, k-того значення довжини хвилі в нм.

3 МЕТОДИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ КОМПОНЕНТАМИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ

3.1 Метод та засіб мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ

Для прикладних задач екологічного контролю необхідно вимірювати параметри забруднення природних водних середовищ. Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального вимірювання параметрів забруднення водних середовищ, який на відміну від відомих, використовує опосередковане вимірювання параметрів забруднення водних середовищ за допомогою регресійних рівнянь, що пов'язують ці параметри з результатами вимірювань яскравості у кожному пікселі зображень, отриманих на певних довжинах хвиль при використанні у засобі вимірювального контролю ПЗЗ-камер, фільтрів та джерел випромінювання з відомими спектральними характеристиками.

На рис. 3.1 представлено структурну схему засобу, що реалізує запропонований метод. Засіб містить кільцевий дифузний освітлювач 1, що слугує для освітлення зразку водного середовища, який позначено позицією 6. Також до досліджуваного зразка водного середовища 6 оптично під'єднано додатковий дифузний відбивач 7. ПЗЗ-камера 2 оптично з'єднана з об'єктивом 3, який з'єднано з перестроюваним фільтром 4. Крім того, ПЗЗ-камера 2 підключена до блоку керування та обробки зображень 5.

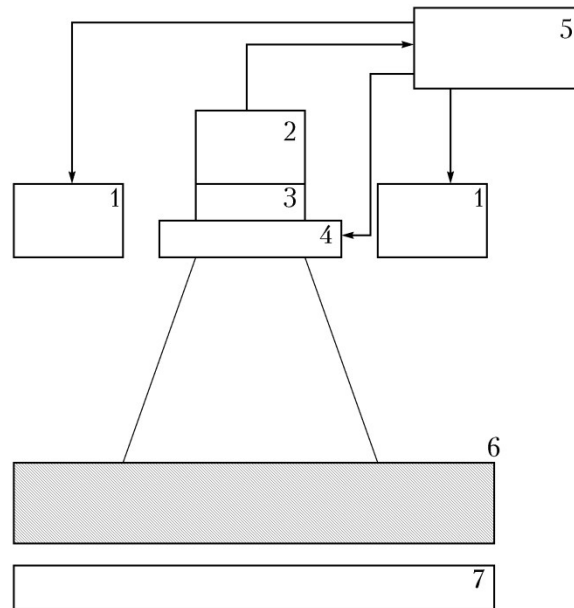


Рисунок 3.1 – Структурна схема засобу мультиспектрального вимірювання параметрів забруднення водних середовищ

За умови необхідності дослідження тонкого шару водного середовища, що містить розсіювальні частинки різної форми та розмірів, використовують додатковий дифузний відбивач 7. Модель тонкого шару водного середовища може використовуватись при дослідженні проб води з використанням біотестування в кюветі. При екологічному моніторингу безпосередньо у водному об'єкті додатковий дифузний відбивач 7 не використовують.

Для мультиспектрального контролю параметрів багат шарових водних середовищ ПЗЗ-камера, об'єктив та перестроюваний фільтр пристрою можуть знаходитись в глибині водного середовища і фіксувати мультиспектральні зображення, що створюються оптичним випромінюванням у кожному з шарів. При цьому вони можуть обертатись у трьох ступенях свободи, що дозволить фіксувати, як висхідне так і низхідне розсіяне випромінювання. Модель багат шарового водного середовища є найбільш універсальною і може використовуватись для багатьох задач, зокрема екологічному моніторингу водних об'єктів з використанням біоіндикації по фітопланктону чи макрофітам.

Суть методу полягає такій послідовності дій:

1. За допомогою кільцевого дифузного освітлювача 1, об'єктива 3, перестроюваного фільтра 4 та ПЗЗ-камери 2 формують масив мультиспектральних зображень модельних (еталонних) водних середовищ з відомими пігментними і структурними параметрами, що отримані у всіх спектральних діапазонах, які забезпечує пристрій. За допомогою блоку керування та обробки зображень 5 здійснюють аналіз мультиспектральних зображень та виконують покрокову множинну регресію з метою відновлення параметрів забруднення водних середовищ, що дозволяє обрати довжини хвиль та спектральні діапазони у яких регресійні рівняння дозволять здійснити опосередковане вимірювання параметрів з найменшою похибкою. Отримують регресійні рівняння, які пов'язують безпосередньо виміряні мультиспектральні параметри з параметрами забруднення водних середовищ, які необхідно виміряти опосередковано.

2. За допомогою кільцевого дифузного освітлювача 1, об'єктива 3, перестроюваного фільтра 4 та ПЗЗ-камери 2 формують масив мультиспектральних зображень досліджуваних водних середовищ з невідомими параметрами, що отримані на довжинах хвиль та спектральних діапазонах, визначених на етапі 2. За допомогою блоку керування та обробки зображень 5 здійснюють аналіз мультиспектральних зображень досліджуваних водних середовищ та опосередковано вимірюють їх параметри у кожному фрагменті зображення з використанням регресійних рівнянь, отриманих на етапі 1.

Для опосередкованого вимірювання параметрів водних середовищ за мультиспектральними параметрами моделюють водне середовище та розраховують мультиспектральні параметри у кожному пікселі зображення, тобто розв'язують пряму оптичну задачу. Далі з використанням регресійних рівнянь, що пов'язують параметри водних середовищ та мультиспектральні параметри відновлюють необхідні параметри водних середовищ, тобто

розв'язують обернену оптичну задачу. При вимірюванні мультиспектральних параметрів водних середовищ ця процедура відповідає опосередкованому вимірюванню параметрів водних середовищ. При використанні конкретних типів ПЗЗ-камер, фільтрів та джерел випромінювання оцінюють похибки мультиспектральних вимірювань на основі їх технічних параметрів. Отримані похибки вносять у математичну модель опосередкованого вимірювання. Знаючи параметри водних середовищ, які використовувались, як вихідні дані на початку та порівнявши їх з параметрами отриманими після відновлення за регресійними моделями оцінюють похибки опосередкованого вимірювання параметрів водних середовищ. Проводячи багатократне імітаційне моделювання похибок опосередкованого вимірювання параметрів водних середовищ отримують закони їх розподілу та оцінюють достовірність контролю.

Вихідними даними для розрахунку є такі параметри кожного із шарів водного середовища, як концентрація хромофорів локалізованих у розсіювальних частинках C_{chr_i} та концентрація розчинених речовин, які розподілені рівномірно у об'ємі середовища C_{sol_j} . Спектральні характеристики хромофорів та розчинених речовин вводяться у математичну модель за довідниковими даними з використанням сплайн апроксимації. На основі цих даних розраховуємо оптичні характеристики кожного із шарів водного середовища та загальні оптичні характеристики для коефіцієнту дифузного відбивання $R(\lambda)$ чи направленого пропускання $T(\lambda)$ з урахуванням впливу усіх шарів. На основі отриманого коефіцієнту дифузного відбивання чи направленого пропускання з урахуванням спектральних характеристик камери $E(\lambda)$, фільтрів $T_f(\lambda)$ та джерела випромінювання $\Phi(\lambda)$ за отримуємо мультиспектральні параметри $D(M_1, M_2, \dots, M_n)$ у кожному пікселі мультиспектрального зображення.

Аналіз мультиспектральних зображень на певних довжинах хвиль,

отриманих після виконання покрокової множинної регресії для відновлення необхідних параметрів водних середовищ та формування відповідних регресійних рівнянь, які пов'язують ці параметри з результатами мультиспектральних вимірювань

Вибір оптимальних довжин хвиль для формування та аналізу мультиспектральних зображень здійснюється за допомогою множинної регресії для відновлення необхідних параметрів водних середовищ та формування відповідних регресійних рівнянь, які пов'язують ці параметри з результатами мультиспектральних вимірювань.

Для розв'язання оберненої оптичної задачі визначення пігментних параметрів водних середовищ необхідно скласти регресійне рівняння. При використанні множинної регресії, десяти мультиспектральних параметрів та поліномів третього порядку регресійне рівняння матиме такий вид:

$$f_x = a_0 + b_{1,1}M_1 + \dots + b_{1,10}M_{10} + b_{2,1}M_1^2 + \dots + b_{2,10}M_{10}^2 + b_{3,1}M_1^3 \dots + b_{3,10}M_{10}^3. \quad (3.1)$$

Для n мультиспектральних параметрів та поліномів k -того порядку регресійне рівняння матиме такий вид:

$$f_x = a_0 + \sum_{i=1}^n (b_{1,i}M_i + b_{2,i}M_i^2 + b_{3,i}M_i^3 + \dots + b_{k,i}M_i^k). \quad (3.2)$$

Загальна кількість коефіцієнтів регресійного рівняння буде $k \cdot n + 1$. Таким чином, при використанні поліномів третього порядку та десяти мультиспектральних параметрів кількість коефіцієнтів регресійного рівняння буде 31. Розрахунок такої кількості регресійних коефіцієнтів вимагає досить великих обчислювальних зусиль. Крім того, використання у подальшому отриманого регресійного рівняння для розрахунку пігментних параметрів у кожному пікселі мультиспектрального зображення вимагатиме великих

витрат часу. Тому з використанням покрокової множинної регресії зменшують як ступінь поліномів, так і кількість мультиспектральних параметрів до досягнення прийнятної точності відновлення пігментних параметрів водних середовищ.

3.2 Методи та засоби мультиспектрального контролю концентрацій забруднювальних речовин у водних середовищах з використанням біотестування по мікродоростях

Системи мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ в своїй основі мають спільні принципи і закономірності розсіювання та поглинання світла неоднорідними водними середовищами. Частинки мікродоростей мають певні особливості форми, структури та спектральних властивостей пігментів, що дозволяє розрахувати результуючі оптичні характеристики відбивання та пропускання світлового випромінювання, які впливають на формування мультиспектральних зображень. При розв'язання оберненої задачі параметри мікродоростей (наприклад, об'ємна концентрація частинок) у шарі водного середовища визначаються за допомогою множинної регресії, нейромережі чи нейрон-нечіткої мережі на основі отриманого масиву мультиспектральних зображень.

Необхідно вдосконалити метод мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ для підвищення точності вимірювання. Поставлена задача досягається тим, що метод мультиспектрального контролю параметрів водних середовищ, доповнено тим, що формують мультиспектральні зображення при проходженні випромінювання через водні середовища з розсіювальними частинками мікродоростей на характеристичних довжинах хвиль від 300 до 1100 нм за допомогою широкосмугової ПЗЗ-камери, перемикаємого барабанного

вузькосмугового оптичного фільтра та джерела освітлення з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм, причому на основі отриманих даних за допомогою комп'ютера проводять аналіз мультиспектральних зображень та здійснюють опосередковане вимірювання необхідних параметрів у кожному фрагменті зображення з використанням регресійного рівняння, яке пов'язує цей параметр з результатами мультиспектральних вимірювань. На рис. 3.2 представлена структурна схема засобу контролю, що реалізує запропонований метод.

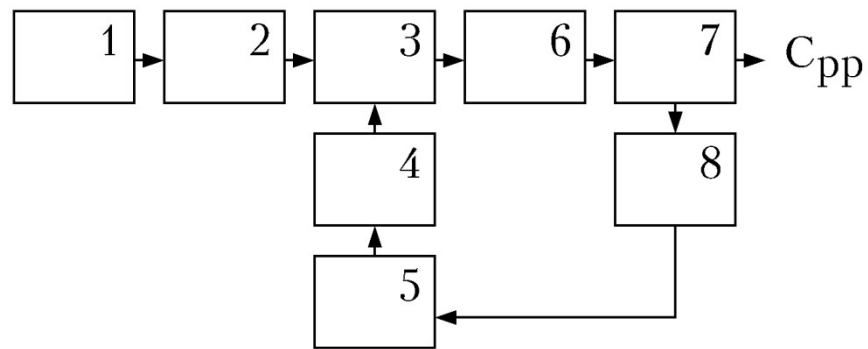


Рисунок 3.2 – Структурна схема засобу мультиспектрального контролю концентрацій забруднюючих речовин у водних середовищах

Засіб контролю містить джерело освітлення 1 з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм. Позицією 2 позначено досліджувану пробу води з розсіювальними частинками фітопланктону. Перемикаємий вузькосмуговий оптичний фільтр 3 з'єднано з редуктором 4, який з'єднано з кроковим двигуном 5. Широкопсмугова ПЗЗ-камера 6 оптично з'єднана з перемикаємим вузькосмуговим оптичним фільтром 3. Вихід ПЗЗ-камери 6 підключено до комп'ютера 7. Кроковий двигун підключено до мікропроцесорного блоку керування 8, який з'єднано з комп'ютером 7.

Метод здійснюється таким чином:

1. Відбирають проби досліджуваного водного середовища, що містить розчинені токсичні забруднювальні речовини, зокрема, пестициди. У пробу

додають культуру фітопланктону.

2. Поверхню середовища освітлюють джерелом з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм.

3. Формують мультиспектральні зображення поверхні середовища на характеристичних довжинах хвиль за допомогою широкосмугової ПЗЗ-камери та перемикаємого вузькосмугового оптичного фільтра, причому оптичний фільтр перемикається кроковим двигуном з використанням мікропроцесорного блоку керування.

4. Аналізують отримані мультиспектральні зображення за допомогою персонального комп'ютера, що дозволяє опосередковано виміряти параметри середовища у кожному фрагменті зображення з використанням регресійного рівняння, яке пов'язує ці параметри з результатами мультиспектральних вимірювань

$$C_{pp} = a_0 + a_1M(\lambda_1) + a_2M(\lambda_2) + \dots + a_nM(\lambda_n), \quad (3.3)$$

де C_{pp} – концентрація забруднюючих речовин;

a_i – коефіцієнти регресійного рівняння;

$M(\lambda_i)$ – результати мультиспектральних вимірювань.

3.3 Метод та засіб мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону, який на відміну від відомих, використовує проточний мультиспектральний вимірювальний аналіз частинок фітопланктону, при якому порівнюють зображення частинок у проточній вимірювальній кюветі отримані на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону за допомогою

мікроскопу та ПЗЗ-камери з зображеннями з бази даних частинок фітопланктону певних видів у спеціалізованому процесорі, визначають абсолютну та відносну чисельність частинок фітопланктону кожного з видів, які присутні у пробі та розраховують індекси Сімпсона та Шеннона.

На рис. 3.3 представлена структурна схема засобу, що реалізує вказаний метод.

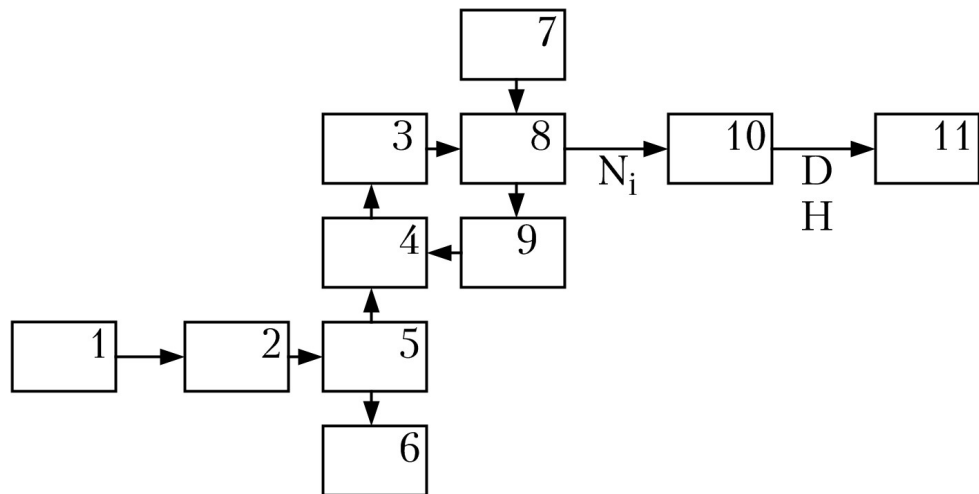


Рисунок 3.3 – Структура засобу мультиспектрального вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

Пристрій містить пробу води з частинками фітопланктону 1, насос 2, телевізійну ПЗЗ-камеру 3, мікроскоп 4, проточну вимірювальну кювету 5, зливну ємність 6, базу даних частинок фітопланктону 7, спеціалізований процесор 8, освітлювач 9, блок розрахунку індексів Сімпсона та Шеннона 10, індикатор 11.

Метод здійснюється таким чином:

1. Відбирають з водного об'єкта пробу води 1, що містить частинки фітопланктону. За допомогою насоса 2 вода з частинками фітопланктону прокачується через проточну вимірювальну кювету 5 у зливну ємність 6.

2. За допомогою мікроскопу 4 та телевізійної ПЗЗ-камери 3 здійснюється проточний мультиспектральний телевізійний вимірювальний аналіз частинок фітопланктону, який полягає у порівнянні зображень

частинок, отриманих на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону у проточній вимірювальній кюветі 5 із зображеннями з бази даних частинок фітопланктону 7 спеціалізованим процесором 8. Спеціалізований процесор 8 також перемикає дожину хвилі освітлювача 9, що забезпечує формування зображень частинок на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону $\lambda_1, \lambda_2 \dots \lambda_n$. Спеціалізований процесор 8 підраховує кількість частинок фітопланктону кожного з видів N_i , які присутні у водному об'єкті.

3. Блок розрахунку індексів Сімпсона та Шеннона 10 розраховує індекси та видає їх на індикатор 11. За рахунок використання спеціалізованого процесора 8 з'являється можливість у режимі реального часу з високою точністю ідентифікувати частинки фітопланктону, що дозволяє зменшити похибку визначення абсолютної (N_i) та відносної чисельності $p_i = N_i / N_\Sigma$ частинок фітопланктону кожного з видів, які присутні у пробі. На основі значень відносних відносної чисельності частинок фітопланктону кожного з видів розраховуються індекси Сімпсона та Шеннона дозволяють достовірно оцінити стан екосистеми водного об'єкта.

Структурна схема оцінювання екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону з використанням мультиспектрального методу та засобу наведена на рис. 3.4.

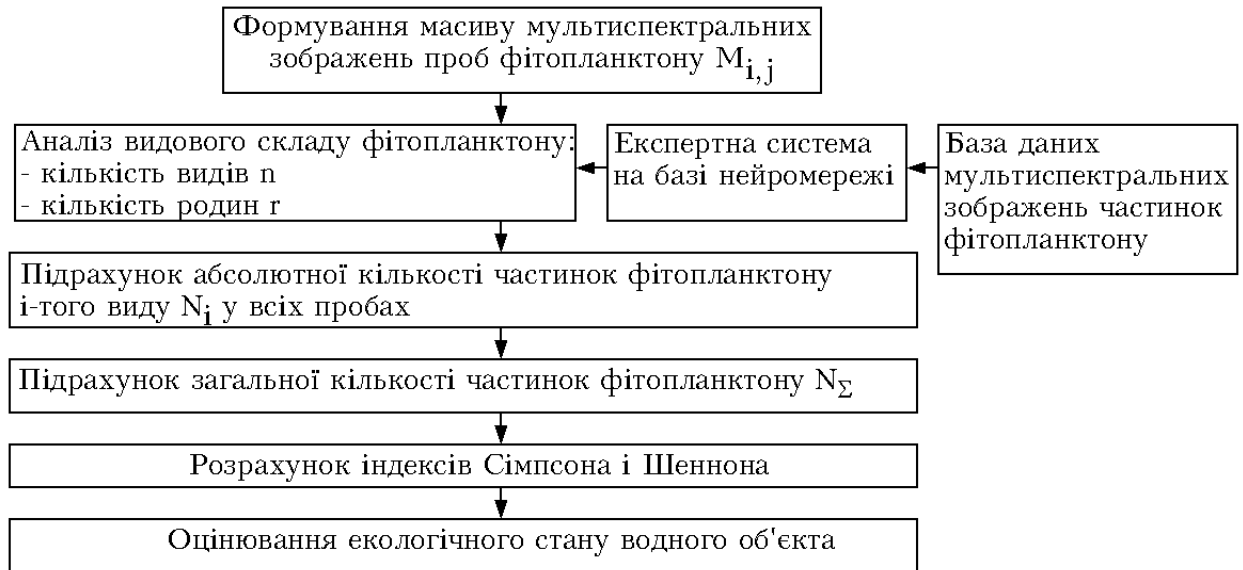


Рисунок 3.4 – Структурна схема оцінювання екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

Для аналізу видового складу фітопланктону необхідно спочатку за допомогою автоматизованої мікроскопії та мультиспектрального методу сформувати базу мультиспектральних зображень частинок фітопланктону різних видів та експертну систему на базі нейромережі, що розрізнятиме зображення цих частинок з високою точністю.

При погіршенні екологічного стану екосистеми водного об'єкту, наприклад, внаслідок його евтрофікації починається бурхливий ріст чисельності певних видів фітопланктону, ці види починають домінувати в екосистемі поступово витісняючи з екосистеми водного об'єкта інші види. Таким чином, відносна чисельність p_i домінуючих видів буде зростати та наближатись до одиниці, що призведе до зростання індексу Сімпсона та його наближенню до одиниці. На противагу цьому у екосистемі водного об'єкту, що має добрий екологічний стан жоден з видів фітопланктону не є домінуючим, екосистема збалансована і значення відносної чисельності p_i окремих видів невеликі, що призводить до зменшення індексу Сімпсона. При погіршенні екологічного стану екосистеми водного об'єкту, наприклад,

внаслідок його антропогенного забруднення найбільш чутливі види фітопланктону зменшують свою чисельність і в подальшому повністю зникають та витісняються більш стійкими до забруднення видами фітопланктону, що призводить до зменшення індексу Шеннона. Таким чином, використання індексів Сімпсона та Шеннона дозволяє об'єктивно оцінити екологічний стан водного об'єкту на основі значень чисельності окремих видів фітопланктону у досліджуваній пробі, а використання проточного телевізійного вимірювального аналізатора дозволяє підвищити точність підрахунку частинок фітопланктону різних видів.

4 ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДІВ БІОІНДИКАЦІЇ ТА РОЗВИТОК БАЗИ ДАНИХ З АЛЬГОІНДИКАЦІЇ В УКРАЇНІ

4.1 Дослідження індикаторних таксонів водоростей в альгофлорі України

Актуальність і перспективність використання водоростей як індикаторних організмів щодо змін середовища, в якому вони живуть, не викликає сумніву. Використання їх у моніторингу та екологічних оцінках вже багато років становить частину державних моніторингових систем у країнах Європи. Все це не може не привертати пильної уваги до екології водоростей як фізіологічної реакції у відповідь на умови проживання, знання про яку ще дуже далекі від повноти. В даний час проведено безліч досліджень з метою охарактеризувати стан водного середовища, використовуючи індикаторні види водоростей [17]. Необхідно наголосити, що дослідники України в основному зосереджені на використанні сапробних значень водоростей та підрахунку власне індексу сапробності спільноти. Однак ряд наших робіт показує успішність застосування біоіндикації також і для інших показників середовища [18].

На сьогоднішній день опубліковано монографію [19], де було зібрано дані для водоростей-індикаторів за такими показниками, як ставлення до типу місцеперебування, температура, кисень та рухливість водних мас, відношення до рН води, галобність (толерантність до солоності), сапробність по Ватанабі, сапробність по Сладечеку, індекс сапробності по Сладечеку, а також деяким іншим. Слід зазначити, що за більш ніж десятирічний період досліджень, ми зібрали низку опублікованих праць, дані з яких не увійшли до цієї монографії [19]. Крім того, з'явилися нові дані про альгологічні дослідження в Україні, після серії монографій "Algae of Ukraine" [20-23], і список видів було розширено, а крім того, систематика настільки

швидко розвивається, що багато видів водоростей, які є індикаторами, віднесені до синонімів з екологічними характеристиками, що доповнюють один одного, і ця проблема також вимагала вирішення.

Таким чином, сформувалася мета даної роботи – на прикладі України, проаналізувавши її альгофлору, систематизувавши, оновивши та впорядкувавши список водоростей-індикаторів, створити за згаданими вище та деякими іншими показниками базу альгоіндикаторів, характерних для водних об'єктів України.

Протягом кількох років дослідження були присвячені збору даних про екологічні переваги видів водоростей. В результаті було сформовано базу даних з екології водних організмів континентальних вод, яка частково опублікована в книгах [17, 19]. На даний час на період 2019 р. база включає 8917 записів. На додаток до раніше опублікованих даних [17], для складання загальної світової бази даних було проаналізовано інформацію про екологічні переваги видів із 62 найбільш об'ємних таксономічних та екологічних зведень різних років, опублікованих протягом 1950-2016 років. Побудова була проведена у програмі Microsoft Access.

На першому етапі стояло завдання зібрати дані про виявлені на території України види водоростей за весь період досліджень, які були опубліковані у 4-х томній серії монографій "Algae of Ukraine" [20-23]. Для цього з монографій були сформовані списки водоростей, назви таксонів у яких потім приведені до сучасного трактування. Другим етапом було приведення наявного списку видів-індикаторів [19] та додатково включених зі зведення останніх років видів до сучасного номенклатурного трактування. Третій етап полягав у вибірці екологічних даних із загальної екологічної бази даних водних організмів, створеної в Інституті Еволюції, Університету Хайфи [24] для списку альгофлори України із серії зазначеного зведення "Algae of Ukraine" у програмі Microsoft Access. Четвертим завданням була систематизація цих даних щодо груп індикаторів.

Альгофлора України згідно з опублікованою серією монографій [20-23] налічує 5498 видів, 6583 внутрішньовидових таксонів (ввт), що належать до 15 відділів у трактуванні цитованого видання. Індикаторними є 2872 види з 13 відділів, тобто складають більшість виявленого таксономічного списку (табл. 4.1.).

Наразі розроблено кілька систем біоіндикації якості поверхневих вод, за допомогою яких оцінюються різні характеристики водних екосистем.

Таблиця 4.1 – Співвідношення індикаторних таксонів водоростей в альгофлорі

Відділ	Загальна кількість видів водоростей відома на території України.	Загальна кількість внутрішньовидових таксонів водоростей відома на території України.	Загальна кількість видів-індикаторів водоростей, виявлена на території України	Загальна кількість індикаторних видових внутрішньовидових таксонів водоростей, виявлених на території України
Cyanophyta	671	824	423	437
Euglenophyta	384	529	366	492
Chrysophyta	317	333	184	196
Haptophyta	45	45	2	2
Xanthophyta	331	345	67	68
Bacillariophyta	989	1207	659	756
Raphidophyta	8	8	6	6
Dinophyta	260	292	62	64
Cryptophyta	59	59	24	24
Glaucocystophyta	3	3	1	1
Rhodophyta	143	160	17	17
Chlorophyta	1381	1510	500	538
Charophyta	813	1178	547	698

У більшості зазначених робіт біоіндикаційні методи використовуються у зв'язку з окремими факторами середовища, але нижче продемонстровано наявність підходів, коли за допомогою біоіндикації також визначається

загальний стан екосистеми та перспективи її розвитку, а також реакції водних угруповань в умовах змінного клімату.

Історія біоіндикації поверхневих вод на території пострадянського простору має довгий шлях, що розпочався із застосування на окремих водних об'єктах. Потім вона пройшла етап інтеркалібрації та подальшого впровадження у системи держкомоніторингу. В результаті відцентрових соціальних процесів, що відбуваються, система Держкомгідромету була фактично втрачена, принаймні, щодо застосування характеристик біоти (Проект ОБСЄ/ЄЕК ООН, 2005), проте на зміну їй прийшли більш сучасні підходи, із застосуванням принципів, прийнятих в ЄС. Протягом останніх років публікуються роботи, які описують результати біоіндикації водних об'єктів з мікрофітобентосу, перифітону, бактеріопланктону та бактеріобентосу, макрозообентосу та зоопланктону. Дослідники наголошують на необхідності створення єдиної системи як біоіндикації, так і екосистемних оцінок на основі комплексного підходу, причому останнім часом все більший акцент робиться на значенні біотичної частини екосистеми та закономірностей її функціонування в цілому. Розробка нових індексів носить регіональний характер або стосується тільки діатомових водоростей, що унеможлиблює застосування індексів у більш південних районах Євразії з субтропічним і тропічним кліматом, де спільноти утворені в здебільшого недіатомовими водоростями. Тим самим відрізається шлях до порівняння у ширшому масштабі.

З усього вищевикладеного можна зробити висновок, що особливо важливим є створення цілісної узагальненої системи, з чітким уявленням про механізми функціонування водної екосистеми як взаємозалежної єдності середовища та організмів, що мешкають у ній. Актуальним є також запровадження нових показників, що дозволяють оцінити вплив кліматичних впливів на водну біоту.

Аналіз видового складу водоростевих угруповань є основним етапом

біоіндикації. Раніше система біоіндикації була заснована на наявності або відсутності виду за певних умов навколишнього середовища. Згодом список видів-індикаторів збільшився, і система включила нові види, які згодом були класифіковані з точки зору основних характеристик навколишнього середовища. Нещодавні зміни також були прийняті до уваги, та стало можливим створення таблиці індикаторних видів для флори України.

4.2 Групи водоростей за приуроченістю до типу місцеперебування

У роботі [25] виділено 5 класів місцеперебування від реобіонтів (видів, що віддають перевагу текучим водоймам) до лімнофілів (видів, що віддають перевагу стоячим водам). Однак ми додали до них інші преференції місцеперебування і тепер до цієї категорії частково входять індикатори витривалості до впливу приливної зони, які віднесені до 6 класів [19]. Таким чином, індикацію для цього показника можна побудувати на підставі переваг видів до того чи іншого субстрату та типу місцеперебування, розділивши на наступні групи:

- бентосні, у широкому сенсі, види, пристосовані до існування у прикріпленому або неприкріпленому стані на дні водойм та на різноманітних предметах, живих та мертвих організмах, що знаходяться у воді (B);
- планктонно-бентосні види, найчастіше спочатку пов'язані з субстратом, але також виживають у товщі води (PB);
- планктони, тобто види, що мешкають у товщі води у зваженому стані (P);
- ґрунтові, які віддають перевагу наземним субстратам (S);
- аерофіли, які віддають перевагу зволоженому місцем проживання в зоні бризок або прибою (aer);
- фікобіонти (формують лишайник) (pb);
- епібіонти, види, що мешкають на рослинних та тваринних організмах (Ep);
- копалини, а також види з донних відкладень (R).

Список видів-індикаторів України, характерних для певного місцезалежання, налічує 2801 таксонів з 6308 відомих (Varinova, 2017b). Це бентосні види (B), планктонно-бентосні (PB), планктонні (P), ґрунтові (S), аерофіли (aer), фікобійнти (pb) та епібійнти (Ep). Очевидно, що деякі види водоростей можуть бути зустрінуті одночасно в декількох місцях проживання і це відображено в таблиці (табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Розподіл таксонів альгофлори України за екологічними групами типу проживання

Екологічна група	Число таксонів	Екологічна група	Число таксонів	Екологічна група	Число таксонів
aer	5	Ep	79	P, Ep, S	2
aer, B, S	1	Ep, aer	1	P, S	11
aer, S	5	Ep, B	35	PB	630
aer, S, P	1	Ep, P, S	1	P, PB	2
B	1021	Ep, pb	1	PB, aer	5
B, aer	50	Ep, S	14	PB, Ep	77
B, Ep	31	Ep, S, pb	1	PB, Ep, S	2
B, Ep, P	1	P	585	PB, pb, S	1
B, Ep, S	2	P, B	7	PB, S	62
B, PB	3	P, B, Ep	1	S, Ep	3
B, S	94	P, Ep	17	S, pb	3
B, S, Ep	1	P, Ep, aer, S	1		

4.3 Класифікація індикаторів температурного режиму

Індикація температурного переваги проведена, переважно, по діатомових водоростях. Види, показові з цього чинника можна умовно поділити такі групи:

- теплолюбні (warm), воліють води наступного температурного режиму: 20-35, 18-27, 18-38, 20-40, 20-38, 20-37;
- види помірного температурного режиму або індиференти (temp), мешкають при температурах: 10-35, 15, 15-37, 15-35, 20-30, 10-40, 10-35, 17-27, 15-30, 20-27, 18-27, 16-30, 16-29, 16-27, 15-32, 15-31, 15-30, 10-40, 10-30, 0-28, 0-30;
- холодолюбні (cool) воліють води у температурному діапазоні 0-15;
- евртермні чи стійкі до коливань температури (eterm).

Для характеристики температурного режиму, індикаторними у водоймищах України є 293 таксони водоростей із 413 відомих. При цьому вони об'єднані в наступні групи: теплолюбні (warm) – 87 таксонів, холодолюбні (cool) – 47, види помірного температурного режиму (temp) – 64, та евртермні (eterm) – 95.

4.4 Індикація кисневого режиму та рухливості водних мас

Види, що вимагають певної концентрації кисню у воді, розділені на 4 класи за [26]. Але ми додали до них інші преференції рухливості водних мас та насиченості їх киснем [19]. Таким чином, ми виділяємо шість категорій видів-індикаторів цього фактора:

- види, що віддають перевагу стоячим водам (st);
- індиференти, або види, що віддають перевагу воді помірної плинності (st-str);
- види, що віддають перевагу текучим водам (str);
- еврїоксибїонти (eoxibt), або види, які виживають у широкій амплітуді насиченості киснем;

- реофіли (reoph), або види, що мешкають у місцях із сильною течією (наприклад, водоспади);
- аерофіли (ae), або види, що мешкають у зоні зволоження.

Водорості водних об'єктів України, які потребують певної концентрації кисню у воді, а також характеризують рухливість водних мас, налічують 1274 таксони з 1953 відомих. Вони поділені на такі категорії: види, що віддають перевагу стоячим водам (st), індіференти або види, що віддають перевагу воді помірної плинності (st-str), види, що віддають перевагу текучим водам (str) і аерофітам (ae) або видам, що мешкають у зоні зволоження. Також у цю категорію нами були додані індикатори насиченості води сірководнем (H_2S), тобто безкисневих умов, оскільки їх відомо зараз лише 12. Результати підрахунків за групами індикаторів представлені у таблиці (табл. 4.3).

Таблиця 4.3 – Розподіл таксонів альгофлори України за екологічними групами індикаторів рухливості водних мас та насиченості їх киснем

Екологічна група	Число таксонів	Екологічна група	Число таксонів	Екологічна група	Число таксонів
Ae	131	str	144	st-str, H_2S	3
St	360	str, H_2S	1	st-str, ae	5
st, H_2S	4	str, ae	3	H_2S	3
st, ae	3	st-str	617		

4.5 Система індикаторів рН води, класифікація по Хустедту

Біоіндикація рН води була розроблена Фрідріхом Хустедтом у Німеччині [27]. Це один із методів, який активно застосовувався у дослідженнях змін рН в озерах, використовуючи склад діатомових угруповань, які збереглися у відкладах озер. У водоймах, де відкладення відсутні або часто змінюються, наприклад, швидкі річки або неглибокі ставки, зниження рівня рН спостерігається шляхом порівняння діатомових

угруповань у пробах перифітону і планктону.

Метод полягає у виявленні наявності видів діатомових у водних екосистемах і відображає, серед інших показників, рН їх довкілля.

Ф. Хустедт, можливо, був першим дослідником, який показав ці стосунки. Він представив класифікацію рН, в якій виділено 5 груп індикаторів, чутливих до змін рН, від алкалібіонтів (що виживають при рН = 8 і вище) до ацидобионтів (що виживають у кислих водах, з рН = 5 і менше).

Таблиця 4.4 – рН-чутливі групи видів за Хустедтом

рН -індикаторні групи	Розповсюдження
ацидіобіонти (acb)	Оптимум при рН нижче 5.5 (з'являються лише у кислому середовищі)
ацидофіли (acf)	Широке поширення при рН менше 7
індиференти (ind) та/або нейтрофіли (neu)	Види, що мешкають при рН близько 7
алкаліфіли (alf)	Широке поширення при рН понад 7
алкалібіонти (alb)	З'являються при рН більше 8

Дані опублікованих робіт [27], але інші групи водоростей також можуть бути індикаторами рівня рН. Таким чином, було розширено список водоростей індикаторів цього показника.

Для біологічної характеристики активної реакції середовища (рН води) нами були узагальнені дані про індикаторні водорості флори України за цим показником, при цьому їх загальна кількість дорівнювала 1422 з 2898 відомих. Вони поділені на такі групи: ацидофіли (acf) – 535 таксонів, індиференти (ind) – 525 та/або нейтрофіли (neu) – 22, алкаліфіли (alf) – 318, алкалібіонти (alb) – 25 (табл. 4.5).

Таблиця 4.5 – Розподіл таксонів альгофлори України за екологічними групами індикаторів рН води

Екологічна група	Число таксонів
acf	534
ind	524
neu	22
alf	317
alb	25

4.6 Система класифікації солоності по Хустедту

Підтвердження взаємозв'язку водоростевого розмаїття та засолення виявляємо у дослідженнях водоростевих угруповань, зібраних при надмірних градієнтах солоності у соляних забруднених континентальних водах, гирлах річок, внутрішніх морях та солоних озерах. Показники солоності, в першу чергу, діатомових водоростей, були проаналізовані щодо системи класифікації, запропонованої Кольбе [28], розробленої Хустедтом, які в даний час широко використовуються в біоіндикації. Система поділяє індикаторні види на чотири групи (табл. 1.6.).

Таблиця 4.6 – Класифікація солоності вод та групи водоростей-індикаторів хлоридів за Штермером і Смолем (Stoermer, Smol)

Групи солоності	індикаторів	Класифікація солоності	NaCl г/дм ³
Полігалоби		Солоні води	40 - 300
Еугалоби		Морські води	30 - 40
Мезогалоби		Солонуваті	5 - 20
Олігогалоби		Прісноводні	0 - 5

За Е. Штермером та Д. Смолем [30] групи складені індикаторами, запропоновані Ф. Хустедтом:

- (1) Полігалоби, що мешкають у гіперсолених водах від 40% до 300%,
- (2) Еугалоби, що мешкають у морських водах при 20%-40%,

(3) Мезогалоби шельфових солонуватих піщаних естуаріїв, а також водних об'єктів із солоністю в межах 5%-20%,

(4) Олігогалоби прісноводних або злегка солоних місцепроживання з солоністю від 0 до 5%, які, у свою чергу, діляться на 4 групи: а) Галофіли, в основному прісноводні організми, але їх діапазон народження розширений до організмів, що живуть при злегка підвищеній концентрації NaCl; б) Індиференти, типово прісноводні, зустрічаються, хоч і не в великій кількості, в трохи солонуватій воді; с) Галофоби, суворо прісноводні, що гинуть навіть при невеликому збільшенні концентрації NaCl.

Таблиця 4.7. – Групи індикаторів солоності, позначення груп [19]

Група солоності	Місце проживання щодо солоності
Полігалоби (ph)	Населяють води із солоністю більшою, ніж зазвичай у морі
Еугалоби (eu)	Які живуть у морській воді
Мезогалоби (mh)	Мешкають в естуаріях та гирлах річок
Олігогалоби (oh)	Мешканці прісних вод із низькою солоністю
а. Галофіли (hl)	а) Як правило, мешкають у прісних водах, але невелике підвищення солоності стимулює збільшення їхньої біомаси.
б. Індиференти (i)	б) Типові жителі прісних вод, як правило, мають велику біомасу. Тим не менш, вони можуть мешкати у водах з низьким рівнем солоності, але при цьому у невеликих кількостях.
в. Галофоби (hb)	в) Мешканці лише прісних вод. Солоність зменшує їх кількість.

Система солоності включає широкий діапазон концентрацій, характерних для природних вод, і може бути виміряна за допомогою різного обладнання, проте її показники відображають тільки вміст хлоридів. Також щодо водних об'єктів вимірюється електропровідність і вміст розчинених твердих речовин (TDS). Таким чином, дуже важливо порівнювати ці дані з концентрацією хлоридів (табл. 4.8.), оскільки загальна насиченість солями у природних водних об'єктах може визначатися зовсім не хлоридами, а, наприклад, сульфатами.

Таблиця 4.8 – Порівняльна класифікація солоності вод та електропровідності (Kolbe, Ehrlich)

Електропровідність (Ehrlich)		%, г/дм ³ (Kolbe, 1927)	TDS, мг/дм ³ (Ehrlich, 1995)	Клас солоності (Kolbe)	Рівень солоності , % (Kolbe)	Солоність мг/дм ³ (прибл.) (Ehrlich)
Клас якості вод	-mSm/cm ²					
I	<0,3	<0,1	<150	4	0-5	<50
II	0,3-1,0	0,1-0,6	150-600			50-250
III	1,0-3,0	0,6-2,0	600-2000			250-1,000
IV	3,0-10,0	2-8	2000-8000	3	5-20	1000-4000
V	10,0-30,0	8-20	8000-20000			4000-10000
VI	>30,0	20-80	20000-80000	2	20-40	10000-40000
VII		>80	>80000	1	40-300	

Види водоростей флори України, які можуть охарактеризувати режим солоності у водоймі, становлять 1181 таксон з 2615 відомих (Varginova, 2017b). Вони згруповані наступним чином: галофоби (hb), галофіли (hl), індіференти (i), що об'єднуються в групу олігогалобів (oh), а також мезогалоби (mh), полігалоби (ph) і галобіонти, в широкому сенсі, що віддають перевагу солоним водам, але не диференційовані екологічно більш вузькі діапазони солоності (hlbt) (табл. 4.9).

Таблиця 4.9 – Розподіл таксонів альгофлори України за екологічними групами індикаторів солоності води. позначення груп [24]

Екологічна група	Число таксонів	Екологічна група	Число таксонів
hb	133	i	713
hl	164	mh	108
hl,mh	3	oh	48
hlbt	1	ph	11

4.7 Органічне забруднення, системи сапробності

Першою системою оцінки органічного забруднення водного об'єкта, яка була розроблена вже на початку 20-го століття минулого століття, стала система сапробності за Кольквіцем та Марсоном [31]. Потім її удосконалили К. Пантле та Г. Бук [32] і пізніше модифікацію системи зробив В. Сладечек [33]. Визначення сапробного значення виду-індикатора ґрунтується на вибірці та ідентифікації видів фауни та флори, а також порівняння із сапробіотичними характеристиками для кожного виду. Опис [33] було адаптовано для класів якості води, індексу сапробності S та зони самоочищення у водних екосистемах (табл. 4.10).

Таблиця 4.10 – Взаємозв'язок класів якості води та індексів сапробності S з зонами самоочищення у водних екосистемах

Клас якості води	Зона самоочищення	Індекс сапробності S	Якість води
I	Ксеносапробна	0-0,5	Дуже чиста
II	Олігосапробна	0,5-1,5	Чиста
III	Бета-мезосапробна	1,5-2,5	Задовільної чистоти
IV	Альфа-мезосапробна	2,5-3,5	Забруднена
V	Полісапробна	3,5-4,0	Брудна
VI	Еусапробна	>4,0	Дуже брудна

Метою визначення сапробності є забезпечення класифікації якості води, заснованої на толерантності до забруднення присутніх у досліджуваному водоймищі видів-індикаторів. Кожен вид має певну залежність від органічних речовин і таким чином від вмісту розчиненого

кисню: ця толерантність виражається у вигляді величини сапробного значення [34]. Ці зони толерантності до органічного забруднення або зони самоочищення характеризуються індикаторними видами, деякими хімічними умовами, а також загальним характером дна водойми та самої води. Усі п'ять зон характеризуються індикаторними видами, що мешкають у цих зонах.

Також, для зон самоочищення методом Пантле-Бука; у модифікації В. Сладечека використовуються індивідуальні індекси (S) кожної із груп сапробіонтів, що дозволяє більш детально розділити групи індикаторних організмів за класами якості вод:

- x - 0,0 - ксеносапробіонти;
- xo - 0,4 - ксено-олігосапробіонти;
- ox - 0,6 - оліго-ксеносапробіонти;
- xb - 0,8 - ксено-бета-мезосапробіонти;
- o - 1,0 - олігосапробіонти;
- ob - 1,4 - оліго-бета-мезосапробіонти;
- x-a - 1,55 - ксено-альфа-мезосапробіонти;
- bo - 1,6 - бета-олігосапробіонти;
- oa - 1,8 - оліго-альфа-мезосапробіонти;
- b - 2,0 - бета-мезосапробіонти;
- ba - 2,4 - бета-альфа-мезосапробіонти;
- a-o - 2,6 - альфа-олігосапробіонти;
- bp - 2,8 - бета-полісапробіонти;
- a - 3,0 - альфа-мезосапробіонти;
- ap - 3,4 - альфа-полісаробіонти;
- ab - 3,6 - альфа-бета-мезосапробіонти;
- p - 4,0 - полісапробіонти;
- i > 4,0 - i -еусапробіонти
- m > 4,0 - m -еусапробіонти

За моделлю В. Сладечека [33] останні дві групи індикаторів

відносяться до класу VI, де існування фотосинтезуючих організмів не спостерігається, тобто види, що належать до цих груп, здатні засвоювати білок за допомогою механізмів гетеротрофії.

Таким чином, порівнявши список видів з конкретної станції спостереження з переліком видів-індикаторів для п'яти зон самоочищення поверхневих вод, можна прокласифікувати їх за категоріями якості, описаними нижче:

I – Ксеносапробна зона (без органічного забруднення).

II - Олігосапробна зона (без органічного забруднення або з незначним органічним забрудненням): Насичення киснем. Мінералізація полягає у формуванні стабільних неорганічних чи органічних залишків (наприклад, гумінові речовини). У водоймах, які можна віднести до цієї зони, зустрічаються такі чутливі види, як водні мохи, а також можна знайти планарії та личинки комах. Ці водоймища є прозорими і з блакитним забарвленням води, а також з високим вмістом розчиненого кисню. Крім того, з малою кількістю бактерій. Більшість організмів, які можуть мешкати тут, чутливі до змін кількості розчиненого кисню, а також значення рН.

III - Бета-мезосапробна зона (середнє органічне забруднення): Характерні аеробні умови, що формуються завдяки фотосинтетичній аерації. Вода зазвичай прозора або злегка каламутна, без запаху, і, як правило, не забарвлена. Поверхневі води характеризуються багатоманітною рослинністю, великою кількістю макрозообентосу (зокрема, Mollusca, Insecta, Hirudinae та Entomostraca), і великими рибами (Cyprinidae).

IV - Альфа-мезосапробна зона (сильне органічне забруднення): Присутні амінокислоти та продукти їхнього розпаду, в основному жирні кислоти. Вільний кисень спричиняє зниження відновлювальних процесів. Вода, як правило, має темно-сірий відтінок і пахне гниллю або має просто неприємний запах через наявність H_2S або залишки білків і вуглеводів, що утворилися в результаті бродіння. Ця зона характеризується "каналізаційним

грибком", тут мешкає суміш організмів, але при цьому переважають бактерії типу *Sphaerotilus natans*. Маса організмів, що утворюють довгі нитки, відокремлюється від нижньої частини осаду за допомогою газу, що утворюється в процесі дихання та процесів розкладання, а потім дрейфує в товщу води у вигляді каламутних сірих мас. Часто ці маси формують плівку поверхні водного об'єкта. Водні гриби особливо часто зустрічаються у водах, що містять відходи, багаті на вуглеводи, такі як стічні води цукрових заводів і підприємств з переробки деревини.

V - Полісапробна зона (вкрай важке органічне забруднення): швидкі процеси деградації та переважно анаеробні умови. Відзначено присутність білкових продуктів розкладання, пептони та пептиди, а також сірководню (H_2S), аміаку (NH_3) та двоокису вуглецю (CO_2), які утворилися як кінцеві продукти деградації. Полісапробні води, як правило, хмарно сірого кольору із запахом гниття, і дуже каламутні через величезну масу бактерій та колоїдів. У багатьох випадках донна частина водотоку глистий (густий чорний бруд), і здається, ніби камені пофарбовані в чорний колір через покриття сульфідом заліза (FeS). Такі води характеризуються відсутністю звичайних автотрофних організмів і переважанням бактерій, зокрема, тіо-бактерій, які пристосовані до наявності H_2S . Декілька безхребетних, які можуть жити в полісапробній зоні, часто мають спеціальний пігмент крові, гемоглобін (наприклад, *Tubifex*, *Chironomus thummi*) або органи для поглинання атмосферного повітря (наприклад, *Eristalis*). Риби ледве виживають у водах цієї зони.

5 ТЕХНІКО-ЕКОНОМІЧНЕ ОБГРУНТУВАННЯ МЕТОДИКИ АНАЛІЗУ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

5.1 Калькулювання виробничої собівартості інноваційного рішення

Оскільки геоінформаційні технології це програмний продукт, то будемо застосовувати калькулювання виробничої собівартості матеріального носія з програмним продуктом. Типова калькуляція собівартості продукції містить такі статті витрат:

Комплектуючі та матеріали

Інформацію про матеріали, що використовуються для даного інноваційного продукту занесено до таблиці 5.1.

Таблиця 5.1 – Матеріали, що використовуються для даного інноваційного продукту (1 копія).

Найменування матеріалу	Ціна за одиницю, грн.	Витрачено, шт.	Вартість витраченого матеріалу, грн
Диск	20,00	1 шт.	20,00
Всього, грн	20,00 грн		

1. Витрати на електроенергію.

До даних витрат віднесено енергію, яка використовується в процесі відтворення. Необхідно врахувати фактичний час роботи комп'ютера, необхідний для запису програмного продукту на матеріальний носій.

Витрати на силову електроенергію розраховуються за формулою 5.1:

$$V_e = V \times \Pi \times \Phi \times K_{\Pi}, \quad (5.1)$$

де B – вартість 1кВт електроенергії становить 1,68 грн./кВт;

P – установлена потужність обладнання, 0,4 кВт;

Φ – фактична кількість годин роботи обладнання, яке задіяно для запису програмного продукту на матеріальний носій, 2 години;

$K_{\text{п}}$ – коефіцієнт використання потужності ($K_{\text{п}} \leq 1$) 0,9.

Отже, витрати на енергію становлять:

$$B_e = 1,68 \times 0,4 \times 1 \times 0,9 = 1,21 \text{ грн.}$$

2. Основна заробітна плата робітників

Витрати за відрядною оплатою праці визначають тарифними ставками та нормами витрат часу на виробництво одиниці продукції.

Витрати на основну заробітну плату робітників розраховується за формулою 2.2.

$$Z_p = \sum_{i=1}^n t_i \cdot C_i \cdot K_c, \quad (5.2)$$

де n – число робіт за видами та розрядами;

t_i – норма часу на виконання конкретної операції;

K_c – коефіцієнт співвідношень ($K_c = 1..5$);

C_i – погодинна тарифна ставка робітника відповідного розряду, який виконує певну роботу, грн./год (формула 5.3). Величину основної заробітної плати робітників відображено в таблиці 5.2.

Таблиця 5.2 – Основна заробітна плата робітників для тиражування 1 копії програмного продукту

Найменування робіт	Трудомісткість, нормо-годин	Розряд роботи	Погодинна тарифна ставка, грн..	Величина оплати, грн.
Тиражування матеріального носія	1	5	10,19	27,5
Всього				27,5

Над тиражуванням даного програмного продукту працює один робітник.

Погодинну тарифна ставка робітника розраховуємо за формулою 5.3.

$$C_i = \frac{M_M \cdot K_i}{T_p \cdot T_{зм}}, \quad (5.3)$$

де M_M – мінімальна місячна оплата праці;

K_i – тарифний коефіцієнт робітника даного розряду;

T_p – число робочих днів у місяці;

$T_{зм}$ – тривалість зміни.

Отже, погодинна тарифна ставка робітника становить:

$$C_i = \frac{6723 \cdot 1,36}{23 \cdot 8} = 27,52 \text{ грн.}$$

де M_M – мінімальна місячна оплата праці, грн;

K_i – тарифний коефіцієнт робітника даного розряду;

T_p – число робочих днів у місяці (21...23);

$T_{зм}$ – тривалість зміни.

Отже, витрати на основну заробітню плату становлять:

$$З_p = 1 \cdot 27,52 \cdot 2,7 = 74,30 \text{ грн.}$$

3. Витрати на додаткову заробітню плату

До статті «Додаткова заробітна плата» відносять витрати на виплату виробничому персоналу підприємства за працю понад установлені норми, заохочувальні виплати за поточну виробничу діяльність, компенсаційні виплати, тощо. Розмір додаткової заробітної плати розраховується за формулою 5.4.

$$З_d = (10..12\%) \cdot З_p, \quad (5.4)$$

Витрати на додаткову заробітню плату становлять 10% від основної заробітної плати і дорівнюють:

$$З_d = 0,1 \cdot 74,30 = 7,43 \text{ грн.}$$

4. Нарахування на заробітну плату.

Розраховується за формулою 5.5:

$$В_{зп} = (0,22\%) \cdot (З_p + З_d), \quad (5.5)$$

Відрахування на соціальні заходи здійснюється від суми всіх витрат на оплату праці робітників, зайнятих безпосередньо розробкою сайту.

Тиражування програмного продукту, розмір ЄСВ становить 0,22%.

$$В_{зп} = 0,22 \cdot (74,30 + 7,43) = 23,78 \text{ грн.}$$

5. Витрати на інтелектуальну власність закладаються у вартість розробки програмного продукту. Розраховується за формулою:

$$I_{\text{в}} = I_{\text{р}} \cdot k, \quad (5.6)$$

$I_{\text{р}}$ – кошти, які буде отримувати розробник за виконання кожної послуги,

k – коефіцієнт, який враховує відповідні нарахування на заробітну плату.

Таким чином, витрати на інтелектуальну власність становлять:

$$I_{\text{в}} = 2500 \cdot 1,39 = 3475 \text{ грн.}$$

6. Загальновиробничі витрати з розрахунку на одиницю продукції можна розрахувати за нормативами відносно основної заробітної плати розробника. Розраховуються за формулою 5.7.

$$\text{ЗВВ} = \text{Н} \cdot \text{З}_{\text{р}}, \quad (5.7)$$

Норматив загальновиробничих витрат для ЕОМ становить 240%.

$$\text{ЗВВ} = 2,4 \cdot 74,30 = 178,32 \text{ грн.}$$

Сума усіх зазначених статей витрат утворює виробничу собівартість для даного програмного продукту.

Таблиця 5.3 – Калькуляція виробничої собівартості інноваційного рішення

Стаття калькуляції	Витрати, грн.
1. Витрати на електроенергію	1,21
2. Основні заробітна плата операторів	74,30
3. Додаткова заробітна плата	7,43
4. Нарахування за заробітну плату	23,78
5. Витрати на інтелектуальну власність	3475
6. Загальновиробничі витрати	178,32
Виробнича собівартість інноваційного рішення	3760,04

Отже, виробнича собівартість інноваційного рішення становить 3760,04 гривень.

5.2 Визначення ціни та критичного обсягу виробництва інноваційного рішення

Формування і реалізація цінової політики вимагає більш чіткого розуміння процесу впливу цінової діяльності в умовах ринку на формування прибутку підприємства. Інноваційний шлях розвитку, як один з найважливіших чинників економічного росту, припускає випуск і поширення принципово нових видів техніки і технології, розробку науково-технічних програм, розробку і запровадження ресурсозберігаючих програм та ін.

Нижня межа ціни реалізації інноваційного рішення розраховується за формулою:

$$C_{н.м.} = S_B \cdot \left(1 + \frac{P}{100}\right) \cdot \left(1 + \frac{\alpha_{ПДВ}}{100}\right), \quad (5.8)$$

S_B – виробнича собівартість інноваційного рішення, грн;

P – норматив рентабельності, узгоджений із замовником або встановлений державою ($P = 35\%$);

$\alpha_{\text{ПДВ}}$ – ставка податку на додану вартість, % ($\alpha_{\text{ПДВ}} = 20\%$).

$$C_{\text{н.м.}} = 3760,04 \cdot \left(1 + \frac{35}{100}\right) \cdot \left(1 + \frac{20}{100}\right) = 6091,26 \text{ грн.}$$

Верхня межа ціни інноваційного рішення відображає ціну, яку готовий платити споживач за інноваційний товар:

$$C_{\text{в.м.}} = C_{\text{н.м.}} \cdot K_{\text{я.в.}}, \quad (5.9)$$

$K_{\text{я.в.}}$ – відносний рівень якості інноваційного рішення.

$$C_{\text{в.м.}} = 6091,26 \cdot 2,21 = 13461,68 \text{ грн.}$$

Договірна ціна може бути встановлена за домовленістю між виробником і споживачем в інтервалі між нижньою та верхньою лімітними цінами.

$$C_{\text{н.м.}} > C_{\text{дог}} > C_{\text{в.м.}}$$

Договірна ціна для даного програмного продукту становить 8500 грн.

Критичний обсяг виробництва інноваційного продукту визначається за формулою:

$$Q_k = \frac{0,3 \cdot S_B \cdot \text{РП}}{C_{\text{дог.}} - 0,7 \cdot S_B}, \quad (5.10)$$

де $C_{\text{дог}}$ – договірна ціна (без ПДВ),

$$C_{\text{дог}} = \frac{5}{6} \cdot 8500 = 7083,33 \text{ грн.}$$

З формули (2.10), маємо:

$$Q_k = \frac{0,3 \cdot 3760,04 \cdot 15}{7083,33 - 0,7 \cdot 3760,04} = 4 \text{ копії/рік.}$$

Якщо порівнювати значення реалістичного попиту та критичного обсягу, то він перевищує значення другого, що говорить про те, що є підстави припускати, що дана інновація приноситиме прибутки.

5.3 Визначення експлуатаційних витрат у сфері використання інноваційного рішення

Експлуатаційні витрати при використанні розроблюваного програмного продукту враховують фактичну кількість годин, які працівник витрачає на його обслуговування.

Заробітна плата обслуговуючого персоналу розраховується за формулою:

$$Z_{\text{обс}} = 12 \cdot M \cdot \beta, \quad (5.11)$$

де 12 – число місяців;

M – місячний посадовий оклад програміста, $M = 7300$ грн ;

β – частка часу, який витрачає працівник для технічного обслуговування, $\beta = 0,01$.

$$Z_{\text{обс}} = 12 \cdot 7300 \cdot 0,01 = 1032 \text{ грн/рік.}$$

Додаткова заробітна плата розраховується за формулою :

$$З_д = (10 \dots 12\%) \cdot З_{обс}, \quad (5.12)$$

$$З_д = 0,11 \cdot 1032 = 113,52 \text{ грн/рік.}$$

Нарахування на заробітну плату визначаємо за формулою:

$$Н_{зп} = (0,22) \cdot (З_{обс} + З_д), \quad (5.13)$$

$$Н_{зп} = 0,22 \cdot (1032 + 113,52) = 252,01 \text{ грн.}$$

Введений в експлуатацію програмний продукт відносять до складу об'єктів нематеріальних активів підприємства, які протягом терміну корисного використання амортизуються з метою відновлення її вартості.

Амортизаційні відрахування розраховуються за формулою 2.14:

$$A = \frac{Ц_{дог} \cdot Н_a}{100}, \quad (5.14)$$

де $Ц_{дог}$ – договірна ціна нематеріального активу (без ПДВ),

$$Ц_{дог} = \frac{5}{6} \cdot 8500 = 7083,33 \text{ грн.}$$

$Н_a$ – річна норма амортизації, %.

Норма амортизації розраховується за формулою 5.15:

$$Н_a = \frac{100}{T_{кор}}, \quad (5.15)$$

$T_{кор}$ – корисний термін використання програмного продукту.

Корисний термін використання програмного продукту становить 2 роки.

$$N_a = \frac{100}{2} = 50,$$

$$A = \frac{7083,33 \cdot 50}{100} = 3541,67 \text{ грн/рік.}$$

Інші витрати приймаємо за 5% від суми всіх попередніх витрат.
Результатом розрахунку експлуатаційних витрат є таблиця 5.4.

Таблиця 5.4 – Експлуатаційні витрати використання програмного продукту

Стаття витрат	Витрати, грн
Витрати на заробітну плату	1032
Додаткова заробітна плата	113,52
Нарахування на заробітну плату	252,01
Амортизаційні відрахування	3541,67
Інші витрати	246,96
Експлуатаційні витрати – Е	5186,16

Експлуатаційні витрати на програмний продукт за 12 місяців становлять 5186,16 гривень.

В даному розділі було розраховано виробничу собівартість, визначено ціну та критичний обсяг виробництва інноваційного продукту, а також розраховано експлуатаційні витрати.

В ході виконання розрахунків було отримано такі результати:

виробнича собівартість становить 3760,04 грн;

нижня і верхня межа ціни відповідно становить 6091,26 грн та 13461,68 грн;

експлуатаційні витрати при використанні програмного продукту становлять 5186,16 грн.

обсяг критичного виробництва становить 4 копії/рік.

Виходячи з отриманих результатів, а саме низька ціна і співвідношення обсягу критичного виробництва та реалістичного прогнозу, можна зробити припущення, що впровадження даної інновації буде прибутковою справою, про те для повної оцінки ситуації необхідно провести додаткові обрахунки по визначенню економічної ефективності інноваційного рішення.

5.4 Оцінювання економічної ефективності інноваційного рішення

Основними критеріями економічної ефективності інноваційних проектів є розрахунок та аналіз таких показників:

- чистий дисконтовий дохід;
- період окупності;
- індекс рентабельності.

Чистий приведений дохід (чистий дисконтований дохід) фактично є різницею між сумою вкладених інвестицій та загальною сумою доходу від цієї інвестиції протягом планованого періоду. Оскільки грошові потоки розподіляються в часі, то вони повинні бути дисконтовані (приведені до теперішньої вартості) за допомогою норми дисконту, що встановлюється інвестором на основі щорічного відсотка, який він хоче мати на інвестований капітал.

Термін окупності – це період часу (кількість років), протягом якого відбудеться відшкодування суми інвестицій, тобто вона повернеться інвестору як чистий дохід (чистий прибуток плюс амортизація).

Рентабельність інвестицій є відносним показником на відміну від чистого приведенного ефекту, за допомогою якого також можна здійснювати оцінку та вибір одного проекту з декількох альтернативних.

Під час оцінювання економічної ефективності інноваційного рішення головним завданням є визначення вартості майбутніх вигід, які можна одержати протягом терміну реалізації рішення. При цьому майбутня вартість вигід через процедуру дисконтування приводиться до їхньої дійсної вартості.

Ефективність інновації – це відносна величина, що характеризує результативність будь-яких затрат в інноваційне рішення.

Чистий дисконтований дохід розраховується за формулою:

$$D = \sum_t^T \frac{W_t}{(1+i)^{t-1}} - \sum_t^T \frac{K_t}{(1+i)^{t-2}}, \quad (5.16)$$

де T – термін здійснення проекту, становить 2 роки;

i – норма дисконту, яка є прийнятною для інвестора, як норма доходу на капітал, становить 20 %;

t – номер кроку розрахунку;

W_t – грошовий потік t -му році, грн.

K_t – капіталовкладення на t -му році, грн..

Капіталовкладення розраховується за формулою:

$$K_t = 0,2 \cdot Q \cdot C_{\text{дог.}}, \quad (5.17)$$

де Q – річний обсяг реалізованої продукції (шт/рік). Дане значення можна прийняте рівним реалістичному попиту РП. (РП = 15 копій/рік)

З формули (5.17), маємо:

$$K_t = 0,2 \cdot 15 \cdot 8500 = 25500 \text{ грн.}$$

Грошовий потік знаходиться за такою формулою:

$$W_t = \Pi_q + A,$$

$$W_t = 40876,51 + 376 = 41252,51 \text{ грн.} \quad (5.18)$$

де A – амортизаційні відрахування, які становлять 10% від загальної собівартості реалізованої продукції за рік, грн;

Π_q – чистий прибуток, грн і розраховується за формулою:

$$\Pi_q = \Pi_o \cdot (1 - \alpha_n), \quad (5.19)$$

$$\Pi_q = 49849,4 \cdot (1 - 0,18) = 40876,51 \text{ грн}$$

де α_n – ставка податку на прибуток, становить 18%;

Π_o – оподаткований прибуток, грн.

Оподаткований прибуток Π_o знаходиться за формулою 5.5:

$$\Pi_o = \left(\frac{\Pi_{\text{дог.}}}{1 + \alpha_{\text{ПДВ}}} - S_B \right) \cdot Q, \quad (5.20)$$

де $\alpha_{\text{ПДВ}}$ – ставка прибутку на додану вартість, що становить 20 %;

Отже, з формули (5.20), маємо:

$$\Pi_o = \left(\frac{8500}{1 + 0,2} - 3760,04 \right) \cdot 15 = 49849,4 \text{ грн.}$$

Використовуючи формулу (5.16), знаходимо чистий дисконтований дохід:

$$D = \left(\frac{41252,51}{(1 + 0,2)^{1-1}} + \frac{41252,51}{(1 + 0,2)^{2-1}} \right) - \left(\frac{25500}{(1 + 0,2)^{1-1}} \right) = 50129,60 \text{ грн.}$$

Так як $D > 0$ – інноваційний проект доцільно прийняти.

Ще одним показником ефективності інноваційного рішення є період його окупності. Він розраховується за формулою:

$$T = \frac{\sum_t^T \frac{K_t}{(1+i)^{t-1}}}{\sum_t^T \frac{\Pi_0}{(1+i)^{t-1}}} \quad (5.21)$$

$$T = \frac{\frac{25500}{(1 + 0,2)^{1-1}}}{\frac{49849,4}{(1 + 0,2)^{1-1}} + \frac{49849,4}{(1 + 0,2)^{2-1}}} = 0,28 \text{ року} = 3 \text{ місяці.}$$

Також показником ефективності є індекс рентабельності. Його розраховують за такою формулою:

$$IP = \frac{\sum_t^T \frac{W}{(1+i)^{t-1}}}{\sum_t^T \frac{K_t}{(1+i)^{t-1}}} \quad (5.22)$$

З формули (5.22), маємо:

$$IP = \frac{\frac{41252,51}{(1 + 0,2)^{1-1}} + \frac{41252,51}{(1 + 0,2)^{2-1}}}{\frac{25500}{(1 + 0,2)^{1-1}}} = 2,97$$

Враховуючи те, що чистий дисконтований дохід $D > 0$ і становить 50129,60 грн, то впровадження запропонованого інноваційного рішення є

прибутковим, доцільним, а отже економічно ефективним.

В той же час і період окупності $T = 3$ місяці, що дає підстави стверджувати, що інноваційна ідея буде привабливою для інвесторів. Також економічну ефективність даної інновації підтверджує і індекс рентабельності, що становить 2,97.

ВИСНОВКИ

В магістерській кваліфікаційній роботі було вдосконалено математичні моделі спектральних характеристик водних середовищ з частинками фітопланктону, що дозволило дослідити глибинну структуру освітленості у приповерхневих шарах цих середовищ та обрати спектральні діапазони для роботи засобів екологічного контролю. Вдосконалено математичні моделі поширення випромінювання у водних середовищах з вищими водними рослинами з урахуванням ефекту локалізованого поглинання випромінювання на їх спектральні характеристики, що дозволило ввести відповідні поправочні коефіцієнти, які враховують форму та розміри розсіювачів, що дозволяє зменшити загальну похибку вимірювань біомаси та співвідношення між пігментами.

Розв'язана задача оптимального вибору структури засобів мультиспектрального контролю, зокрема вибору робочих довжин хвиль спектральних каналів та їх ширини за допомогою покрокової множинної регресії з включенням незалежних змінних, що дозволяє забезпечити необхідну точність опосередкованого вимірювання та достовірність контролю параметрів забруднення водних середовищ.

Здійснено дослідження методів біоіндикації та розвиток бази даних з альгоіндикації в Україні. Досліджено індикаторні таксони водоростей в альгофлорі України. Вивчено групи водоростей за приуроченістю до типу місцеперебування. Здійснено класифікацію індикаторів температурного режиму, кисневого режиму та рухливості водних мас, рН води, солоності, органічного забруднення та сапробності. Розроблені методи екологічного моніторингу дозволяють комплексно оцінити екологічний стан водних об'єктів з використання біоіндикації за цими групами водоростей.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Стискал О. А. та ін. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль інтегральних параметрів забруднення водних об'єктів за допомогою біоіндикації по фітопланктону. Екологічна безпека держави : тези доп. ІХ Всеукр. наук.-практ. конф. мол. учених та студ. (м. Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 118.
2. Kvaternyuk S., Petruk V., Kvaternyuk O. et al. Multispectral measurement of parameters of particles in heterogeneous biological media. Proc. SPIE, 2018. Vol. 10808, 108083K. P. 108083K-1–108083K-8.
3. Ustin S., Gitelson A., Jacquemoud S. et al. Retrieval of Foliar Information about Plant Pigment Systems from High Resolution Spectroscopy. Remote Sensing of Environment. 2009. V. 113, Suppl. 1. P. 67–77.
4. Зеге Э. П., Иванов А. П., Кацев И. Л. Перенос изображения в рассеивающей среде. Минск : Наука и техника, 1975. 327 с.
5. ISO 787-1:1982 General methods of test for pigments and extenders – Part 1: Comparison of colour of pigments. Edition: 1. Committee: ISO/TC 256, 1982. 12 p.
6. Кватернюк С. М. Дослідження впливу пігментних параметрів на спектральні характеристики природних водних середовищ для задач екологічного контролю. Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. 2017. № 2. С. 89–96.
7. Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Мультиспектральний екологічний контроль інтегральних параметрів забруднення водних об'єктів. Екологічні науки. 2018. № 2(21). С. 133–137.
8. Петрук В. Г., Кватернюк О. Є., Любчак Ю. С., Кватернюк С. М. Моделювання спектральних характеристик шару епідермісу біотканини шкіри як об'єкту біомедичної діагностики. Вісник

- Хмельницького національного університету. Серія: Технічні науки. 2015. № 2. С. 218–222.
9. Кватернюк С. М. Оптимальний синтез засобів мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ. Інформаційні технології та комп'ютерна інженерія. 2017. № 2. С. 4–11.
 10. ProLight PM2B-1LxE 1W Power LED Technical Datasheet. URL: <http://www.micropik.com/PDF/PM2B-1Lxx-Rx.pdf> (дата звернення: 15.11.2017).
 11. Sharp Laser Diode GH0832BA2A. Technical Datasheet. URL: http://www.sesl-sharp.com/Products/pdf/led_laser201303_e.pdf (дата звернення: 15.11.2017).
 12. ScopeTek Product Manual. SCOPETEK, 2015. 116 p.
 13. Азарова А. О., Саченюк-Кавецька Н. В., Роїк О. М., Міронова Ю. В. Економетрія : навчальний посібник. Вінниця : ВНТУ, 2014. 304 с.
 14. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Варакса В. В. Методи та засоби мультиспектрального екологічного контролю забруднення водних середовищ. Сталий розвиток: Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : матеріали 5-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 26–29 вересня 2018 р.). Львів, 2018. С. 21.
 15. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Мандебура А. Ю., Мандебура С. В. Розв'язок прямої та оберненої задачі для мультиспектральних вимірювань параметрів природних водних середовищ. Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка ОДС-2018» : тез доп. VIII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Вінниця, 2 – 4 жовтня 2018 р.). Вінниця, 2018. С. 194-195.
 16. CMS: Multi-spectral camera. Product Manual. URL: <https://www.silios.com> (дата звернення: 15.11.2017).
 17. Barinova S.S., Bilous O.P., Tsarenko P.M. Algal indication of water bodies

- in Ukraine: methods and perspectives. Haifa, Kiev: University of Haifa Publisher, 2019. 367 p.
18. Климюк В.М., Барінова С.С., Лялюк Н.М. Біоіндикаційний аналіз солоних озер РЛП "Слов'янський курорт" за фітопланктоном. Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія, 2014. V. 2(33). P. 70–80.
 19. Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель Авив: Pilies Studio, 2006. 498 с.
 20. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocarvota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta and Rhodophyta: Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag, 2006. 713 p.
 21. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2. Bacillariophyta. Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag, 2009. 413 p.
 22. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 3. Chlorophyta. Gantner Verlag, Ruggell, 2011. 511 p.
 23. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 4. Charophyta. Ruggell: Koeltz Scientific Books, 2014. 703 p.
 24. Barinova S., Fahima T. The Development of the World Database of Freshwater Algae-Indicators. Journal of Environment and Ecology, 2017. V. 8(1). P. 1-7. <http://www.macrothink.org/journal/index.php/jee/article/view/11228/8981>.
 25. Sumita M. A. numerical water quality assessment of rivers in Hokuriku District using epilithic diatom assemblage in river bed as a biological indicator. (II) The values of RPID in surveyed rivers. Diatom. Japan. J.

- Diatom., 1986. V.2. P. 9-18.
26. Cholnoky B.J. Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. Lehre, Cramer, 1968. 699 p.
27. Hustedt F. Systematisch und Ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. Arch. Hydrobiol. Suppl., 1938-1939. 15: 131-177; 393-506; 638-790, 16: 1-155; 274-394.
28. Kolbe R.W. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. Pflanzenforschung, 1927. V.7. P. 1-146.
29. Hustedt F. Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. Abhandl. Naturw. Ver. Bremen, 1957. V.34. P. 181-440.
30. Stoermer E.F., Smol J.P. (Eds.). The diatoms: application for the environmental and earth sciences. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1999. 469 p.
31. Kolkwitz R., Marsson M. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. kgl. Prüfanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung, 1902. V.1. P. 33-72.
32. Pantle E., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas Wasserfach., 1955. V. 96. P. 604.
33. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view. Archiv für Hydrobiologie - Beiheft: Ergebnisse der Limnologie 7. Stuttgart, 1973. 218 p.
34. De Pauw N., Hawkes H.A. Biological monitoring of river water quality. In: Walley W.J., Judd S. (Eds.), River water quality monitoring and control. Birmingham: Aston University Press., 1993. P. 87-111.

Додаток А.

Технічне завдання

Міністерство освіти і науки України
Вінницький національний технічний університет
Факультет будівництва, цивільної та екологічної інженерії

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри БХТЗД

д.т.н., проф.


 В.Г. Петрук

«04» жовтня 2022 р.

ТЕХНІЧНЕ ЗАВДАННЯ

на магістерську кваліфікаційну роботу

«Вдосконалення методів оцінювання змін біорізноманіття у
водних екосистемах під впливом їх забруднення компонентами
небезпечних відходів»

08-12.МКР.207.01.000 ТЗ

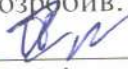
спеціальності 183 – Технології захисту навколишнього середовища

Керівник магістерської кваліфікаційної
роботи: д.т.н., професор

 Кватернюк С. М.
(підпис)

«04» жовтня 2022 р.

Розробив: студент гр. ТЗД-21м


 Підпригора Є.С.
(підпис)

«04» жовтня 2022 р.

Вінниця ВНТУ, 2022

Додаток Б. Вихідні дані

ПРОТОКОЛ
ПЕРЕВІРКИ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ
НА НАЯВНІСТЬ ТЕКСТОВИХ ЗАПОЗИЧЕНЬ

Назва роботи: Вдосконалення методів оцінювання змін біорізноманіття у водних екосистемах під впливом їх забруднення компонентами небезпечних відходів

Тип роботи: магістерська кваліфікаційна робота


Підрозділ екології, хімії та технологій захисту довкілля

Показники звіту подібності Unicheck

Оригінальність 82,3% Схожість 17,7%

Аналіз звіту подібності (відмітити потрібне)

1. Запозичення, виявлені у роботі, оформлені коректно і не містять ознак плагіату.
2. Виявлені у роботі запозичення не мають ознак плагіату, але їх надмірна кількість викликає сумніви щодо цінності роботи і відсутності самостійності її виконання автором. Роботу направити на розгляд експертної комісії кафедри.
3. Виявлені у роботі запозичення є недобросовісними і мають ознаки плагіату та/або в ній містяться навмисні спотворення тексту, що вказують на спроби приховування недобросовісних запозичень.

Особа, відповідальна за перевірку  Матусяк М.В.

Ознайомлені з повним звітом подібності, який був згенерований системою Unicheck щодо роботи

Автор роботи  Підпригора Є.С.

Керівник роботи  Кватернюк С. М.

Додаток В

ІЛЮСТРАТИВНА ЧАСТИНА

**ВДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДІВ ОЦІНЮВАННЯ ЗМІН БІОРІЗНОМАНІТТЯ
У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ ПІД ВПЛИВОМ ЇХ ЗАБРУДНЕННЯ
КОМПОНЕНТАМИ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ**

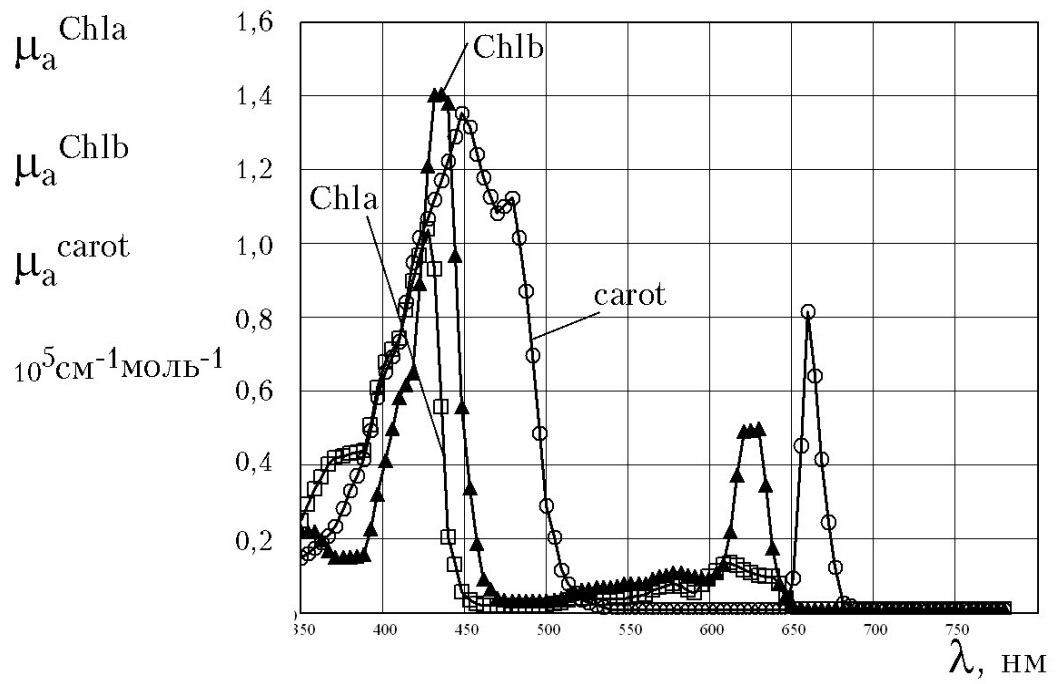


Рисунок В.1. Спектральні характеристики показників поглинання основних пігментів фітопланктону

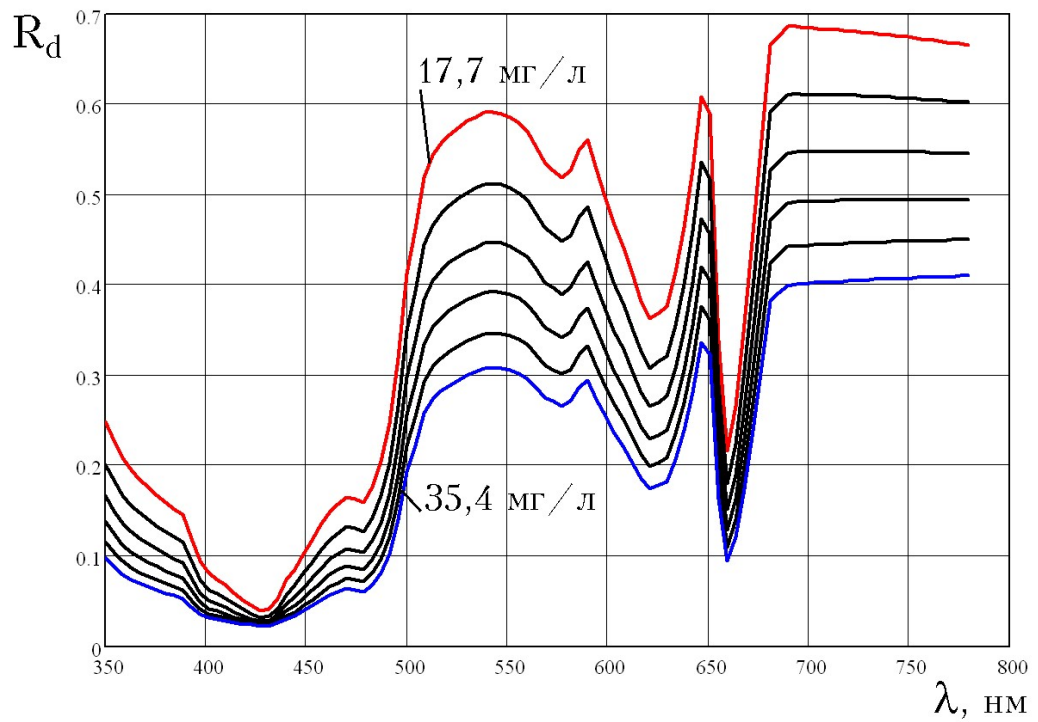


Рисунок В.2. Спектральні характеристики складових коефіцієнту дифузного відбиття шарів природного водного середовища та загального коефіцієнту дифузного відбиття на його поверхні



Рисунок В.3. Схема оцінювання достовірності мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ

Таблиця В.1. Екологічна класифікація якості поверхневих вод у досліджуваних ставках

Показники	Вимірне значення (клас, категорія якості води)	
	Ставок А	Ставок Б
Гідрофізичні:		
Завислі речовини мг/дм ³	<5 (I, 1)	20 (III, 4)
Прозорість, м	>1,50 (I, 1)	0,50 (III, 4)
Гідрохімічні:		
pH	7,1 (I, 1)	7,6 (II, 2)
Азот амонійний, мг N/дм ³	0,088 (I, 1)	0,091 (I, 1)
Азот нітритний, мг N/дм ³	0,05 (III, 5)	0,15 (V, 7)
Азот нітратний, мг N/дм ³	28,6 (V, 7)	28,8 (V, 7)
фосфор фосфатів, мг P/дм ³	0,66 (V, 7)	0,95 (V, 7)
Розчинений кисень, мг O ₂ /дм ³	8 (II, 2)	6,7 (III, 4)
% насичення	-	-
Перманганатна окислюваність, мг O ₂ /л	-	-
Біхроматна окислюваність, мг O ₂ /дм ³	-	-
БСК ₅ , мг O ₂ /дм ³	0,91 (I, 1)	2,6 (III, 4)
Гідробіологічні:		
Біомаса фітопланктону, мг/дм ³	0,6 (II, 2)	12 (IV, 6)
Індекс самоочищення- самозабруднення (A/R)	0,9 (II, 2)	0,6 (III, 4)
Біоіндикація сапробності (індекси сапроб.):		
за Пантле-Букком	1 (II, 2)	1,6 (II, 3)
Сапробність	Полісапробні	Полісапробні

Таблиця В.2. Розподіл таксонів за екологічними групами індикаторів рухливості водних мас та насиченості їх киснем

Екологічна група	Число таксонів	Екологічна група	Число таксонів	Екологічна група	Число таксонів
Ae	131	str	144	st-str, H ₂ S	3
St	360	str, H ₂ S	1	st-str, ae	5
st, H ₂ S	4	str, ae	3	H ₂ S	3
st, ae	3	st-str	617		