

Вінницький національний технічний університет
Міністерство освіти і науки України
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
Міністерство екології та природних ресурсів України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

КВАТЕРНЮК СЕРГІЙ МИХАЙЛОВИЧ

УДК 504.064.3

ДИСЕРТАЦІЯ
РОЗВИТОК НАУКОВИХ ОСНОВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИХ
МЕТОДІВ ТА ТЕХНІЧНИХ ЗАСОБІВ КОНТРОЛЮ ЕКОЛОГІЧНОГО
СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

21.06.01 – екологічна безпека

Галузь знань – технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

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

Науковий консультант:

Петрук Василь Григорович,
доктор технічних наук, професор,
Заслужений природоохоронець
України

Вінниця – 2019

АНОТАЦІЯ

Кватернюк С.М. Розвиток наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів контролю екологічного стану водних об'єктів. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». Вінницький національний технічний університет Міністерства освіти і науки України, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління Міністерства екології та природних ресурсів України, Київ, 2019.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.880.01. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління Міністерства екології та природних ресурсів України, Київ, 2019.

У дисертаційній роботі викладено результати досліджень, які спрямовані на підвищення ефективності екологічного контролю і управління екологічною безпекою водних об'єктів шляхом розвитку наукових основ мультиспектральних методів та розроблених для їх застосування відповідних технічних засобів.

За результатами дисертаційних досліджень, вирішено актуальну наукову проблему розвитку наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів контролю екологічного стану водних об'єктів, які враховують вплив їх характеристик і параметрів, на ефективність процесу контролю забрудненості водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів, що є передумовою та підґрунтям ефективного управління їх екологічною безпекою.

В результаті аналізу наукової проблеми з'ясовано, що при оцінюванні комплексного впливу забруднюючих речовин на екологічний стан водного об'єкта, з використанням синергетичного підходу, необхідно обов'язково врахувати вплив на біологічні показники, зокрема, на показники біомаси і

видового складу фітопланктону та вищих водних рослин. Крім того, відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС, контроль інтегральних показників забруднення вод повинен базуватись на їх екотоксичності, яка визначається за допомогою біотестування і дозволяє врахувати синергетичну взаємодію забруднюючих речовин. Було проаналізовано сучасні методи і засоби контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів, що показало їх недосконалість та неспроможність вирішення задачі за рахунок низької достовірності контролю пов'язаної з недостатньою точністю вимірювання параметрів та зумовило необхідність вдосконалення методів і засобів мультиспектрального екологічного контролю.

Обґрунтовано методологію і методи проведення теоретичних та експериментальних досліджень, що включили теоретичні методи аналізу та узагальнення світового досвіду; методи теорії перенесення випромінювання у багатошарових світлорозсіювальних водних середовищах; методи математичної статистики для обробки параметрів водних середовищ та оптимального вибору спектральних каналів технічних засобів контролю; методи математичного моделювання динаміки популяцій фітопланктону на основі систем рекурентних рівнянь; використання нейромереж та нейро-нечітких мереж для розв'язання оберненої задачі визначення параметрів водних середовищ; традиційні фізико-хімічні методи вимірювання параметрів забруднення водних середовищ; методи аналізу мультиспектральних зображень, їх сегментації та фільтрації для обробки експериментальних результатів; методи теорії вимірювань для оцінювання метрологічних характеристик та параметрів розроблених дослідних технічних засобів мультиспектрального контролю.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у розвитку наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів, які враховують вплив їх характеристик і параметрів на ефективність процесу контролю

забрудненості водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів.

При цьому, уперше науково обґрунтовано та розроблено метод мультиспектрального контролю екотоксичності, як інтегрального показника забруднення поверхневих вод з використанням опосередкованого вимірювання концентрації частинок мікроводоростей з обробленням результатів із застосуванням нейромережі та нейро-нечіткої мережі, що на відміну від відомих, дозволило підвищити достовірність контролю до значення 0,962.

Уперше науково обґрунтовано та запропоновано метод мультиспектрального контролю забруднення поверхневих вод водних об'єктів, сутність якого, на відміну від відомих, полягає у визначенні відносних розмірів сегментів поверхні водного середовища з вищими водними рослинами, які мають морфологічні зміни за результатами аналізу мультиспектральних зображень, отриманих широкосмуговою цифровою камерою при освітленні поверхні водного середовища джерелами випромінювання на характеристичних довжинах хвиль, що дозволило підвищити достовірність контролю забруднення поверхневих вод та отримувати результати вимірювань з похибкою до 0,48 %.

Уперше за результатами моделювання процесу світлорозсіювання у шарах водного середовища з фітопланктоном із застосуванням запропонованої удосконаленої моделі виявлено відносний внесок окремих шарів у загальний коефіцієнт дифузного відбиття, що дозволяє розраховувати глибину водного об'єкта, на якій такий внесок матиме значення в межах похибки вимірювань.

Удосконалено метод оцінювання екологічного стану водних об'єктів, сутність якого, на відміну від відомих, передбачає застосування мультиспектрального визначення видового складу фітопланктону з розрахунком індексів біорізноманіття.

Удосконалено метод оцінювання екологічного стану водних об'єктів, сутність якого, на відміну від відомих, полягає у опосередкованому мультиспектральному вимірюванні біомаси та співвідношення пігментних параметрів у приповерхневому шарі водних об'єктів з використанням запропонованих регресійних рівнянь, що дозволило забезпечити достовірність екологічного контролю 0,974.

Набула подальшого розвитку математична модель процесу поширення випромінювання у водних середовищах з вищими водними рослинами, яка враховує ефект локалізованого поглинання випромінювання на їх спектральні характеристики, що дозволило обґрунтувати доцільність введення відповідних поправочних коефіцієнтів, які враховують форму та розміри розсіювачів.

Набуло подальшого розвитку застосування методу мультиспектрального контролю інтегральних параметрів забруднення стічних вод з використанням вищих водних рослин у очисному комплексі, сутність якого, на відміну від відомих, полягає у оцінюванні стану вищих водних рослин у біореакторі на основі аналізу їх мультиспектральних зображень з визначенням концентрацій їх основних пігментів із застосуванням запропонованої експертної системи на базі нечіткої логіки або нейромережі.

Практичне значення одержаних результатів полягає у розробленні технічних засобів мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів для прикладних задач екологічного моніторингу на основі вдосконалених методів мультиспектральних вимірювань.

Науково обґрунтовано оптимальну кількість спектральних каналів та їх параметри для технічних засобів мультиспектрального контролю за допомогою покрокової множинної регресії з включенням незалежних змінних, що дозволяє забезпечити необхідну точність опосередкованого вимірювання та достатню достовірність контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів.

У результаті розв'язку оберненої оптичної задачі визначення біомаси і співвідношень між пігментними параметрами у водних середовищах за їх мультиспектральними зображеннями отримано регресійні рівняння, що дозволяють опосередковано вимірювати ці параметри у технічних засобах екологічного контролю.

Науково обґрунтовано схемні рішення та розроблено технічні засоби мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів на основі опосередкованого вимірювань, зокрема, біомаси фітопланктону та вищих водних рослин, а також співвідношень між їх основними пігментами.

Дослідні зразки засобів мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ виготовлено на основі вузькосмугових джерел випромінювання та широкосмугових цифрових камер, що формують масив мультиспектральних зображень досліджуваних проб водних середовищ. За допомогою розроблених засобів мультиспектрального контролю з використанням тест-об'єктів, зокрема, культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer) та ряски малої (*Lemna minor* L.) здійснено експериментальні дослідження екотоксичності проб забруднених водних середовищ.

Проведено дослідження хімічного складу відходів електронної промисловості та оцінено їх вплив на довкілля, зокрема, зразків шламу гальванічного виробництва. Методом рентгенофлуорисцентної спектроскопії встановлено, що зразок містить оксиди та гідрооксиди важких металів і підпадає під 3 клас небезпеки. За допомогою розроблених засобів здійснено експериментальні дослідження контролю токсичності небезпечних компонентів шламу гальванічного виробництва у водних середовищах мультиспектральним методом. Запропоновані методи та розроблені засоби мультиспектрального екологічного контролю дозволили оцінити комплексний вплив небезпечних компонентів відходів на екологічний стан водних об'єктів.

Дослідний зразок засобу мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів реалізовано з використанням квадрокоптера та мультиспектральних камер серії CMS (Silios Technologies, France). У якості джерела випромінювання використовується природне сонячне випромінювання. Оскільки спектральні характеристики природного сонячного випромінювання на рівні водної поверхні постійно змінюються, то необхідно здійснювати нормування результатів мультиспектральних вимірювань з квадрокоптера відносно зразкового засобу вимірювання (ламбертівський еталон) з відомими спектральними характеристиками. Крім того, здійснено розрахунок мультиспектральних параметрів при зміні біомаси або пігментних параметрів фітопланктону та використанні мультиспектральних камер серії CMS, а також складено регресійні рівняння за допомогою множинної регресії для опосередкованого вимірювання параметрів за результатами мультиспектральних вимірювань. Проаналізовано роботу дослідного зразка засобу мультиспектрального екологічного контролю водних середовищ за критеріями забезпечення достатньої глибини різкості та точності вимірювання площі порушеної ділянки об'єкту дослідження. Оскільки точність вимірювання площі порушеної ділянки визначається двома основними факторами, а саме розсіюванням випромінювання у приповерхневому шарі водного середовища та обмеженою роздільною здатністю фотоматриці, то подальше підвищення роздільної здатності фотоматриці не призведе до зменшення похибок вимірювання площі, оскільки вони будуть обмежуватись розмиттям зображення за рахунок розсіювання у приповерхневому шарі.

Експериментальні дослідження екологічного стану водних об'єктів здійснено мультиспектральними методами для р. Південний Буг з використанням біоіндикації за характеристиками макрофітів. На підставі отриманих даних щодо стану розвитку макрофітів проведено кореляційний аналіз з метою визначення взаємопов'язаних параметрів водних об'єктів. Аналіз результатів статистичної обробки показників якості поверхневих вод

р. Південний Буг за гідрохімічними показниками та їх порівняння з результатами експериментальних досліджень розвитку і продукції макрофітів дозволяє контролювати інтегральний рівень забруднення р. Південний Буг.

З використанням розроблених методів та засобів досліджено екологічний стан водних об'єктів підприємства «Енергогарант» ТОВ (Вінницька область). При цьому екологічна класифікація якості поверхневих вод ставків проведена за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями. Основною проблемою для досліджуваних водних об'єктів є перевищення гранично допустимих рівнів вмісту біогенних речовин, зокрема, азоту нітратного. Для вирішення цієї проблеми було запропоновано використання природоохоронних заходів у вигляді біофільтрації води з використанням вищих водних рослин, а саме ейхорнії (*Eichhornia crassipes*). Крім того, за допомогою мультиспектральних методів та засобів досліджено ріст і розвиток рослин ейхорнії протягом вегетаційного періоду. Отже, застосування мультиспектральних методів і засобів на практиці забезпечило ефективний контроль екологічного стану водних об'єктів.

Для розроблених дослідних зразків технічних засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ оцінено достовірність контролю, що визначається похибками у вимірювальних каналах, а також залежить від обраних робочих довжин хвиль спектральних каналів, їх діапазону та кількості каналів. Зокрема, при використанні чотирьох спектральних каналів (530, 590, 620, 730 нм) отримано значення достовірності контролю співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом 0,939, а при використанні трьох спектральних каналів (450, 470, 660 нм) отримано значення достовірності контролю співвідношення між каротиноїдами і загальним хлорофілом 0,972. При контролі біомаси фітопланктону у водних об'єктах і використанні чотирьох спектральних каналів значення достовірності складає 0,974, що дозволяє використовувати розроблений засіб мультиспектрального екологічного контролю у спеціалізованих лабораторіях природоохоронних установ.

Оцінено достовірність контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі та значення ймовірності помилки першого роду 0,022, ймовірність помилки другого роду 0,016, достовірність контролю токсичності 0,962, що достатні для використання розробленого засобу контролю у спеціалізованих лабораторіях природоохоронних закладів. Для розв'язання оберненої задачі опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону у водних середовищах за результатами мультиспектральних вимірювань використано нейро-нечітку мережу ANFIS. За результатами навчання нейро-нечіткої мережі у ході 25 ітерацій отримано похибку опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону 3,7 %.

Розроблено програмне забезпечення Multispectral devices 1.029 для технічних засобів мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів, що здійснює управління технічними засобами контролю, а також сегментацію та фільтрацію мультиспектральних зображень і їх обробку з використанням регресійних рівнянь, нейромережі та нейро-нечіткої мережі.

Розроблено науково-методичні рекомендації щодо реалізації запропонованих наукових основ використання мультиспектральних методів та технічних засобів екологічного контролю, які врахували вплив їх метрологічних характеристик та параметрів на ефективність процесу контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів у системі управління їх екологічною безпекою.

Результати роботи впроваджені у Вінницькому регіональному управлінні водних ресурсів, Олевській об'єднаній територіальній громаді, ПП «Інтер-Еко», а також у навчальний процес кафедри екології та екологічної безпеки Вінницького національного технічного університету.

Ключові слова: екологічна безпека, технічні засоби контролю, водні середовища, водний об'єкт, мультиспектральний контроль, спектральні характеристики, фітопланктон, біомаса, достовірність.

ABSTRACT

***Kvaterniuk S.M.* Development of scientific bases of multispectral methods and technical means of monitoring of the ecological state of water bodies.** – Qualifying scientific work on the manuscript right.

Thesis for a Doctor of Technical Sciences Degree in specialty 21.06.01 – ecological safety. Vinnytsia National Technical University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine, Kyiv, 2019.

The defense of the thesis will be held at the meeting of the Specialized Academic Council D 26.880.01. State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine, Kyiv, 2019.

This thesis presents the results of research aimed at improving the efficiency of environmental controlling and management of environmental safety of water bodies through the development of scientific foundations of multispectral methods and the corresponding technical tools developed for their application.

According to the results of dissertation research, the actual scientific problem of the development of scientific foundations of multispectral methods and technical means of controlling the ecological status of water bodies has been solved, which take into account the influence of their characteristics and parameters on the effectiveness of the process of controlling water pollution and assessing the ecological status of water bodies, which is the premise and basis effective management of their environmental safety.

As a result of analyzing the scientific problem, it was found out that when assessing the complex impact of pollutants on the ecological state of a water body using a synergistic approach, it is necessary to take into account the impact on biological indicators, in particular, the biomass and species composition of phytoplankton and higher aquatic plants. In addition, in accordance with the Water

Framework Directive 2000/60/EC, the control of integral indicators of water pollution should be based on their ecotoxicity, which is determined by biotesting and allows to take into account the synergistic interaction of pollutants. Modern methods and means of controlling parameters of water pollution and assessing the ecological status of water bodies were analyzed, which showed their imperfection and inability to solve the problem due to the low reliability of controlling associated with insufficient accuracy of parameter measurements and necessitated the improvement of methods and means of multispectral environmental controlling.

The methodology and methods of conducting theoretical and experimental studies are justified, which included theoretical methods of analysis and synthesis of world experience; methods of radiation transfer theory in multilayer light-scattering aqueous media; mathematical statistics methods for processing parameters of water environments and optimal selection of spectral channels of technical means of control; methods of mathematical modeling of the dynamics of phytoplankton populations based on systems of recurrent equations; the use of neural networks and neuro-fuzzy networks to solve the inverse problem of determining the parameters of water environments; traditional physical and chemical methods for measuring parameters of water pollution; methods for analyzing multispectral images, their segmentation and filtering for processing experimental results; methods of measurement theory for assessing the metrological characteristics and parameters of the developed research equipment of multispectral controlling.

The scientific novelty of the results obtained is the development of scientific foundations of multispectral methods and technical means that take into account the influence of their characteristics and parameters on the effectiveness of the process of controlling water pollution and assessing the ecological status of water bodies.

At the same time, for the first time, it was the first scientifically proved and developed a multispectral control method of ecotoxicity as an integral indicator of

surface water pollution using indirect measurement of the concentration of microalgae particles with processing of results using a neural network and a neuro-fuzzy network, in contrast to the known ones, made it possible to increase the reliability of control to 0,962.

For the first time, a method of multispectral control of pollution of surface water bodies of water bodies is scientifically substantiated and proposed, unlike those known, which is to determine of relative sizes of water surface segments with higher aquatic plants that have morphological changes based on the analysis of multispectral images obtained by a wideband digital camera, when illuminating the surface of the aquatic environment with radiation sources at characteristic wavelengths, which made it possible to increase the reliability of the control of pollution of surface waters and obtain measurement results with an accuracy of up to 0.48 %.

For the first time, the results of modeling the light scattering process in layers of the aquatic environment with phytoplankton using the proposed improved model revealed the relative contribution of individual layers to the total diffuse reflectance, which allows us to calculate the depth of the water body at which such contribution will matter within the measurement error.

The method for assessing the ecological status of water bodies has been improved, the essence of which, unlike the known ones, involves the use of a multispectral determination of the phytoplankton species composition with the calculation of biodiversity indexes.

The method for assessing the ecological status of water bodies has been improved, the essence of which, unlike the known ones, consists in indirect multispectral measurement of biomass and the correlation of pigment parameters in the near-surface layer of water bodies using the proposed regression equations, which made it possible to increase the reliability of environmental control to 0.974.

The mathematical model of the propagation of radiation in aquatic environments with higher aquatic plants, which takes into account the effect of localized absorption of radiation on their spectral characteristics, has been

developed further, which has made it possible to justify the introduction of appropriate correction factors that take into account the shape and size of scatterers.

Received the further development of the application of the method of multispectral control of integral parameters of pollution of wastewater using higher aquatic plants in the purification complex, the essence of which, unlike the known ones, is to assess the state of higher aquatic plants in the bioreactor based on the analysis of their multispectral images with the determination of their main pigments using the proposed expert system based on fuzzy logic or a neural network.

The practical significance of the results is in the development of technical means of multispectral controlling of the ecological status of water bodies for applied tasks of environmental monitoring based on improved methods of multispectral measurements.

The optimal number of spectral channels and their parameters for technical means of multispectral control are scientifically substantiated using stepwise multiple regression with the inclusion of independent variables, which ensures the necessary accuracy of indirect measurement and sufficient reliability of controlling parameters of water pollution and the ecological state of water bodies.

As a result of solving the inverse optical problem of determining biomass and the relationship between pigment parameters in aquatic environments, regression equations were obtained on the basis of their multispectral images, which allow indirect measurement of these parameters in environmental controlling tools.

Scientifically grounded solutions and developed technical means of multispectral environmental controlling of pollution parameters of aquatic environments and the ecological status of water bodies based on indirect measurement, in particular, phytoplankton biomass and higher aquatic plants, as well as the ratio between their main pigments.

Experimental samples multispectral control means aqueous media pollution parameters are made on the basis of narrow-band radiation sources and broadband digital cameras, which form an array of multispectral images of the studied samples of aquatic environments. With the help of the developed means of multispectral control and test objects, in particular, the culture of the chlorella alga (*Chlorella vulgaris* Beijer) and the small duckweed (*Lemna minor* L.), experimental studies of the ecotoxicity of samples of polluted aqueous media were carried out.

A study was made of the chemical composition of the waste of the electronics industry and their environmental impact was evaluated, in particular, of samples of electroplating sludge. By X-ray fluorescence spectroscopy, it was established that the sample contains heavy metal oxides and hydroxides and falls under the 3rd hazard class. With the help of the developed tools, experimental studies of the toxicity control of hazardous components of electroplating sludge in aqueous media were carried out using multispectral methods. The proposed methods and the developed tools for multispectral environmental controlling have made it possible to evaluate the complex effect of hazardous waste components on the ecological state of water bodies.

The prototype of the multispectral controlling of the ecological state of water bodies was implemented using a quadrocopter and multispectral cameras of the CMS series (Silios Technologies, France). As a source of radiation using natural solar radiation. Since the spectral characteristics of natural solar radiation at the level of the water surface are constantly changing, it is necessary to rationalize the results of multispectral measurements from a quadrocopter relative to an exemplary measuring instrument (Lambert standard) with known spectral characteristics. In addition, the calculation of multispectral parameters when changing biomass or pigment parameters of phytoplankton and using multispectral cameras of the CMS series was carried out, and regression equations were compiled using multiple regression for indirect measurement of parameters from the results of multispectral measurements. The work of the prototype of the

multispectral environmental controlling of water environments was analyzed according to the criteria for ensuring a sufficient depth of field and accuracy of measurement of the contaminated area of the object of study. Since the measurement accuracy of a contaminated area is determined by two main factors, namely the scattering of radiation in the surface layer of the aquatic environment and the limited resolution of the photomatrix, a further increase in the resolution of the photomatrix will not reduce the measurement error of the area, as they will be limited by blurring the image due to scattering in the surface layer.

Experimental studies of the ecological state of water bodies were carried out by multispectral methods for the Southern Bug River using bioindication according to the characteristics of macrophytes. Based on the data obtained on the state of development of macrophytes, a correlation analysis was conducted to determine the interrelated parameters of water bodies. Analysis of the results of statistical processing of the quality indicators of the surface water of the Southern Bug River by hydrochemical indicators and their comparison with the results of experimental studies of the development and production of macrophytes allows you to control of the integral level of pollution of the Southern Bug River.

With the use of the developed methods and means, the ecological state of the water objects of "Energogarant" Company Ltd. (Vinnitsa region) was investigated. At the same time, the ecological classification of the surface water quality of the ponds was carried out according to the trophic-saprobiological (ecological and sanitary) criteria. The main problem for the studied water bodies is the excess of the maximum permissible levels of nutrients, in particular, nitrate nitrogen. To solve this problem, it was proposed to use environmental protection measures in the form of water biofiltration using higher aquatic plants, namely, eichhornia (*Eichhornia crassipes*). In addition, with the help of multispectral methods and tools, the growth and development of eichhornia plants during the vegetative period were investigated. Thus, the use of multispectral methods and tools in practice ensured effective controlling of the ecological state of water bodies.

For the developed prototypes of technical means of multispectral environmental controlling of pollution parameters of aquatic environments, the reliability of the controlling is estimated, which is determined by the errors in the measuring channels, and also depends on the selected working wavelengths of the spectral channels, their range and number of channels. In particular, with the use of four spectral channels (530, 590, 620, 730 nm), the value of control of the relationship between chlorophyll a and the total chlorophyll is 0,939. Using three spectral channels (450, 470, 660 nm), we obtained the significance of the control of the ratio between carotenoids and total chlorophyll 0,972. When controlling the phytoplankton biomass in water bodies and using four spectral channels, the confidence value is 0.974, which allows the developed method of multispectral environmental controlling to be used in specialized laboratories of environmental institutions.

The reliability of control of toxicity of wastewater by the multispectral method using a neural network and the probability of the error of the first kind of 0.022, the probability of the error of the second kind of 0.016, the accuracy of the control of toxicity of 0.962, sufficient to use the developed controls in specialized laboratories of environmental institutions. To solve the inverse problem of indirect measurement of the concentration of phytoplankton particles in aqueous media according to the results of multispectral measurements, the neuro-fuzzy network ANFIS was used. According to the results of training of the neuro-fuzzy network during 25 iterations, an error was obtained in indirect measurement of the concentration of phytoplankton particles of 3.7%.

The Multispectral devices 1.029 software has been developed for technical means of multispectral controlling of pollution parameters of aquatic environments and the ecological state of water bodies, for managing technical means of control, as well as for segmentation and filtering of multispectral images, their processing using regression equations, neural network and neuro-fuzzy network.

Scientific and methodological recommendations have been developed for the implementation of the proposed scientific bases for the use of multispectral

methods and technical means of environmental controlling, which took into account the effect of metrological characteristics and parameters on the effectiveness of the process of controlling parameters of water pollution and the ecological state of water bodies in the system for managing their environmental safety.

The results of the work are implemented in Vinnitsa regional water resources management, Olevsky United Territorial Community, private enterprise "Inter-Eco", as well as in the educational process of the Department of Ecology and Environmental Safety of Vinnitsa National Technical University.

Key words: environmental safety, technical means of control, water environments, water body, multispectral control, spectral characteristics, phytoplankton, biomass, reliability.

Список публікацій за темою дисертації

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Черноволик Г. О., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Мультиспектральний вимірювальний контроль та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ на основі нечіткої логіки : монографія. Вінниця : ВНТУ, 2015. 140 с.
2. Petruk V., Kvaternyuk S., Pohrebennyk V. et al. Experimental studies of phytoplankton concentrations in water bodies by using of multispectral images. *Water Supply and Wastewater Removal* : monograph / editors: Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. Lublin : Lublin University of Technology, 2016. P. 161–171.
3. Petruk V., Kvaternyuk S., Bondarchuk O. et al. Multispectral Methods and Means of Water Pollution Monitoring by Using Macrophytes for Bioindication. *Water Security* : monograph / editors: O. Mitryasova, C. Staddon. Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. P. 131–141.

4. Ishchenko V., Kvaternyuk S., Styskal O. Assessment of water pollution by bioindication method. *Water Security* : monograph / editors: O. Mitryasova, C. Staddon. Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. P. 21–30.
5. Кватернюк С. М. Математичне моделювання переносу випромінювання у багат шарових неоднорідних біологічних середовищах для задач мультиспектрального вимірювального контролю та діагностики. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2016. № 2(32). С. 57–63.
6. Кватернюк С. М. Метод та засоби мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю стану неоднорідних біологічних середовищ. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 1. С. 15–22.
7. Кватернюк С. М. Аналіз структурних схем засобів мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2017. № 1. С. 54–60.
8. 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.
9. Кватернюк С.М. Аналіз похибок засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2017. № 4. С. 116–119.
10. Кватернюк С. М. Аналіз похибок вимірювання площі ушкоджених ділянок неоднорідних біологічних середовищ мультиспектральним методом. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 4. С. 15–21.
11. Кватернюк С. М. Дослідження впливу ефекту локалізованого поглинання випромінювання у розсіювальних частинках на мультиспектральні вимірювання. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 5. С. 24–30.

12. Kvaternyuk S. M. Multispectral television measuring control of integral parameters of pollution using higher aquatic plants in a complex for sewage treatment. *Environmental problems*. 2017. Vol. 2, No. 3. P. 121–126.
13. Kvaternyuk S. M. Multispectral control of pesticide concentrations in aquatic environments using bioindication on phytoplankton. *Environmental problems*. 2017. Vol. 2, No. 4. P. 205–210.
14. Кватернюк С. М. Контроль екологічної безпеки стічних вод за допомогою мультиспектрального методу та біоіндикації по фітопланктону. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 6. С. 26–33.
15. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі. *Інформаційні технології та комп'ютерна інженерія*. 2017. № 3. С. 76–81.
16. Кватернюк С. М. Математичне моделювання природних водних середовищ для задач екологічного контролю. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 2. С. 252–255.
17. Кватернюк С. М. Мультиспектральні вимірювання біомаси фітопланктону у водних середовищах для задач екологічного контролю. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2018. № 2. С. 7–13.
18. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю біомаси фітопланктону у водних середовищах. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 3. С. 275–278.
19. Кватернюк С. М. Мультиспектральні вимірювання пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах [Електронний ресурс] *Наукові праці Вінницького національного технічного університету*: електрон. наук. фахове вид. 2018. № 2. С. 1–8. URL: <https://praci.vntu.edu.ua/index.php/praci/article/view/545/530> (дата звернення: 17.10.2018).
20. 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.

21. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 5. С. 128–131.
22. Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Мультиспектральний екологічний контроль інтегральних параметрів забруднення водних об'єктів. *Екологічні науки*. 2018. № 2(21). С. 133–137.
23. Kvaternyuk S. M., Petruk V. G. Multispectral ecological control of biomass of phytoplankton in aqueous media in situ using quadrocopter. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3(2). P. 133–138.
24. Кватернюк С. М. Мультиспектральний екологічний контроль пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера. *Вчені записки Таврійського національного університету імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29 (68), № 4. С. 47–52.
25. Іщенко В. А., Коріненко М. С., Кватернюк С. М. Розроблення схеми екологічної мережі Немирівського району Вінницької області. *Екологічна безпека та природокористування*. 2012. Вип. 11. С. 88–94.
26. Кватернюк С. М., Іщенко В. А., Кватернюк О. Є. Оцінювання екологічного стану водних об'єктів м. Вінниці на основі показників біоіндикації по фітопланктону. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2011. № 6. С. 13–16.
27. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Левченко О. Ю. та ін. Обробка зображень частинок для автоматизованого контролю забруднення водних середовищ. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2011. № 1(21). С. 44–50.
28. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Слободянюк А. О., Безусяк Я. І. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2015. № 1(29). С. 145–149.
29. Абрамович М. Д., Дік С. К., Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Вивчення глибинної структури когерентної складової і некогерентного фону

багатократно розсіяного світлового поля при широкій варіації структурних і біофізичних параметрів біотканин. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2016. № 6. С. 90–95.

30. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. та ін. Аналіз сучасного стану оптичних засобів вимірювального контролю та діагностування параметрів біотканин на основі цифрової колориметрії. *Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах*. 2015. № 1. С. 172–177.

31. Петрук В. Г., Кватернюк О. Є., Любчак Ю. С., Кватернюк С. М. Розвиток методу цифрової колориметрії біотканин та алгоритм опрацювання результатів. *Вісник ХНУ. Технічні науки*. 2015. № 3. С. 198–201.

32. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. та ін. Математичне моделювання впливу параметрів окремих шарів на спектральні характеристики неоднорідних біотканин. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2015. № 3. С. 50–56.

33. Petruk R. V., Pohrebennyk V. D., Kvaternyuk S. M. et al. Multispectral television monitoring of contamination of water objects by using macrophyte-based bioindication. *16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2016 : SGEM2016 Conference Proceedings*. (Albena, Bulgaria, June 30 – July 6, 2016). Book 5, Vol. 2. P. 597–602. doi: 10.5593/sgem2016B52. ISBN 978-619-7105-66-7. ISSN 1314-2704.

34. Petruk V., Kvaternyuk S., Yasynska V. et al. The method of multispectral image processing of phytoplankton for environmental control of water pollution. *Proc. SPIE*. 2015. Vol. 9816, 98161N. P. 98161N-1–98161N-5. doi: 10.1117/12.2229202. ISSN 0277-786X.

35. Petruk V., Kvaternyuk S., Kozachuk A. et al. Multispectral television control of the ecological state of waterbodies on the characteristics macrophytes. *Proc. SPIE*. 2015. Vol. 9816, 98161Q. P. 98161Q-1–98161Q-4. doi: 10.1117/12.2229343. ISSN 0277-786X.

36. Petruk V. G., Kvaternyuk S. M., Denysiuk Y. M. et al. The spectral polarimetric control of phytoplankton in photobioreactor of the wastewater

- treatment. *Proc. SPIE*. 2012, Vol. 8698, 86980H. P. 86980H-1–86980H-4. doi: 10.1117/12.2019736. ISSN 0277-786X.
37. Барун В. В., Иванов А. П., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Развитие оптических методов диагностики биологических тканей по рассеянному излучению. I. Спектры отражения. *Вестник Фонда фундаментальных исследований*. 2010. № 3. С. 90–98. ISSN 1818-9830.
38. Барун В. В., Иванов А. П., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Развитие оптических методов диагностики биологических тканей по рассеянному излучению. II. Поляризационная пространственно-разрешающая спектроскопия. *Вестник Фонда фундаментальных исследований*. 2010. № 4. С. 79–89. ISSN 1818-9830.
39. Petruk V., Kvaternyuk S., Kvaternyuk O. et al. Assessment of the validity of the diagnosis of damage of tissues by multispectral method using neural network. *Przeglad elektrotechniczny*. 2017. Vol. 93. № 5. P. 106-109. doi:10.15199/48.2017. 05.21. ISSN 0033-2097.
40. Kvaternyuk S., Pohrebennyk V., Petruk R. et al. Multispectral television measurements of parameters of natural biological media. *17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2017 : SGEM2017 Conference Proceedings*. (Albena, Bulgaria, June 29 – July 5, 2017). Issue 51, Vol. 17. P. 689–696. doi: 10.5593/sgem2017/51. ISBN 978-619-7105-66-7. ISSN 1314-2704.
41. 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. doi: 10.1117/12.2501590. ISSN 0277-786X.
42. Kvaternyuk S., Pohrebennyk V., Petruk R., Kvaternyuk O. Increasing the accuracy of multispectral television measurements of phytoplankton parameters in aqueous media. *17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2017 : SGEM2017 Vienna GREEN Conference Proceedings*. (Vienna, Austria, 27–29 November, 2017). Vol. 17, Issue 33. P. 219–225. doi: 10.5593 /sgem2017H/33/S12.027. ISBN 978-619-7408-27-0. ISSN 1314-2704.

43. Kvaternyuk S., Kvaternyuk O., Petruk R. et al. Indirect measurements of the parameters of inhomogeneous natural media by a multispectral method using fuzzy logic. *Proc. SPIE*. 2018. Vol. 10808, 108082P. P. 108082P-1–108082P-7. doi: 10.1117/12.2501636. ISSN 0277-786X.

44. Kvaterniuk S., Pohrebennyk V., Petruk V. et al. Mathematical modeling of light scattering in natural water environments with phytoplankton particles. *18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2018* : SGEM2018 Conference Proceedings. (Albena, Bulgaria, 2–8 July, 2018). Vol. 18, Issue 2.1. P. 545–552. doi: 10.5593/sgem2018/2.1. ISBN 978-619-7408-39-3. ISSN 1314-2704.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

45. Martsenyuk V., Petruk V. G., Kvaternyuk S. M. et al. Multispectral control of water bodies for biological diversity with the index of phytoplankton. *2016 16th International Conference on Control, Automation and Systems (ICCAS 2016)* : ICCAS 2016 Conference Proceedings. (HICO, Gyeongju, Korea, Oct. 16-19, 2016). – P. 988–993. doi: 10.1109/ICCAS.2016.7832429. ISBN: 978-89-93215-11-3.

46. Бондарчук О. В., Кватернюк С. М. Біотестування як інструмент екологічного моніторингу якості водних об'єктів річки Південний Буг. *Сучасний стан та якість навколишнього середовища окремих регіонів* : матеріали міжнар. наук.-практ. конф. мол. вчених. (м. Одеса, 1–3 червня 2016 р.). Одеса, 2016. С. 43–45.

47. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Петрук Р. В. та ін. Телевізійний вимірювальний контроль забруднення води хлорорганічними сполуками методом біоіндикації по фітопланктону. *Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка ОДС-2015»* : тез доп. VII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Вінниця, 21–23 квітня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 120.

48. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Колесник Т. В., Попапенко О. В. Математичне моделювання переносу оптичного випромінювання у водному середовищі з водоростями для задач екологічного контролю. *Екологічна*

безпека держави : тези доп. ІХ Всеукр. наук.-практ. конф. мол. учених та студ. (м. Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 116.

49. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Животун Я. І., Каська І. І. Екологічний контроль стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів на основі мультиспектральних зображень. *Екологічна безпека держави* : тези доп. ІХ Всеукр. наук.-практ. конф. мол. учених та студ. (м. Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 117.

50. 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.

51. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Використання мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю для дослідження угруповань макрофітів. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 245.

52. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Мультиспектральний контроль забруднення атмосферного повітря з використанням біосенсорів та ліхеноіндикації. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 246.

53. Петрук В.Г., Кватернюк С.М., Іванов А.П. та ін. Дистанційний мультиспектральний телевізійний моніторинг забруднення за концентрацією частинок фітопланктону. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 247.

54. Petruk V., Kvaterniuk S., Pohrebennyk V., Bezusiak Ya. Multispectral control of water bodies for biological diversity with the index of phytoplankton. *New Trends in Ecological and Biological Research* : proc. of the intern. conf. (Presov, Slovak Republic, 9–11 September, 2015). Presov. 2015. P. 92.

55. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. Контроль екологічного стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів на основі цифрової колориметрії та мультиспектральних зображень. *Наука. Молодь. Екологія* : матеріали міжнар. наук.-практ. конф в рамках I Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з міжнародною участю. (м. Житомир, 21–23 травня 2014 р.). Житомир, 2014. С. 160–163.
56. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Петрова О. А. Методи та засоби контролю оптичних параметрів природних середовищ на основі мультиспектральних зображень. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 44.
57. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Козак Я. Л. Оптичні засоби та методи контролю концентрації фітопланктону у водних об'єктах. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 45.
58. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Гончарук В. В., Гриник Л. І. Екологічний контроль забруднення р. Згар біогенними та токсичними речовинами методами біоіндикації по фітопланктону. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 46.
59. Петрук В. Г., Іщенко В. А., Кватернюк С. М., Майка Л. М. Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля методом біоіндикації по фітопланктону. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 29.
60. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Києнко-Романюк Є. С., Бучинський С. А. Засоби телевізійного вимірювального контролю забруднення водних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 23-24 квітня 2013 р.). Київ, 2013. С. 162–163.

61. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Цимбалюк В. А. Контроль якості питної води м. Вінниці за вмістом нітратів. *IV-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. стат. (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 512–513.
62. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Контроль забруднення екосистеми р. Снивода за характеристиками макрофітів. *IV-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. стат. (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 513–515.
63. Петрук В., Кватернюк С., Лука А., Юрченко Ю. Підвищення точності вимірювань спектрів дифузного відбивання природних полідисперсних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2013)* : зб. тез доп. II-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 29–30 жовтня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 28–29.
64. Петрук В., Кватернюк С., Васильківський І. та ін. Контроль забруднення водних об'єктів біогенними сполуками на основі дослідження фітопланктону. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2013)* : зб. тез доп. II-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 29–30 жовтня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 30.
65. Цимбалюк В. А., Денисюк Ю. М., Кватернюк С. М. Контроль якості питної води у м. Вінниця за допомогою традиційних методів та біоіндикації. *Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів* : зб. тез доп. XXIII-ої всеукраїнської наук. конф. асп. і студ. (м. Донецьк, 16–18 квітня 2013 р.). Донецьк, 2013. С. 80–81.
66. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Сидорчук Ю. Ю. Контроль концентрації фітопланктону у фотобіореакторах. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 2-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 19–22 вересня 2012 р.). Львів, 2012. С. 46.
67. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Слободиський А. П. Контроль забруднення водних середовищ у видимому та ближньому ІЧ діапазоні. *Контроль і управління в складних системах (КУСС-2012)* :

матеріали XI міжнар. конф. (м. Вінниця, 9–11 вересня 2012 р.). Вінниця, 2012. С. 120–121.

68. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Барун В. В. и др. Оптический контроль содержания загрязняющих веществ в водных средах на основе метода биоиндикации по фитопланктону. *Медэлектроника–2012: Средства медицинской электроники и новые медицинские технологии* : тезисы докладов VII междунар. науч.-техн. конф. (г. Минск, Республика Беларусь, 13–14 декабря 2012 р.). Минск, 2012. С. 80–81.

69. Петрук В. Г., Моканюк О. І., Кватернюк С. М. та ін. Цифрова колориметрія приповерхневого прошарку полідисперсних природних середовищ. *Проблеми екології та енергозбереження в суднобудуванні* : матеріали VII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Миколаїв, 8–12 червня 2012 р.). Миколаїв, 2012. С. 176–177.

70. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Вишневська Я. Ю. та ін. Методика оцінювання токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації по фітопланктону. *III-ій Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 2. С. 373–377.

71. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Контроль інтегрального рівня забруднення р. Південний Буг за характеристиками макрофітів. *III-ій Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 2. С. 377–380.

72. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. Контроль інтегрального рівня токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації по фітопланктону. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2011)* : зб. тез. доп. I-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 18–20 жовтня 2011 р.). Вінниця, 2011. С. 211.

73. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Дубчак О. В. та ін. Вдосконалення засобів мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів

неоднорідних біологічних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XVI міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 16–17 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 109–110.

74. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Дубчак О. В. та ін. Математичне моделювання оптичних характеристик неоднорідних біологічних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XVI міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 16–17 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 30–31.

75. Кватернюк С. М., Варушечкіна М. В., Мандебура С. В., Козачук А. Ю. Опосередковані мультиспектральні вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 241.

76. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Варушечкіна М. В. та ін. Мультиспектральний контроль інтегральних параметрів забруднення стічних вод з використанням вищих водних рослин. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 242.

77. Кватернюк С. М., Варушечкіна М. В., Мандебура С. В., Козачук А. Ю. Мультиспектральний телевізійний контроль середніх розмірів частинок у неоднорідних біологічних середовищах. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 243.

78. Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є., Варушечкіна М. В. та ін. Сегментація мультиспектральних зображень пошкоджених ділянок неоднорідних біологічних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 245.

79. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Вплив температури та освітлення на первинну продукцію фітопланктону на прикладі екосистеми річки Дохни. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 49.
80. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Визначення видової різноманітності фітопланктону. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 129.
81. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль параметрів біореактора для вирощування хлорели. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 168.
82. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Дослідження екологічного впливу пестицидних препаратів на фітопланктон. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 192.
83. Безусяк Я. І., Кватернюк С. М. Обґрунтування заходів екологічної безпеки та впливу небезпечних відходів на водні об'єкти методом біоіндикації по фітопланктону. *Екологія* : матеріали наук.-практ. конф. всеукр. конкурсу студ. наук. робіт. (м. Полтава, 28–30 березня 2018 р.). Полтава, 2018. С. 7.
84. 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.
85. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Мандебура А. Ю., Мандебура С. В. Мультиспектральний вимірювальний контроль параметрів природних водних об'єктів для забезпечення їх екологічної безпеки. *Оптоелектронні*

інформаційні технології «Фотоніка ОДС-2018» : тез доп. VIII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Вінниця, 2 – 4 жовтня 2018 р.). Вінниця, 2018. С . 192-193.

86. 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.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

87. Петрук В.Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є., Петрук Р. В. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону: пат. 99580 Україна. № 201500058; заявл. 05.01.2015; опубл. 10.06.2015, Бюл. № 11. 5 с.

88. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Пристрій для контролю концентрацій частинок у полідисперсних водних середовищах: пат. 74380 Україна. № 201204439; заявл. 09.04.2012; опубл. 25.10.2012, Бюл. № 20. 6 с.

89. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Бондарчук О. В. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.): пат. 117336 Україна. № 201613426; заявл. 27.12.2016; опубл. 26.06.2017, Бюл. № 12. 6 с.

90. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ: пат. 124253 Україна. № 201711352; заявл. 20.11.2017; опубл. 26.03.2018, Бюл. № 6. 12 с.

91. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Комплекс для очищення стічних вод та мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин: пат. 124230 Україна. № 201711020; заявл. 10.11.2017; опубл. 26.03.2018, Бюл. № 6. 5 с.

92. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Спосіб мульти-спектрального телевізійного контролю розмірів розсіювальних частинок у неоднорідних біологічних середовищах: пат. 124914 Україна. № 201711325; заявл. 20.11.2017; опубл. 25.04.2018, Бюл. № 8. 7 с.

93. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Гайдей Ю. А. Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів. *Екологічні науки*. 2012. № 1. С. 65–70.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	39
ВСТУП	40
РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ СУЧАСНИХ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ТА ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	53
1.1 Аналіз методів контролю комплексного техногенного забруднення та оцінювання екологічного стану водних об'єктів	53
1.2 Система екотоксикологічного контролю природних водних об'єктів ...	60
1.3 Аналіз сучасних методів і засобів екотоксикологічного контролю водних середовищ	64
1.4 Оцінювання екологічного стану водних об'єктів методами біоіндикації по фітопланктону і вищим водним рослинам	78
1.5 Екологічний контроль водних об'єктів на прикладі регіональної екологічної мережі Вінницької області	84
1.6 Особливості водних середовищ, як об'єктів екологічного контролю оптичними методами	87
1.7 Аналіз оптичних методів контролю параметрів водних середовищ ...	89
1.8 Мультиспектральний метод контролю параметрів водних середовищ ..	94
1.9 Засоби мультиспектрального вимірювального контролю параметрів водних середовищ	98
1.10 Висновки, обґрунтування та конкретизація задач дослідження	106
РОЗДІЛ 2. МАТЕМАТИЧНІ МОДЕЛІ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ДЛЯ ЗАДАЧ ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ НА ОСНОВІ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИХ ЗОБРАЖЕНЬ	109
2.1 Математична модель шару суспензії частинок фітопланктону у водних середовищах	109
2.1.1 Спектральні характеристики фактору анізотропії розсіювальних частинок	110
2.1.2 Математична модель шару суспензії частинок	114

2.1.3 Математичне моделювання динаміки популяцій фітопланктону у водних екосистемах	117
2.2 Математичне моделювання спектральних характеристик окремого шару водного середовища із завислими частинками фітопланктону при зміні біомаси фітопланктону	120
2.3 Математичне моделювання переносу випромінювання у багатошаровій структурі водного середовища	127
2.4 Математичне моделювання спектральних характеристик окремого шару водного середовища із завислими частинками фітопланктону при зміні співвідношення між пігментами	129
2.5 Математичне моделювання спектральних характеристик коефіцієнту дифузного відбиття водного середовища при зміні його параметрів за відомим законом розподілу	136
2.6 Спектральні особливості поширення випромінювання у водних середовищах з сильно поглинаючими водоростями	141
2.7 Моделювання глибинної структури когерентної складової і некогерентного фону багатократно розсіяного світлового поля при широкій варіації параметрів водних середовищ	155
2.8 Математичне моделювання опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ	161
2.9 Висновки	164
РОЗДІЛ 3. РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДІВ І ЗАСОБІВ МУЛЬТИ-СПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ТА ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	166
3.1 Метод та засіб мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ	166
3.2 Метод та засіб мультиспектрального контролю розмірів розсіювальних частинок у водних середовищах	170
3.3 Методи та засоби мультиспектрального контролю концентрацій	

забруднювальних речовин та екотоксичності поверхневих вод з використанням біотестування по мікрководоростях	174
3.3.1 Методи та засоби мультиспектрального контролю концентрацій забруднювальних речовин у водних середовищах з використанням біотестування по мікрководоростях	174
3.3.2 Метод та засіб мультиспектрального контролю екотоксичності поверхневих вод з використанням біотестування по мікрководоростях	176
3.4 Метод та засіб мультиспектрального контролю забруднення водних середовищ за допомогою ряски малої (<i>Lemna minor</i> L.)	179
3.5 Мультиспектральний вимірювальний контроль інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин у комплексі для очищення стічних вод	184
3.6 Метод та засіб мультиспектрального вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону	189
3.7 Метод дистанційного мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів	192
3.8 Метод та засіб локації забруднення на основі мультиспектрального вимірювального контролю поверхні водних об'єктів	197
3.9 Метод та засіб мультиспектрального контролю параметрів водних середовищ з флуоресцентними барвниками	201
3.10 Висновки	203
РОЗДІЛ 4. РОЗРОБЛЕННЯ СТРУКТУРНИХ СХЕМ ЗАСОБІВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ТА АНАЛІЗ ЇХ МЕТРОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК	206
4.1 Аналіз структурних схем засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ	206
4.2 Розроблення структурних схем засобів мультиспектрального екологічного контролю	211
4.2.1 Засоби мультиспектрального екологічного контролю параметрів водних середовищ <i>in vitro</i>	211

4.2.2 Засоби мультиспектрального екологічного контролю екологічного стану водних об'єктів з використанням квадрокоптера	225
4.3 Аналіз похибок засобів мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів	233
4.3.1 Аналіз структурної схеми засобу мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів	234
4.3.2 Аналіз інструментальних похибок вимірювання параметрів забруднення водних середовищ	235
4.3.3 Аналіз методичної та загальної похибки вимірювання параметрів забруднення водних середовищ	238
4.3.4 Аналіз похибок вимірювань біомаси фітопланктону у водних середовищах <i>in vitro</i>	240
4.3.5 Аналіз похибок вимірювання пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах <i>in vitro</i>	241
4.3.6 Аналіз похибок вимірювань біомаси фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера	243
4.3.7 Аналіз похибок вимірювання пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера	244
4.4 Аналіз похибок вимірювання площі порушеної ділянки поверхні водного середовища мультиспектральним методом	246
4.4.1 Аналіз забезпечення критерію глибини різкості оптичною схемою первинного вимірювального перетворювача засобу мультиспектрального екологічного контролю	248
4.4.2 Аналіз забезпечення критерію точності вимірювання площі порушеної ділянки поверхні водного середовища	253
4.5 Дослідження впливу ефекту локалізованого поглинання випромінювання на мультиспектральні вимірювання	257
4.5.1 Комп'ютерне моделювання ефекту локалізованого поглинання випромінювання у водних середовищах	257
4.5.2 Розрахунок поправочних коефіцієнтів у робочому діапазоні засобів	

мультиспектрального екологічного контролю	264
4.6 Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю біомаси фітопланктону у водних середовищах	267
4.7 Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах ..	271
4.8. Висновки	281
Розділ 5. РОЗРОБЛЕННЯ АЛГОРИТМІЧНОГО І ПРОГРАМНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЗАСОБІВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ	284
5.1. Система контролю параметрів забруднення водних середовищ за допомогою мультиспектрального методу з використанням біотестування та нейромережі для обробки результатів	284
5.2 Оцінювання достовірності контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі	287
5.3 Обробка результатів мультиспектральних вимірювань концентрації частинок фітопланктону з використанням нечіткої логіки	292
5.4 Обробка результатів мультиспектрального контролю параметрів природних водних середовищ з використанням нечіткої логіки	297
5.5 Розробка спеціалізованого програмного забезпечення для мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ	299
5.6 Висновки	303
РОЗДІЛ 6. НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЗДІЙСНЕННЯ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ТА ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	304
6.1 Методики визначення токсичності за допомогою біотестування з використанням мультиспектральних методів і засобів	304
6.1.1 Призначення і область застосування методик визначення токсичності з використанням мультиспектральних методів і засобів	304

6.1.2 Підготовка до біотестування, відбір, транспортування і зберігання проб	306
6.1.3 Контроль інтегрального рівня токсичності стічних вод за допомогою біотестування	319
6.1.4 Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних та миючих засобів на довкілля методом біотестування по фітопланктону	324
6.1.5 Експериментальні методики контролю концентрації пестицидних препаратів у водних середовищах мультиспектральним методом з використанням біотестування	328
6.1.6 Експериментальні методики контролю концентрації небезпечних компонентів промислових та побутових відходів у водних середовищах мультиспектральним методом з використанням біотестування	335
6.1.7 Контроль токсичності питної води децентралізованого водопостачання мультиспектральними методами і засобами за допомогою біотестування	338
6.2 Експериментальні дослідження екологічного стану водних об'єктів мультиспектральними методами з використанням біоіндикації	343
6.2.1 Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів	343
6.2.2 Контроль забруднення поверхневих вод р. Снивода за характеристиками макрофітів	354
6.2.3 Експериментальні дослідження екологічного стану водних об'єктів підприємства «Енергогарант» ТОВ	357
6.2.4 Експериментальні дослідження інтегральних параметрів якості поверхневих вод мультиспектральним методом з використанням біоіндикації по фітопланктону	362
6.3 Висновки	364
ВИСНОВКИ	366
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	370
ДОДАТКИ.....	437

Додаток А. Зовнішній вигляд розроблених засобів контролю	438
Додаток Б. Фрагмент лістингу програми мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ	439
Додаток В. Приклад структури файлу регресійної моделі	442
Додаток Г. Акти впровадження та використання результатів дисертаційної роботи	443
Додаток Д. Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дисертації	447
Додаток Е Копії патентів	460

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

- АЦП – аналогово-цифровий перетворювач;
АФ – автофлюоресценція;
ВОХ – волоконно-оптичний хвилевод;
ВРД – Водна Рамкова Директива;
ГДК – гранично допустима концентрація;
ІЧ – інфрачервоний;
ЄС – Європейський союз;
ЄЕК – Європейська екологічна комісія;
ЕК – ефективна концентрація;
ОК – об'єкт контролю;
ОД – об'єкт дослідження;
ЛК – летальна концентрація;
МКН – малокутове наближення;
МСП – мультиспектральні параметри;
ОПП – оптичний первинний перетворювач;
ПВС – полідисперсні водні середовища;
ПЗЗ – пристрій з зарядовим зв'язком;
СПЦ – скануюча проточна цитометрія;
СПАР – синтетичні поверхневоактивні речовини;
БСК – біохімічне споживання кисню;
ХСК – хімічне споживання кисню;
ВВР – вищі водні рослини;
ФМ – фотоматриця.

ВСТУП

При гармонізації природоохоронної системи України із законодавством ЄС у зв'язку із зобов'язаннями України та відповідно до міжурядових угод необхідно удосконалювати систему контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів [1]. З метою забезпечення екологічної безпеки водних об'єктів необхідно створення системи контролю параметрів забруднення, що дозволить оцінювати екологічний стан водних об'єктів, ефективність роботи очисних споруд, екотоксичність хімічних речовин, ефективність природоохоронних заходів на території промислових об'єктів, комплексний вплив небезпечних компонентів відходів на водні екосистеми тощо [2].

При цьому перспективним напрямком вдосконалення засобів екологічного контролю комплексного антропогенного забруднення водних об'єктів є оптичні методи контролю, зокрема, мультиспектральний метод. Загалом, мультиспектральний екологічний вимірювальний контроль параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів займає важливе місце при вирішенні різних прикладних задач екологічного моніторингу. Вимірювальний контроль параметрів забруднення приповерхневого шару водних середовищ та вмісту у ньому певних хімічних сполук може здійснюватись на основі обробки мультиспектральних зображень об'єкта отриманих ПЗЗ камерою на характеристичних довжинах хвиль. Концентрацію певних речовин у приповерхневому шарі об'єкта контролю можна аналізувати, порівнюючи отриманий масив мультиспектральних зображень з результатами вимірювань для модельних середовищ з відомими концентраціями пігментів, які отримані при певних визначених умовах проведення експерименту.

Значний вклад у розробку оптичних методів і засобів контролю параметрів неоднорідних середовищ внесли роботи Ван де Хюлста Г., Борена К., Хафмена Д., Розенберга Г. В., Рвачова В. П., Шифріна К. С.,

Іванова А. П., Пришивалко А. П., Петрука В. Г., Ващенко В.М., Зорі А. А., Кожем'яко В. П., Сахновського М. Ю., Лопатіна В.Н., Мальцева В.П. та ряду інших відомих науковців. Крім того, з точки зору екологічної безпеки водних об'єктів значний вклад внесли такі вчені: Романенко В. Д., Гончарук В. В., Клименко М. О., Погребенник В. Д., Азаров С. І., Крайнюков О. М., Пилипенко Ю. В., Гомеля М. Д., Петрушка І. М., Барінова С. С., Бакаєва О. М., Афанасьєв С. О., Арапіс Г. та ін.

Актуальність теми зумовлена необхідністю забезпечення екологічної безпеки водних об'єктів шляхом підвищення достовірності контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів відповідно до задач екологічного моніторингу з урахуванням їх оптико-фізичних характеристик за рахунок вдосконалення мультиспектральних методів та розроблення відповідних апаратно-програмних засобів.

Ідея роботи полягає у підвищенні ефективності екологічного контролю і управління екологічною безпекою водних об'єктів шляхом розвитку наукових основ мультиспектральних методів та розроблених технічних засобів їх застосування.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Тематика дисертаційної роботи відповідає “Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року”, затвердженої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 17.10.2007 р. № 880-р. та «Основним засадам (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року», затвердженим Законом України № 2818-VI від 21.12.2010 р., і виконувалась у рамках проведення держбюджетних науково-дослідних робіт Вінницького національного технічного університету “Розроблення заходів екологічної безпеки у сфері поводження з небезпечними відходами та дослідження їх впливу на водні об'єкти із використанням біосенсорних технологій” у 2018 р. (номер державної реєстрації 0118U000208); “Розробка методів та засобів мультиспектрального

телевізійного вимірювального контролю та діагностування параметрів неоднорідних біологічних середовищ” у 2016–2017 рр. (номер державної реєстрації 0116U004706); “Розробка методів та засобів вимірювального контролю оптичних параметрів неоднорідних середовищ на основі мультиспектральних зображень” у 2014–2015 рр. (номер державної реєстрації 0114U003459); “Розроблення оптичних засобів та вдосконалення методів контролю концентрації фітопланктону у водних об’єктах” комплексної держбюджетної НДР “Розроблення вимірювальних засобів та нових методів оперативного контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ” у 2014-2015 рр. (номер державної реєстрації 0114U003739С); “Розроблення спектрополяриметричних методів та засобів локації і контролю для дослідження полідисперсних середовищ в екологічному моніторингу” у 2011-2013 рр. (номер державної реєстрації 0111U001107); госпдоговірної науково-дослідної роботи “Еколого-економічне обґрунтування та розроблення природоохоронних заходів для водних об’єктів та прибережної території підприємства «Енергогарант» ТОВ” у 2014 р. (номер державної реєстрації 0114U004573), у яких автор був відповідальним виконавцем.

Метою роботи є розвиток наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів, які враховують вплив їх характеристик і параметрів на ефективність процесу контролю забрудненості водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об’єктів.

Для досягнення вказаної мети було визначено та поставлено до розв’язку такі **задачі досліджень**:

- здійснити аналіз існуючих методів і засобів, які застосовують в системі екологічного моніторингу поверхневих вод, та виявити шляхи підвищення ефективності екологічного контролю і управління екологічною безпекою водних об’єктів;
- обґрунтувати методологію і методи проведення теоретичних та експериментальних досліджень;

- удосконалити математичні моделі водних середовищ з фітопланктоном та вищими водними рослинами для вирішення прямої задачі формування їх мультиспектральних зображень технічними засобами мультиспектрального контролю;
- розв’язати обернену задачу визначення параметрів забруднення водних середовищ і екологічного стану водних об’єктів за їх мультиспектральними зображеннями і обґрунтувати доцільність її застосування в удосконалених методах мультиспектрального екологічного контролю поверхневих вод;
- науково обґрунтувати оптимальну кількість спектральних каналів та їх параметри у технічних засобах мультиспектрального екологічного контролю забрудненості водних середовищ та екологічного стану водних об’єктів за умови забезпечення заданих метрологічних параметрів;
- науково обґрунтувати схемні рішення та виготовити дослідні зразки удосконалених технічних засобів мультиспектрального екологічного контролю забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об’єктів, а також визначити їх метрологічні характеристики;
- розробити програмне забезпечення технічних засобів мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об’єктів;
- розробити науково-методичні рекомендації щодо реалізації запропонованих наукових основ використання мультиспектральних методів та технічних засобів, які враховують вплив їх характеристик і параметрів на ефективність процесу контролю забрудненості водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об’єктів, в системі управління їх екологічною безпекою.

Об’єкт дослідження – процес контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об’єктів.

Предмет дослідження – вплив характеристик та параметрів мультиспектральних методів та технічних засобів на ефективність процесу

контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів.

Методи дослідження. У роботі використано комплексний системний підхід, який включав теоретичні методи аналізу та узагальнення світового досвіду з контролю параметрів забруднення водних середовищ і оцінювання екологічного стану водних об'єктів; методи теорії перенесення випромінювання у багат шарових світлорозсіювальних водних середовищах; методи математичної статистики для обробки параметрів водних середовищ, оптимального вибору спектральних каналів технічних засобів мультиспектрального контролю за допомогою покрокової множинної регресії у програмі STATISTICA 6.1; методи математичного моделювання динаміки популяцій фітопланктону на основі систем рекурентних рівнянь з використанням програми Mathcad 13. Для розв'язання оберненої задачі визначення параметрів водних середовищ використано нейромережі та нейро-нечіткі мережі за допомогою програм STATISTICA 6.1 та MATLAB R2008a. Результати мультиспектрального контролю водних об'єктів порівнювались із результатами експериментального вимірювання параметрів забруднення водних середовищ, отриманих традиційними фізико-хімічними методами з використанням метрологічно атестованого обладнання та повірених засобів вимірювання. Методи теорії вимірювань використані для оцінювання достовірності контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів на основі вдосконалених методів мультиспектрального екологічного контролю та розроблених технічних засобів. Методи аналізу мультиспектральних зображень, їх сегментації та фільтрації використані для обробки одержаних експериментальних результатів з використанням розробленого програмного забезпечення Multispectral devices 1.029.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у розвитку наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів, які враховують вплив їх характеристик і параметрів на ефективність процесу

контролю забрудненості водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів. При цьому:

уперше:

– науково обґрунтовано та розроблено метод мультиспектрального контролю екотоксичності, як інтегрального показника забруднення поверхневих вод з використанням опосередкованого вимірювання концентрації частинок мікродоростей з обробленням результатів із застосуванням нейромережі та нейро-нечіткої мережі, що на відміну від відомих, дозволило підвищити достовірність контролю до значення 0,962;

– науково обґрунтовано та запропоновано метод мультиспектрального контролю забруднення поверхневих вод водних об'єктів, сутність якого, на відміну від відомих, полягає у визначенні відносних розмірів сегментів поверхні водного середовища з вищими водними рослинами, які мають морфологічні зміни за результатами аналізу мультиспектральних зображень, отриманих ширококутковою цифровою камерою при освітленні поверхні водного середовища джерелами випромінювання на характеристичних довжинах хвиль, що дозволило підвищити достовірність контролю забруднення поверхневих вод та отримувати результати вимірювань з похибкою до 0,48 %;

– за результатами моделювання процесу світлорозсіювання у шарах водного середовища з фітопланктоном із застосуванням запропонованої удосконаленої моделі виявлено відносний внесок окремих шарів у загальний коефіцієнт дифузного відбиття, що дозволяє розраховувати глибину водного об'єкта, на якій такий внесок матиме значення в межах похибки вимірювань;

удосконалено:

– метод оцінювання екологічного стану водних об'єктів, сутність якого, на відміну від відомих, передбачає застосування мультиспектрального визначення видового складу фітопланктону з розрахунком індексів біорізноманіття;

– метод оцінювання екологічного стану водних об'єктів, сутність якого, на відміну від відомих, полягає у опосередкованому мультиспектральному вимірюванні біомаси та співвідношення пігментних параметрів у приповерхневому шарі водних об'єктів з використанням запропонованих регресійних рівнянь, що дозволило забезпечити достовірність екологічного контролю 0,974;

набуло подальшого розвитку:

– математична модель процесу поширення випромінювання у водних середовищах з вищими водними рослинами, яка враховує ефект локалізованого поглинання випромінювання на їх спектральні характеристики, що дозволило обґрунтувати доцільність введення відповідних поправочних коефіцієнтів, які враховують форму та розміри розсіювачів;

– застосування методу мультиспектрального контролю інтегральних параметрів забруднення стічних вод з використанням вищих водних рослин у очисному комплексі, сутність якого, на відміну від відомих, полягає у оцінюванні стану вищих водних рослин у біореакторі на основі аналізу їх мультиспектральних зображень з визначенням концентрацій їх основних пігментів із застосуванням запропонованої експертної системи на базі нечіткої логіки або нейромережі.

Практичне значення одержаних результатів полягає у розробленні технічних засобів мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів для прикладних задач екологічного моніторингу на основі вдосконалених методів мультиспектральних вимірювань. До результатів, одержаних у дисертаційній роботі, що мають технічну новизну та практичну цінність, належать:

1. Науково обґрунтовано схемні рішення та розроблено технічні засоби мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів на основі опосередкованого

вимірювань, зокрема, біомаси фітопланктону та вищих водних рослин, а також співвідношень між їх основними пігментами.

2. Науково обґрунтовано оптимальну кількість спектральних каналів та їх параметри для технічних засобів мультиспектрального контролю за допомогою покрокової множинної регресії з включенням незалежних змінних, що дозволяє забезпечити необхідну точність опосередкованого вимірювання та достатню достовірність контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів.

3. У результаті розв'язку оберненої оптичної задачі визначення біомаси і співвідношень між пігментними параметрами у водних середовищах за їх мультиспектральними зображеннями отримано регресійні рівняння, що дозволяють опосередковано вимірювати ці параметри у технічних засобах екологічного контролю.

4. Для розроблених дослідних зразків технічних засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ оцінено достовірність контролю, що визначається похибками у вимірювальних каналах, а також залежить від обраних робочих довжин хвиль спектральних каналів, їх діапазону та кількості каналів.

5. Розроблено алгоритмічне і програмне забезпечення технічних засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів для впровадження у природоохоронних установах.

6. Розроблено науково-методичні рекомендації щодо реалізації запропонованих наукових основ використання мультиспектральних методів та технічних засобів екологічного контролю, які врахували вплив їх метрологічних характеристик та параметрів на ефективність процесу контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів у системі управління їх екологічною безпекою.

За безпосередньою участю автора розроблені і впроваджені окремі результати дисертаційної роботи:

1. У Вінницькому регіональному управлінні водних ресурсів впроваджено метод та засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод; алгоритмічне і програмне забезпечення засобу мультиспектрального контролю токсичності; експериментальну методику контролю токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації (акт впровадження від 28.12.2017 р.), що дозволило забезпечити екологічну безпеку скиду стічних вод.

2. У Олевській об'єднаній територіальній громаді впроваджено метод та засіб мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів; алгоритмічне і програмне забезпечення засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів; експериментальну методику мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів (акт впровадження від 5.10.2017 р.), що дозволило підвищити ефективність екологічного контролю впливу на довкілля сміттєзвалищ та сміттєпереробних комплексів.

3. У ПП «Інтер-Еко» впроваджено методи та засоби мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент промислових відходів та оцінювання їх комплексного техногенного впливу на водні об'єкти; алгоритмічне і програмне забезпечення засобу мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент промислових відходів; експериментальну методику мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент промислових відходів (акт впровадження від 25.01.2018 р.), що дозволило оцінити їх комплексний техногенний вплив та оперативно оцінити токсичність небезпечних компонентів промислових відходів.

4. У навчально-методичному процесі Вінницького національного технічного університету, для студентів спеціальності 101 “Екологія”, 183

“Технології захисту навколишнього середовища” при проведенні лабораторних та практичних робіт з дисциплін “Методи вимірювань параметрів в екології”, “Прилади та методи контролю параметрів навколишнього середовища”, “Аналіз якості навколишнього середовища” впроваджено метод та засоби мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів неоднорідних водних середовищ, алгоритмічно-програмне забезпечення для мультиспектрального контролю параметрів фітопланктону у водних середовищах, експериментальні методики контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ. (акт впровадження від 3.09.2018 р.).

Особистий внесок здобувача. Основні наукові положення і результати дисертаційної роботи отримані автором самостійно. У дисертації узагальнені результати досліджень за період з 2011 по 2018 роки, в яких автор брав безпосередню участь. Особисто дисертанту належить формулювання наукової проблеми, мети та основних задач досліджень, обґрунтування положень наукової новизни, встановлення практичної значимості результатів, формування загальних висновків. Автором проведений аналіз літературних джерел за темою дисертаційної роботи; обґрунтовані методи дослідження; проаналізовано сучасні методи та засоби екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ; здійснено математичне моделювання водних середовищ для прикладних задач контролю їх параметрів забруднення на основі мультиспектральних зображень; розроблено та вдосконалено методи мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ; розраховано метрологічні параметри засобів контролю; розроблено алгоритмічне і програмне забезпечення засобів мультиспектрального екологічного контролю, а також розроблені методики контролю параметрів забруднення водних об’єктів і досліджено роботу засобів мультиспектрального екологічного контролю у лабораторних умовах та безпосередньо на водних об’єктах.

Особистий внесок здобувача в роботах, опублікованих у співавторстві, такий: розробив методи та засоби мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ та проаналізував їх метрологічні параметри [22, 23, 40, 56, 60, 67, 73, 75, 77, 84, 87–90, 92]; здійснив аналіз сучасних оптичних засобів контролю та вдосконалив метод контролю приповерхневого шару [30, 31, 63, 69, 93]; вдосконалив математичні моделі спектральних характеристик водних середовищ для розв'язку прямої та оберненої задачі при мультиспектральних вимірюваннях їх параметрів [1, 29, 32, 37, 38, 41, 44, 48, 74, 86]; вдосконалив методи опрацювання мультиспектральних зображень, зокрема, їх сегментації, фільтрації та виділення порушеної ділянки поверхні з використанням спеціалізованого програмного забезпечення, нейромережі та нейро-нечіткої мережі [27, 39, 43, 52, 78, 85]; на основі проведених екологічних досліджень водних об'єктів відібрав сполучні території, які покладені в основу розробленої схеми екологічної мережі [25]; виконав математичне моделювання динаміки популяцій фітопланктону в водних екосистемах, вдосконалив методи і засоби мультиспектрального контролю екологічного водних середовищ за параметрами фітопланктону, вдосконалив методiku контролю параметрів забруднення та здійснив експериментальні дослідження у водних об'єктах [2, 4, 26, 34, 36, 42, 45, 47, 50, 53, 54, 57, 58, 59, 61, 64–66, 68, 70, 72, 79–83]; вдосконалив методи та засоби мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів, вдосконалив методики екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ за характеристиками макрофітів та здійснив експериментальні дослідження [3, 28, 33, 35, 46, 49, 51, 55, 62, 71, 76, 91].

Вищезазначена нумерація робіт, виконаних у співавторстві, відповідає списку публікацій здобувача за темою дисертації та відомостях про апробацію результатів дисертації, наведеному у *Додатку Д* дисертації.

Апробація результатів дисертації. Основні положення та результати виконаних в дисертації досліджень доповідалися та обговорювалися на 23

міжнародних науково-технічних та науково-практичних конференціях, з'їздах та конгресах, а саме: VII та VIII Міжнародній науково-технічній конференції «Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка-ОДС»» (м. Вінниця, 2015 р., 2018 р.); XII та XVI Міжнародних науково-технічних конференціях «Приладобудування: стан і перспективи» (м. Київ, 2013 р., 2017 р.); XI Міжнародній конференції «Контроль і управління в складних системах (КУСС-2012)» (м. Вінниця, 2012 р.); I, II, IV Міжнародній науковій конференції «Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (м. Вінниця, 2011 р., 2013 р., 2017 р.); IV, V та VI Міжнародній науково-практичній конференції «Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю» (м. Вінниця, 2013 р., 2015 р., 2017 р.); VII Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екології та енергозбереження в суднобудуванні» (м. Миколаїв, 2012 р.); II, III та V Міжнародному конгресі «Сталий розвиток: Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 2012 р., 2014 р., 2018 р.); I Міжнародній науково-практичній конференції «Наука. Молодь. Екологія.» в рамках I-го Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з міжнародною участю (м. Житомир, 2014 р.); XXIII Всеукраїнській науковій конференції «Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів» (м. Донецьк, 2013 р.); IX Всеукраїнській науково-практичній конференції «Екологічна безпека держави» (м. Київ, 2015 р.); XVI, XVII та XVIII Міжнародній конференції «International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM» (м. Албена, Болгарія, 2016 р., 2017 р., 2018 р.); Міжнародній конференції «New Trends in Ecological and Biological Research» (м. Пряшів, Словачька Республіка, 2015 р.); XVI Міжнародній конференції «International Conference on Control, Automation and Systems» (м. Кьонджу, Південна Корея, 2016 р.), а також на XL–XLVII науково-технічній конференції професорсько-викладацького складу, співробітників та студентів Вінницького національного технічного університету з участю

працівників науково-дослідних організацій та інженерно-технічних працівників підприємств м. Вінниці та області (м. Вінниця, 2011–2018 р.).

Публікації. За темою дисертації опубліковано 93 наукових роботи, в тому числі 1 монографія, 3 розділи у монографіях, 28 статей у наукових фахових виданнях України (з них 18 одноосібні, 20 статей входять до міжнародних науково-метричних баз), 12 публікацій у наукових періодичних виданнях інших держав (з них 9 входять до науково-метричних баз Scopus та Web of Science), 6 патентів України на корисну модель, 42 тези доповідей на міжнародних конференціях.

Структура та об'єм роботи. Дисертаційна робота складається із вступу, шести розділів (які містять 103 рисунки і 46 таблиць), висновків, 6 додатків і списку використаних літературних джерел (564 бібліографічних посилання). Загальний обсяг дисертації складає 464 сторінок, з яких основний зміст викладено на 330 сторінках.

Автор висловлює вдячність колективу кафедри екології та екологічної безпеки Вінницького національного технічного університету за сприяння у проведенні наукових досліджень.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ СУЧАСНИХ МЕТОДІВ ТА ЗАСОБІВ ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ТА ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

1.1 Аналіз методів контролю комплексного техногенного забруднення та оцінювання екологічного стану водних об'єктів

Одним із важливих складових моніторингу та контролю якості вод є комплексна оцінка екологічного стану поверхневих водних об'єктів, що підлягають антропогенному забрудненню [3]. Найбільш розповсюдженими методами, які застосовуються для зазначених цілей, є розрахунок коефіцієнта забрудненості води та екологічного індексу якості води, недостатня ефективність яких пов'язана з використанням обмеженого переліку (в основному гідрохімічних) показників, що не дозволяє отримати ґрунтовну комплексну оцінку стану абіотичної та біотичної складових водної екосистеми. Оцінити стан екосистеми лише за фізико-хімічними показниками неможливо, оскільки не враховується її основна характеристика – стан гідробіоти. Аналітичний контроль ускладнюється синергетичною дією більшості сполук. Реакція гідробіоти залежить не лише від окремих фізико-хімічних факторів, але й від їх взаємодії [4]. Інтегральну оцінку біологічної повноцінності води, як середовища мешкання біоти, з урахуванням різних проявів взаємодії хімічних речовин – адитивності, синергізму, антагонізму, можна отримати за допомогою методу біотестування, який набув поширення у природоохоронній практиці багатьох країн, коли суспільство усвідомило небезпеку для здоров'я людей через забруднення води токсичними речовинами [3–24].

При цьому біотестування води – це оцінювання якості вод по реакції тест-організмів. Існує думка, що результати біотестування важко пов'язати зі станом природних водних угруповань, тобто вони не можуть

характеризувати відгук водної екосистеми на вплив. Однак біотестування дозволяє вирішити ряд практичних питань, пов'язаних з оцінюванням токсичної дії окремих хімічних речовин, їх сумішей, стічних і природних вод [4].

Біологічна індикація якості вод (біоіндикація) – оцінювання якості вод по наявності водних організмів, що є індикаторами її забруднення. Методи біоіндикації встановлені у [25–27]. За результатами біоіндикації отримують інформацію про видову різноманітність і структурний склад гідробіоніків, що виражається у якісних та кількісних характеристиках біоценозів. По цим характеристикам розраховують індекс сапробності, визначають рівні трофності і забрудненості. Біоіндикація передбачає виявлення видів-індикаторів сапробності у водних об'єктах [28, 29].

Дослідження екологічного стану водних об'єктів методами біоіндикації використовується у більшості розвинутих країн світу. Оскільки процес визначення чисельності концентрації частинок планктонних організмів, що використовуються у якості біоіндикатора, потребує менших витрат ніж вимірювання чисельних гідрохімічних показників, це дозволяє опрацювати більшу кількість проб. А тому з'являється можливість контролю забруднення води у більшій кількості створів при незмінних витратах на лабораторні вимірювання. У випадку, коли біоіндикація вказує на підвищений рівень токсичності чи вмісту біогенних сполук є сенс проводити більш ретельні хімічні дослідження.

Існуюча система контролю якості води водних об'єктів, екологічно непродуктивна із-за неефективності прийнятих нині нормативів якості – гранично допустимих концентрацій (ГДК) забруднювальних речовин. ГДК приймають у вигляді єдиних нормативів для великих адміністративних територій, тоді як дія чинників залежить від специфічних фонових, кліматичних, господарських і багатьох інших характеристик конкретного регіону [30]. Кількість речовин, для яких встановлені ГДК, складає близько 1,5 тис., тоді як кількість забруднювальних речовин антропогенного

походження перевищило мільйон найменувань. Традиційна оцінка екологічного стану водних об'єктів в районах зосередження підприємств різних галузей економіки зводиться до виміру за допомогою фізико-хімічних методів аналізу вмісту нафтопродуктів, важких металів, інших токсичних речовин у поверхневих і стічних водах і порівнянню отриманих результатів з гранично допустимими їх концентраціями, де також не враховуються непрямі ефекти і віддалені наслідки шкідливих дій, адаптаційний потенціал біоти, цільове призначення і категорії використання природних об'єктів [31, 32]. З іншого боку, тільки методи біотестування дозволяють отримати інтегральну токсикологічну характеристику компонентів навколишнього природного середовища незалежно від складу забруднювальних речовин [33, 34].

Існуюча методологія нормування і аналітичного контролю не відповідає сучасним вимогам екологічного контролю за забрудненням навколишнього середовища, оскільки [2]:

- охоплює лише незначну частину реально присутніх в навколишньому природному середовищі показників забруднення,
- не враховує ступеня шкідливості комплексного впливу всіх забруднювальних речовин на процеси самоочищення в водоймах і ґрунті,
- регулярно контролює в скидах, в воді поверхневих водойм і в ґрунті лише незначну частку речовин, що виявляються аналітичними методами,
- не виявляється ефектів синергізму і антагонізму хімічних сполук, присутніх в природних водах і ґрунті.

У роботі [1] проведено аналіз законодавства ЄС у галузі водної політики. Розглянуто питання з проблем гармонізації стратегії у галузі водної політики в Україні з Європейським законодавством. Показано необхідність удосконалення системи нормування і контролю антропогенного забруднення принципово новим підходом з використання для цього однієї з важливих властивостей води – її токсичності, яка визначається методом біотестування,

що дає можливість отримати інтегральну характеристику токсичної дії всіх присутніх у воді забруднювальних речовин.

Актуальність використання екотоксикологічного методу при здійсненні водоохоронних заходів підтверджується також положеннями Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС, яка встановлює структуру дій країн ЄС у галузі водної політики. Згідно зі статтею 16 Директиви стратегія запобігання забруднення води повинна базуватись виключно на водній екотоксичності та на оцінці ризику токсичності води для людей через водне середовище [35, 36]. Показник «токсичність води» визначається за допомогою експериментального методу біотестування, який ґрунтується на зміні певних показників життєдіяльності відповідних тест-об'єктів під впливом токсичних речовин [35]. Доповнення існуючої системи нормування забруднення поверхневих вод інтегральним токсикологічним показником їх якості є ефективним засобом обмеження подальшого антропогенного навантаження на водні об'єкти [37].

У зв'язку із зобов'язаннями України, відповідно до міждержавних угод щодо спільного використання і охорони транскордонних вод особливо важливим є комплексний, системний підхід до оцінки екологічного стану транскордонних водних об'єктів. Рекомендації щодо оцінки якості води транскордонних водних об'єктів запропоновано «Правилами ведення моніторингу та оцінки якості води транскордонних річок», які розроблені Робочою групою ООН/ЄЕК [38]. Зокрема, у зазначеному документі відзначається, що для загальної екологічної оцінки якості води конче важливим є врахування абіотичних і біотичних чинників функціонування екосистеми водного об'єкта. Така оцінка повинна включати визначення біологічного статусу водного середовища, екологічну оцінку якості води та донних відкладів, оцінку взаємодії угруповань водних організмів з абіотичними факторами. При цьому особлива увага приділяється визначенню токсичних властивостей води. У зв'язку з цим, тест на токсичність повинен бути обов'язковим як доповнення до хімічного аналізу.

У роботі [39] представлено результати оцінки набору методик біотестування (біотестів) з метою відбору найбільш ефективних для визначення токсичних і генотоксичних властивостей різних категорій вод. Вибір ефективної методики біотестування для визначення рівня токсичності будь-якої категорії води – це важлива методологічна проблема, яка потребує вирішення за допомогою використання спеціальних критеріїв. Для оцінки ефективності біотестів було розроблено ряд критеріїв:

- чутливість: кількість позитивних відповідей на вплив токсичних проб води з числа проаналізованих;
- мінімальна діюча концентрація найбільш токсичної проби води згідно з критерієм токсичності, %;
- експресність: тривалість біотеста, год.;
- трудомісткість: витрати часу на підготовку та проведення біотестування, обчислення результатів, год.;
- економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.;
- особливості біотеста (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, генотоксичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції) і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного культивування в лабораторних умовах);
- наявність метрологічних характеристик: похибки одиночного визначення токсичності, нормативу оперативного контролю відтворюваності результатів, діапазону реагування тест-об'єкта;
- наявність нормативно-правових документів, національних та міжнародних стандартів;
- можливість та ефективність використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій; розповсюдженість використання в інших країнах.

У роботі [30] на основі використання великого масиву експериментальних даних методами регресійного аналізу (покрокової множинної регресії) здійснено моделювання зв'язку результатів біотестування і вимірювань компонентного складу поверхневих і стічних вод. Показано, що у кожному із випадків набір значимих фізико-хімічних показників, які корелюють з даними біотестування, різний і залежить від компонентного складу поверхневих і стічних вод. Перевірка рівнянь регресії на значущість за критерієм Фішера довела, що їх можна вважати адекватними і значними. За результатами моделювання зв'язку між даними біотестування і вимірювання фізико-хімічних показників поверхневих і стічних вод показано, що у кожному із випадків набір значимих фізико-хімічних показників, які корелюють з даними біотестування, різний і залежить від компонентного складу стічних вод.

У роботі [5] досліджено залежність між результатами вимірювань складу стічних і поверхневих вод за фізико-хімічними і токсикологічним показниками. Встановлено відсутність статистично значущої лінійної залежності між результатами біотестування та вимірювань фізико-хімічного складу стічних вод хімічного і нафтохімічного виробництв та води водних об'єктів, проби з яких відібрані вище та нижче скиду стічних вод.

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, заростання вищими водними рослинами (макрофітами), збільшення концентрації фітопланктону, замулювання, знекиснення тощо. Процес евтрофікації полягає у збільшенні продуктивності екосистеми в основі чого лежить зростання первинної продукції. У зв'язку з цим використовують біологічні показники, що характеризують процес первинного продукування органічної речовини і концентрацію основного фотосинтетичного пігменту – хлорофілу а [4]. Інтегральний контроль

забруднення можливо здійснювати за допомогою біоіндикації по різноманітним водним організмам [25].

У ряді сучасних досліджень [40–68] здійснюється розвиток синергетичної теорії управління складними природно-техногенними системами, що може бути використано для оцінювання екологічного стану водних об'єктів. При цьому властивості екосистеми, її синергетичні характеристики проявляються при взаємодії з факторами навколишнього середовища [49, 69]. Екосистеми відповідають вимогам, що висуваються до систем, яким властива самоорганізація [50–52]: незамкнутість, нестійкість, нелінійність, динамічна ієрархічність. Тому екосистемні підходи доцільно розглядати з точки зору синергетичної концепції з використанням системного підходу для проведення дослідження зміни їх стану [50, 70, 71]. Формалізація біфуркаційних процесів у біосфері невід'ємно пов'язана з розумінням синергетичних закономірностей еволюційного розвитку біоти [50].

При моделюванні динаміки популяцій у водних екосистемах використовують системи нелінійних диференціальних рівнянь, а екологічний стан водних об'єктів при цьому описується фазовим портретом коливань. При цьому коливання популяцій в екосистемах відбуваються відносно певних точок рівноваги. Атрактор це множина точок у фазовому просторі, до якої збігаються фазові траєкторії дисипативної системи. Простір всередині атрактора, у якому система, що туди потрапила поступово зміщується у заданому напрямку називають зоною атрактора [67].

Реакція на незначні на перший погляд зміни довкілля (поява поллютанта, інтродукції, інвазії і т.д.) характерна в першу чергу для «живої речовини» біосфери: особин, видів, біоценозів. Якщо зміни торкаються певних граничних умов, що забезпечують підтримку рівноваги екосистеми, то з часом можлива суттєва перебудова її структури і функціонування, аж до руйнування самої екосистеми [50].

У роботі [40] розроблені методичні підходи до оцінювання екологічної безпеки екосистем, які базуються на встановленні комплексного показника деградації компонентів природного середовища, що дозволяє оцінювати неадитивні властивості різномасштабних водних екосистем. Здійснюється аналіз причин та меж стійкості складних екосистем, що дозволяє прогнозувати їх реакцію на прямий чи опосередкований вплив людини, а також вирішувати завдання раціонального природокористування за допомогою синергетичного підходу.

Для оцінювання екологічного стану водних об'єктів, з використанням синергетичного підходу, необхідно здійснювати контроль динаміки популяцій водних організмів, що дозволить визначити фазовий портрет коливань динаміки популяцій водних організмів. У цьому контексті можливо використати розроблені мультиспектральні методи і засоби контролю, що дозволять визначити необхідні характеристики популяцій для фітопланктону і вищих водних рослин у природних водних об'єктах та модельних екосистемах.

1.2 Система екотоксикологічного контролю природних водних об'єктів

Екотоксикологічний контроль здійснюється з метою регулярного спостереження за дотриманням нормативів якості навколишнього середовища і попередження потрапляння токсичних речовин у водні об'єкти. При цьому токсичність – це ступінь прояву отруйної дії різноманітних хімічних сполук та їх сумішей, один з важливих факторів, що визначає якість води і дає уявлення про небезпеку при її використанні. Контроль токсичності є необхідною складовою частиною комплексної системи контролю якості води. Визначення токсичності методом біотестування, полягає у проведенні аналізів за допомогою живих тест-організмів. Результати оперативно сигналізують про небезпечний вплив хімічного забруднення на

життєдіяльність організмів, причому не за окремими компонентами, а по їх суміші досить часто невідомої природи. Токсичні ефекти, зареєстровані методами біотестування, включають комплексний синергічний, антагоністичний і додаткові впливи всіх хімічних, фізичних і біологічних компонентів, присутніх у досліджуваній воді, що несприятливо впливають на фізіологічні, біохімічні та генетичні функції тест-організмів. Токсичність, що встановлюється методами біотестування, є інтегральним показником забруднення природних середовищ [2, 72–78].

Токсичні речовини можуть надходити в середу з природних і антропогенних джерел. Антропогенне забруднення може бути первинним і вторинним. Первинне забруднення обумовлено надходженням забруднювальних речовин з антропогенних джерел. Вторинне забруднення викликається появою в середовищі надмірної кількості продуктів життєдіяльності та залишків організмів, пов'язаних з порушенням природних екологічних взаємовідносин у результаті первинного забруднення. І те й інше здатне викликати токсичний ефект. Токсичність, що встановлюється методами біотестування, є інтегральним показником забруднення природних середовищ. Як і всі інтегральні показники, він має той недолік, що не розкриває забруднювальні речовини, присутні в пробі, тому результати біотестування можуть в окремих випадках не збігатися з висновками про забруднення води, отриманими на підставі гідрохімічних аналізів [2].

З метою забезпечення екологічної безпеки стічних вод необхідно створення системи контролю їх токсичності, що дозволить оцінювати ефективність роботи очисних споруд та обґрунтувати способи очищення стічних вод, визначати гранично допустимі скиди для промислових об'єктів, оцінювати екологічний стан природних вод, оцінювати токсичність хімічних матеріалів, оцінювати ефективність природоохоронних заходів на території промислового об'єкта.

Критерієм токсичності є кількісне значення тест-параметра, на підставі якого робиться висновок про токсичність води. Серед тест-параметрів

найбільш часто використовуються виживання, плодючість, придушення ферментативної й метаболічної активності організмів. Тест-реакція – це зміна будь-якого біохімічного, морфологічного, поведінкового або функціонального показника у тест-об'єкта під впливом токсикантів або їх сумішей. Графік залежності зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі наведено на рис. 1.1.

Індекс токсичності (T) є безрозмірною величиною і визначається за виразом:

$$T = 100\% \frac{I_c - I_e}{I_c}, \quad (1.2)$$

де I_c і I_e відповідно значення тест-параметра контрольної і досліджуваної проби при фіксованому часу експозиції досліджуваного розчину з тест-об'єктом.

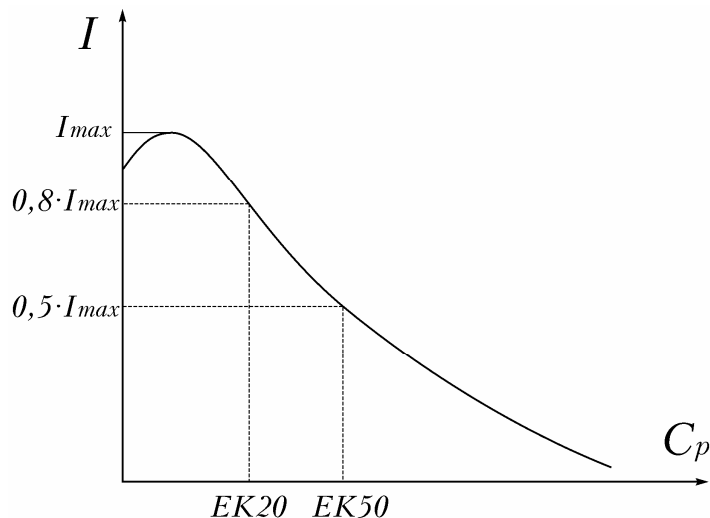


Рисунок 1.1 – Залежність зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі

Обробку результатів вимірювань токсичності виконують шляхом розрахунку середньоарифметичного значення величини індексу токсичності T для серії досліджуваних проб. При цьому виконуються не менше трьох вимірювань для кожної досліджуваної проби у короткий у порівнянні з експозицією час.

Ступінь токсичності повинна виражатися трьома граничними рівнями індексу токсичності:

- допустимий рівень (індекс токсичності $T < 20\%$),
- середній рівень (індекс токсичності $20\% \leq T < 50\%$),
- високий рівень (індекс токсичності $T \geq 50\%$).

При цьому середня ефективна концентрація (ЕК50), це концентрація токсичної речовини, що викликає зміну тест-реакції на 50% при встановлених умовах експозиції протягом заданого терміну спостережень. Якщо під тест-реакцією мають на увазі загибель 50% тест-об'єктів, то в цьому випадку така концентрація токсичної речовини буде відповідати середній летальній концентрації (ЛК50). Крім того, концентрація токсичної речовини, яка викликає зміну тест-реакції на 20% відповідає ЕК20, а у випадку загибелі 20% тест-об'єктів – ЛК20. У англійській літературі використовуються позначення LC20 та LC50, відповідно.

У роботі [79] узагальнено досвід вітчизняної та міжнародної практики щодо методичних підходів у дослідженні екологічної небезпеки й оцінки екологічних ризиків на прикладі використання пестицидів. Питання екологічних ризиків розглядаються у ряді Директив ЄС [80, 81]. Існує два підходи для оцінки екологічного ризику небезпечних речовин: імовірнісний, який повністю відповідає класичному визначенню поняття ризику, і детермінований. Імовірнісний підхід дає змогу врахувати варіабельність розподілу небезпечних речовин в навколишньому природному середовищі і невизначеності, зумовлені обмеженою кількістю піддослідних видів організмів. Для оцінки імовірнісного ризику використовується розподіл екологічних показників (наприклад, концентрацій небезпечних речовин у воді і його токсичності для гідробіонтів), які охоплюють весь їх можливий діапазон. Результатом оцінки такого ризику є розрахована ймовірність настання несприятливих наслідків при потраплянні небезпечних речовин у водне середовище, наприклад, загибелі або пригнічення розвитку водних організмів. Істотним недоліком оцінки імовірнісного ризику є великий обсяг

необхідних експериментальних даних, що обмежує застосування такого підходу у практиці регулювання обігу пестицидів. У ЄС розпочато розроблення системи оцінки імовірнісного ризику пестицидів. За думкою європейських експертів імовірнісні методи повинні вводитися поступово, насамперед (коли вони найбільше потрібні), щоб допомогти у прийнятті рішень з екологічної безпеки. Система оцінки детермінованого екологічного ризику небезпечних речовин простіша, оскільки вона використовує фіксовані значення токсичності і концентрацій небезпечних речовин у водних середовищах. Показником детермінованого ризику є співвідношення токсичності та концентрації (TER – Toxicity Exposure Ratio). Наприклад, для водних організмів:

$$TER_{i,j} = \frac{LC_{50j}(NOEC_j)}{C_i}, \quad (1.3)$$

де $TER_{i,j}$ – співвідношення для і-тої речовини при використанні j-того тест-об'єкта;

LC_{50j} – напівлетальна концентрація для j-того тест-об'єкта;

$NOEC_j$ – недіюча концентрація для j-того тест-об'єкта;

C_i – концентрація і-тої речовини у водному середовищі.

При цьому у Директивах ЄС вказано безпечні концентрації забруднювальних речовин, що відповідають допустимим значення TER для певних тест-організмів, зокрема, $TER > 100$ для дафній та риб, а також $TER > 10$ для фітопланктону чи вищих водних рослин [82, 83].

1.3 Аналіз сучасних методів і засобів екотоксикологічного контролю водних середовищ

Для біологічної оцінки токсичності води існують ряд методів і засобів з використанням різноманітних тест-організмів (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Методи контролю екотоксичності водних середовищ

Тест-об'єкт	Тест-параметр	Метод вимірювання
Церіодафнії	Чисельність живих рухомих церіодафній	Автоматизована мікроскопія
	Середня частота рухів епіподіїв	Оптико-електронний метод
Інфузорії	Чисельність живих рухомих інфузорій	Автоматизована мікроскопія
	Середня швидкість руху	Лазерно-доплерівський
Біоломінесцентні бактерії	Інтенсивність біоломінесценції	Оптико-електронний метод
Бактеріопланктон	Координати кольору у системі RGB	Цифрова колориметрія
Молюски	Відносна кількість молюсків з закритими стулками	Цифровий таймер
Риби	Відносна кількість риб, що вийшли із зони переважного перебування	Оптико-електронний метод
	Біопотенціали інтенсивності дихання	Потенціометрія
	Теплопродукція	Калориметрія
Одноклітинні водорості	Чисельність клітин	Автоматизована мікроскопія
Ряска мала	Відносна частка рослин з морфологічними змінами	Автоматизована мікроскопія
Клітинні біосенсори:		
Культури клітин кишківника свині ІРЕС-1	Пригнічення розвитку	Автоматизована мікроскопія
Культура тканин печінки	Поглинання кисню	Полярографія
Клітини букального епітелію людини	Кількість гранул гетерохроматину у ядрах	Автоматизована мікроскопія
Культура ракових клітин організму людини Нер-2	Відносна площа руйнування клітинного моношару	Автоматизована мікроскопія
Клітини тканин і крові риб	Відносна частота клітин з мікроядрами	Автоматизована мікроскопія

Зокрема, у роботах [77, 84–93] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води з використанням в якості тест-об'єктів церіодафній (*Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg). При цьому у роботах [85–93] у якості

показника фізіологічного стану церіодафній використовують чисельність живих рухомих церіодафній N (шт.). У роботі [94] запропоновано пристрій для біологічної оцінки токсичності води, що містить резервуар для досліджуваної води і тест-організмів, верхня частина якого виконана у вигляді усіченого конуса, спрямованого меншою основою вгору, лічильну камеру і клапан. Недоліком пристрою є можливі помилки оператора при підрахунку кількості рухомих дафній.

У роботах [84, 95] у якості показника фізіологічного стану церіодафній використовують середню частоту рухів їх епіподітів F_E (Гц). Відомий пристрій, який включає камери для дафній, систему підведення і відведення води з патрубками і систему реєстрації частоти рухів епіподітів, що складається з джерела світла, оптичного приладу, фотоприймача і блоку реєстрації [84, 95]. Недоліком пристроїв є їх низька чутливість і недостатня експресність у виявленні токсичності, що викликано виміром частоти руху епіподітів при постійній температурі.

У роботах [96, 97] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води з використанням в якості тест-об'єктів інфузорій. При цьому використовують інфузорії *Colpoda steinii*, *Paramecium Caudatum Ehrenberg*, *Tetrahymena pyriformis*, а у якості тест-параметра – чисельність живих рухомих інфузорій N (шт.). Недоліком пристрою є можливі помилки при підрахунку кількості живих рухомих інфузорій. У роботі [98] вдосконалено лазерно-доплерівський пристрій для дослідження рухомих живих мікроорганізмів, наприклад, інфузорій (*Tetrahymena pyriformis*), тест-параметр – середня швидкість руху частинок $V_{сер}$ (мкм/с), рухливість (частка клітин, що рухаються) R (%).

У [99] для оцінювання токсичного забруднення природних вод та донних відкладень прісноводних екосистем методом біотестування використані коловертки *Brachionus calyciflorus*, що мають такі переваги: вища швидкодія (визначення гострої токсичності можливо за 2–24 години, хронічної токсичності за 5–7дб у порівнянні з використанням дафній 96

годин і 30 діб); більша компактність приладів, що дозволяє використання у польових умовах); можливе проведення аналізу мікроб'ємів води (від 2-5 мл, коли для дафній потрібно 1–1,5 л води для аналізу однієї проби).

Перспективними у водній екотоксикології є два напрямки: біомаркери і біолюмінесцентні біосенсиори. Не виявляючи окремих речовин, вони дають можливість виявити властивість досліджуваного зразка створювати токсичні ефекти, зокрема, впливати на певні класи біомолекул [4, 100]. У роботах [101–103] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води за допомогою біолюмінесцентних бактерій, тест-параметр – інтенсивність біолюмінесценції. При цьому у роботі [101] використовують бактерії *Photobacterium phosphoreum*, *Photobacterium leiognathi* або *Vibrio fischeri*. Після інкубації при кімнатній або іншій температурі впродовж 10-30 хвилин реєструють інтенсивність біолюмінесценції за допомогою люмінометра БЛМ-8801. За отриманими даними будують графічну залежність інтенсивності біолюмінесценції від концентрації аналізуємої речовини і визначають ефективну концентрацію, інгібуючу біолюмінесценцію на 50% – ЕК50. У роботі [102] на основі бактерій *Escherichia coli* за допомогою генетичної інженерії і біотехнології створено Lux-біосенсиори для визначення наявності іонів певних металів і металоїдів (ртуть, кадмій, срібло, мідь, миш'як, сурма), а також алкілюючих агентів. У роботі [16] запропоновано використовувати батареї бактеріальних lux-сенсорів на основі штаму біолюмінесцентних бактерій *Vibrio aquamarines* VKPM-B11245 для здійснення комплексного екотоксикологічного дослідження вод. У роботі [103] також використовують тест-штами природних та генетично сконструйованих мікроорганізмів *Alcaligenes eutrophus* T1, *Pseudomonas fragi* T2(5) [Tc Zn lux⁺], *Vibrio fisheri* F1, *Photobacterium phosphoreum* B 7071, *Vibrio harvei* Ms1, *Alcaligenes 35 eutrophus* 1239, які мають природну або індуковану біолюмінесценцію. Зазначені штами специфічно гасять або збуджують рівень природної чи індукованої біолюмінесценції під дією токсичних забруднювачів, що дає змогу визначати рівень інтегральної

забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та/або важких металів в об'єктах довкілля з високою специфічністю, високим рівнем чутливості для металу, можливістю використання нативного досліджуваного зразка, виділити біологічно токсичну компоненту з загального рівня вмісту забруднювачів.

У роботах [104–106] запропоновано пристрої для біологічної оцінки токсичності води за допомогою біолоюмінесцентних бактерій. Зокрема, у роботі [104] запропоновано пристрій для експресного визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля, придатний для реєстрації рівня біолоюмінесценції шляхом перетворення інтенсивності потоку квантів світлового випромінювання в цифровий код, який містить фотоелектронний перетворювач, оптичний вхід якого з'єднаний через прозоре віконце з світлоізолюваним кюветним відсіком для розміщення змінної стандартної пробірки, де відбувається біохімічна реакція, цифровий блок, дисплей результатів вимірювання та блок живлення. При цьому, як фотоелектронний перетворювач використовують фотоелектронний помножувач з вихідним сигналом у вигляді електричного струму, що є пропорційним інтенсивності біолоюмінесценції, який подають на вхід перетворювача струм/напруга зі змінним коефіцієнтом перетворення; інформативний сигнал у вигляді напруги подається з виходу перетворювача струм/напруга на вхід АЦП, на виході якого отримується цифровий код вихідного струму фотоелектронного помножувача, що через цифровий блок видається на дисплей пристрою та зовнішні пристрої у вигляді обробленого результату вимірювання, при цьому регулювання чутливості фотоелектронного помножувача здійснюється подачею напруги керування необхідної величини на контролюючий вхід фотоелектронного помножувача за допомогою регулятора напруги. Пристрій належить до технології для визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля, і може бути застосована для постійного експресного моніторингу рівня

інтегральної забрудненості та вмісту особливо токсичних для живих організмів органічних сполук і важких металів в об'єктах довкілля, що дозволяє оцінити сукупну та специфічну (якісну та кількісну) токсичну дію органічних та неорганічних забруднювачів і їх сумішей.

Прилад «Біотокс-10» призначений для токсикологічної оцінки середовищ і матеріалів, проведення екологічної розвідки об'єктів навколишнього середовища з використанням мікробних біоломінесцентних сенсорів «Еколюм». Прилад «Біотокс-10» повинен забезпечувати вирішення таких завдань забезпечення екологічної безпеки [2]:

- контроль токсичності стічних вод, що подаються на біологічні очисні споруди;
- оцінка ефективності роботи очисних споруд;
- обґрунтування способів очищення стічних вод;
- визначення встановлених гранично допустимих скидів (ГДС) для військового об'єкта;
- оцінка стану природних вод і виділення акваторій з високим рівнем забруднення (визначення зон екологічних аномалій);
- екологічна експертиза нових матеріалів, технологій, проектів очисних споруд;
- оцінка ефективності природоохоронних заходів на території промислового об'єкта.

У роботі [107] запропоновано спосіб дослідження токсичності водного середовища, який включає вміщення у досліджуване водне середовище контейнера з тестовою водною мікроекосистемою. При цьому, спочатку контейнер, з вбудованим в ньому відбивачем, який спрямовує світло крізь розташований усередині контейнера шар водного розчину барвника метиленового синього, занурюють у досліджуване водне середовище, після заповнення його водою з цього досліджуваного середовища герметично зачиняють, і потім ведуть спостереження за спектральними параметрами відбитого світла, яке проходить крізь шар водного розчину барвника

метиленового синього, і за відсутністю зникнення синього кольору протягом доби діагностують наявність токсичності. З метою прискорення процесів біологічного окислення і зменшення часу спостережень, до початку дослідження в контейнер додатково вміщують суміш пероксиду водню і гумінових речовин, яку перед тим готують при температурі 20-25 °С під атмосферним тиском протягом 10-30 хвилин до створення 2-5 %-ної концентрації H_2O_2 у реакційній суміші. З метою зменшення впливу фотосинтетичної продукції кисню під час спостережень, частину поверхні контейнера роблять непроникною для світла, залишаючи прозорим віконце, за яким у контейнері розташований відбивач світла. З метою збільшення розмірів відбивача з одночасним зменшенням впливу фотосинтетичної продукції кисню під час спостережень, робочу поверхню відбивача світла покривають, повністю або частково, матеріалом, просоченим водним розчином барвника метиленового синього. У якості тест-організмів використовується бактеріопланктон, тест-параметр – координати кольору водного розчину у системі RGB.

У роботах [108–110] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води за допомогою молюсків. Зокрема, у роботі [108] запропоновано спосіб визначення токсичності морської води з використанням середземноморської мідії *Mytilus galloprovincialis*, тест-параметр – площа питомої поверхні зябер S (мм²). У роботі [111] запропоновано спосіб оцінки екологічного стану водойм з використанням у якості тест-організмів використовуються молюсків (*Theodoxus fluviatilis* L.), тест-параметри – довжина, вага. У роботі [111] використовують біологічний як тест-об'єкт легеневої червононогі равлики *Planorbarius corneus*, які можуть переміщатись у середині контейнера на ділянку з менш токсичною водою.

У роботі [112] запропоновано пристрій для біологічної оцінки токсичності води, що реєструє рух стулок молюсків. У якості тест-організмів використовуються молюски, тест-параметр – відносна кількість молюсків з закритими стулками F_N (%). Через резервуар пропускають постійно

контрольовану воду. Якщо вода нетоксична, то більшість молюсків тримають стулки відкритими й для забезпечення дихання пропускають воду через свої зябра. Деякі з молюсків можуть внаслідок різних внутрішніх і зовнішніх факторів періодично прикривати свої стулки. Однак, як показують дослідження, одночасне закриття стулочок молюсками в нормальних умовах при досить великій кількості молюсків мало ймовірно. Так, наприклад, з десяти молюсків, що містяться в нормальних умовах, одночасне закриття стулочок спостерігається у двох-трьох молюсків. Якщо в воді з'являться токсичні речовини (наприклад, важкі метали, феноли, пестициди і т.п.) або ряд токсичних речовин в концентраціях, які впливають на організм молюска, останній прикриває свої стулки, ізолюючись від несприятливих для нього зовнішніх умов. Таким чином, протягом кількох хвилин (в залежності від концентрації токсикантів і індивідуальних відмінностей у молюсках) більшість молюсків виявляється з закритими стулками, що реєструється відповідними давачами. В процесі експлуатації пристрою виникає необхідність заміни молюсків у разі загибелі деяких з них і підбору однакових за віком та поведінкою. Крім того, заміна молюсків доцільна для прискорення введення пристрою в робочий стан після того, як під дією токсичності контрольованої води більшість молюсків закрило свої стулки. Відкриття ж останніх може наступити через десятки хвилин або годин.

У роботах [113–120] запропоновано способи та пристрої біологічної оцінки токсичності води за допомогою риб. Зокрема, у роботах [113–115] запропоновано пристрої та способи для оцінювання токсичності стічних вод, які включають резервуар для розміщення риб-індикаторів, які переміщуються з однієї частини резервуару в іншу в залежності від токсичності води. У якості тест-організмів використовуються риби, тест-параметр – відносна кількість риб, які вийшли із зони переважного перебування F_N (%). Недолік цього способу полягає в тому, що характер поведінки риб залежить як від їх біологічного виду, віку, зовнішніх

подразнюючих факторів, умов утримання, так і від концентрації, типів та сукупності токсичних речовин, які містяться у воді.

Відомий спосіб біологічної оцінки токсичності води, заснований на використанні в якості тест-об'єктів риб, суть якого полягає в тому, що оцінку токсичності ведуть по дихальній реакції риб, при цьому для здійснення способу використовують пристрій, що складається з вимірювальної камери з перегородками для переміщення між ними риб, електродів, з'єднаних з вимірювальним блоком і блоку реєстрації. Про токсичності води при оцінці її цим способом судять за параметрами записаних біопотенціалів [116]. Однак, параметри біопотенціалів залежать не тільки від токсичності води, але і від наявності в ній кисню, від її кислотності і від активності поведінки риб. Крім того, біопотенціали на електродах малі і тому вони вимагають значного підсилення, що суттєво ускладнює боротьбу з завадами й ускладнює здійснення способу.

У роботі [108] запропоновано спосіб біологічної оцінки токсичності морського середовища, що використовує як біологічні тест-об'єкти личинок чорноморської риби атерини (*Atherina hepsetus*, *Atherina mochon pontica*), у яких вимірюють теплопродукцію мікрокалориметричним методом і, на підставі зниження питомої теплопродукції в тест-об'єктів, що були піддані дії токсикантів відносно показників інтактних личинок, роблять висновок про токсичність морського середовища. У якості тест-організмів використовуються личинки чорноморської риби атерини (*Atherina hepsetus*, *Atherina mochon pontica*), тест-параметр – теплопродукція виміряна мікрокалориметричним методом T (мкВт/личинку) за допомогою Монітору біологічної активності ТАМ 2277 (Швеція, Thermometric) [119].

Методика оцінки рівня токсичності за допомогою біондикації по фітопланктону полягає у визначенні зміни концентрації частинок водоростей при дії токсичних речовин, що містяться у тестованій воді у порівнянні з контролем. Короткочасне біотестування – 96 годин – дозволяє визначити наявність гострої токсичної дії тестованої води на водорості, а тривале – 14

діб – наявність хронічної токсичної дії. У якості тест-об'єкта використовується культура водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb. або *Chlorella vulgaris* Beijer [2].

Особливістю впливу забруднюючих хімічних речовин на водні екосистеми є не лише зміна популяцій фітопланктону у відповідь на дію цих речовин, але й конкурентна взаємодія різних видів фітопланктону між собою [121, 122]. Враховуючи різну чутливість видів фітопланктону до хімічних речовин це призводить до більш складної динаміки зміни чисельності частинок фітопланктону у реальних багатовидових екосистемах у порівнянні з тестовими монокультурами водоростей. Для оцінки токсичної дії ширшого спектра хімічних сполук використовують тести з декількох видів фітопланктону – модельні водні екосистеми [121].

Виробнича діяльність може приводити до хімічного забруднення води та зміни її хімічного складу. При цьому відбувається зниження якості води й збільшення екологічної небезпеки та відповідних ризиків для здоров'я населення. Це викликає проблему необхідності контролю інтегральних показників забруднення вод та їх токсичності. Для дослідження забруднення водних об'єктів компонентами небезпечних відходів, а також оцінювання токсичності вод розроблені спеціалізовані біосенсори, що дозволяють виявляти у водних середовищах іони важких металів, непридатні пестициди та інші токсичні речовини [123–125].

У роботах [126, 127] запропоновано спосіб та методику визначення впливу токсичності стічних вод на водні солоні середовища шляхом аналізу показників росту культури морської одноклітинної водорості *Platymonas viridis* Rouch або *Dunaliella salina* Teod., тест-параметр – чисельність клітин. Ряд методик, зокрема [128] дозволяють досліджувати токсичне забруднення водою різної солоності і зон змішування річкових і морських вод з використанням специфічних тест-об'єктів, зокрема, морських одноклітинних водоростей (*Chlorella* sp.f. *marina*, *Dunaliella tertiolecta*, *Phaeodactylum tricorutum*), солоноватоводної коловертки (*Brachionus plicatilis* Muller) і

галобіонтного рачка (*Artemia salina* (L.)) та ін. Використання солоноватоводних тест-об'єктів вимагає специфічних живильних середовищ, наприклад, середовища Гольдберга у модифікації Ю. Г. Кабанової [128, 129].

У роботі [130] запропоновано спосіб дослідження гострої токсичності водного середовища, який включає вміщення у досліджуване водне середовище контейнера з тестовим живим біологічним об'єктом. З метою покращення умов вимірювання спектральних параметрів розчину в контейнері, частину водного розчину в контейнері, за спектральними характеристиками якої здійснюють контроль токсичності водного середовища, відокремлюють від вміщених у контейнер тестових живих біологічних об'єктів, не перешкоджаючи водообміну. У якості тест-організмів використовується нитчасті водорості. Тест-параметр – співвідношення пігментів каротину та хлорофілу (%).

Ряскові вперше, як фітотести стали використовуватися для тестування забруднення води пестицидами. В якості коректної оцінки використовували показники: коефіцієнт зростання, довжину і кількість коренів, площа листка, реакцію фотосинтезу й інші фізіологічні та морфологічні характеристики. В даний час за допомогою видів сімейства Ряскових проводять біотести на токсичність важких металів, нафтопродуктів, радіонуклідів та інших забруднювальних речовин [131].

У значній кількості робіт для дослідження токсичності водних середовищ використовуються клітинні біосенсори на основі культур клітин різних живих організмів [132–139]. Зокрема, в роботах [132, 133] у якості тест-об'єкта використовується культура тканин печінки, тест-параметр – поглинання кисню, який визначається електрохімічним (полярографічним) методом. У роботах [134, 138, 139] запропоновано спосіб визначення токсичності водних розчинів за станом хроматину клітин людини, заснований на дослідженні тест-об'єкта в контрольній і досліджуваній пробах водних розчинів з подальшою оцінкою токсичності за порівнянням біологічних показників. У якості тест-об'єкта використовуються клітини

букального епітелію людини, тест-параметр – середня кількість гранул гетерохроматину в ядрах клітин N (шт). У роботі [135] в якості тест-об'єкта використовують культуру ракових клітин організму людини Нер-2 (клітини карциноми гортані людини), тест-параметри – відносна площа руйнування клітинного моношару (%). У роботі [136] в якості тест-об'єкта використовуються тканину молюска *Anodonta cygnea* (Unionidae), тест-параметр – концентрація глутатіону С (нмоль/г). У роботі [137] запропоновано спосіб оцінки токсичності водного середовища за допомогою ліпідів організму риби, який включає оцінку забруднення водного середовища іонами металів. При цьому проводять визначення ліпідного складу клітин зябер та гепатопанкреасу риби, який модулюють концентрацією іонів цинку та кадмію, які розчинені у водному середовищі. У якості тест-організмів використовуються риби, тест-параметр – співвідношення ліпідів клітин зябер риби (відносні одиниці).

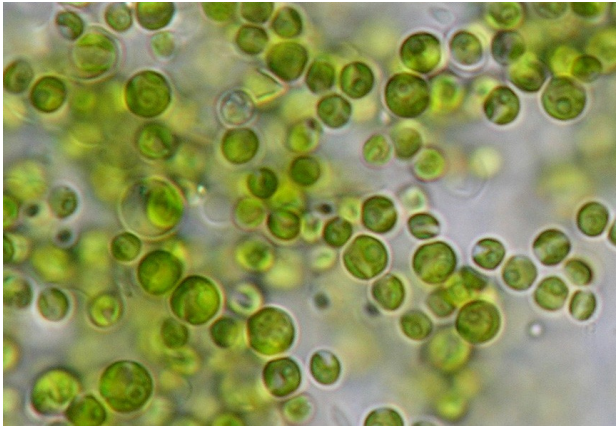
Для комплексної оцінки токсичності, генотоксичності та цитотоксичності водного середовища досліджують цитогенетичні функціональні показники клітин тест-організмів такі, як частоту клітин із мікроядрами та подвійними ядрами [140–143]. У роботах [144, 145] запропоновано спосіб визначення ступеня забруднення рибогосподарських водоймищ шляхом дослідження еритроцитів у мазках крові риби, що є тест-організмами, тест-параметр – відносна кількість еритроцитів з мікроядрами N (%).

У роботі [129] наведено методики біотестування токсичності стічних, поверхневих, підземних і морських вод, донних відкладень (водних витяжок), водних розчинів окремих речовин і їх сумішей на основі різних тест-об'єктів. Зокрема, процедуру визначення токсичності по зниженню рівня біоломінесценції бактерій *Photobacterium phosphoreum* (Cohn) Ford (час тестування 30 хв.; прилад біоломінометр 8703М; межі, в яких знаходиться відносна похибка визначення токсичності за даною методикою з заданою довірчою ймовірністю $P=0,95$, складають $\pm 40\%$); по зниженню приросту

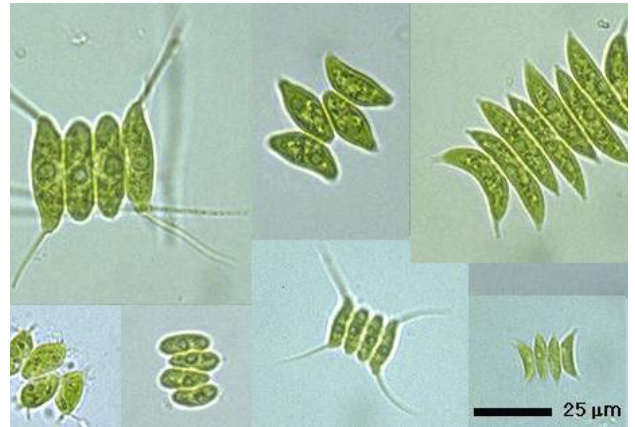
кількості інфузорій *Tetrahymena pyriformis* (Ehrenberg) Schewiakoff (час тестування 24 години (гостра токсичність), 96 годин (хронічна токсичність), підрахунок здійснюється за допомогою мікроскопу та камери Горяєва, межі похибки $\pm 60\%$); по пригніченню росту одноклітинних прісноводних водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb (час тестування 72 години (гостра токсичність), 7 діб (хронічна токсичність), підрахунок чисельності за допомогою мікроскопу та камери Горяєва чи за допомогою фотоколориметра ФЭК-56, КФК-3; межі похибки $\pm 34\%$); по загибелі ракоподібних *Daphnia magna* Straus (час тестування 96 годин, візуальний підрахунок живих дафній, межі похибки $\pm 66\%$); по загибелі ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (час тестування 48 годин, візуальний підрахунок живих церіодафній, межі похибки $\pm 61\%$); по виживанню і плодючості ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (час тестування 7 діб, візуальний підрахунок живих церіодафній, межі похибки $\pm 63\%$); по загибелі риб *Poecilia reticulata* Peters (час тестування 96 годин, візуальний підрахунок, межі похибки $\pm 42\%$); по пригніченню росту одноклітинних морських водоростей *Phaeodactylum tricorutum* Bohlin (час тестування 72 години (гостра токсичність), 7 діб (хронічна токсичність), підрахунок чисельності за допомогою мікроскопу та камери Горяєва чи за допомогою фотоколориметра ФЭК-56, КФК-3; межі похибки $\pm 23\%$); по загибелі ракоподібних *Artemia salina* L. (час тестування 72 години (гостра токсичність), 96 годин (хронічна токсичність), підрахунок здійснюється візуально на лабораторному столі під біноклюром МБС-9 або МБС-10, межі похибки $\pm 37\%$); по загибелі риб *Poecilia reticulata* Peters (час тестування 96 годин, візуальний підрахунок, межі похибки $\pm 30\%$).

Проведений аналіз існуючих методів та засобів контролю токсичності водних середовищ показав, що їх загальним недоліком є низька достовірність контролю пов'язана з недостатньою точністю вимірювання тест-параметрів. Для подальших досліджень у якості тест-об'єктів обрано фітопланктон (хлорелу (*Chlorella vulgaris*) та сценедесмус (*Scenedesmus subspicatus*)) і

макрофіти (ряску малу (*Lemna minor*), ейхорнію прекрасну (*Eichhornia crassipes*) (див. рис. 1.2), а тест-параметрами обрано концентрацію біомаси та співвідношення між основними пігментами. Оскільки існуючі методи контролю параметрів водних середовищ неспроможні вирішити поставлену задачу, то це зумовило необхідність вдосконалення методів мультиспектрального контролю.



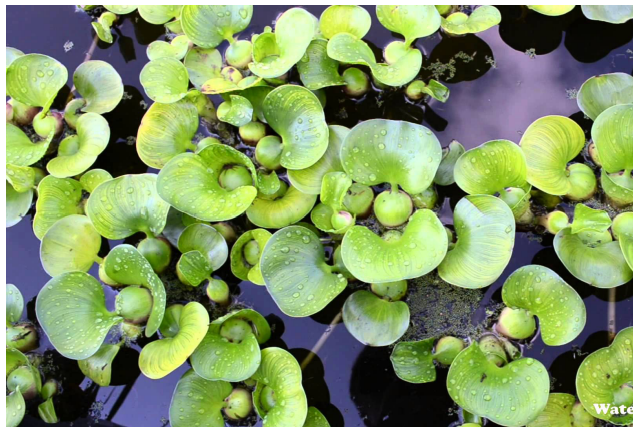
а) хлорела звичайна (*Chlorella vulgaris*)



б) сценедесмус (*Scenedesmus subspicatus*)



в) ряска мала (*Lemna minor*)



г) ейхорнія прекрасна (*Eichhornia crassipes*)

Рисунок 1.2 – Вибрані тест-об'єкти для контролю забруднення водних середовищ

1.4 Оцінювання екологічного стану водних об'єктів методами біоіндикації по фітопланктону і вищим водним рослинам

Аналіз Європейського законодавства у галузі водної політики показав, що згідно з Водною Рамковою Директивою 2000/ЄС/60 [3, 36] для класифікації якості поверхневих вод, запропоновано наступні категорії: відмінний, добрий і задовільний стан. Води, які не відповідають задовільному стану мають класифікуватися, як води з поганим або дуже поганим станом. При цьому серед показників, за якими визначається стан поверхневих вод, важливе значення надається біологічним показникам.

Основні біологічні показники, які рекомендується використовувати для оцінювання екологічного стану водних об'єктів методами біоіндикації у Водній Рамковій Директиві 2000/60/ЄС, це склад, кількість та наявність чутливих таксонів для донних безхребетних, макрофітів, донних водоростей, риб та фітопланктону [36, 146].

Наведемо особливості використання макрофітів і фітопланктону для оцінювання екологічного стану водних об'єктів за Водною Рамковою Директивою 2000/60/ЄС.

Макрофіти використовуються для оцінювання евтрофікації водних об'єктів. Зокрема, при дослідженні макрофітів додатково враховують такі показники, як морфологію, річковий стік, глибину та прозорість водних об'єктів. Вони характеризуються високими сезонними коливаннями в структурі і кількості угруповань. Типова частота проведення досліджень – один-два рази на рік. Дослідження рекомендується проводити від середини до кінця літа.

При дослідженні фітопланктону додатково вимірюють концентрацію хлорофілу а і такі фізико-хімічні параметри, як температуру, розчинений кисень, нітроген загальний, фосфор загальний. Фітопланктон використовується у якості показника продуктивності та евтрофікації водойм. Фітопланктон характеризується високою міжсезонною та внутрішньо

сезонною мінливістю у структурі спільнот і біомасі, що спричинена кліматичними явищами, освітленням, розчиненими біогенними речовинами тощо. Типова частота проведення досліджень – щомісяця або щоквартально протягом року.

19 вересня 2018 р. постановою Кабінету Міністрів України №758 затверджено новий «Порядок здійснення державного моніторингу вод» [147]. Державний моніторинг вод здійснюється з метою забезпечення збирання, обробки, збереження, узагальнення та аналізу інформації про стан водних об'єктів, прогнозування його змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень у галузі використання, охорони вод та відтворення водних ресурсів [147]. Науково-методичне забезпечення державного моніторингу вод здійснює Мінприроди. Складовими державного моніторингу масивів поверхневих вод є моніторинг біологічних, гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників. Зокрема, у ході діагностичного та операційного моніторингу річок та озер необхідно досліджувати біологічні показники для фітопланктону та судинних рослин.

При цьому, для фітопланктону необхідне визначення таких показників, як біомаса об'ємна, біомаса за хлорофілом а, кількість видів, кількість родин. Моніторинг показників фітопланктону здійснюється не менше, ніж двічі на рік для озер, а також великих річок і дуже великих річок на низовині. Для судинних рослин необхідне визначення таких показників, як кількість видів, кількість родин, кількість поясів для річок на низовині, а також кількість видів, кількість родин, кількість поясів, проективне покриття водного дзеркала, частота зустрічальності інвазивних видів, частка проективного покриття за рахунок інвазивних видів для озер [147]. Моніторинг показників судинних рослин здійснюється не менше одного разу на рік для озер, а також річок на низовині. Крім того, щомісяця здійснюється вимірювання хімічних та фізико-хімічних показників. Суб'єктами моніторингу річок та озер згідно [147] є ДСНС та Держводагентство.

Макрофіти є більш консервативними показниками стану водних екосистем, ніж угруповання фіто-, зоопланктону і бентосу, які утворені дрібними, рухливими організмами. Однак, це не заперечує можливості використання макрофітів для оцінки стану водних екосистем різного типу. У Директиві 2000/60/ЕС [36] макрофіти розглядаються як важливий «елемент якості для класифікації екологічного статусу» природних та «екологічного потенціалу» сильно змінених та штучних водних об'єктів. При цьому стосовно річок і озер як «елемент біологічної якості» рекомендується використовувати вищі водяні рослини.

Водними макрофітами називають всі макроскопічні рослинні організми, встановлення родової (видової) приналежності яких не потребує застосування оптичних засобів з великим збільшенням. В прісноводних водоймах це вищі водяні рослини, а також харові й зелені нитчасті водорості. До складу водяних макрофітів входять справжньо-водяні, повітряно-водяні та амфібійні види [26]. Перші для проходження життєвого циклу потребують постійного контакту з водним середовищем, більша частина вегетативного тіла цих рослин занурена у воду, на її поверхні чи над нею можуть бути розташовані листя. У повітряно-водяних рослин у воді знаходиться лише нижня частина пагонів, а верхня – у повітрі. Представники цієї групи займають прибережні мілини до глибини 1-2 м та зустрічаються вище урізу води. Амфібійними є види, які в залежності від умов проходять свій життєвий цикл як за типом справжньо-водяних, так і суходільних рослин. В практиці гідроботанічних досліджень серед водяних рослин за ступенем контактування з водним і повітряним середовищами та донними відкладами, зазвичай, розрізняють такі екологічні групи:

- повітряно-водяні - рослини з пагонами, частина яких перебуває у водному середовищі, а частина піднімається над поверхнею води;
- з плаваючим листям – рослини, більша частина вегетативних пагонів і листя яких плаває;

– занурені – рослини, основна частина яких знаходиться у водній товщі, а генеративні пагони можуть здійматися над водою чи плавати на її поверхні.

Видовий склад, характер поширення, структура рослинних угруповань, показники біомаси й площі зарослої акваторії є маркерами, які візуально виявляють екологічний стан водних об'єктів [26]. Спостереження за динамікою якісних і кількісних показників розвитку макрофітів дозволяють визначити напрямок сукцесії водних екосистем. Матеріали про зміни рослинності можуть бути отримані в результаті спостережень за акваторією всього водного об'єкта або його частини. Досліди проводять на стаціонарних майданчиках з фіксованими межами. Порівняння проводять за всіма параметрами, які характеризують угруповання макрофітів. При цьому зміни можуть носити сезонний характер, що викликається кліматичними умовами, особливостями біологічних ритмів рослин, або ж антропогенним тиском на водойму. Сезонні зміни та флуктуації є хаотичними, але зворотніми. Вони розглядаються як тимчасова зміна структури угруповань і протиставляються екологічним сукцесіям – спрямованим змінам, що спричинені зовнішніми або внутрішніми чинниками й мають незворотній характер [148].

При цьому одним з найбільш характерних індикаторів забруднення поверхневих вод є макрофіти, стан яких адекватно відображає якість водних екосистем [149]. У цьому контексті необхідно розв'язати ряд науково-практичних задач, які зводяться до визначення якості водних середовищ шляхом біоіндикації макрофітів, тобто впливу фізико-хімічних та біохімічних чинників на зміну стану вищих водних рослин та екосистеми в цілому, а також доцільно встановити параметри зміни оптичних характеристик макрофітів [150–153]. Важливо також здійснити моніторинг водних об'єктів з використанням сучасних геоінформаційних систем та аерозйомок для встановлення площ забруднення водних екосистем.

При цьому визначення якості водних середовищ можливо здійснювати шляхом біоіндикації по макрофітам на основі досліджень

впливу фізико-хімічних та біохімічних чинників на зміну стану вищих водних рослин та екосистеми в цілому. Використання макрофітів, як індикаторів екологічного стану водойм видається надзвичайно привабливим, адже вони – видимий і зручний для спостережень об'єкт. Макрофіти чутливі до змін багатьох параметрів та характеристик водного об'єкту: гідрологічного режиму, трофічного статусу, стадії розвитку, специфіки хімізму води тощо. Навіть попереднє обстеження рослинності водойми дозволяє зробити експрес-оцінку її екологічного стану. Стосовно поверхневих вод України в роботі [26] запропонована кількісна класифікація розвитку макрофітів за трьома показниками (фітомаса, відсоток заростання водного об'єкта в цілому, проективне покриття). Вона може бути використана, як критеріальна основа для оцінювання ступеня й характеру розвитку макрофітів. Особливу роль вищі водяні рослини відіграють у процесі самоочищення гідроекосистеми, забезпечуючи виконання низки функцій (фільтраційну, поглинальну, накопичувальну, санітарну, окислювальну, детоксикаційну), завдяки яким здійснюється вилучення значної кількості біогенних елементів та акумуляція забруднювальних речовин, що сприяє формуванню якісних показників води. Зарості вищої водяної рослинності можуть служити перешкодою потрапляння у водні екосистеми з поверхневим стоком розсіяних забруднень. У ряді робіт досліджували використання макрофітів, зокрема, ейхорнії для біологічної очистки забруднених водних об'єктів [154, 155] та доведена висока ефективність таких природоохоронних заходів.

Крім того, моніторинг та контроль стану природних водних об'єктів може здійснюватися на основі біоіндикації по фітопланктону [27]. У роботі [156] запропоновано автоматизовану систему для досліджень параметрів фітопланктону на основі розпізнавання частинок фітопланктону в проточній вимірювальній кюветі на основі аналізу геометричних параметрів цих частинок. У роботі [157] мультиспектральний метод використовується для дистанційного супутникового екологічного контролю вмісту фітопланктону

у водних об'єктах, що дозволило аналізувати просторовий розподіл концентрації фітопланктону у водних об'єктах з високою роздільною здатністю. Вибір характеристичних довжин хвиль для дослідження зразків фітопланктону водойм визначаються спектральними залежності відносної ефективності поглинання пігментів фітопланктону [158].

Оцінку якості води на основі результатів біоіндикації по фітопланктону можна провести методом Зелінки–Марвана, за яким індекс забруднення навколишнього середовища [25]:

$$S_{EPI} = \frac{\sum_{i=1}^N s_i C_{zi} J_i}{\sum_{i=1}^N C_{zi} J_i}, \quad (1.1)$$

де N – число видів фітопланктону, що є біоіндикаторами; C_{zi} – концентрації частинок фітопланктону i -того виду; s_i , J_i – сапробна валентність та індикаторна вага i -того виду взяті з довідникових таблиць для видів-біоіндикаторів [25, 121, 159].

Ступінь індикаторності видів встановлюється з використанням зведених таблиць та атласів сапробних організмів і монографічних опрацювань конкретної групи фітогідробіонтів чи таксономічної групи взагалі. Окрім використаного індексу забруднення на основі універсального методу Зелінки–Марвана існує значний набір біотичних індексів [160] орієнтованих на конкретні види тестових організмів та запропоновані у різних країнах світу для оцінки екологічного стану конкретних водних об'єктів. При співставленні результатів отриманих з використанням різних біотичних індексів можуть виникати розбіжності в оцінці екологічного стану, що викликано різною чутливістю вибраних біоіндикаторів до конкретних видів забруднення.

1.5 Екологічний контроль водних об'єктів на прикладі регіональної екологічної мережі Вінницької області

У зв'язку із погіршенням стану навколишнього середовища у всьому світі набула популярності ідея сталого (збалансованого) розвитку, одним із принципів якого є створення Всеєвропейської екологічної мережі – системи взаємопоєднаних, цінних з екологічної точки зору природних територій. Повноцінне функціонування екологічної мережі сприятиме збереженню навколишнього середовища, оскільки процес її формування передбачає виділення особливо цінних природних територій та їх охорону, а також створення нових заповідних об'єктів для розширення існуючої екомережі. Відповідно Закону України «Про екологічну мережу України» проектування екомережі здійснюється шляхом розроблення регіональних схем формування екомережі АР Крим та областей, а також місцевих схем формування екомережі районів, населених пунктів та інших територій України. Тобто першим етапом повинно бути формування схем місцевих (локальних) екомереж [161–181].

Розглянемо формування схеми однієї з таких екомереж (на прикладі Вінницької області). Варто зазначити, що даний регіон має досить значний екологічний потенціал, в тому числі й у частині створення нових природно-заповідних територій. Наявність переробних підприємств спричиняє забруднення та порушення водного режиму численних річок та ставків. Тому навколишнє середовище зазнає значного антропогенного впливу, який може бути зменшений завдяки створенню екомережі.

Як відомо, екологічна мережа має такі структурні елементи: ключові території, сполучні території, буферні території, відновлювані території.

Ключові території, які забезпечують збереження найбільш цінних і типових для даного регіону компонентів ландшафтного та біотичного різноманіття [182], переважно представляють собою території та об'єкти природно-заповідного фонду, а також лісові масиви, які відповідно до

Лісового кодексу України віднесені до I групи і основною функцією яких є природоохоронна. Крім того, при виборі ключових територій бралось до уваги, щоб їх площа дозволяла виявитися їх біоекологічному, ландшафтному та іншим значенням у масштабі району. Також враховувалось територіальне розташування та природні можливості бути сполученими з іншими ключовими територіями. У випадку близького розташування територій, обидві з яких потенційно могли б бути ключовими, перевага надавалась тій, яка має природоохоронний статус; у деяких випадках території умовно об'єднувались у єдину ключову територію.

Сполучні території, як відомо, поєднують між собою ключові території, забезпечують міграцію тварин та обмін генетичного матеріалу. Тому провідним критерієм їх виділення є міграційний: сполучною територією є такий ареал або їх сукупність, вздовж якого можливий обмін генетичним матеріалом і міграція між ключовими територіями екомережі. Вибір сполучних територій проводився нами із врахуванням таких вимог:

- довжина сполучної території не повинна перевищувати відстаней, на які мігрує більшість видів, що живуть на ключових територіях;
- ширина сполучної території повинна дозволяти популяціям ефективно використати її як канал міграції та розселення;
- всередині сполучної території повинні бути відсутні міграційні бар'єри та інші фактори, що перешкоджають міграції та розселенню більшості видів.

Крім з'єднуючої суміжні ключові території ролі, ряд сполучних територій можуть мати самостійне значення як центри біологічного та ландшафтного різноманіття. Так, багато русел рік і річкові долини в цілому не зв'язують ключові території між собою, однак володіють високим біорізноманіттям. Це різноманіття зумовлене тим, що русло й річкова долина самі по собі є потужними каналами міграції багатьох видів, насамперед - водної фауни та флори [183].

На основі врахування вищенаведених критеріїв, а також особливостей територіального розташування ключових територій, було вибрано сполучні

території якими переважно є р. Південний Буг та її притоки, а також лісосмуги, лісові масиви, які територіально з'єднують ключові території.

У результаті проведених досліджень було закладено основи схеми екомережі Вінницької області, при реалізації якої на практиці можна буде зменшити антропогенний тиск на територію і збільшити ступінь захищеності цінних природних територій. У подальшому в процесі формування екомережі будуть вирішуватись такі стратегічні завдання, як збереження біорізноманіття, середовищ існування та ландшафтів, забезпечення просторової достатності для існування та відтворення популяцій цінних видів рослин і тварин, відновлення зруйнованих або порушених екосистем.

Регіональна схема екологічної мережі Вінницької області (рис. 1.3), була затверджена рішенням сесії Вінницької обласної ради №282 від 14.02.2012 р. [184].

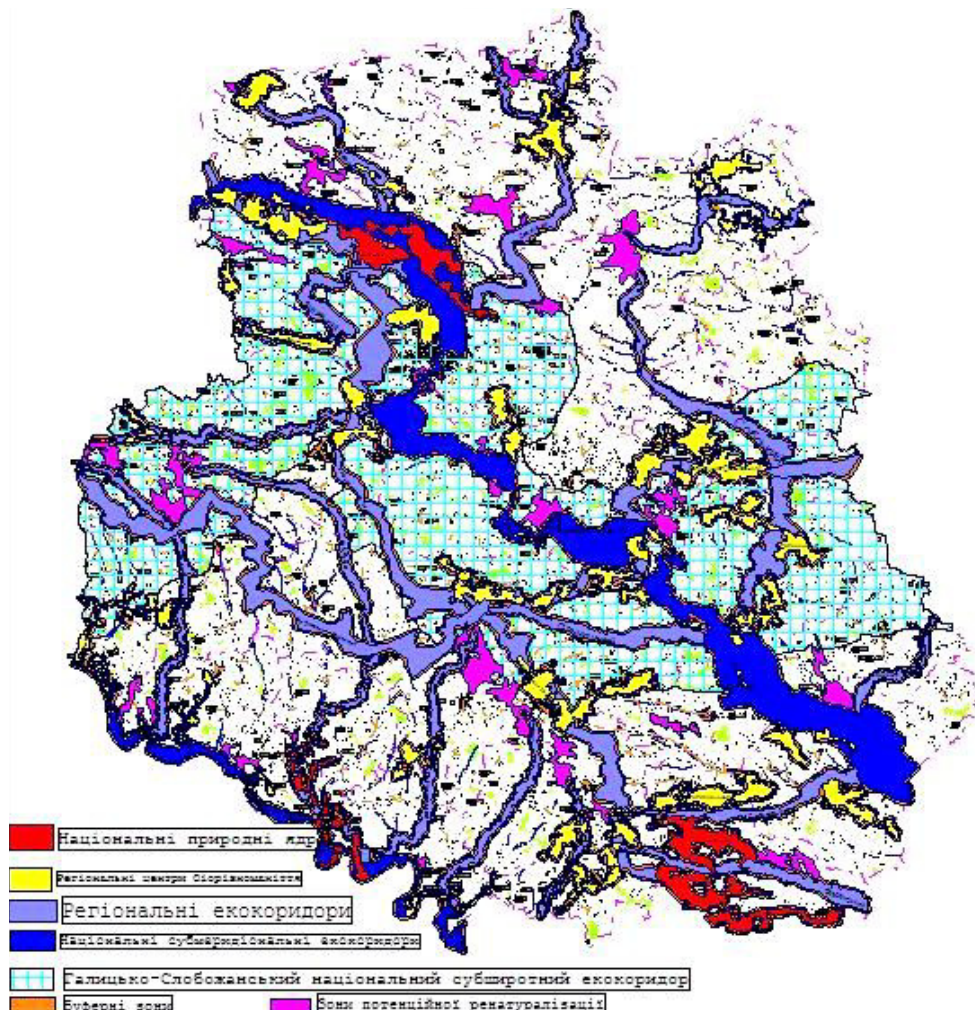


Рисунок 1.3 – Регіональна схема екологічної мережі Вінницької області

Південнобузький субмеридіональний екокоридор поєднує елементи регіональних екомереж Вінницької області з елементами регіональних екомереж Хмельницької та Кіровоградської областей. На території Вінницької області виділено такі 19 регіональних екокоридорів, 17 з них виділені долинами основних малих річок Вінниччини. Екологічний стан природних водних об'єктів, що є частиною регіональної екологічної мережі можливо контролювати за допомогою мультиспектральних методів та засобів, що розробляються у даній роботі.

1.6 Особливості водних середовищ, як об'єктів екологічного контролю оптичними методами

З оптичної точки зору водні середовища природних водних об'єктів є неоднорідними поглинаючими середовищами з яскраво вираженими розсіюючими властивостями. Взаємодія світла з такими середовищами має складний характер. Процеси розсіювання і поглинання світла визначають, з одного боку, глибину проникнення світла в середовище, а з іншого боку, впливають на спектр розсіяного назад випромінювання, аналіз якого є основою оптичних методів контролю [185–200].

Присутність у досліджуваних водних середовищах частинок різної форми та розміру, а також вплив на оптичні характеристики різних біологічних пігментів, які можуть бути локалізовані у певних шарах середовища ускладнює визначення концентрації певних речовин у них.

Однією з характеристик взаємодії світла з водними середовищами є поглинання світла. Значна частка ефектів, пов'язаних із взаємодією світла з водними середовищами, зумовлена процесом поглинання світла середовищем [185–187].

Коефіцієнт поглинання світла у середовищі визначається інтегралом перекриття спектрів зондуючого випромінювання і поглинання хромофорів, що входять до складу водних середовищ. Абсолютні значення коефіцієнтів поглинання μ_a для при цьому лежать в межах 10^{-2} – 10^{-4} см⁻¹ [185, 186].

Крім поглинання водні середовища характеризується також певним світлорозсіюванням, при цьому переважна їх більшість є сильно розсіюючими (оптично мутними) середовищами.

Під розсіюванням світла у середовищі в широкому сенсі слова розуміють зміну напрямку його поширення в середовищі, яка відбувається або через флуктуації показника заломлення середовища, або через наявність границі поділу середовищ з різними показниками заломлення у випадку багатошарової структури.

Характер розсіювання світла у водному середовищі (ефективність розсіювання та анізотропія розсіювання) визначається співвідношенням довжини хвилі світла і розміру розсіювальних частинок (дифракційного параметра ka , де $k = 2\pi/\lambda$, a – розмір розсіювача, λ – довжина хвилі світла). У водних середовищах розсіюючими частинками є завислі частинки, органічного та неорганічного походження, планктонні організми (фіто-, зоо- та бактеріопланктон), нитчасті водорості, елементи біотканин вищих водних рослин (макрофітів). Розсіювачі мають широкий спектр розмірів, тому у водних середовищах мають місце різні види розсіювання – від релєївського розсіювання до розсіювання Мі.

Багатократне розсіювання проникаючого у водні середовища світла призводить до його об'ємного поширення всередину середовища і, в комбінації з поглинанням, визначає глибину його проникнення [186].

Результатом розсіювання світла є також формування потоку розсіяного назад випромінювання, який на поверхні середовища реєструється як дифузно відбите світло. Очевидно, що спектральний склад розсіяного назад випромінювання також визначається як поглинаючими властивостями середовища, а саме, специфічними спектрами поглинання компонентів, що входять до складу водних середовищ, так і розсіюючими властивостями середовища, оскільки і коефіцієнт розсіювання μ_s і параметр анізотропії g (середнє значення косинуса кута розсіювання) залежать від довжини хвилі зондуючого випромінювання.

Таким чином, оптичні характеристики водних середовищах (коефіцієнт поглинання μ_a , коефіцієнт розсіювання μ_s , параметр анізотропії розсіяння g , показник заломлення n) несуть інформацію про кількісний вміст і просторовий розподіл різних біологічних компонентів, що дає потенційні можливості контролю їх параметрів [185–200].

Розробка фізичної моделі водних середовищ можлива на основі аналізу фізичних причин, що визначають формування їх спектрів дифузного відбиття.

Природні водні середовища являють собою багат шарову неоднорідну структуру, поглинаючи й розсіювальні властивості якої визначаються оптико-фізичними характеристиками компонентів, що містяться в ній.

Формування спектрів відбиття водних середовищ відбувається завдяки зменшенню із зростанням довжини хвилі їх розсіювальних властивостей і нерівномірному спектральному розподілу її поглинаючих властивостей, в першу чергу хлорофілів та каротиноїдів, що міститься в фітопланктоні та вищих водних рослинах.

1.7 Аналіз оптичних методів контролю параметрів водних середовищ

Оптичні методи контролю дозволяють досліджувати значну кількість біофізичних характеристик приповерхневого шару водних середовищ. В основі оптичних методів контролю лежить взаємодія оптичного випромінювання з водними середовищами. Проаналізуємо основні з них. Існуючі методи визначення оптичних параметрів водних середовищ можна умовно класифікувати за способом, яким визначаються оптичні параметри середовища (прямі й непрямі), і за умовами їх визначення (*in vitro* або *in situ*) [185]. Основними вимірюваними інформативними параметрами об'єктів в оптичних методах є такі характеристики, як оптична густина, коефіцієнт дифузного відбиття, інтенсивність люмінесценції і т.д. Прямі методи, в

основі яких лежать базові поняття або визначення, наприклад, закон Бугера-Бера, фазова функція однократного розсіювання для тонких зразків або ефективна глибина проникнення світла для об'ємних середовищ, а вимірюваними параметрами в яких є колімоване пропускання та індикатриса розсіювання для тонких зразків або освітленість всередині об'ємного середовища, відносяться до методів, що реалізуються в умовах *in vitro*.

Непрямі методи передбачають вирішення зворотної задачі розсіювання на основі використання тієї чи іншої теоретичної моделі поширення світла в середовищі. Звичайний шлях визначення поглинаючих і розсіювальних властивостей *in vitro* зразків – застосування традиційного методу, заснованого на вимірюванні спектрів дифузно відбитого світла, або світла, що дифузно пройшло через середовище в поєднанні зі змінами колімованого пропускання зразка (метод двох інтегруючих сфер) з наступною математичною обробкою результатів вимірювань на основі багатопотокової моделі або з використанням чисельних методів [199–205].

В даний час розроблено ряд методів, що дозволяють вивчити оптичні властивості водних середовищ, як в ультрафіолетовій, так і у видимій, і ближній інфрачервоній областях спектра. Результати вимірювань отримано при дослідженні водних середовищ в умовах *in vitro* так і в умовах *in situ*. При цьому спостерігається широкий розкид значень оптичних параметрів, причинами якого є відмінності в методиках підготовки та проведення експерименту.

В даний час отримано велику кількість даних вимірювань оптичних властивостей водних середовищ. Отримані результати дають чітке уявлення про оптичні явища, що відбуваються в середовищах. Очевидно, що якщо перед дослідником поставлено задачі дослідження фізичних параметрів певного шару водних середовищ, то в цьому випадку краще використовувати *in vitro* методики.

Вимірювання в умовах *in situ* мають певну перевагу перед *in vitro*, оскільки при цьому не виникає необхідності враховувати зміни у процесі

пробопідготовки. Результати *in situ* досліджень дають можливість отримувати інформацію про зміни стану, біофізичну структуру та біохімічні процеси у водних середовищах, що особливо важливо для прикладних задач екологічного контролю. У свою чергу, оптичні характеристики зразків виміряні *in vitro* поступово змінюються за рахунок біохімічних процесів їх деструкції з часом.

Методи дослідження оптичних властивостей водних середовищ в умовах *in situ* є суто непрямими методами, які вимагають залучення для аналізу отриманих результатів певних теоретичних моделей (наприклад, моделі Кубелки-Мунка, багатопотокової моделі), наближених аналітичних теорій чи застосуванням чисельних методів (наприклад, методу Монте Карло) [196, 206, 207].

Серед оптичних методів дослідження водних середовищ в умовах *in situ* в даний час найбільший розвиток отримали методи спектроскопії відбивання і флуоресцентної спектроскопії. Зворотно розсіяне середовищем випромінювання або його флуоресценція несуть інформацію про концентрацію і просторовий розподіл хромофорів, і флуорофорів, що дозволяє діагностувати структурні зміни водних середовищ.

Метод спектроскопії відбивання давно використовується і є одним з найбільш поширених методів контролю параметрів водних середовищ. Цей метод відрізняється тим, що дозволяє працювати лише з одним вимірюваним параметром – коефіцієнтом дифузного відбивання. Це викликає певні складнощі у виявленні взаємозв'язку між вимірюваним спектром дифузного відбивання та оптико-фізичними параметрами середовища і, як наслідок, певні складнощі в інтерпретації експериментальних результатів. Тому коректна інтерпретація експериментальних результатів вимагає залучення теоретичного опису формування спектрального складу дифузно відбитого світла.

Хоча метод спектроскопії відбивання, заснований на вимірюванні спектру дифузно розсіяного назад випромінювання, використовується досить

давно, останні досягнення в області оптоелектроніки та комп'ютерних технологій дали цьому нові можливості й дозволили перетворити спектроскопію відбивання у поширений і популярний метод дослідження водних середовищ.

Раніше моделювання поширення світла в водних середовищах ґрунтувалося на моделях, що описують окремі випадки їх стану. Однак ці моделі не дозволяють адекватно описати динаміку зміни спектру в процесі певних зовнішніх впливів, що призводять до змін його оптичних параметрів. Це стосується зміни структури водних середовищ чи концентрації хромофорів у них, що призводять до змін їх оптико-фізичних властивостей. Необхідність розробки такої моделі обумовлена також тими причинами, що вона дає можливість розроблення засобів контролю.

Описані особливості методу спектроскопії відбивання в умовах *in situ* повною мірою можна віднести і до іншого добре відомого методу контролю – флуоресцентної спектроскопії.

Незважаючи на значні успіхи, досягнуті в області *in situ* флуоресцентної спектроскопії водних середовищ, можливості цього методу далеко не вичерпані. Першим кроком до повної реалізації можливостей методу є перехід від якісного аналізу стану водних середовищ, що полягає в порівнянні інтенсивності автофлуоресценції різних ділянок поверхні на певній комбінації довжин хвиль до кількісної оцінки характеристик середовища за спектрами її автофлуоресценції, яка дає можливість контролювати відхилення параметрів. При використанні цих методів експериментально вимірюються лише два параметри, а саме, коефіцієнт дифузного відбивання та інтенсивність автофлуоресценції на тій чи іншій довжині хвилі. Це вимагає проведення аналізу *in situ* спектрів дифузного відбивання або спектрів автофлуоресценції на основі теоретичного опису процесів поширення світла в складних багат шарових структурах, якими є більшість водних середовищ. У свою чергу, успішне застосування теоретичних методів вимагає розробки фізичної моделі водних середовищ,

адекватно описує їх як багатокомпонентну багат шарову структуру з певними просторовими розподілами оптичних характеристик. Фізична модель водних середовищ може бути створена на основі порівняння експериментально виміряних спектрів дифузно відбитого світла або спектрів її автофлюоресценції зі спектрами, розрахованими на основі моделі.

Як і у випадку методу спектроскопії відбивання, оскільки вимірюється лише спектр флуоресценції водних середовищ, інтерпретація експериментальних результатів вимагає розробки адекватної фізичної моделі, що дозволяє кількісно оцінювати за спектрами автофлюоресценції стан водних середовищ.

Оскільки у процесах формування спектрів дифузного відбивання та автофлюоресценції бере участь одне й теж водне середовище, що характеризується певними поглинаючими і розсіюючими властивості, то перспективним методом дослідження є комбінований метод спектроскопії відбивання і флуоресцентної спектроскопії, який в даний час недостатньо розвинений.

Однією з найважливіших проблем є розробка методів дослідження порушеної ділянки поверхні водного об'єкта та локація місця забруднення. Серед відомих у даний час методів одними з найбільш привабливих є оптичні методи, насамперед завдяки їх можливості досягнення високої просторової розділової здатності, можливості здійснення екологічного моніторингу поверхні водного об'єкта.

Для прикладних задач екологічного контролю актуальним є аналіз концентрації пігментів у приповерхневому шарі водних середовищ за допомогою вимірювання координат кольору елементів цифрового зображення на основі методу цифрової колориметрії.

Об'єктивність оцінювання сприйняття кольору водних середовищ та особливостей її поверхневої і субповерхневої структур заснована на фізичних принципах формування та оцінювання кольору, втілених у колориметричних

методах вимірювання кольору і комп'ютерних методах цифрової візуалізації поверхні [208].

Однією з переваг оптичних методів дослідження водних середовищ є можливість отримання інформації про середовище шляхом аналізу поляризаційних характеристик розсіяного середовищем випромінювання. Аналіз поляризаційних характеристик розсіяного світла завжди відіграв важливу роль у дослідженнях взаємодії поляризованого випромінювання з водними середовищами, оскільки поляризаційна структура світлових полів, що виникає при розсіюванні за певних умов виявляється чутливою до змін умов взаємодії випромінювання з середовищем. Тут необхідно відзначити вимірювання поляризації розсіяного світла при дослідженні когерентного зворотного розсіювання, а також дослідження впливу розмірів частинок середовища на поляризацію розсіяного вперед випромінювання [198].

Альтернативним методом дослідження водних середовищ є методи мультиспектральної та гіперспектральної візуалізації [209–227], засновані на унікальній комбінації просторових та спектральних вимірювань і широко використовується в даний час. Різні об'єкти стають видимими в різних спектральних смугах, даючи можливість отримати функціональну «карту» об'єкта, показуючи тип і область локалізації вмісту певних хромофорів та змін функціональної структури всередині водних середовищ. Дослідження можливості візуалізації водних середовищ шляхом формування комп'ютерного зображення об'єкта, де в якості параметра візуалізації використовується контрольований параметр є надзвичайно актуальними.

1.8 Мультиспектральний метод контролю параметрів водних середовищ

Відповідно міжнародним стандартам [228–230] для розрахунку кольоровості об'єкта у системі координат кольору XYZ, що вибірково відбиває потік випромінювання, необхідно знати спектральну щільність

потіку випромінювання $P(\lambda_i)$, спектральні значення коефіцієнта відбиття $\rho(\lambda_i)$, функції складання $\bar{x}(\lambda_i)$, $\bar{y}(\lambda_i)$, $\bar{z}(\lambda_i)$. Якщо прийняти, що всі ці функції задані графічно і розбити спектр випромінювання на вузькі інтервали $\Delta\lambda$, вважаючи, що в кожному i -тому інтервалі потік випромінювання однорідний і $\rho(\lambda_i)$, не змінюється, то вирази, що визначають координати кольору потоку, відбитого від досліджуваного об'єкта, будуть рівні:

$$\begin{cases} X = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) \bar{x}(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda, \\ Y = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) \bar{y}(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda, \\ Z = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) \bar{z}(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda. \end{cases} \quad (1.4)$$

Розширивши метод цифрової колориметрії від трьох координат кольору та трьох спектральних смуг, у яких визначаються координати кольору в системі XYZ до n координат та спектральних смуг отримаємо мультиспектральний метод.

При цьому система рівнянь (1.4) зміниться для визначення координат у мультиспектральному n -вимірному просторі у випадку використання ПЗЗ-камер із спектральною чутливістю $\bar{m}_j(\lambda_i)$:

$$\begin{cases} M_1 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) \bar{m}_1(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda, \\ M_2 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) \bar{m}_2(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda \\ \dots \\ M_n = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P(\lambda_i) \bar{m}_n(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda. \end{cases} \quad (1.5)$$

Також випадку (1.5) відповідає використання однієї ПЗЗ-камери із змінними світлофільтрами чи набору з n ідентичних ПЗЗ-камер, на вході яких встановлені необхідні світлофільтри, які формують $\overline{m}_j(\lambda_i)$ на основі свого спектрального коефіцієнту пропускання та спектральної чутливості камери.

За умови послідовного (почергового) освітлення об'єкта контролю джерелами випромінювання із спектром випромінювання відповідним окремим спектральним смугам та використанням однієї незмінної ПЗЗ-камери система рівнянь для визначення координат у мультиспектральному n вимірному просторі буде

$$\begin{cases} M_1 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P_1(\lambda_i) \overline{m}(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda, \\ M_2 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P_2(\lambda_i) \overline{m}(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda \\ \dots \\ M_n = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P_n(\lambda_i) \overline{m}(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda. \end{cases} \quad (1.6)$$

Суть методу мультиспектрального вимірювального контролю полягає у аналізі цифрових зображень досліджуваного об'єкту, отриманих у декількох спектральних діапазонах. Умовно спектральні телевізійні вимірювання поділяють на односпектральні (панхроматичні, кількість каналів $N=1$, спектральна роздільна здатність каналів за умови поділу спектрального діапазону на спектральні канали рівної ширини, які не перекриваються між собою $CP < 2300$ нм), мультиспектральні (кількість каналів $2 \leq N \leq 99$, спектральна роздільна здатність каналів $23 \text{ нм} \leq CP \leq 1150$ нм), гіперспектральні (кількість каналів $100 \leq N \leq 999$, спектральна роздільна здатність каналів $2,3 \leq CP \leq 23$), та ультраспектральні (кількість каналів $N > 1000$, спектральна роздільна здатність каналів $0,1 \leq CP \leq 2,3$) [231]. Після обробки отриманого масиву мультиспектральних зображень необхідно

опосередковано виміряти параметри водних середовищ у кожному пікселі зображення. Це здійснюється на основі розв'язання оберненої оптичної задачі з урахуванням математичної моделі відповідних водних середовищ.

У даний час особливо актуальним є підвищення ефективності методів вимірювального контролю оптичних параметрів водних середовищ на основі мультиспектральних зображень отриманих ПЗЗ-камерою на характеристичних довжинах хвиль. Розроблення методів та засобів вимірювального контролю оптичних параметрів забруднення водних середовищ для прикладних задач екологічного моніторингу на основі мультиспектральних зображень отриманих ПЗЗ-камерою на характеристичних довжинах хвиль пігментів дозволить розвинути нові концепції та методи екологічного вимірювального контролю, а також підвищити швидкодію та вірогідність контролю параметрів об'єктів.

Вимірювальний контроль стану поверхні об'єктів, їх приповерхневої структури, вмісту певних хімічних сполук, що дозволятиме в загальному визначити їх стан, може здійснюватись на основі обробки мультиспектральних зображень об'єкта отриманих ПЗЗ камерою на характеристичних довжинах хвиль. Концентрацію певних речовин у приповерхневому шарі об'єкта можна аналізувати порівнюючи отриманий масив мультиспектральних зображень з результатами вимірювань для модельних середовищ з відомими концентраціями пігментів, які отримані при певних визначених умовах проведення експерименту.

Математичні моделі трансформації світла у приповерхневому шарі водних середовищах враховують концентрації основних пігментів, структурні особливості при поверхневого шару, довжину хвиль падаючого випромінювання і ступінь його поляризації. Метод експериментальних досліджень та екологічного вимірювального контролю на основі обробки мультиспектральних зображень об'єкта отриманих ПЗЗ камерою на характеристичних довжинах хвиль повинен забезпечувати з високою вірогідністю контроль стану об'єкта та його приповерхневої структури.

Вимірювання концентрацій основних пігментів у приповерхневому шарі водних середовищ здійснюється за допомогою аналізу масивів мультиспектральних зображень об'єкта контролю та їх порівняння з масивом мультиспектральних зображень модельних середовищ з відомими концентраціями пігментів, які отримані при певних визначених умовах проведення експерименту.

1.9 Засоби мультиспектрального вимірювального контролю параметрів водних середовищ

У роботі [232] використано мультиспектральний метод з електрично перестроюваним світлофільтром та спеціалізованим мікроскопом для дослідження просторового розподілу певних біохімічних сполук з високою роздільною здатністю.

У роботі [157] мультиспектральний метод використовується для дистанційного супутникового екологічного контролю вмісту фітопланктону у водних об'єктах, що дозволило аналізувати просторовий розподіл концентрації фітопланктону у водних об'єктах з високою роздільною здатністю.

У роботі [233] розроблено процедуру проведення дистанційного спектрометричного дослідження водних об'єктів у видимому діапазоні довжин хвиль з мостових переходів, оскільки спектри коефіцієнту яскравості висхідного від водних об'єктів випромінювання несуть інформацію про концентрації завислих речовин, розчинених органічних сполук, і, особливо, про вміст пігментів фітопланктону [234–241]. У роботі [242] розроблено процедуру оцінювання трофічного стану водних об'єктів [243, 244], що дозволяє отримати експрес-інформацію про екологічний стан водних екосистем [245, 246] завдяки дистанційним оптичним вимірюванням спектрів яскравості за допомогою портативного спектрометра S41.

Для калібрування результатів дистанційного дослідження вмісту

пігментів фітопланктону можливо використати опорну інформацію отриману дослідженням проб води за допомогою методик вимірювання концентрації хлорофілу *a* спектрофотометричним методом з екстракцією етанолом [247–250].

У роботі [251] мультиспектральний метод використовується для дистанційного зондування та екологічного моніторингу лісів на основі багатохвильового лідара, що під час сканування поверхні лазером формує масив мультиспектральних зображень. У роботі [252] запропоновано алгоритми обробки мультиспектральних зображень, що дозволяють підвищити роздільну здатність та з більшою точністю визначати просторовий розподіл певних пігментів у водних середовищах.

У роботі [209] використано метод гіперспектрального дистанційного зондування якості вод у озері Маріут (Єгипет) за допомогою засобу FieldSpec 3 ASD. У випадку, коли водні об'єкти забруднюються важкими металами, водні рослини піддаються стресу, що перешкоджає нормальному росту і виробленню хлорофілу. При цьому, за допомогою регресійного аналізу на основі спектральних даних та вимірювань традиційними методами за допомогою полум'яної атомно-абсорбційної спектроскопії, з'являється можливість визначити концентрацію важких металів. Також, в умовах *in situ* було здійснено вимірювання фізико-хімічних параметрів води за допомогою приладу AQUA, що дозволяє вимірювати 8 параметрів: температуру, водневий показник, окисно-відновний потенціал, питому провідність, прозорість, концентрацію хлорофілу, розчинений кисень і вміст нафтопродуктів. Засіб FieldSpec 3 ASD працює у видимому, ближньому інфрачервоному (NIR) й короткохвильовому інфрачервоному (SWIR) діапазоні спектра від 350 до 2500 нм. Однак за рахунок високого рівня шумів обмежилися дослідженням у спектральному діапазон від 350 до 1200 нм.

У роботі [210] досліджується якість води в озері Кючюкчекмедже (Туреччина) за допомогою мультиспектрального супутникового контролю з супутника Landsat-5. Було проведено множинний регресійний аналіз між

результатами дистанційного мультиспектрального вимірювання параметрів якості води з супутника та такими параметрами, отриманими в умовах *in situ*: концентрація хлорофілу *a*, фосфор загальний, нітроген загальний, прозорість, біологічне споживання кисню, хімічне споживання кисню, що виміряні за допомогою ряду станцій екологічного моніторингу, що рівномірно розміщені на поверхні озера. Просторова розділова здатність супутникових зображень складала від 10 до 30 м. Супутникові зображення були перетворені до цифрових топографічних карт з корекцією по 50 наземним контрольним точкам з точність до 0,5 пікселя. Обробка мультиспектральних зображень водного об'єкта і класифікація кожного з пікселів здійснювалась за допомогою байєсівського класифікатора, що дозволило виявити і візуалізувати зони водного об'єкта в які скидаються сільськогосподарські стічні води забрудненні біогенними речовинами, стоки з лісових районів, змішані комунальні та промислові стічні води урбанізованих території. У результаті обробки мультиспектральних зображень створені карти просторового розподілу параметрів якості вод у водному об'єкті, що є цінною інформацією для розуміння локальних і глобальних змін параметрів якості вод для контролю їх забруднення.

У роботі [211] здійснено моніторинг якості вод річки Сава (Хорватія) з використанням гіперспектральних даних для отримання концентрацій хлорофілу *a*, прозорості та суми завислих у воді речовин. Створена економічна і надійна система екологічного моніторингу якості вод, яка володіє достатньою просторовою роздільною здатністю для локалізації джерел забруднення та достатньою швидкістю та розділовою здатністю у часі для фіксації факту скиду забруднюючих речовин. Вимірювання здійснюються за допомогою спектрометрів FieldSpec 3 ASD та PRR-800 (Biospherical inc.) у діапазоні від 350 до 1050 нм. Для калібрування спектральних характеристик на рівні поверхні води використовувався еталон Spectralon 99%. Одночасно з гіперспектральними вимірюваннями здійснювались традиційні фізико-хімічні вимірювання параметрів якості

води. Найбільш сильна кореляція з концентрацією хлорофілу *a* ($r=0,85$) відмічена для відношення коефіцієнтів відбиття на довжинах хвиль 745 і 418 нм, для завислих у воді речовин ($r=0,88$) для коефіцієнтів відбиття на довжинах хвиль 373 і 396 нм, а для прозорості ($r=0,85$) для коефіцієнтів відбиття на довжинах хвиль 396 і 390 нм.

У роботі [212] використано мультиспектральні методи супутникового дистанційного зондування для виявлення нафтових плям на поверхні водного об'єкту та визначення товщини нафтової плівки. Дослідження здійснювались у ближньому (NIR) і короткохвильовому (SWIR) інфрачервоному діапазонах за допомогою супутника Landsat-7. Ширина зображення відповідає приблизно 90 км поверхні водного об'єкта, просторова роздільна здатність складає 30 м. Метод дозволяє виявити нафтові плівки товщиною понад 200 мкм. Для тонших нафтових плівок понад 150 мкм використовується інша частина інфрачервоного діапазону 8–12 мкм (TIR), однак при цьому просторова роздільна здатність зменшується до 60–100 м.

У роботі [213] досліджуються такі параметри якості вод, як вміст хлорофілу *a* і завислих речовин на прикладі Vanjir Kanal Timur (East Flood Canal) м. Семеранг (Індонезія) за допомогою мультиспектральних зображень із супутника Sentinel-2A. У канал скидаються стічні води великої кількості промислових підприємств різних галузей, а також каналізаційні стоки міста. Результати супутникових вимірювань порівнюються з вимірюваннями традиційними методиками в умовах *in situ*. У результаті регресійного аналізу отримано $r=0,93$ для концентрації хлорофілу *a* та $r=0,85$ для суми завислих у воді речовин. Після визначення просторового розподілу параметрів якості у досліджуваному водному об'єкті було здійснено його сегментацію на зони з різним трофічним рівнем. При цьому локалізовано найбільш забруднені ділянки, що відповідають місцям скиду забруднюючих речовин.

У роботі [214] здійснено поєднання мультиспектральних супутникових (Worldview-2) і гіперспектральних польових (FieldSpec 3 ASD) досліджень для вивчення водних макрофітів у лимані Вембанад (Індія). Для ідентифікації

видів водних макрофітів визначено більш прийнятним ближній інфрачервоний діапазон (NIR), що пов'язаний з багатократним розсіюванням у структурі листків. При цьому визначено оптимальні спектральні смуги у діапазоні 700–900 нм, що дозволяють розрізнити певні види макрофітів з високою достовірністю. У зв'язку з обмеженою просторовою роздільною здатністю супутникових знімків є можливість ідентифікувати видовий склад лише для великих угруповань макрофітів.

У роботі [215] досліджується вміст завислих речовин у водах Червоної ріки (Ханой, В'єтнам) за допомогою мультиспектральних досліджень з супутника VNREDSat-1a (перший супутник ДЗЗ В'єтнаму запущений 2013 р., має 5 спектральних смуг у видимому та ближньому інфрачервоному діапазоні з просторовою роздільною здатністю 2,5 м (панхроматичний канал) і 10 м (спектральні канали)). Результати вимірювань порівнювались з концентрацією завислих речовин виміряною в умовах *in situ* традиційними методами. У результаті регресійного аналізу отримано $r=0,905$ та СКВ=3,664 мг/л при визначенні суми завислих у воді речовин. У результаті обробки мультиспектральних зображень отримана карта просторового розподілу суми завислих у воді речовин. При цьому сума завислих у воді речовин знаходилась в межах від 67,9 до 142,6 мг/л. Карта просторового розподілу суми завислих у воді речовин була сегментована у ArcGIS 10 на зони зі значеннями у межах 68–85 мг/л, 85–93 мг/л, 93–96 мг/л, 96–99 мг/л, 99–102 мг/л, 102–104 мг/л, 104–108 мг/л, 108–112 мг/л, 112–120 мг/л, 120–143 мг/л та позначені на карті гамою кольорів від блакитного до коричневого.

У роботі [216] вдосконалено метод оцінювання якості вод на основі даних мультиспектрального дистанційного зондування на прикладі річки Ханьцзян (Китай). У роботі використовувались супутники HJ-1A (має невелику просторову роздільну здатність 30 м, цикл оновлення зображень 4 доби) та ZY3 (чотири спектральних канали, просторова роздільна здатність 5 м, цикл оновлення зображень 4 діб). У результаті обробки спектральних

зображень за допомогою нейромережі отримано просторовий розподіл таких параметрів якості вод, як фосфор загальний та нітроген загальний.

У роботі [217] здійснюється мультиспектральне зондування об'єктів на прикладі м. Гельсінкі (Фінляндія). Зокрема, досліджується індекс забруднення поверхневих вод з використанням спектральних каналів у зеленій області видимого діапазону, ближньому (NIR) і короткохвильовому (SWIR) інфрачервоному діапазонах з використанням Sentinel-2 з просторовою роздільною здатністю 10 м.

У роботі [218] здійснено мультиспектральний моніторинг вмісту завислих речовин у при поверхневому шарі водних об'єктів з великою роздільною здатністю. При використанні 1, 3, 5 і 8 спектральних каналів супутника WorldView-2 отримано коефіцієнт множинної регресії $r=0,92$ при обробці супутникових даних і результатів лабораторних досліджень в умовах *in situ*. Зображення з супутника WorldView-2 має вісім спектральних смуг з роздільною здатністю 1,8 м і шириною зображення 16,4 км. Місця відбору проб географічно локалізовані приймачами GPS з точністю 3 м.

У роботі [219] на основі поєднання даних мультиспектрального супутникового моніторингу, фізико-хімічних параметрів якості води виміряних в умовах *in situ* та динамічних математичних моделей об'ємів стоку в річковому басейні кількісно оцінено вплив скидів забруднених речовин у водні об'єкти, що дозволяє отримати карту розподілу параметрів якості води в просторі й часі.

У роботі [220] досліджується масовий розвиток («цвітіння») ціанобактерій у водних об'єктах за допомогою методів мультиспектрального моніторингу, що є індикатором перевищення біогенних речовин. Окрім мультиспектральних зображень з супутника Landsat-8 (просторова роздільна здатність 30 м) використані зображення з літаків та безпілотних літальних апаратів, обладнаних системою GPS, що дозволили отримати просторову роздільну здатність 10–15 см. Наявність ціанобактерій у пробах води оцінювали за допомогою спектрофотометричного визначення пігменту

фікоціаніну. У зв'язку з низькою роздільною здатністю супутникових зображень для невеликих водних об'єктів визначити місце «цвітіння» ціанобактерій неможливо. На противагу цьому мультиспектральні дослідження з літаків дозволили виявити невеликі зони цвітіння ціанобактерій пов'язані з несанкціонованим скидом стічних вод та визначити джерела скиду.

У роботі [221] досліджується отримання зображень високої якості за допомогою колориметричних і мультиспектральних методів. Мультиспектральні зображення з великої кількості спектральних каналів можуть бути перетворені у будь-який колірний простір. У роботі [223] мультиспектральні системи використовуються для біометрії у системах безпеки. Напрацювання з обробки та класифікацій мультиспектральних зображень можуть бути використані у задачах екологічної безпеки.

У роботі [224] здійснюється аналіз мультиспектральних зображень з використанням об'єктно-орієнтованого підходу. Об'єкт може бути визначений, як група пікселів з близькими спектральними і просторовими властивостями, що дозволяє спростити класифікацію та сегментацію зображень. Для того, щоб виділити на зображенні певні об'єкти використовують нейромережі і нечітку логіку.

Відомо метод оцінки площинного розподілу вологості верхнього шару відкритого ґрунту за даними багатоспектральної космічної зйомки високої роздільної здатності, за яким отримують багатоспектральне космічне зображення високої роздільної здатності об'єкту, суміщують зображення з топографічною картою, який відрізняється тим, що застосовують знімки з просторовою роздільною здатністю не гірше 30 м, у спектральному діапазоні зеленого (GR) із довжинами хвиль 500-590 нм та середнього інфрачервоного (SWIR) із довжинами хвиль 1600-1750 нм випромінювання, за значеннями даних зйомки у цих спектральних діапазонах розраховують нормалізований водний індекс NWI, який корелюють з даними наземного вибіркового опробування вологості верхнього шару ґрунту W (%) на глибині до 10 см,

отримують регресійну залежність $NWI - W$ (%), розраховують в кожному пікселі зображення значення вологості та будують карту розподілу вологості на досліджуваному фрагменті території [253]. Недоліком методу є низька точність вимірювання за рахунок малої кількості спектральних каналів та їх великої ширини. Спектральні характеристики джерел випромінювання та фотоприймачів при цьому не узгоджені із спектральними характеристиками дифузного відбивання об'єкта, що не дозволяє забезпечити достатньою малу похибку вимірювань необхідну для розв'язання прикладних задач екологічного моніторингу. Необхідно розширити функціональні можливості та підвищити точність вимірювання і швидкість роботи засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ.

Проведений аналіз існуючих методів контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів показав їх недосконалість та неспроможність вирішення поставленої задачі, що зумовило необхідність вдосконалення методів мультиспектрального контролю.

На підставі вище викладеного встановлено необхідність забезпечення ефективного екологічного контролю комплексних параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів на основі удосконалення мультиспектральних методів та технічних засобів контролю.

Методологію розв'язання проблеми забезпечення ефективного контролю і управління екологічною безпекою водних об'єктів з використанням мультиспектральних методів та засобів наведено на рис. 1.4.

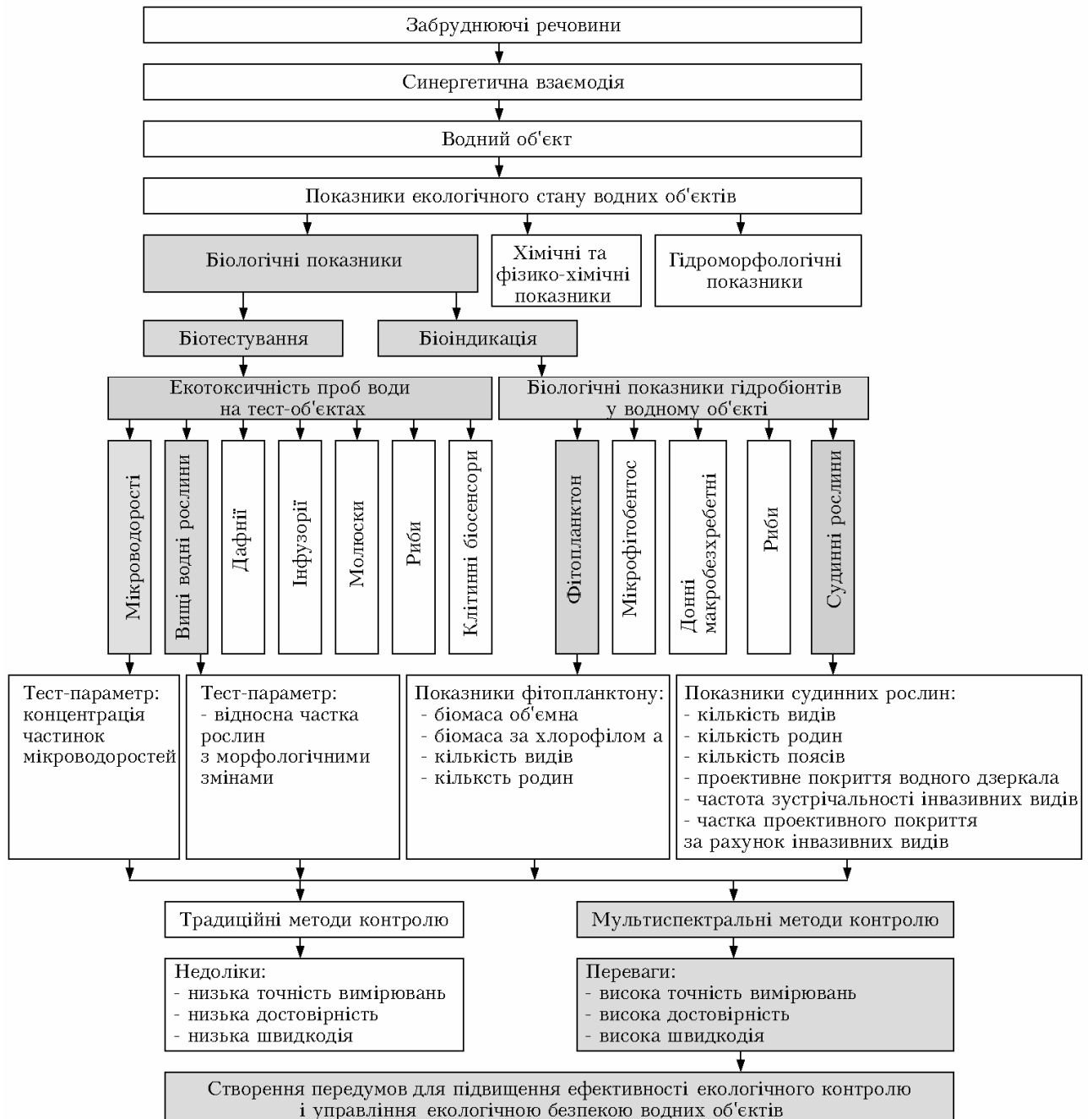


Рисунок 1.4 – Методологія забезпечення ефективного контролю і управління екологічною безпекою водних об'єктів з використанням мультиспектральних методів та засобів

1.10 Висновки, обґрунтування та конкретизація задач дослідження

1. В результаті аналізу наукової проблеми з'ясовано, що при оцінюванні комплексного впливу забруднюючих речовин на екологічний стан водного об'єкта, з використанням синергетичного підходу, необхідно

обов'язково врахувати вплив на біологічні показники, зокрема, на показники біомаси і видового складу фітопланктону та вищих водних рослин. Крім того, відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС, контроль інтегральних показників забруднення вод повинен базуватись на їх екотоксичності, яка визначається за допомогою біотестування і дозволяє врахувати синергетичну взаємодію забруднюючих речовин. Проведений аналіз методів контролю комплексного техногенного забруднення та оцінювання екологічного стану водних об'єктів підтвердив, що контроль інтегральних показників забруднення вод, у відповідності до міжнародних зобов'язань України та необхідності гармонізації стратегії у галузі водної політики в Україні з Європейським законодавством, зокрема, Водною Рамковою Директивою 2000/60/ЄС та «Правилами ведення моніторингу та оцінки якості води транскордонних річок» повинен базуватись водній екотоксичності та оцінюванні ризику токсичності води для людей. При цьому комплексну інтегральну оцінку стану водної екосистеми, з урахуванням різних проявів взаємодії забруднювальних хімічних речовин, можна отримати лише за допомогою методу біотестування, що використовується у природоохоронній практиці багатьох країн.

2. Для забезпечення екологічної безпеки водних об'єктів необхідно створення системи контролю параметрів забруднення, що дозволить оцінювати екологічний стан водних об'єктів, ефективність роботи очисних споруд, екотоксичність хімічних речовин, ефективність природоохоронних заходів на території промислових об'єктів, комплексний вплив небезпечних компонентів відходів на водні екосистеми тощо.

3. Проведений аналіз сучасних методів і засобів екотоксикологічного контролю природних водних об'єктів показав, що їх загальним недоліком є низька достовірність контролю пов'язана з недостатньою точністю вимірювання тест-параметрів. Для подальших досліджень у якості тест-об'єктів обрано мікрководорості та вищі водні рослини, а тест-параметрами,

за якими здійснюється контроль забруднення обрано концентрацію біомаси та співвідношення між пігментами.

4. Проведений аналіз особливостей водних середовищ, як об'єктів екологічного контролю оптичними методами підтвердив необхідність вдосконалення математичних моделей спектральних характеристик водних середовищ із частинками фітопланктону та вищими водними рослинами. Проведений аналіз теоретичних методів розв'язку прямої й оберненої задачі теорії перенесення випромінювання у водних середовищах дозволяє підібрати для кожної конкретної задачі метод, що забезпечує найбільшу ефективність та точність опосередкованого вимірювання параметрів водних середовищ.

5. Проведений аналіз існуючих оптичних методів контролю параметрів водних середовищ показав їх недосконалість та неспроможність забезпечення ефективності екологічного контролю комплексних параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів з урахування взаємного впливу між хімічними речовинами, що зумовило необхідність удосконалення мультиспектральних методів та технічних засобів контролю.

6. Для використання розроблених засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів у роботі природоохоронних установ необхідно розробити науково-методичні рекомендації для виконання вимірювань, а також відповідне алгоритмічне і програмне забезпечення засобів контролю.

Результати, викладені у розділі 1, опубліковані у роботах [254–291].

РОЗДІЛ 2

**МАТЕМАТИЧНІ МОДЕЛІ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ДЛЯ ЗАДАЧ
ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ НА
ОСНОВІ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИХ ЗОБРАЖЕНЬ**

2.1 Математична модель шару суспензії частинок фітопланктону у водних середовищах

Метод мультиспектрального контролю полягає в аналізі цифрових зображень об'єкту, отриманих у відповідних спектральних діапазонах. При цьому координати у мультиспектральному просторі M_j визначаються на основі спектральних характеристик джерел випромінювання $P_j(\lambda_i)$, чутливості камери у кожному спектральному каналі $\overline{m}_j(\lambda_i)$ та спектральної характеристики коефіцієнту дифузного відбиття об'єкта контролю $\rho(\lambda_i)$:

$$\left\{ \begin{array}{l} M_1 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P_1(\lambda_i) \overline{m}_1(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda, \\ M_2 = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P_2(\lambda_i) \overline{m}_2(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda \\ \dots \\ M_n = \sum_{i=1}^{i_{\max}} P_n(\lambda_i) \overline{m}_n(\lambda_i) \rho(\lambda_i) \Delta\lambda. \end{array} \right. \quad (2.1)$$

Для отримання просторового розподілу мультиспектральних параметрів M_j , тобто мультиспектральних зображень об'єкта контролю, необхідно, за відомих спектральних характеристик джерел випромінювання $P_j(\lambda_i)$ і чутливості камери у кожному спектральному каналі $\overline{m}_j(\lambda_i)$ спочатку знайти спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття об'єкта контролю $\rho(\lambda_i)$.

На основі індикатрис розсіювання частинок суспензії розраховано спектральні характеристики фактору анізотропії для сферичних частинок різного діаметру. Математична модель одного шару суспензії частинок неоднорідного водного середовища пов'язує його біофізичні й структурні параметри та спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття чи направленого пропускання.

2.1.1 Спектральні характеристики фактору анізотропії розсіювальних частинок

Завислі частинки суспензій у водних середовищах у більшості випадків є оптично «м'якими» частинками, у яких дійсна частина комплексного показника заломлення $m = n - ik$ близька до 1, а уявна може змінюватись у широких межах.

Форма та розміри завислих частинок у водних середовищах, а також їх структура на вміст пігментів визначають індикатрису розсіювання $p(\theta, \lambda)$. Теорія Мі, що описує послаблення, поглинання і розсіювання світла однорідними кулями, викладена в роботах [188–196] та може бути використана для моделювання однорідних частинок з формою близькою до сферичної. Результати моделювання можуть порівнюватись з результатами вимірювань для латексних суспензій з відомими розмірами частинок. Нехай на сферичну частинку падає лінійно поляризована хвиля, коливання електричного вектора E співпадають з віссю OX , магнітного H – з віссю OY . У основі розв'язування проблеми світлорозсіювання на однорідній сфері лежать рівняння Максвела. Поєднуючи розв'язки для полів всередині і зовні частинки на її поверхні і використовуючи розкладання плоскої хвилі по сферичних гармоніках Мі отримав вирази для амплітуд хвиль, розсіяних частинкою на всіх напрямках. Компоненти поля розсіяного випромінювання можуть бути представлені у вигляді суми окремих парціальних хвиль [189]:

$$E_{\varphi}^s = \frac{-\sin \varphi}{k} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l); \quad (2.2)$$

$$E_{\theta}^s = \frac{\cos \varphi}{k} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (b_l Q_l + c_l S_l); \quad (2.3)$$

$$H_{\varphi}^s = \frac{\cos \varphi}{k_0} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (b_l Q_l + c_l S_l); \quad (2.4)$$

$$H_{\theta}^s = \frac{\sin \varphi}{k_0} E_0 \frac{e^{ikr}}{r} i \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l Q_l + b_l S_l), \quad (2.5)$$

де $Q_l(\theta) = \frac{P_l^{(1)}(\cos \theta)}{\sin \theta}$, $S_l(\theta) = -P_l^{(1)'(\cos \theta)} \sin \theta$ – кутові функції; $P_l^{(1)}(\cos \theta)$ –

поліноми Лежандра; c_l , b_l – амплітуди парціальних хвиль.

Чисельні розрахунки характеристик світлорозсіювання однорідних частинок із застосуванням строгої теорії розсіювання вимагають значних витрат машинного часу. При цьому багатократне застосування рекурентних формул в розрахунках може привести до накопичення похибки.

Дифракційний параметр частинки

$$\rho = (\pi D / \lambda) m_0, \quad (2.6)$$

де D – діаметр сферичної частинки, λ – довжини хвилі падаючого випромінювання у вакуумі, m_0 – показник заломлення середовища.

Як показано в роботі [189], для досягнення прийнятної точності можна обмежитись врахуванням впливу $N^* \approx 1,2\rho + 10$ парціальних хвиль.

Визначимо амплітуди парціальних хвиль, що є функціями ρ та m :

$$c_l = \frac{\psi_l(\rho)\psi'_l(m\rho) - m\psi'_l(\rho)\psi_l(m\rho)}{\xi_l(\rho)\psi'_l(m\rho) - m\xi'_l(\rho)\psi_l(m\rho)}; \quad (2.7)$$

$$b_l = \frac{\psi'_l(\rho)\psi_l(m\rho) - m\psi_l(\rho)\psi'_l(m\rho)}{\xi'_l(\rho)\psi_l(m\rho) - m\xi_l(\rho)\psi'_l(m\rho)}; \quad (2.8)$$

де l – номер парціальної хвилі; ψ_l , ξ_l та ψ'_l , ξ'_l – відповідно функції Рікатті-Бесселя, Рікатті-Ханкеля першого роду та їх похідні; ρ – дифракційний параметр частинки; m – комплексний відносний показник заломлення частинки.

Для обчислення функцій Ψ_l , ξ_l , їх похідних та кутових функцій Q_l , S_l скористаємось рекурентними співвідношеннями наведеними у [189], що дозволить отримати наступний вираз для індикатриси розсіяного випромінювання

$$p = I_0 \frac{\cos^2 \varphi}{k^2 r^2} \left| \sum_{l=1}^{\infty} \frac{2l+1}{l(l+1)} (c_l S_l + b_l Q_l) \right|^2. \quad (2.9)$$

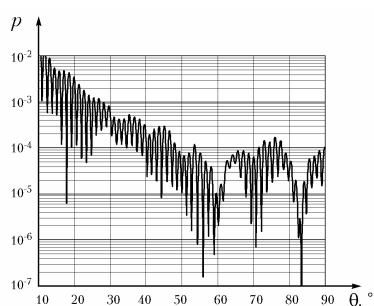
Розраховані індикатриси розсіювання сферичних частинок діаметром 10 мкм за формулами Мі на різних довжинах хвиль наведено на рис. 2.1.

На основі індикатриси розраховуємо фактор анізотропії g таким чином [292]

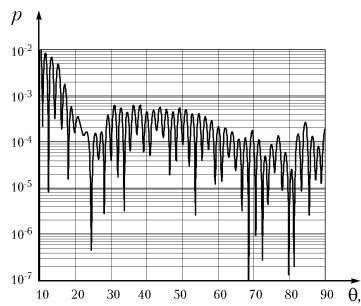
$$g(\lambda) = \frac{\int p(\theta, \lambda) \cos(\theta) d\omega}{\int_{4\pi} p(\theta, \lambda) d\omega}, \quad (2.10)$$

де $d\omega = \sin \theta d\theta d\phi$ – елементарний тілесний кут.

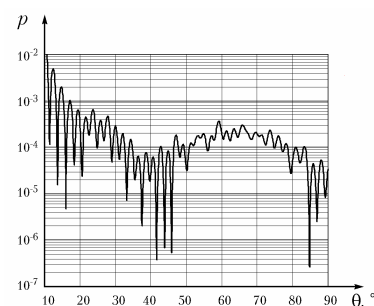
Розраховані спектральні характеристики фактору анізотропії для сферичних частинок різного діаметру наведено на рис. 2.2.



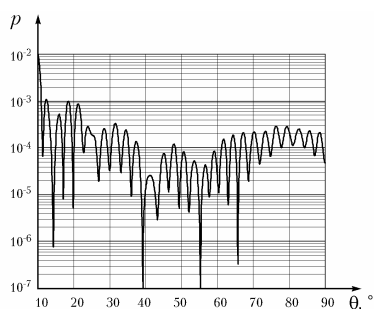
1) 300 нм



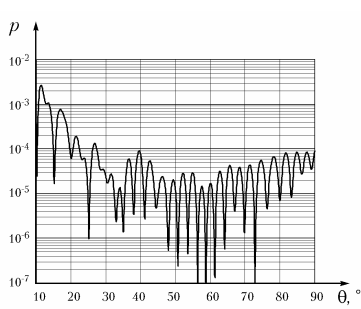
2) 370 нм



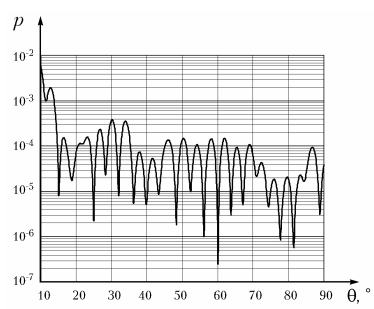
3) 440 нм



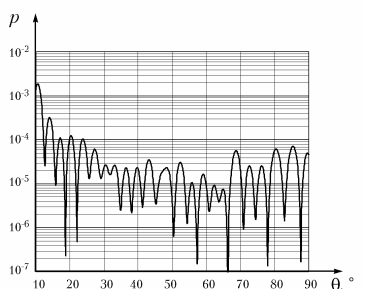
4) 510 нм



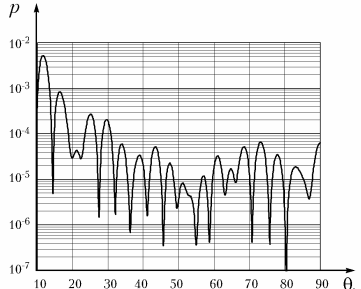
5) 580 нм



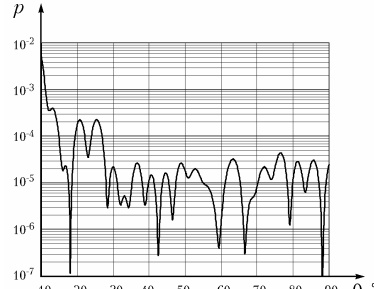
6) 650 нм



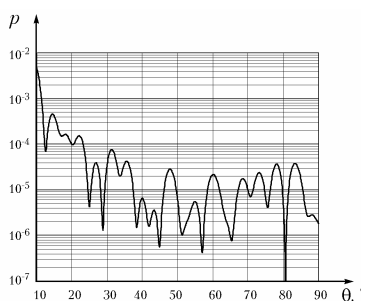
7) 720 нм



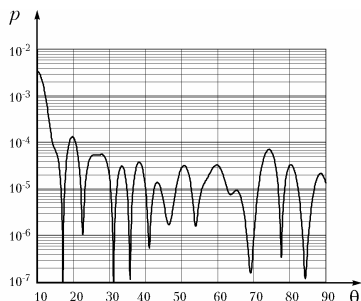
8) 790 нм



9) 860 нм



10) 930 нм



11) 1000 нм

Рисунок 2.1 – Індикатриси розсіювання сферичних частинок діаметром 10 мкм розраховані за формулами Мі на різних довжинах хвиль

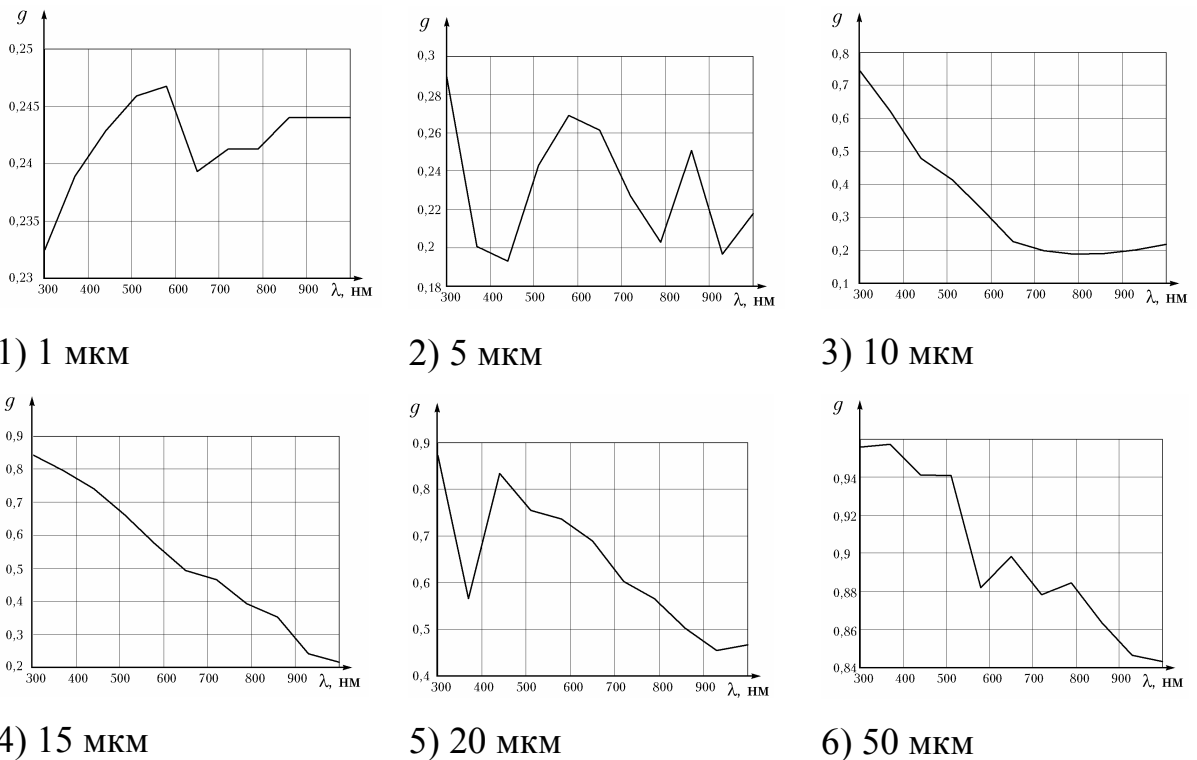


Рисунок 2.2 – Спектральні характеристики фактору анізотропії для сферичних частинок різного діаметру

2.1.2 Математична модель шару суспензії частинок

Фактор анізотропії $g(\theta, \lambda)$ дозволяє розрахувати ефективний показник розсіювання $\mu'_s(\lambda)$, ефективний показник послаблення (екстинкцією) $\mu'_e(\lambda)$, частку світла, розсіяного в передню півсферу $F_e(\lambda)$, ймовірність виживання фотона $\Lambda_e(\lambda)$.

В свою чергу, це дозволяє розрахувати коефіцієнт дифузного відбиття $R_d(\lambda)$ та коефіцієнт направленої пропускання $T(\lambda)$, які вимірюються мультиспектральними методами в залежності від схеми реалізації засобу вимірювань. При цьому ефективний показник розсіювання залежить від фактору анізотропії $g(\lambda)$ таким чином [293]:

$$\mu'_s = \mu_s (1 - g(\lambda)). \quad (2.11)$$

Загальне послаблення оптичного випромінювання структури з врахуванням втрат за рахунок поглинання і розсіювання виражається ефективним показником послаблення (екстинкцією) [293]:

$$\mu'_e = \mu_a + \mu'_s, \quad (2.12)$$

де μ_a – показник поглинання середовища, μ'_s – ефективний показник розсіювання.

Втрати інтенсивності оптичного випромінювання внаслідок розсіювання залежать від форми і розмірів розсіюючих частинок випромінювання. При цьому частина випромінювання розсіюється назад, проходить всі шари водного середовища і потрапляє на поверхню, а частина розсіюється у прямому напрямку і проходить вглиб середовища

$$I(z) = I_0 \exp(-\mu'_e z), \quad (2.13)$$

де μ'_e – ефективний показник ослаблення (екстинкція).

На основі аналізу і апроксимації індикатрис з великим ступенем витягнутості «вперед» у роботі [185] отримано вираз для частки світла, розсіяного в передню півсферу

$$F_e(\lambda) = 0.5 \int_0^{\pi/2} p(\theta, \lambda) \sin \theta d\theta \approx 1 - [1 - g(\lambda)]/3. \quad (2.14)$$

Оптична товщина знаходиться за виразом [293]

$$\tau_e(\lambda) = \mu'_e d_e, \quad (2.15)$$

де d_e – геометрична товщина.

Ймовірність виживання фотона [294]

$$\Lambda_e(\lambda) = \frac{\mu'_s(\lambda)}{\mu'_e(\lambda)}. \quad (2.16)$$

Оскільки розсіювальна оптична товщина $\Lambda_e \tau_e$ для досліджуваних водних середовищ складає декілька одиниць в ближній УФ області спектру та менше 0,5 в червоному і ближньому ІЧ діапазоні, то це дозволяє використовувати малокутове наближення теорії переносу випромінювання [294] для розрахунку характеристик відбиття і пропускання при направленому освітленні. При малокутовому наближенні коефіцієнт дифузного відбиття при освітленні по нормалі до поверхні має вигляд:

$$R_d(\lambda) = \Lambda_e(\lambda) \frac{1 - F_e(\lambda)}{1 - F_e(\lambda)\Lambda_e(\lambda)} \int_0^1 \{1 - \exp[-\alpha(\lambda)d_e \frac{1+\nu}{\nu}]\} d\nu, \quad (2.17)$$

де $\alpha(\lambda) = \mu'_e(\lambda)(1 - \Lambda_e(\lambda)F_e(\lambda))$ – показник послаблення в малокутовому наближенні, $\nu = \cos(\gamma)$, γ – кут розсіювання.

Коефіцієнт направлено пропускання

$$T(\lambda) = \exp[-\alpha(\lambda)d_e]. \quad (2.18)$$

Спектральні характеристики показників поглинання і розсіювання пігментів частинок, а також природного водного середовища без завислих частинок вводяться у математичну модель за довідниковими даними з використанням лінійної сплайн-апроксимації. Після проведення математичного моделювання отримуємо залежності спектральної характеристики коефіцієнту дифузного відбиття $R_d(f)$ чи направлено пропускання $T(f)$ від певних біофізичних та структурних параметрів водних середовищ, наприклад, діаметру розсіювальних частинок $R_d(D)$, $T(D)$.

Спектральні характеристики фактору анізотропії залежать від форми та розмірів розсіювальних частинок у водних середовищах. Підставивши відомі значення параметрів у математичну модель суспензії частинок можна отримати залежності коефіцієнту дифузного відбиття $R_d(\lambda)$ чи направлено пропускання $T(\lambda)$ суспензії, тобто розв'язати пряму оптичну задачу. При

цьому з'являється можливість отримати регресійні рівняння, що пов'язуються значення біофізичних і структурних параметрів та спектральні параметри на певних довжинах хвиль. Після проведення мультиспектральних вимірювань за допомогою відповідних вимірювальних засобів опосередковано вимірюють необхідні параметри середовища з використанням розрахованих регресійних рівнянь.

2.1.3 Математичне моделювання динаміки популяцій фітопланктону у водних екосистемах

При моделюванні динаміки популяцій фітопланктону у водному середовищі можливо використати систему рекурентних рівнянь [284, 295]:

$$\begin{cases} N_{i+1}^{(1)} = N_i^{(1)} + \left(r_1 N_i^{(1)} - \frac{r_1}{K_1} (N_i^{(1)})^2 + \gamma_{12} N_i^{(1)} N_i^{(2)} + \gamma_{13} N_i^{(1)} N_i^{(3)} + \dots \gamma_{1n} N_i^{(1)} N_i^{(n)} \right); \\ N_{i+1}^{(2)} = N_i^{(2)} + \left(r_2 N_i^{(2)} - \frac{r_2}{K_2} (N_i^{(2)})^2 + \gamma_{21} N_i^{(2)} N_i^{(1)} + \gamma_{23} N_i^{(2)} N_i^{(3)} + \dots \gamma_{2n} N_i^{(2)} N_i^{(n)} \right); \\ \dots \\ N_{i+1}^{(n)} = N_i^{(n)} + \left(r_n N_i^{(n)} - \frac{r_n}{K_n} (N_i^{(n)})^2 + \gamma_{n1} N_i^{(n)} N_i^{(1)} + \gamma_{n2} N_i^{(n)} N_i^{(2)} + \dots \gamma_{n(n-1)} N_i^{(n)} N_i^{(n-1)} \right). \end{cases} \quad (2.19)$$

де N_i – чисельність і-тої популяції;

K_i – максимально можлива чисельність популяції;

r_i – питома швидкість розмноження.

γ_{ij} – коефіцієнти, що враховують взаємодію видів.

Оцінювання інтегрального екологічного стану водних об'єктів здійснюємо на основі розрахунку індексів Сімпсона та Шеннона на основі значень відносної чисельності частинок фітопланктону кожного з видів.

Індекс Сімпсона (індекс домінування) [160, 295, 296]:

$$D = \sum_{i=1}^n p_i^2, \quad (2.20)$$

де n – кількість видів фітопланктону в пробі, яка потрапила у аналізатор;

$p_i = N_i / N_\Sigma$ – відносна чисельність частинок фітопланктону i -того виду в досліджуваній пробі;

N_i – абсолютна чисельність частинок фітопланктону i -того виду в досліджуваній пробі;

N_Σ – сумарна абсолютна чисельність частинок фітопланктону усіх n видів в досліджуваній пробі.

Індекс Шеннона (індекс різноманіття) [160, 297]:

$$H = -\sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i. \quad (2.21)$$

Проведемо моделювання динаміки чисельності фітопланктону для штучно створеного модельного середовища, що містить три види фітопланктону, тип взаємодій між видами – конкуренція. На рис. 2.3. наведено результати моделювання для модельного середовища, що містить три види фітопланктону.

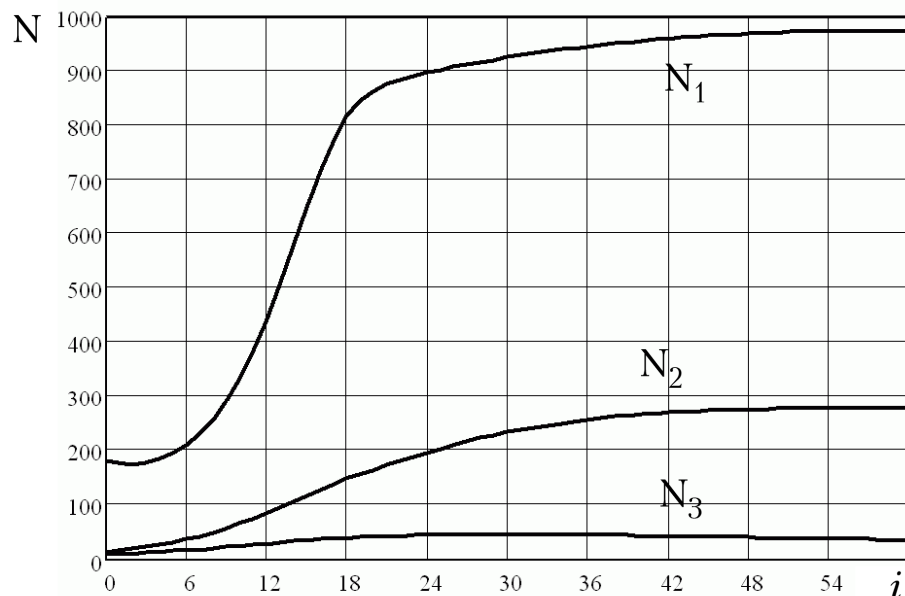


Рисунок 2.3 – Моделювання динаміки популяцій фітопланктону для модельної екосистеми середовища, що містить три види фітопланктону

У результаті помітно перехідний процес та подальше встановлення рівноваги у модельній екосистемі. Далі проаналізуємо зміни індексів Сімпсона та Шеннона, розраховані на основі відносної чисельності фітопланктону в екосистемі водного об'єкту, результати наведено на рис. 2.4.

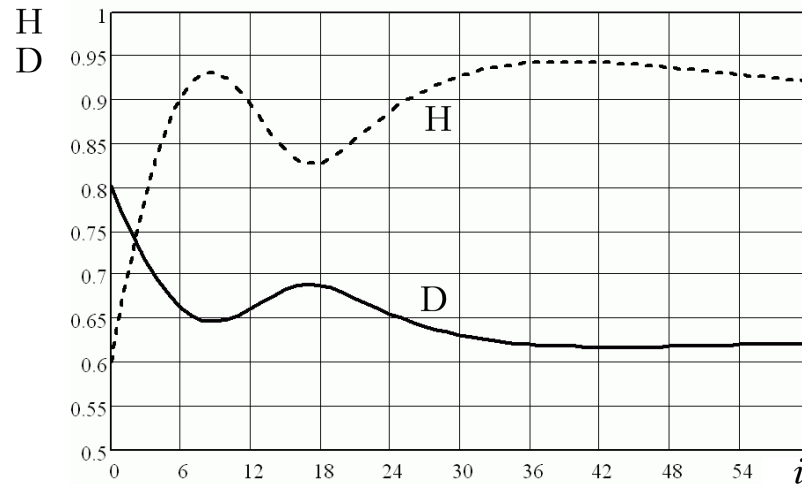


Рисунок 2.4 – Моделювання зміни індексів Сімпсона та Шеннона у екосистемі водного об'єкта у результаті антропогенного впливу

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, в 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.

2.2 Математичне моделювання спектральних характеристик окремого шару водного середовища із завислими частинками фітопланктону при зміні біомаси фітопланктону

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

$$\mu_{s,w}(\lambda) = 8,209 \cdot 10^3 \lambda^{-2,33} - 0,016 \lambda^{-0,494}, \quad (2.22)$$

$$\mu_{a,w}(\lambda) = 0,012 - 6,149 \cdot 10^{-5} \lambda + 9,482 \cdot 10^{-8} \lambda^2 - 3,429 \cdot 10^{-11} \lambda^3. \quad (2.23)$$

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

$$g_w(\lambda) = 0,554 - 5,753 \cdot 10^{-4} \lambda + 4,383 \cdot 10^{-7} \lambda^2 - 1,508 \cdot 10^{-10} \lambda^3, \quad (2.24)$$

Графіки спектральних характеристик показників поглинання $\mu_{a,w}(\lambda)$, розсіювання $\mu_{s,w}(\lambda)$ та фактору анізотропії $g_w(\lambda)$ природного водного середовища обчислені за формулами (2.22)–(2.24) наведено на рис. 2.5.

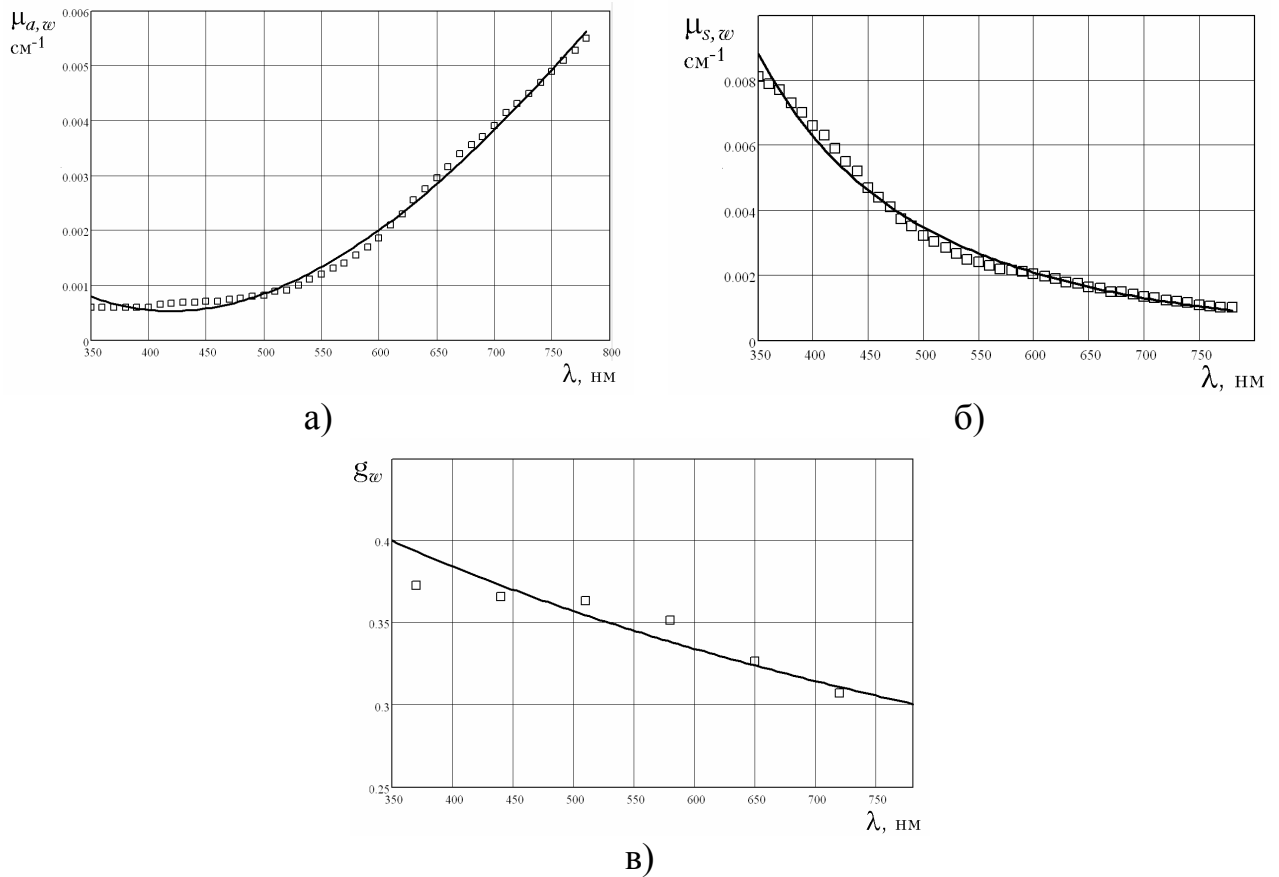


Рисунок 2.5 – Спектральні характеристики показників поглинання (а), розсіювання (б) та фактору анізотропії (в) природного водного середовища без фітопланктону

Спектральні характеристики показників поглинання основних пігментів фітопланктону, а саме, хлорофілу а, хлорофілу b та каротиноїдів вводимо в математичну модель за довідниковими даними з використанням лінійної сплайн-апроксимації в Mathcad 13.0 [298]. Графіки спектральних характеристик показників поглинання основних пігментів фітопланктону наведено на рис. 2.6.

В свою чергу показники поглинання та розсіювання фітопланктону залежать від його біофізичних та структурних параметрів. Використовуємо формулу показника розсіювання для оптично м'яких частинок [292]:

$$\mu_{s,ph}(\lambda) = 440,72P(1-P)(1,4-P)\left(\frac{685}{\lambda}\right), \quad (2.25)$$

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

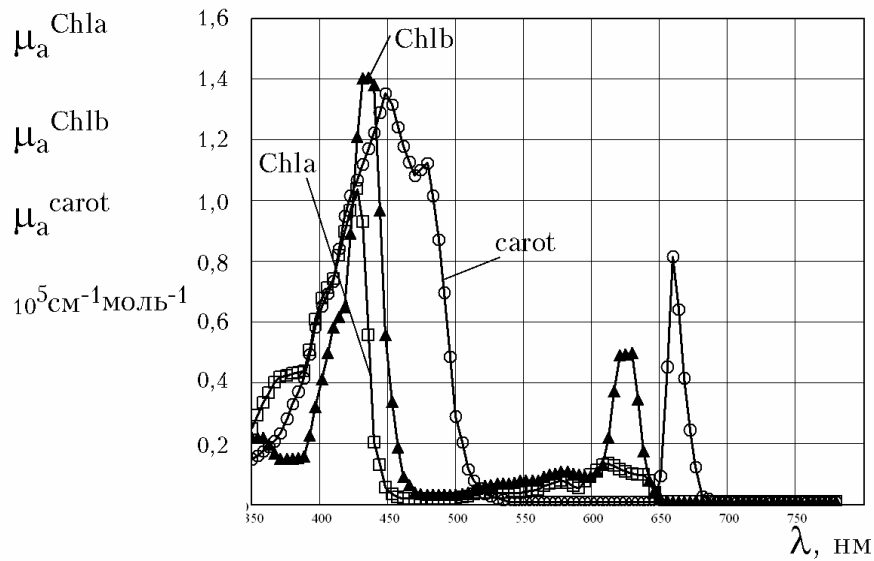


Рисунок 2.6 – Спектральні характеристики показників поглинання основних пігментів фітопланктону

Показник поглинання фітопланктону визначається як:

$$\mu_{a,ph}(\lambda) = C_{Chla} \mu_a^{Chla} + C_{Chlb} \mu_a^{Chlb} + C_{carot} \mu_a^{carot}, \quad (2.26)$$

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:

$$g_{ph}(\lambda) = 1,554 - 3,213 \cdot 10^{-3} \lambda + 1,863 \cdot 10^{-6} \lambda^2 + 3,325 \cdot 10^{-11} \lambda^3. \quad (2.27)$$

Графіки спектральних характеристик показників поглинання, розсіювання та фактору анізотропії фітопланктону обчислені за формулами (2.25)–(2.27) наведено на рис. 2.7.

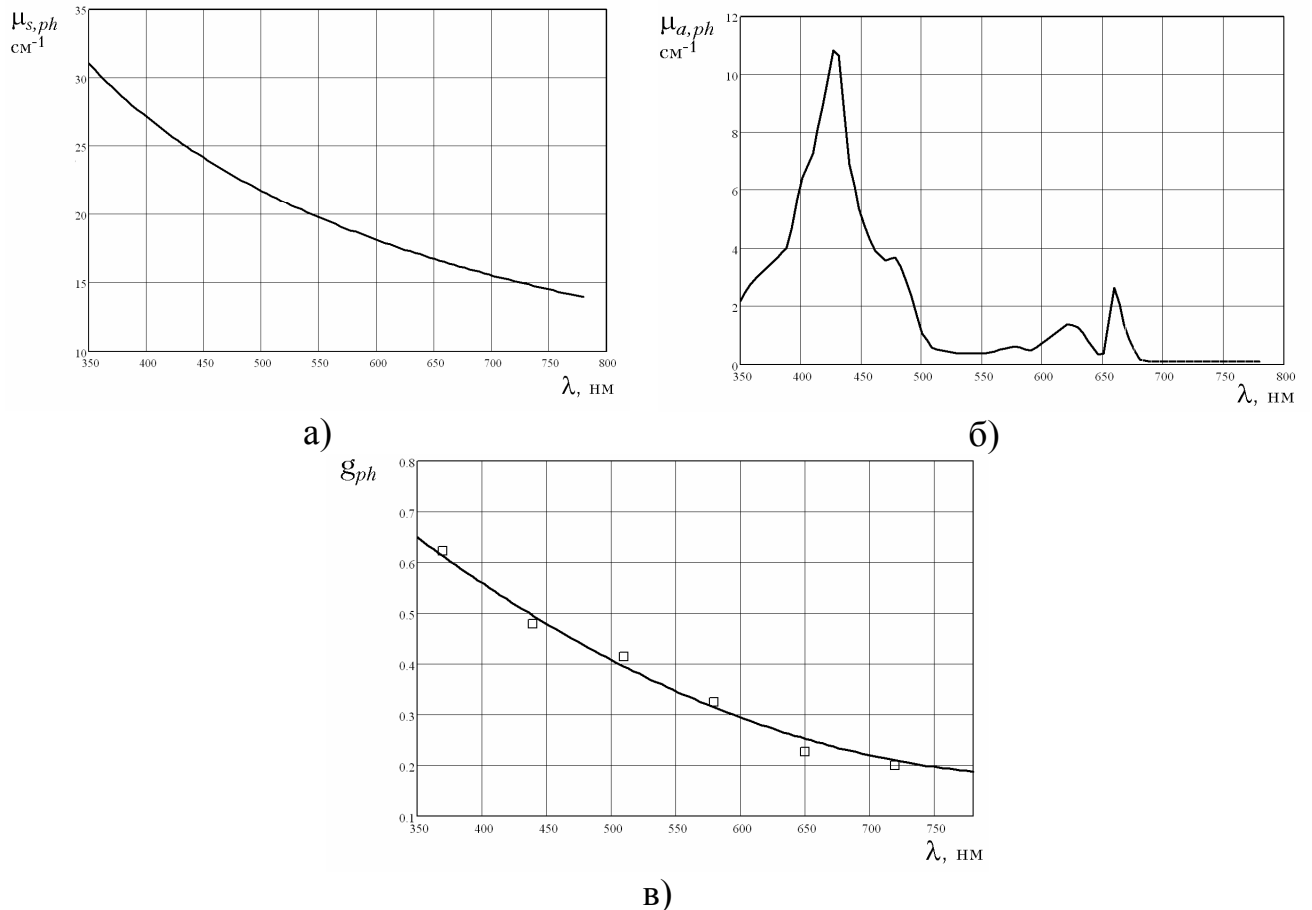


Рисунок 2.7 – Спектральні характеристики показників поглинання (а), розсіювання (б) та фактору анізотропії (в) фітопланктону

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 b 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 багатошарової 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%.

Відтак, ефективний показник поглинання шару природного водного середовища з об'ємною концентрацією частинок фітопланктону f_{ph} [293]:

$$\mu'_{a,l1}(\lambda) = \mu_{a,ph}(\lambda) f_{ph} + \mu_{a,w}(\lambda)(1 - f_{ph}). \quad (2.28)$$

Показник розсіювання шару природного водного середовища [293]:

$$\mu_{s,l1}(\lambda) = \mu_{s,ph}(\lambda) f_{ph} + \mu_{s,w}(\lambda)(1 - f_{ph}). \quad (2.29)$$

Фактор анізотропії шару водного середовища [293]:

$$g_{l1}(\lambda) = g_{a,ph}(\lambda) f_{ph} + g_{a,w}(\lambda)(1 - f_{ph}). \quad (2.30)$$

Ефективний показник розсіювання шару природного водного середовища [293]:

$$\mu'_{s,l1} = \mu_{s,l1}(1 - g_{l1}(\lambda)). \quad (2.31)$$

Ефективний показник ослаблення шару природного водного середовища [293]:

$$\mu'_{e,l1} = \mu'_{a,l1} + \mu'_{s,l1}. \quad (2.32)$$

Частка світла, розсіяного в передню півсферу для індикатрис з великим ступенем витягнутості «вперед» [294]:

$$F_{II}(\lambda) = 0.5 \int_0^{\pi/2} p(\theta, \lambda) \sin \theta d\theta \approx 1 - [1 - g_{II}(\lambda)]/3. \quad (2.33)$$

Ймовірність виживання фотона [294]:

$$\Lambda_{II}(\lambda) = \frac{\mu'_{s,II}(\lambda)}{\mu'_{e,II}(\lambda)}. \quad (2.34)$$

Показник послаблення в малокутовому наближенні [294]:

$$\alpha_{II}(\lambda) = \mu'_{e,II}(\lambda)(1 - \Lambda_{II}(\lambda)F_{II}(\lambda)). \quad (2.35)$$

Коефіцієнт направлено пропускання шару природного водного середовища [292]:

$$T_{II}(\lambda) = \exp[-\alpha_{II}(\lambda)d_{II}]. \quad (2.36)$$

Коефіцієнт дифузного відбиття шару природного водного середовища [294]:

$$R_{II}(\lambda) = \Lambda_{II}(\lambda) \frac{1 - F_{II}(\lambda)}{1 - F_{II}(\lambda)\Lambda_{II}(\lambda)} \int_0^1 \{1 - \exp[-\alpha(\lambda)d_{II} \frac{1+\nu}{\nu}]\} d\nu, \quad (2.37)$$

де $\nu = \cos(\gamma)$, γ – кут розсіювання.

На рис. 2.8 представлено графіки розрахованих спектральних характеристик для шару природного водного середовища товщиною 10 см при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35, 4 мг/л. Розраховуємо спектральні характеристики показника розсіювання (1), фактору анізотропії (2), ефективних показників розсіювання (3) та ослаблення (4), частки світла, розсіяного в передню півсферу (5), ймовірності виживання фотону(6),

показник послаблення в малокутовому наближенні (7), коефіцієнту направленного пропускання (8) та коефіцієнту дифузного відбиття (9) шару природного водного середовища за формулами (2.28)–(2.37).

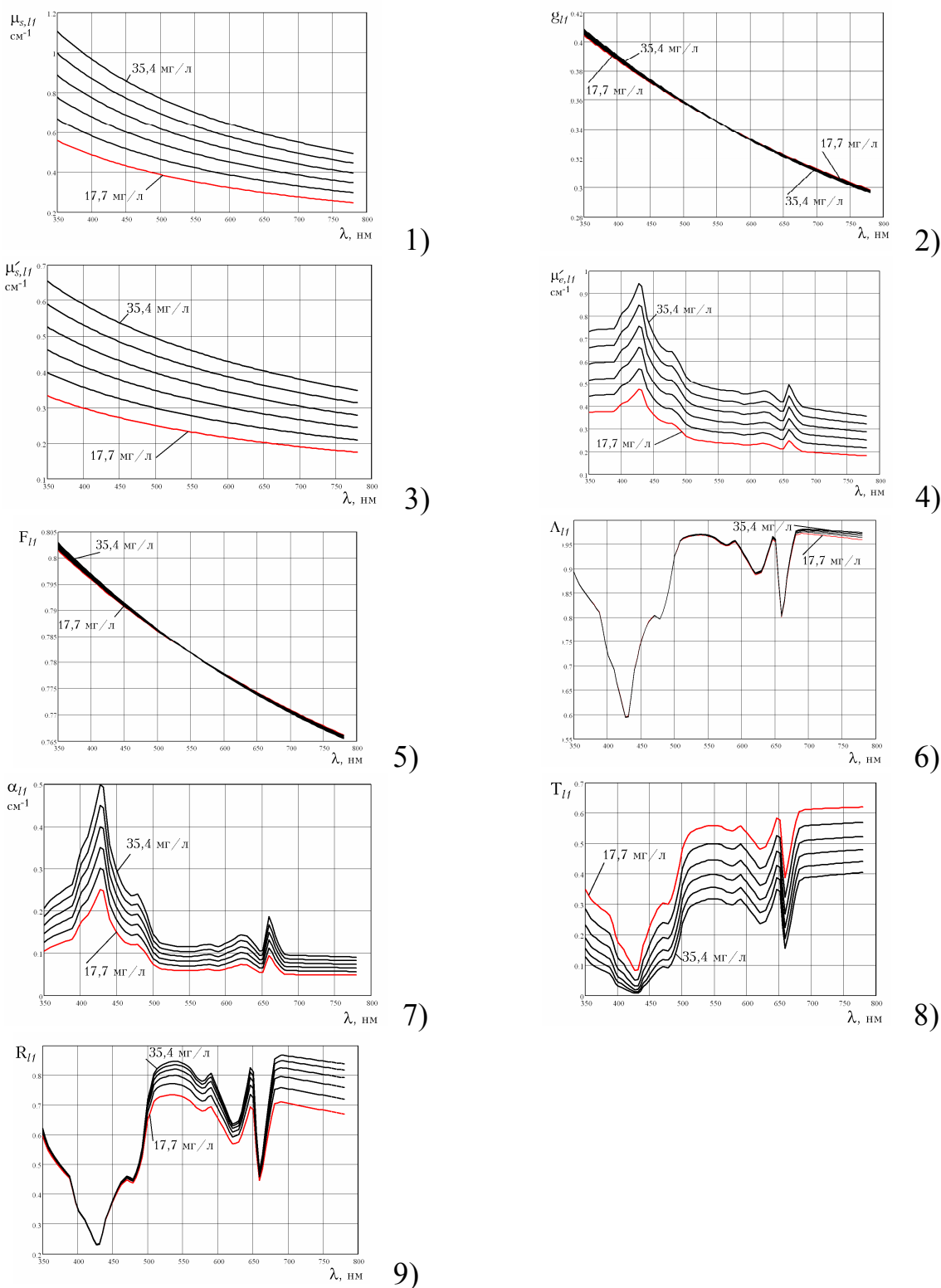


Рисунок 2.8 – Спектральні характеристики шару природного водного середовища

2.3 Математичне моделювання переносу випромінювання у багатошаровій структурі водного середовища

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

$$R_d = \sum_{i=1}^n R'_{di} \quad (2.38)$$

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

$$R'_{di} = (1 - R_{01})^2 \prod_{j=1}^i T_{l(j-1)}^2 T_{lj} R_{lj}, \quad (2.39)$$

де R_{01} – складова коефіцієнту відбиття на межі повітря-водне середовище; T_l – коефіцієнт направлено 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. 2.9).

Оскільки, при заданих параметрах природного водного середовища із завислими частинками фітопланктону, сьомий шар водного середовища вносить частку у коефіцієнт дифузного відбиття меншу 0,2%, яка суттєво менша порівняно з похибкою мультиспектральних вимірювань, то внеском сьомого шару і шарів, які знаходяться нижче, можна знехтувати. При цьому

їх біофізичні та структурні параметри не можливо виміряти з поверхні середовища мультиспектральним методом.

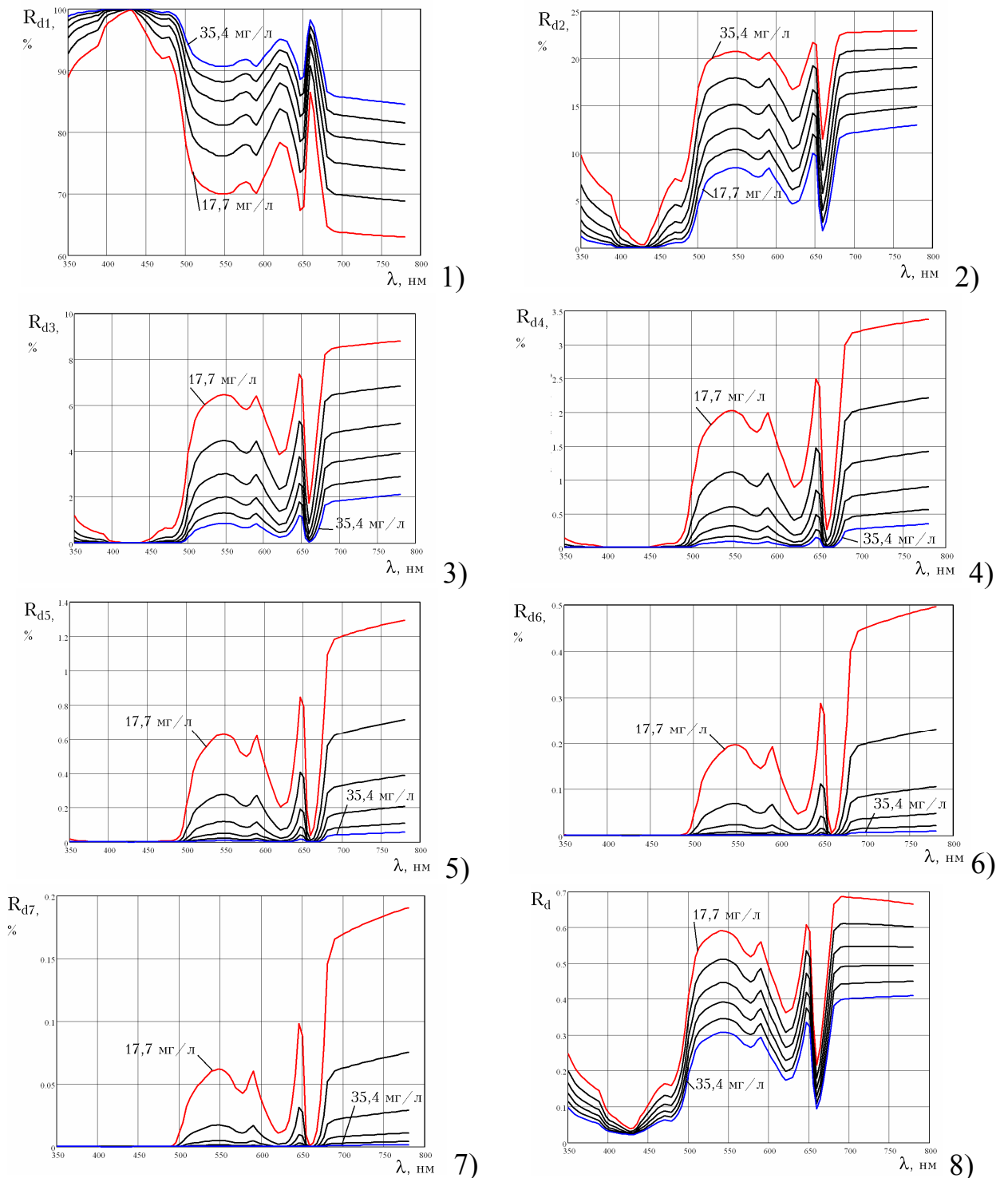


Рисунок 2.9 – Спектральні характеристики складових коефіцієнту дифузного відбиття шарів природного водного середовища та загального коефіцієнту дифузного відбиття на його поверхні

Здійснено математичне моделювання переносу випромінювання у приповерхневих шарах природних водних середовищ із завислими частинками фітопланктону на основі багатошарової структури, кожен з шарів якої має поглинаючі й розсіювальні властивості зумовлені його параметрами. Отримані результати розв'язання прямої оптичної задачі дозволяють пов'язати параметри природних водних середовищ з їх спектральними характеристиками. В свою чергу, це дозволяє розв'язати зворотню 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.

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

Використовуючи методику математичного моделювання розсіювання світла в 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, а саме:

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

б) співвідношення між хлорофілом а та хлорофілом б 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 а та загальним хлорофілом наведені на рис. 2.10, а; при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом на рис. 2.10, б.

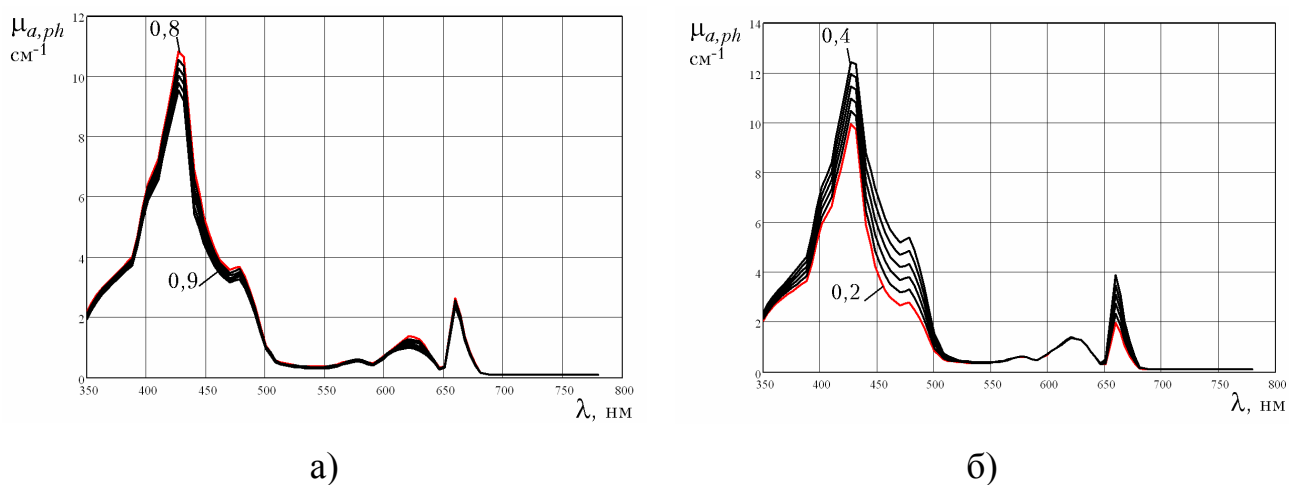
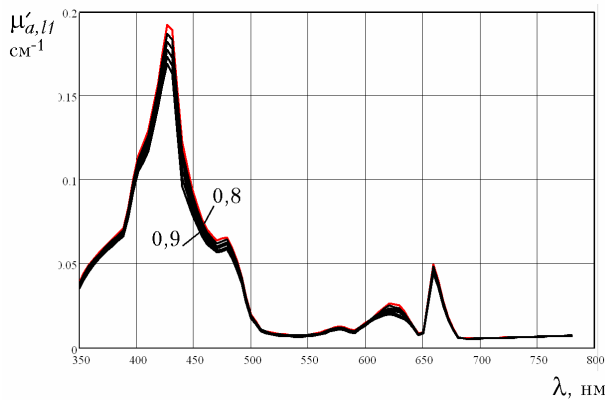


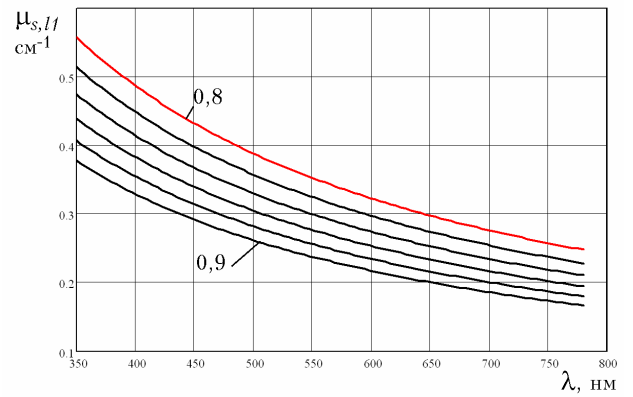
Рисунок 2.10 – Спектральні характеристики показників поглинання фітопланктону: при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом (а); при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом (б)

На рис. 2.11 представлено графіки розрахованих спектральних характеристик показника поглинання, показника розсіювання, фактору

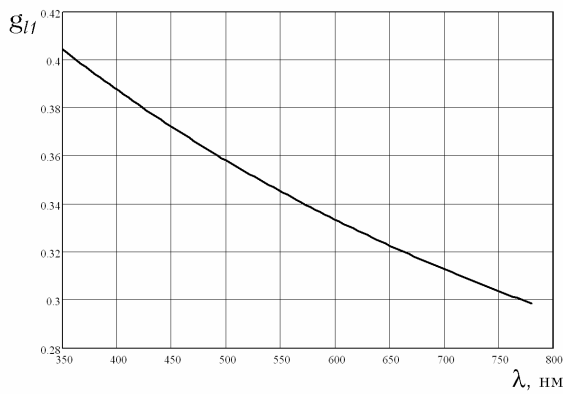
анізотропії, ефективних показників розсіювання та ослаблення, частки світла, розсіяного в передню півсферу для шару природного водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом.



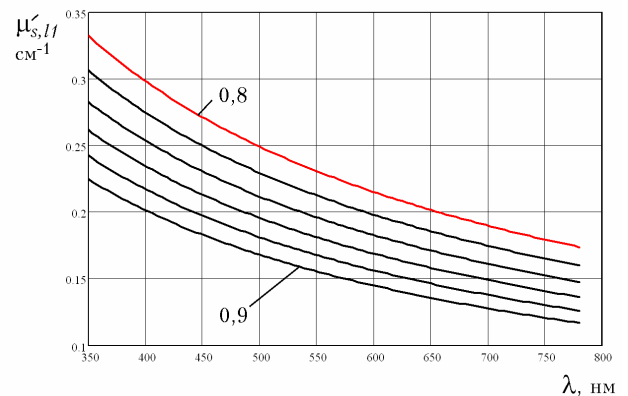
1)



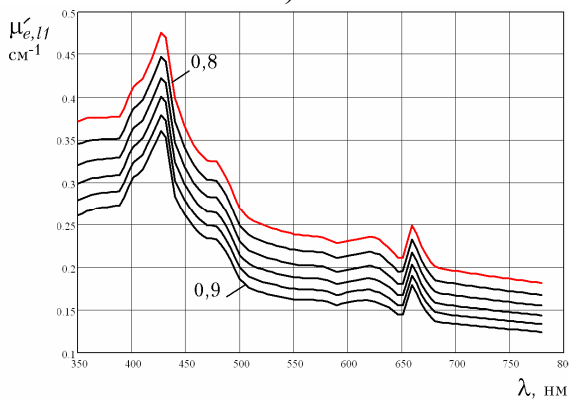
2)



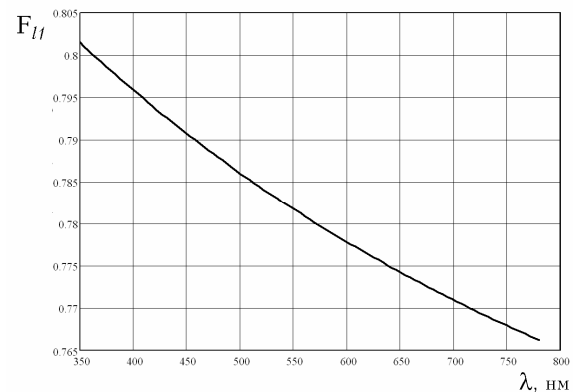
3)



4)



5)



6)

Рисунок 2.11 – Спектральні характеристики показника поглинання (1), показника розсіювання (2), фактору анізотропії (3), ефективних показників розсіювання (4) та ослаблення (5), частки світла, розсіяного в передню півсферу (6) для шару природного водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом

На рис. 2.12 представлено графіки розрахованих спектральних характеристик ймовірності виживання фотону, показника послаблення в малокутовому наближенні, коефіцієнту направленного пропускання та коефіцієнту дифузного відбиття для шару природного водного середовища.

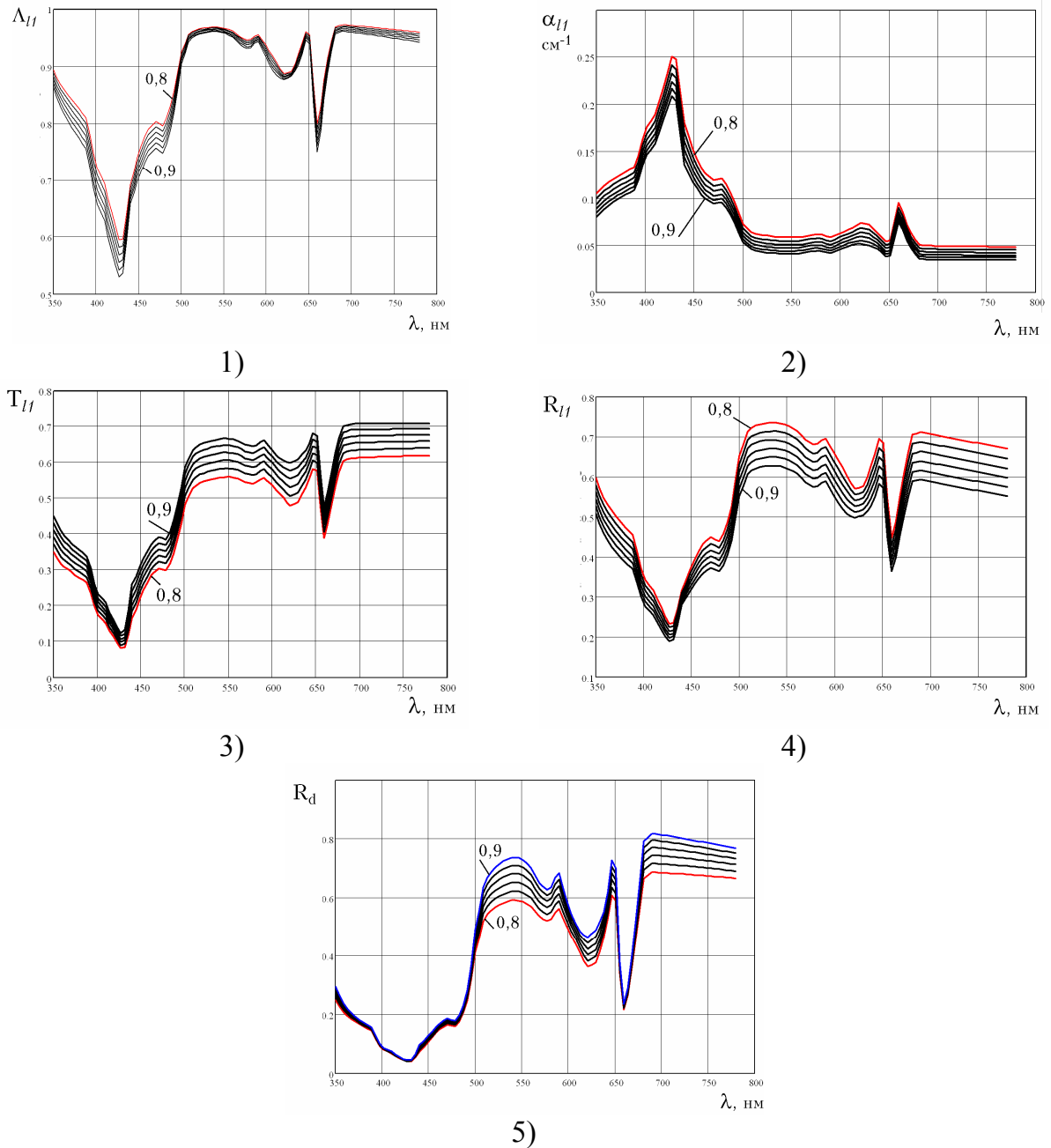


Рисунок 2.12 – Спектральні характеристики ймовірності виживання фотону (1), показника послаблення в малокутовому наближенні (2), коефіцієнту направленного пропускання (3), коефіцієнту дифузного відбиття (4) шару природного водного середовища та коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища (5) для шару природного водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом

У видимому оптичному діапазоні найбільш зміни у коефіцієнті дифузного відбиття на поверхні водного середовища (рис. 2.12, 5) при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом є на довжинах хвиль від 500 до 650 нм та від 680 до 780 нм. Для коефіцієнту направлено пропускання (рис. 2.12, 3) та коефіцієнту дифузного відбиття (рис. 2.12, 4) для окремо взятого шару природного водного середовища з частинками фітопланктону зміни помітні у всьому спектральному діапазоні. 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. 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. 2.13 представлено графіки розрахованих спектральних характеристик показника поглинання, показника розсіювання, фактору анізотропії, ефективних показників розсіювання та ослаблення, частки світла, розсіяного в передню півсферу для шару природного водного середовища при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом. На рис. 2.14 представлено графіки розрахованих спектральних характеристик ймовірності виживання фотону, показника послаблення в малокутовому наближенні, коефіцієнту направлено пропускання та коефіцієнту дифузного відбиття для шару природного водного середовища. Порівнюючи спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом (рис. 2.13, 5) і при зміні співвідношення між

каротиноїдами й загальним хлорофілом (рис. 2.14, 5) можна помітити суттєві відмінності у діапазоні від 430 до 500 нм.

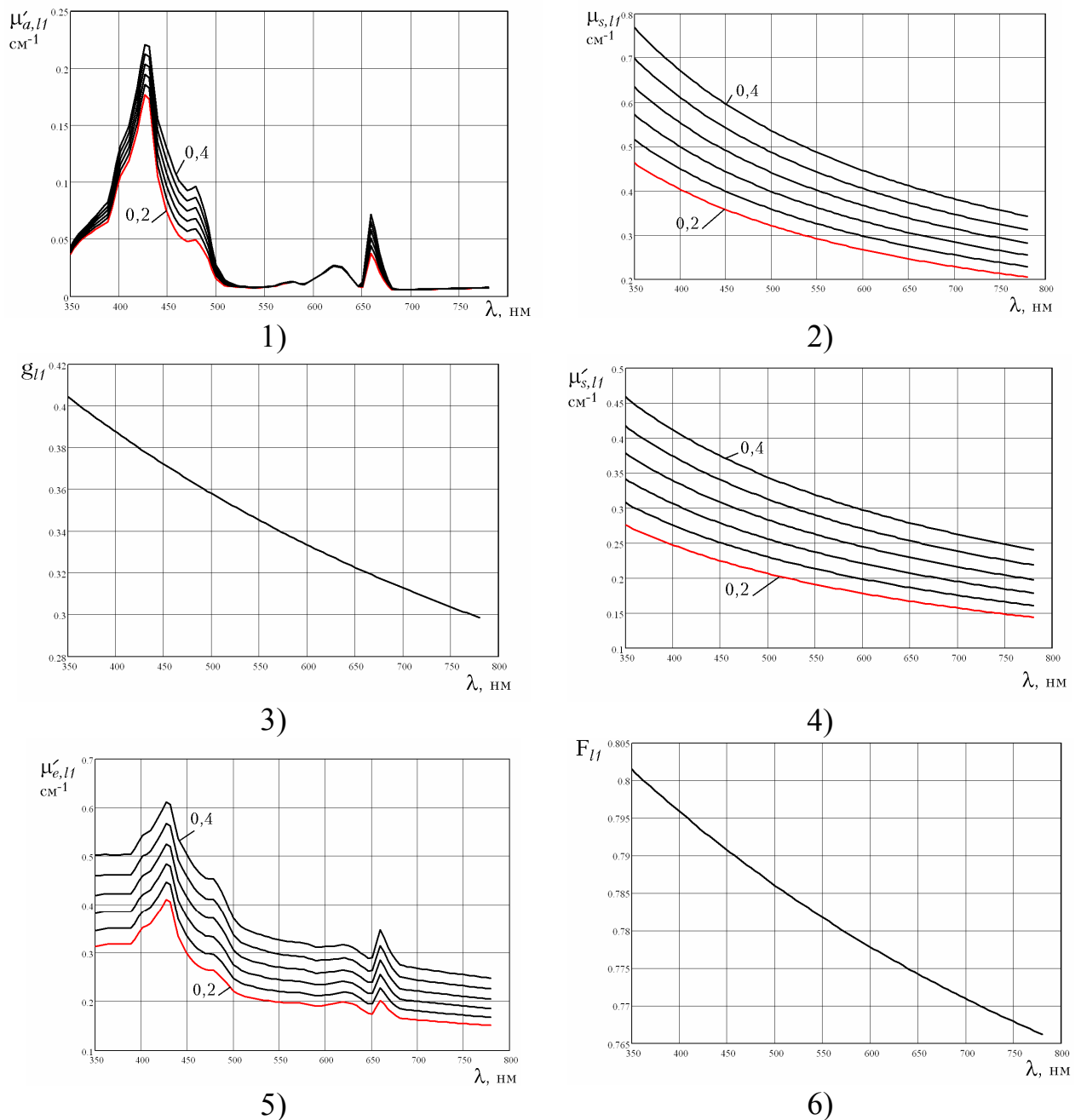


Рисунок 2.13 – Спектральні характеристики ймовірності виживання фотону (1), показника послаблення в малокутовому наближенні (2), коефіцієнту направлено пропускання (3), коефіцієнту дифузного відбиття (4) шару природного водного середовища та коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища (5) для шару природного водного середовища при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом

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.

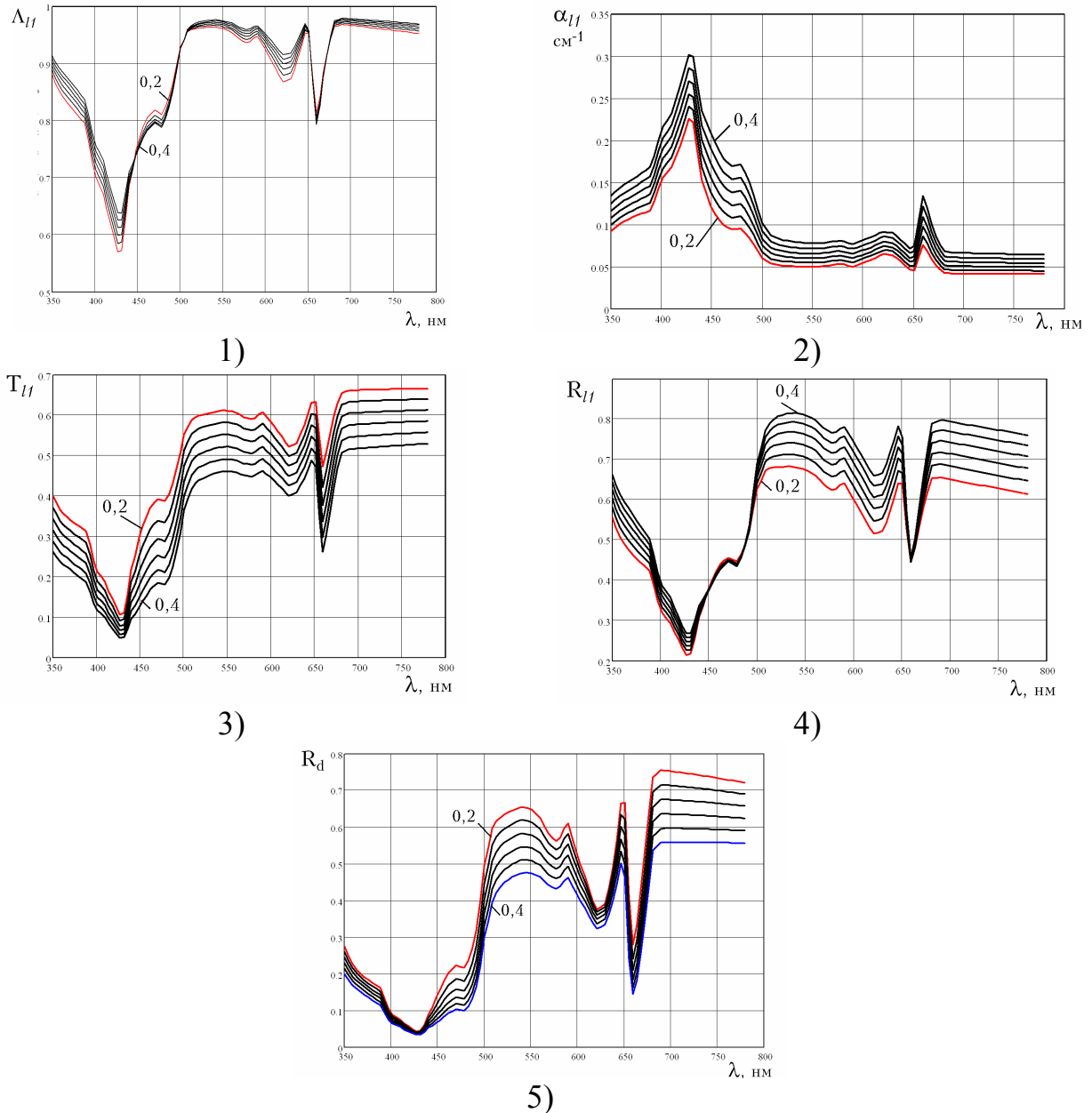


Рисунок 2.14 – Спектральні характеристики ймовірності виживання фотону (1), показника послаблення в малокутовому наближенні (2), коефіцієнту направленої пропускання (3), коефіцієнту дифузного відбиття (4) шару природного водного середовища та коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища (5) для шару природного водного середовища при зміні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом

Також помітні відмінності у діапазоні від 650 до 680 нм, що може бути використано для вимірювання 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.

2.5 Математичне моделювання спектральних характеристик коефіцієнту дифузного відбиття водного середовища при зміні його параметрів за відомим законом розподілу

Використовуючи методику математичного моделювання розсіювання світла у малокутовому наближенні у багатошарових водних середовищах, розв'яжемо пряму задачу визначення спектральних характеристик природних

водних середовищ при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л. При цьому приймемо, що пігментні параметри фітопланктону мають нормальний закон розподілу. Зокрема, співвідношення між хлорофілом *a* та загальним хлорофілом у фітопланктоні $Chl_a/Chl=0,8\pm 0,08$, а співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом $Carot/Chl=0,27\pm 0,027$. Спектральні характеристики водного середовища апроксимовані на основі результатів експериментальних досліджень. Розраховані спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні біомаси фітопланктону наведено на рис. 2.15.

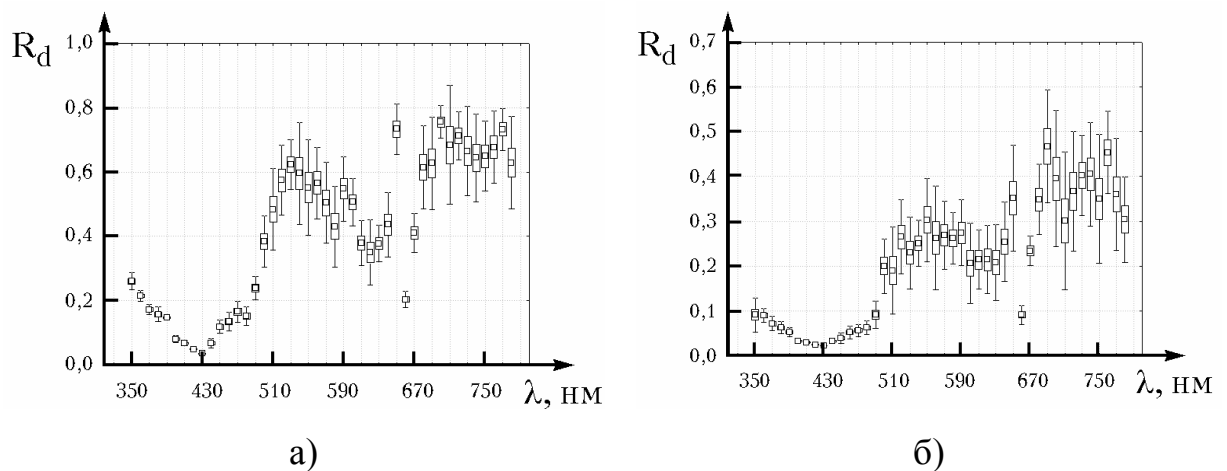


Рисунок 2.15 – Спектральні характеристики загального коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні природного водного середовища при зміні біомаси фітопланктону від $B_1 = 17,7$ мг/л (а) до $B_2 = 35,4$ мг/л (б)

Для прийняття рішення про стан об'єкту контролю за результатами мультиспектральних вимірювань необхідно здійснити контроль на n довжинах хвиль. При використанні у лабораторному макеті засобу мультиспектрального екологічного контролю лінійки світлодіодів довжини хвиль спектральних каналів складають 450 нм, 470 нм, 510 нм, 530 нм, 590 нм, 620 нм, 660 нм та 730 нм. Діаграми розмаху коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні біомаси фітопланктону на цих довжинах хвиль наведено на рис. 2.16.

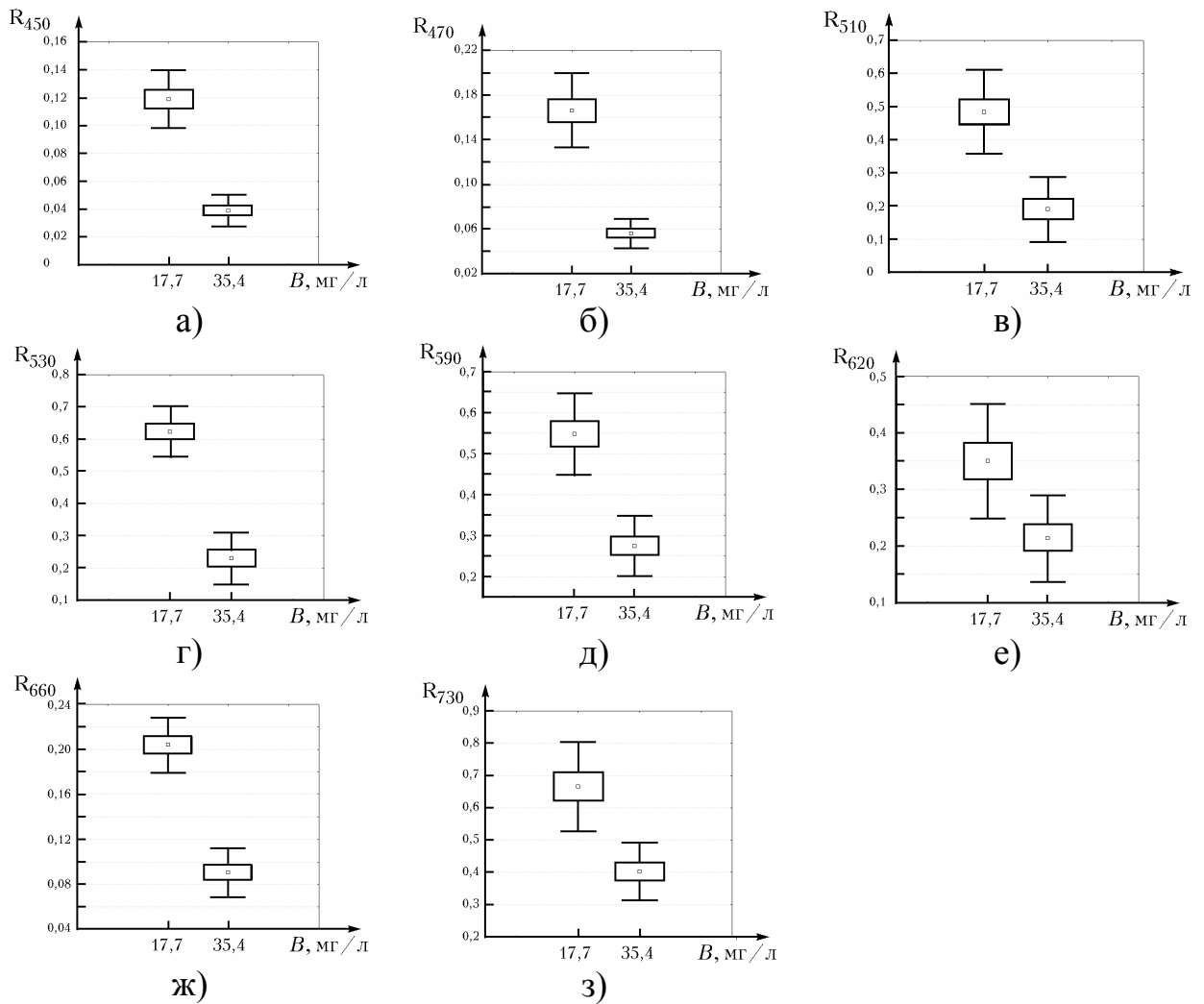


Рисунок 2.16 – Діаграми розмаху коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні біомаси фітопланктону на довжині хвилі: а) 450 нм, б) 470 нм, в) 510 нм, г) 530 нм, д) 590 нм, е) 620 нм, ж) 660 нм, з) 730 нм

Використовуючи методику математичного моделювання розсіювання світла у малокутовому наближенні у багат шарових неоднорідних середовищах, розв'яжемо пряму задачу визначення їх спектральних характеристик для таких випадків зміни пігментних параметрів фітопланктону:

а) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl$ у водному середовищі змінюється від 0,8 до 0,9; співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом $Carot/Chl = 0,27 \pm 0,027$; біомаса фітопланктону у водному середовищі $B = 17,7 \pm 1,77$ mg/L ;

б) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі $Chla/Chl = 0,8 \pm 0,08$; співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом $Carot/Chl$ змінюється від 0,2 до 0,4; біомаса фітопланктону $B = 17,7 \pm 1,77$ мг/л.

При цьому параметри фітопланктону мають нормальний закон розподілу із заданим математичним очікуванням M та середньоквадратичним відхиленням m , записані у форматі $M \pm m$. Розраховані спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні пігментних параметрів фітопланктону наведено на рис. 2.17.

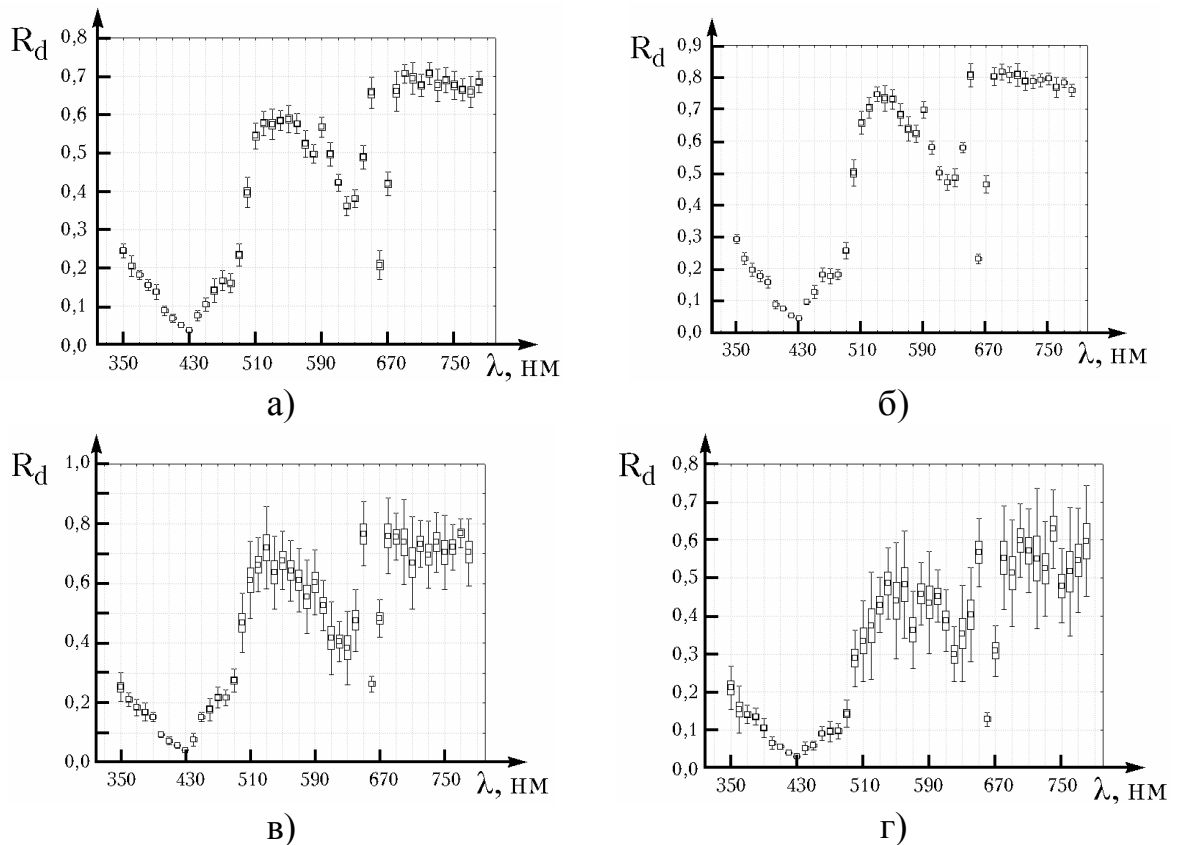


Рисунок 2.17 – Спектральні характеристики загального коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні природного водного середовища при зміні пігментних параметрів фітопланктону: а) $Chla/Chl = 0,8$; $Carot/Chl = 0,27 \pm 0,027$; б) $Chla/Chl = 0,9$; $Carot/Chl = 0,27 \pm 0,027$; в) $Chla/Chl = 0,8 \pm 0,08$; $Carot/Chl = 0,2$; г) $Chla/Chl = 0,8 \pm 0,08$; $Carot/Chl = 0,4$

Для прийняття рішення про стан об'єкту контролю за результатами мультиспектральних вимірювань у лабораторному макеті засобу мультиспектрального екологічного контролю здійснюється вимірювання на довжинах хвиль, що відповідають характеристикам світлодіодів джерела випромінювання, а саме: 450 нм, 470 нм, 510 нм, 530 нм, 590 нм, 620 нм, 660 нм та 730 нм. Отримані при цьому діаграми розмаху коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні пігментних параметрів фітопланктону на цих довжинах хвиль наведено на рис. 2.18.

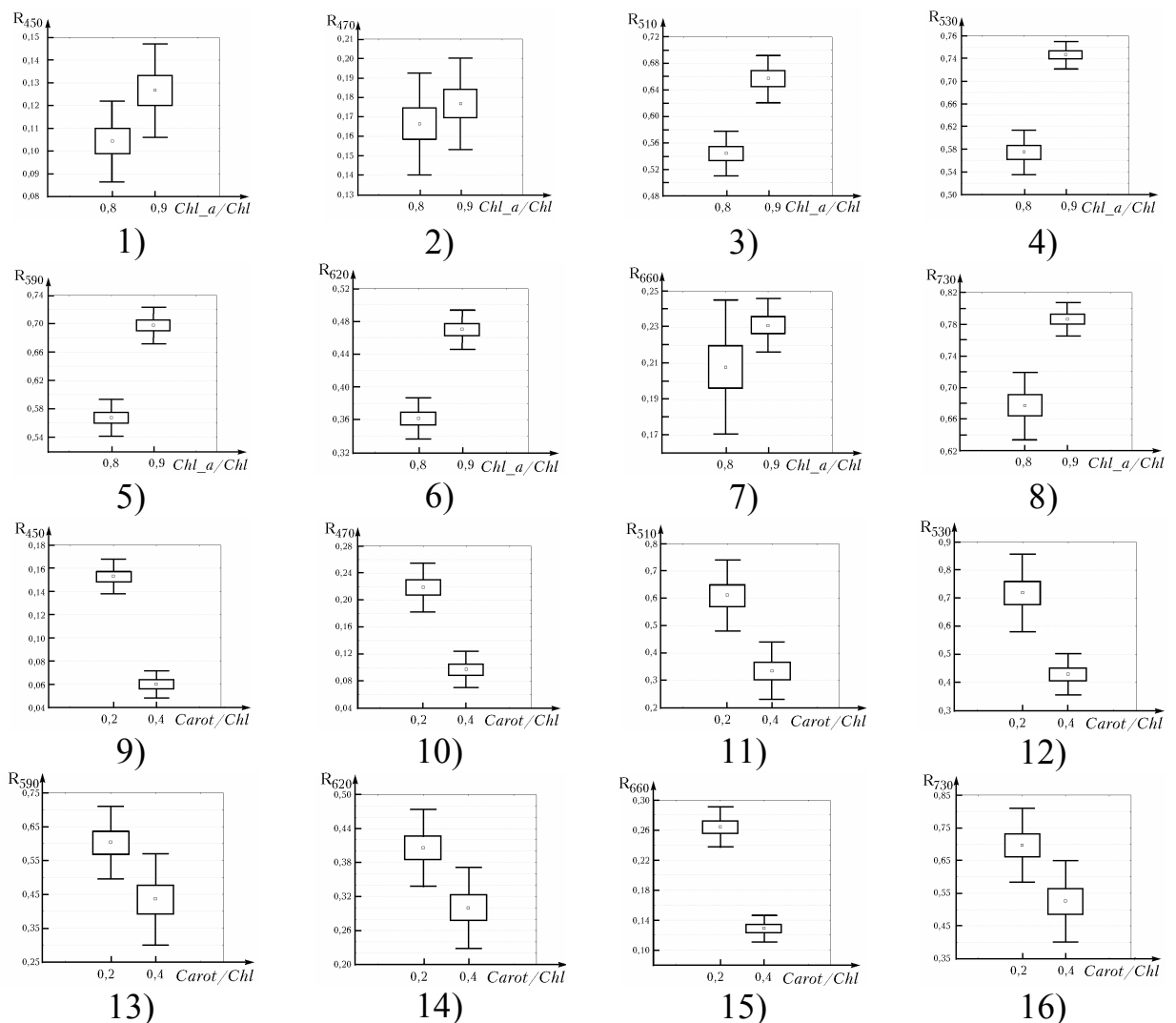


Рисунок 2.18 – Діаграми розмаху коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом Chl_a/Chl (1–8) та каротиноїдами і загальним хлорофілом $Carot/Chl$ (9–16)

2.6 Спектральні особливості поширення випромінювання у водних середовищах з сильно поглинаючими водоростями

Досліджено вплив ефекту «сита» або локалізованого поглинання випромінювання фітопланктоном на спектральний показник поглинання водних середовищ [299]. Показано, що локалізоване поглинання в синьо-зеленій області спектра призводить до зменшення сумарного показника поглинання водних середовищ у порівнянні з рівномірним розподілом поглиначів по елементарному об'єму середовища і, як наслідок, до збільшення глибини проникнення світла в товщу води і її коефіцієнта дифузного відбиття. Залежно від концентрації водоростей, такі зміни глибини проникнення і коефіцієнта відбиття можуть досягати 2-х і більше разів. Отримані результати важливі для оцінювання біопродуктивності водойм за спектрами висхідного випромінювання.

Поширення світла в дисперсному середовищі залежить від характеристик розсіювання та поглинання його елементарного об'єму. Якщо середовище багатокомпонентне і оптичні властивості кожної складової відомі, то, як правило, характеристики середовища знаходять як середньозважені параметри компонент з ваговими коефіцієнтами, рівними їх об'ємним концентраціям. Фізично це відповідає “розмазуванню” властивостей окремих компонент на весь елементарний об'єм або адитивному додаванню. Такий підхід цілком доречний для більшості ситуацій. Проте можливі інші випадки. В оптиці біологічних об'єктів відоме явище під назвою ефекту “сита” [299]. Його сутність зводиться до наступного. Основне поглинання неоднорідного водного середовища у видимій області спектра відбувається у локалізованих поглиначих, що містять пігменти. Їх об'ємна концентрація невелика (декілька відсотків), але вони утворюють сильно поглинаючу “сітку”. Якщо для визначення показника поглинання елементарного об'єму використовувати вищевказаний метод адитивності, то цей об'єм також буде сильно поглинати випромінювання.

Між тим, очевидно, що досить велика частина світла пройде через непоглинаючі ділянки у середовищі, тобто через “дірки” у згаданій “сітці”. Це і є ефект “сита” або вплив локалізованого поглинання на оптичні характеристики. Під “локалізованим” розуміється поглинання світла в обмежених по простору областях, що займають малу частину об’єму середовища, і його треба враховувати при визначенні параметрів елементарного об’єму. Показник поглинання водних середовищ залежить від впливу водоростей. Проаналізуємо ефект “сита” у водних середовищах спираючись на теоретичні результати по поширенню світла у них [300, 301].

Задача зводиться до оцінювання внеску поглинання водоростей у сумарну поглинальну здатність водного середовища. Тут розглядається лише поглинання з наступних причин. Показники заломлення води і водоростей близькі, оскільки розсіювання на них відбувається, в основному, у вузькій області кутів поблизу напрямку «вперед» [302], і в багатьох випадках це випромінювання можна віднести до нерозсіяного світла [303]. Крім того, концентрація частинок водоростей мала і тому розсіюванням на них, у порівнянні з розсіюванням іншими компонентами, часто можна знехтувати. За визначенням [304], показник поглинання середовища чисельно дорівнює поглиненому одиничним об’ємом потоку випромінювання при одиничному падаючому потоці. Для водних середовищ він має вид [303]

$$k(\lambda) = k_y(\lambda)f_y + Ck_a(\lambda)f_a + k_w(\lambda)(1 - f_y - f_a) = K_y(\lambda) + K_a(\lambda) + K_w(\lambda), \quad (2.40)$$

де λ – довжина хвилі, k_y і k_a – показники поглинання жовтої речовини і водоростей; f_y і f_a – їх об’ємні концентрації, k_w – показник поглинання чистої води, K_y , K_a , K_w – внески відповідних компонент в сумарне поглинання.

У свою чергу,

$$k_a = f_p \cdot k_p, \quad (2.41)$$

де k_p – показник поглинання пігментів, а f_p – їх концентрація у водоростях.

В (2.40) розмірність показників поглинання обернена до розмірності довжини. Поглинанням органічних і неорганічних частинок і інших можливих компонент, згідно [301], знехтуємо. Часто формулу (2.40) записують через питомі концентрації компонент (в $\text{мг}/\text{м}^3$). Тоді відповідним чином зміниться розмірність величин k_y і k_a . Відзначимо, що в цьому випадку добуток $F = f_a f_p$ є розмірна концентрація пігментів у водному середовищі. Нижче вона виражена у $\text{мг}/\text{м}^3$. Поправочний коефіцієнт C в (2.40) враховує локалізоване поглинання світла водоростями. При адитивному додаванні показників $C = 1$. Мета даної роботи полягає у визначенні коефіцієнта C . За фізичним змістом $C \leq 1$, і він, ніби, зменшує ефективну концентрацію f_p пігментів у водоростях, які зумовлюють поглинання світла у водному середовищі.

Як видно з (2.40), сумарний показник поглинання k пропорційний добутку CF , тобто його залежність від концентрації F слабше, ніж при звичайному адитивному додаванні. Для інших типів неоднорідних світлорозсіювальних середовищ було показано [301], що коефіцієнт C зменшується з ростом f_p як $1/f_p$ (тут під f_p слід розуміти об'ємну концентрацію капілярів), так що добуток Cf_p або вклад поглинання пігментами у сумарний показник поглинання зазнає «насичення» при досить великих значеннях f_p . Аналогічна залежність поглинання водоростями від концентрації f_p пігментів досліджувалася теоретично [305–309] і експериментально [158, 309, 310], де також відмічено вказане «насичення». Відповідно до оптики фітопланктону цей ефект в англійській літературі називають «pigment packaging». Його фізична причина цілком зрозуміла – при великих концентраціях f_p або, що еквівалентно, при великих характерних розмірах поглиначів [301, 307] світло послаблюється, в основному, його периферійними ділянками, а до внутрішніх областей воно просто не доходить, оскільки останні не беруть участь у поглинанні. Відмінною особливістю даної роботи є запропоновані

нижче інженерні формули для оцінки ефекту “сита”, що дозволяють аналітично вивчати вплив різних параметрів водоростей на їх внесок в сумарне поглинання водних середовищ і, зокрема, звести складні форми поглиначів до дуже простої сферичної. Звичайно ж для несферичних поглиначів цей ефект досліджується чисельними методами [311], включаючи метод Монте Карло [312].

За аналогією з [300, 301, 307, 311, 312], форму водоростей будемо моделювати у вигляді циліндрів довжини L і діаметра D . Під L та D розуміють середні величини. Вісь циліндра орієнтована по відношенню до падаючого світла під кутом ϑ_0 . Знехтуємо відбиттям і заломленням світла на поверхні водоростей. В [300, 301] розрахований поперечник поглинання S орієнтованого циліндра, а за ним і показник поглинання елементарного об’єму, зумовлений лише водоростям.

Вісь циліндра орієнтована по відношенню до падаючого світла під кутом ϑ_0 . Знехтуємо відбиттям і заломленням світла на поверхні водорості. В [301, 302] розраховано поперечник поглинання S орієнтованого циліндра, а по ньому і показник поглинання елементарного об’єму, зумовлений лише водоростями

$$k_1 = NS = Cf_p k_p, \quad (2.42)$$

де N – кількість водоростей в одиниці об’єму води. Звичайно (без урахування ефекту “сита”) показник поглинання записують у вигляді $k_a = f_p k_p$, але в загальному випадку у формулі (2.40) необхідно використовувати k_1 .

Якщо водорості у воді розподілені хаотично, так що всі їхні орієнтації рівноймовірні, слід виконати усереднення коефіцієнту C по можливим положенням осі циліндра в просторі. В [301, 302] показано, що в розрахунках показника поглинання циліндр можна замінити паралелепіпедом тієї ж довжини, але з поперечним перерізом $D \times a_{\text{eff}}$, де a_{eff} – сторона вздовж

напрямку падіння світла. В результаті були отримані наведені нижче формули для C [301, 302].

Для випадково орієнтованих поглиначів

$$C_{\text{rand}} = \frac{0.25\pi L + 0.5a_{\text{eff}} - \int_0^{\pi/2} \sin \vartheta d\vartheta \int_0^{L \sin \vartheta + a_{\text{eff}} \cos \vartheta} \tau(x, \vartheta) dx}{k_p L \pi D / 4}, \quad (2.43)$$

де τ – коефіцієнт пропускання паралелепіпеда в точці x , що лежить в площині, перпендикулярній напрямку падіння світла.

Внутрішній інтеграл по x обчислюється вздовж довжини проєкції паралелепіпеда на зазначену площину. Використовуючи явний вигляд коефіцієнта пропускання [301, 302], знаходимо

$$\int_0^{L \sin \vartheta + a_{\text{eff}} \cos \vartheta} \tau(x, \vartheta) dx = \begin{cases} \frac{\sin 2\vartheta}{k_p} [1 - \exp(-\frac{k_p L}{\cos \vartheta})] + (a_{\text{eff}} \cos \vartheta - L \sin \vartheta) \exp(-\frac{k_p L}{\cos \vartheta}) \\ \text{при } 0 \leq \vartheta \leq \arctg(a_{\text{eff}} / L), \\ \frac{\sin 2\vartheta}{k_p} [1 - \exp(-\frac{k_p a_{\text{eff}}}{\sin \vartheta})] + (L \sin \vartheta - a_{\text{eff}} \cos \vartheta) \exp(-\frac{k_p a_{\text{eff}}}{\sin \vartheta}) \\ \text{при } \arctg(a_{\text{eff}} / L) \leq \vartheta \leq \pi / 2, \end{cases} \quad (2.44)$$

$$a_{\text{eff}} = -\frac{1}{k_p} \ln \left[\int_0^1 \exp(-k_p D \sqrt{1-x^2}) dx \right]. \quad (2.45)$$

Вираз (2.43) приймає простий вид при $L = \infty$

$$C_{\text{rand}} = \frac{1 - \frac{4}{\pi} \int_0^{\pi/2} \sin^2 \vartheta \exp(-k_p a_{\text{eff}} / \sin \vartheta) d\vartheta}{k_p D}. \quad (2.46)$$

З (2.44) і (2.45) видно, що C_{rand} залежить від добутку $k_p D$, а не від кожного із співмножників окремо. Таким чином, має місце відзначена вище еквівалентність [301, 307] розмірів D і показника k_p (або концентрації f_p) локалізованих поглиначів. Аналогічно (2.43), (2.44) і (2.46) можна отримати формули для поправочного коефіцієнта C_{alig} при іншій крайній ситуації – повністю орієнтованих поглинаючих циліндрів при довільному куті ϑ_0 між напрямком падіння світла і віссю циліндра. При $L = \infty$ маємо

$$C_{\text{alig}} = \frac{\sin \vartheta_0 [1 - \exp(-k_p a_{\text{eff}} / \sin \vartheta_0)]}{k_p \pi D / 4}. \quad (2.47)$$

Для конкретного аналізу поправочного коефіцієнта C дамо загальну довідку про властивості водоростей. Відомо понад 30 тисяч видів водоростей. Їх розміри варіюються менше одного мікрметра (Coccolithoforides) до десятків метрів (*Macrocystis*). Водорості знаходяться під поверхнею води до глибин 20 – 40 м. Найбільш прості з них – окремі клітини (напр., діатоми); більш складні утворюють сферичні колонії (*Volvox*), мають вигляд стрічок (*Spirogyra*) або пластинчастих розгалужень (*Fucus*). Водорості містять різні пігменти, що поглинають світло (наприклад, хлорофіли a , b і c , каратиноїди, фікобіліни та ін. [313]). Концентрація цих пігментів залежить від багатьох факторів (виду водорості, її віку, умов росту). Проте їх вміст сильно корелює з концентрацією хлорофілу a , поглинання якого є домінуючим. За даними натурних вимірювань коефіцієнти кореляції перевищують 0,85 [313, 314]. Моніторинг хлорофілу a здійснюється різними інструментальними засобами, в тому числі й космічними (наприклад, спектрометр MODIS, встановлений на платформі

ADEOS-II GLI [315]). Наприклад, щодня на сайті [315] публікуються дані цього приладу по концентрації хлорофілу a у західній частині Тихого океану поблизу берегів Китаю, Кореї, Японії та Росії. Як випливає з [315], концентрація може варіюватися приблизно від 0,01 до 60 мг/м³, хоча типові її значення для оліготрофних і мезотрофних вод становлять 0,09-0,35 мг/м³ [316]. З іншого боку, проводяться лабораторні експерименти з дослідження поглинання світла пігментами водоростей. У табл. 2.1, за даними роботи [317], наведено відомості з морфології і оптичних властивостей тих водоростей, на яких виконано велику кількість вимірювань.

Результати таблиці перераховані з довжини хвилі 675 нм [317] на $\lambda = 440$ нм відповідно до добре відомого спектру показника поглинання хлорофілу a . Ці дані дозволяють знайти k_p як відношення середньої оптичної густини до середньої товщини листа водоростей. Нижче будемо використовувати $k_p(\lambda = 440 \text{ нм}) = 5 \text{ мм}^{-1}$ (2,5/0,5 мм).

Таблиця 2.1 – Експериментальні дані по морфології і оптичним властивостям водоростей

Водорість	Кількість вимірювань	Оптична густина ($\lambda \cong 440 \text{ нм}$)	Концентрація хлорофілу a , мг/мм ²	Товщина (мм)
<i>Posidonia oceanica</i>	80	1,1 – 5	0,07 – 0,41	0,25 – 0,82
<i>Cymodocea nodosa</i>	40	1,2 – 4,3	0,086 – 0,44	0,22 – 1
<i>Zostera noltii</i>	15	1,1 – 2,7	0,096 – 0,246	0,146 – 0,46

Перейдемо до дослідження залежності C від оптико-геометричних параметрів поглинача. Рис. 2.19 ілюструє вплив оптичного діаметра $k_p D$ на коефіцієнт C при різній орієнтації водоростей для $L = \infty$. З рис. 2.19 можна зробити висновок, що поправочні коефіцієнти C_{rand} (крива 1) і C_{alig} (2 – 4) помітно зменшуються з ростом оптичного діаметру. Так, при $k_p D = 8$ лише 10 – 20% об'єму водоростей ефективно бере участь у поглинанні світла. Як

зазначалося вище, фізично це пов'язано з ослабленням випромінювання, в основному, біля поверхні водорості.

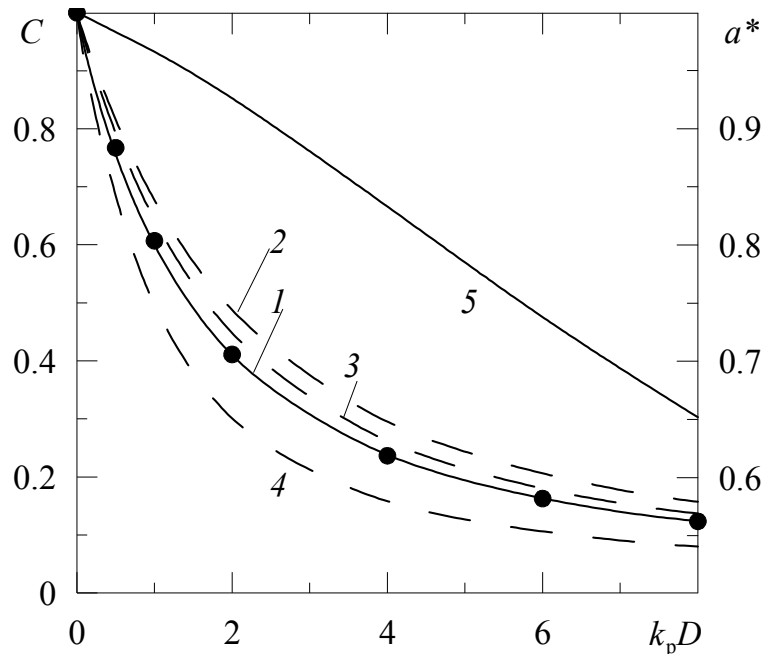


Рисунок 2.19 – Залежність поправочного коефіцієнта C (криві 1 – 4) і сторони a^* (5) паралелепіпеда від $k_p D$ для хаотично розподілених (1) і орієнтованих циліндричних поглиначів при $\vartheta_0 = 90$ (2), 60 (3) і 30 град (4). Точки дають значення C для еквівалентних сфер

При спрямованій орієнтації водоростей із зменшенням ϑ_0 значення C падають. Це зумовлено збільшенням характерного розміру поглинача уздовж світлового променя при малих ϑ_0 . Видно також, що криві 1 (хаотична орієнтація) і 3 ($\vartheta_0 = 60^\circ$) близькі одна до одної. Таким чином, при розрахунку C_{rand} можна практично обійтися без інтегрування в (2.43), а обчислювати його значення за (6) при $\vartheta_0 = 60^\circ$. На рис. 2.19 зображена також залежність нормованої величини $a^* = a_{\text{eff}} / (0,25\pi D)$ від оптичного діаметра $k_p D$ (крива 5). Цю залежність при $k_p D \leq 8$ можна апроксимувати формулою

$$a_{\text{eff}} = 0,25\pi D(1 - 0,043k_p D), \quad (2.48)$$

Відмінності в поправочних коефіцієнтах C_{rand} (2.43), (2.46), розрахованих за допомогою (2.45) або (2.48), не перевищують кількох відсотків. Отже, формули (2.47) і (2.48) дають повністю аналітичний запис коефіцієнта C у випадку циліндрів.

На рис. 2.19 наведено також залежність поправочного коефіцієнта C від $k_p D$ для сферичних поглиначів (точки), які мають таке ж, як у циліндрів, відношення об'єму до бічної поверхні. У цьому випадку діаметр сфери

$$D_s = 1,5D. \quad (2.49)$$

Нескладно показати, що коефіцієнт пропускання сферичного поглинача

$$T_s = [1 - (1 + D_s k_p) \exp(-D_s k_p)] / [0.5(D_s k_p)^2]. \quad (2.50)$$

Тоді відповідний поправочний коефіцієнт буде таким:

$$C_s = 1,5(1 - T_s) / (D_s k_p). \quad (2.51)$$

Видно, що точки практично збігаються з суцільною кривою для хаотично орієнтованих циліндрів. Таким чином, формули (2.49) – (2.51) дають дуже просту аналітичну апроксимацію поправочного коефіцієнта C при $L = \infty$. Для іншої ситуації, коли $L < D$, циліндри можна замінити на еквівалентні сферичні поглиначі того ж об'єму. Нижче будемо аналізувати тільки випадок $L = \infty$.

Рис. 2.20 ілюструє вплив кінцевої довжини циліндра на C_{rand} . Тут наведено залежності $C^* = C_{\text{rand}}(L) / C_{\text{rand}}(L = \infty)$ від відношення L/D . Видно, що при $L/D \geq 3 - 4$ вказаний нормований поправочний коефіцієнт близький до одиниці. Тому часто нитчасті водорості можна розглядати як нескінченно довгі циліндри, що, з урахуванням сказаного вище, істотно

спрощує розрахункові формули. Близькість кривих 1 і 3 на рис. 2.17 дозволяє повністю позбутися від інтегрування в (2.46) і використовувати для хаотично орієнтованих циліндрів співвідношення

$$C_{\text{rand}} = 2\sqrt{3} \frac{1 - \exp[-\pi k_b D(1 - 0,043k_b D)/(2\sqrt{3})]}{\pi k_b D}. \quad (2.52)$$

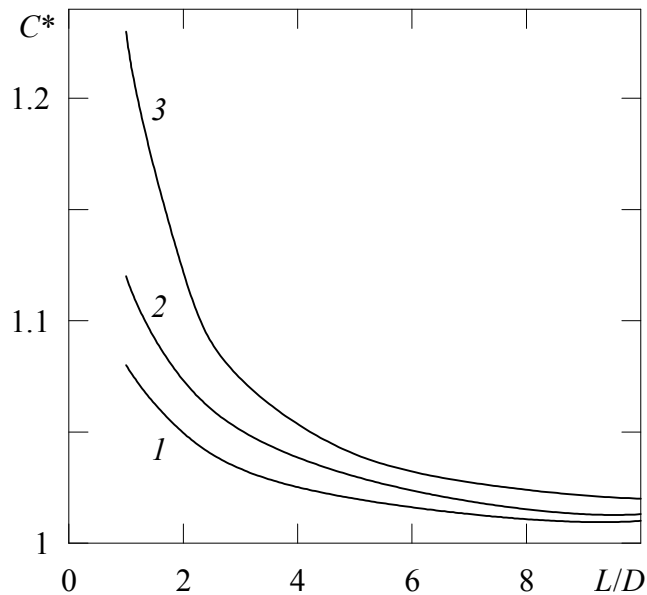


Рисунок 2.20 – Залежність нормованого поправочного коефіцієнта C^* от L/D для хаотично розподілених поглиначів при $k_p D = 0.5$ (крива 1), 1 (2) і 8 (3)

Розглянемо, як впливає коефіцієнт C на спектральний показник поглинання всього елементарного об'єму водного середовища і характеристики, що описують поширення світла в такому середовищі. На рис. 2.21 наведені спектри поглинання пігментів фітопланктону, жовтої речовини і чистої води [311], а також їх суміші – морської води в цілому. Концентрація пігментів приймається рівною $F = 3 \text{ мг/м}^3$, що відповідає підвищеному вмісту хлорофілу a у порівнянні з середнім його значенням [316]. Максимум поглинання пігментів знаходиться біля $\lambda = 440 \text{ нм}$.

Спектральна залежність показника поглинання жовтої речовини приймалась експоненційно спадаючою з довжиною хвилі [318] при $k_y(390 \text{ нм})f_y = 0.2 \text{ м}^{-1}$. З рис. 2.21, *a* видно, що жовта речовина сильно послаблює випромінювання у синьо-фіолетовій області спектру. Чиста вода,

як добре відомо, слабо поглинає світло в синьо-зеленій частині спектру і відносно сильно в червоній та інфрачервоній областях. Вона надає максимуми поглинання пігментів фітопланктону у червоній області спектра (на рис. 2.21 не показано). Для евтрофних вод вміст жовтої речовини і хлорофілу досить помітно корелюється [311], тому збільшення концентрації однієї компоненти призводить до зростання вмісту іншої.

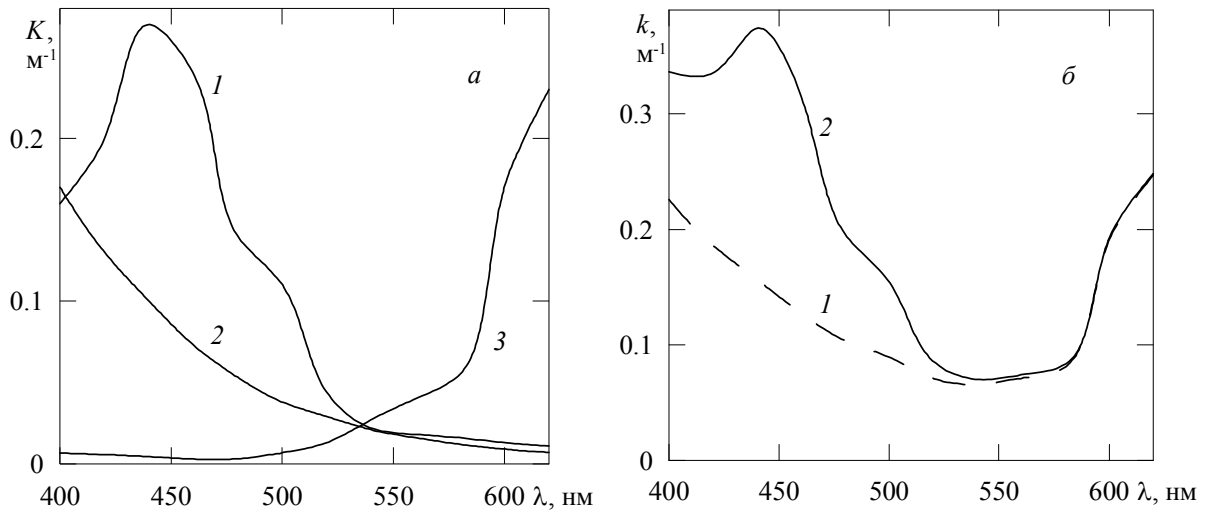


Рисунок 2.21 – Спектральні залежності (а) внеску K пігментів водоростей (крива 1) при $F = 3 \text{ мкг/м}^3$, жовтої речовини (2), чистої води (3) і (б) показника поглинання морської води з урахуванням (1) і без урахування ефекту «сита» (2)

На відміну від цього, в оліготрофних водах зазначені концентрації некорельовані [311], і при цвітінні води може мати місце підвищений вміст хлорофілу a . Для цього випадку на рис. 2.21, б представлено спектр поглинання водного середовища. Дані наведені для ситуацій, коли враховується і не враховується локалізація поглинання світла у водоростях. Тут і на всіх наступних рисунках приймається, що $D = 1 \text{ мм}$. Звертає увагу досить сильний вплив ефекту «сита» (штрихові криві) на спектр поглинання у синьо-зеленої області. Природно, що цей ефект проявляється при достатньо великих концентраціях пігментів водоростей, коли їх внесок у сумарне поглинання морської води є значним. У діапазоні $\lambda = 420 - 450 \text{ нм}$ без

урахування ефекту «сита» ($C = 1$ в (2.42)) проявляється відповідний максимум поглинання пігментів $k_p(\lambda)$. Якщо ж у формулу (2.42) ввести поправочний коефіцієнт C по (2.46), то зазначений максимум зникає. Це пов'язано з помітним зменшенням впливу K_a поглинання водоростями у сумарний показник поглинання водного середовища при врахуванні ефекту «сита», тому тут $C < 1$. Вплив концентрації F пігментів фітопланктону у воді на k при різних λ представлено на рис. 2.22.

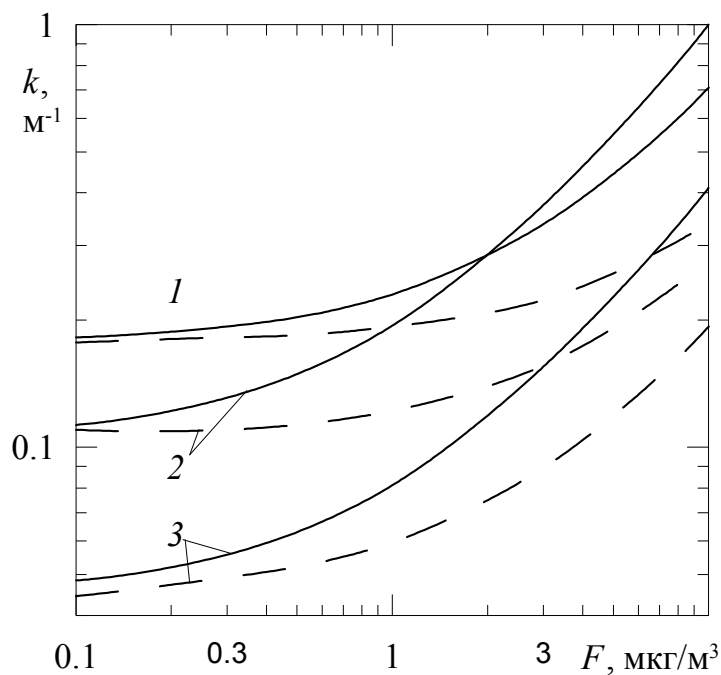


Рисунок 2.22 – Залежність показника поглинання морської води від концентрації F пігментів водоростей з урахуванням (штрихові криві) та без урахування ефекту «сита» (суцільні), $\lambda = 400$ (1), 440 (2) і 500 нм (3)

Дані отримані з використанням значень показників поглинання чистої води і жовтої речовини, наведених на рис. 2.21, а. Чим більше F , тим сильніше виявляється локалізація поглинання водоростями. Це, очевидно, пов'язано зі зростанням їх внеску K_a в показник k водного середовища. Природно, що найбільш помітний ефект має місце у максимумі поглинання пігментів при $\lambda = 440$ нм (крива 2). Тут показник поглинання k води при врахуванні поправочного коефіцієнта C в (2.40) може зменшитися в декілька разів порівняно з випадком $C = 1$. Перетин суцільних кривих 1 і 2 відповідає

максимуму k , показаному на рис. 2.21, б. Штрихові криві не перетинаються, тому в синій області спектра вказаний максимум при врахуванні ефекту «сита» пропадає, що зазначалося вище.

Рис. 2.23 ілюструє глибини проникнення світла z_0 (а) у водну товщу і її коефіцієнт дифузного відбиття R (б) на різних довжинах хвиль. Під z_0 розуміється глибина, на якій щільність випромінювання зменшується в $e = 2.7$ разів у порівнянні з щільністю у поверхні. Дані розраховані для спектрів поглинання елементарного об'єму, представлених на рис. 2.21, б, і при десятикратному зменшенні концентрації F пігментів. У малокутовому наближенні [294]

$$z_0 = 1/(\sigma\delta + k). \quad (2.53)$$

де σ – показник розсіювання елементарного об'єму води, а δ – частка світла, розсіяна у зворотну півсферу при направленому опроміненні.

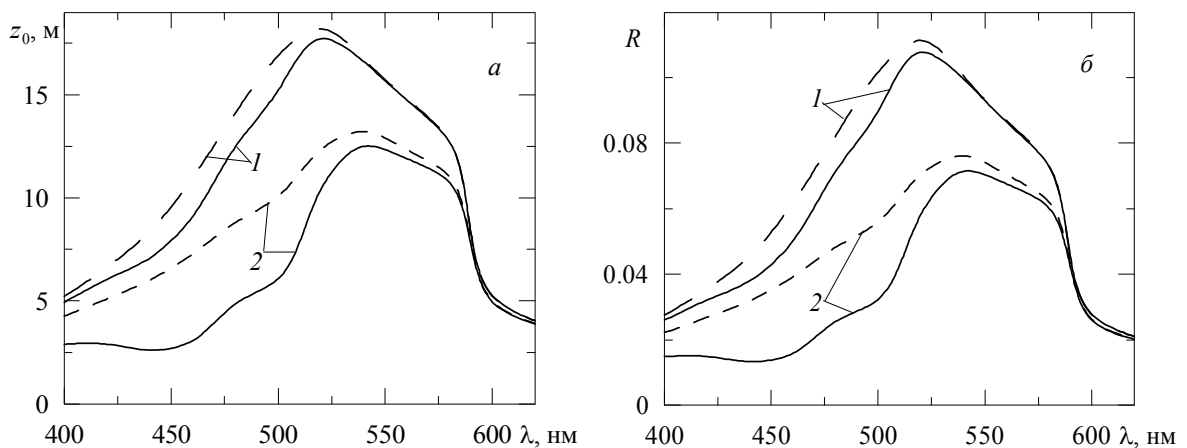


Рисунок 2.23 – Спектри глибини проникнення світла (а) і коефіцієнта дифузного відбиття водного середовища при освітленні по нормалі до поверхні (б) з урахуванням (штрихові криві) і без урахування ефекту сита (суцільні) при $F = 0.3 \text{ мкг/м}^3$ (1) і 3 мкг/м^3 (2), $\sigma = 0.5 \text{ м}^{-1}$, $\delta = 0.02$

Коефіцієнт дифузного відбиття R обчислювався в наближенні квазіоднократного розсіювання [319]. Воно включає малокутове поширення світла до точки розсіювання, однократне розсіювання в напрямку «назад» і знову малокутове поширення в зворотному напрямку. У цьому наближенні при освітленні поверхні води по нормалі коефіцієнт яскравості води має вид [294, 319]

$$r(\mu) = \frac{\Lambda \delta}{2(\mu + 1)[1 - \Lambda(1 - \delta)]}, \quad (2.54)$$

де $\mu = \cos\theta$, θ – полярний кут вихідного випромінювання, $\Lambda = \sigma/(\sigma + k)$ – ймовірність виживання фотона.

В (2.54) індикатриса в напрямку «назад» вважається дифузною і рівною 2δ . Коефіцієнт відбиття знаходимо як інтеграл

$$R = 2 \int_0^1 r(\mu) \mu d\mu \approx \frac{0,35\sigma\delta}{k + \sigma\delta}. \quad (2.55)$$

Відзначимо, що формула (2.55) дає результати, близькі по порядку величини до співвідношення [302]

$$R = \frac{0,5\sigma\delta}{k}, \quad (2.56)$$

отриманому у двопотоковому наближенні, нехтуючи $\sigma\delta$ у порівнянні з k .

З рис. 2.23 видно, що ефект «сита» проявляється у видимій області в широкому інтервалі значень F . На червоній ділянці спектра його вплив зменшується за рахунок високого поглинання чистої води. Розглянутий ефект призводить до збільшення глибини проникнення світла в товщу води і зростанню її коефіцієнта відбиття R . Очевидно, що вплив локалізованого поглинання тим сильніше, чим більше F .

2.7 Моделювання глибинної структури когерентної складової і некогерентного фону багатократно розсіяного світлового поля при широкій варіації параметрів водних середовищ

На основі аналітичної методики оцінки параметрів спекл-структури, що формується багатократно розсіяним світлом у багатошаровому неоднорідному середовищі на довжинах хвиль видимого – ближнього ІЧ діапазону спектру дослідимо глибинну структуру освітленості від нерозсіяної, дифракційної і дифузійної компонент, а також глибинну структуру некогерентного фону при широкій варіації параметрів середовища. Використано відомі розв'язки рівняння переносу випромінювання і зв'язок теорії поширення світла в розсіювальному середовищі з теорією когерентності. В наш час спекл-структура розсіяного світла використовується і в наукових, і в практичних дослідженнях для визначення різних характеристик неоднорідних водних середовищ. Однак розроблені методики побудовані, в основному, емпірично і спираються на експериментальні дані без кількісного теоретичного обґрунтування. Тому актуальним є побудова теоретичної бази формування параметрів інтерференційного поля на основі теорії переносу випромінювання і її зв'язку з теорією когерентності. У теоретичному плані завдання опису спекл-структури включає знаходження когерентної складової розсіяного випромінювання і некогерентного фону, на якому спостерігається інтерференційна картина.

Аналітична методика розрахунку параметрів інтерференційної картини у багатошаровому середовищі на довжинах хвиль видимого та ближнього ІЧ діапазонів спектра при опроміненні лазером описана в роботі [320]. При розрахунках вважали, що розсіюючі частинки нерухомі. При моделюванні використовували відомі аналітичні розв'язки ТПВ [321] при поданні індикатриси розсіювання у вигляді суми функцій, що мають суттєво відмінні кутові масштаби [322], для поділу сумарного випромінювання на

когерентний E_c і некогерентний фон E_{nc} . Розраховували показники поглинання μ_{aj} і ослаблення μ_{ej} , а також індикатриси розсіювання або їх інтегральні параметри. Виконані в даній роботі дослідження базуються, крім того, на оптичній моделі середовища [185, 323]. Розглянуто середовище, що складається з трьох макроскопічно однорідних шарів.

Вхідними параметрами для розрахунків є довжина хвилі λ лазера, а також структурні та біофізичні параметри шарів – геометричні товщини d_0 і d_1 , об'ємна концентрація розсіювачів C_b і хромофорів C_m , співвідношення між основними хромофорами S . Шар 3 вважали напівнескінченим (в оптичному сенсі) шаром. Показники $\mu_{a1,2}$ можна варіювати шляхом зміни як довжини хвилі опромінюючого пучка, так об'ємних концентрацій поглиначів. Таким чином, модель середовища дає прямий зв'язок між оптичними параметрами, що визначають характеристики світлового поля в середовищі, і біофізичними параметрами. При багатократному розсіюванні «вперед» (до оптичних глибин $\tau \approx 3-5$, в світловому полі виділені три компоненти випромінювання: $E_{i,0}$, $E_{i,1}$ і $E_{i,2}$, де i відповідає характерному кутовому масштабу індикатриси розсіювання (за термінологією [324], пряме світло – 0, дифракційна компонента – 1, дифузна компонента – 2). Глибинну структуру не розсіяного випромінювання ($i = 0$) визначаємо за законом Бугера, а двох інших компонент ($i = 1$ і 2) – відповідно малокутовому наближенню теорії переносу (ТП). На рис. 2.24 наведена залежність середньої освітленості $E_{i,j}$, що створюється трьома компонентами когерентного світлового поля, від координати z у шарі 1 (рис. 2.24, а), 2 (рис. 2.24, б) і 3 (рис. 2.24, в) на основних довжинах хвиль опромінення: $\lambda = 400, 500, 600, 700$ і 800 нм, що охоплюють сильне і слабе поглинання випромінювання у середовищі. Глибина z відраховується від поверхні. Всі представлені нижче результати нормовані на потік, що падає на поверхню середовища.

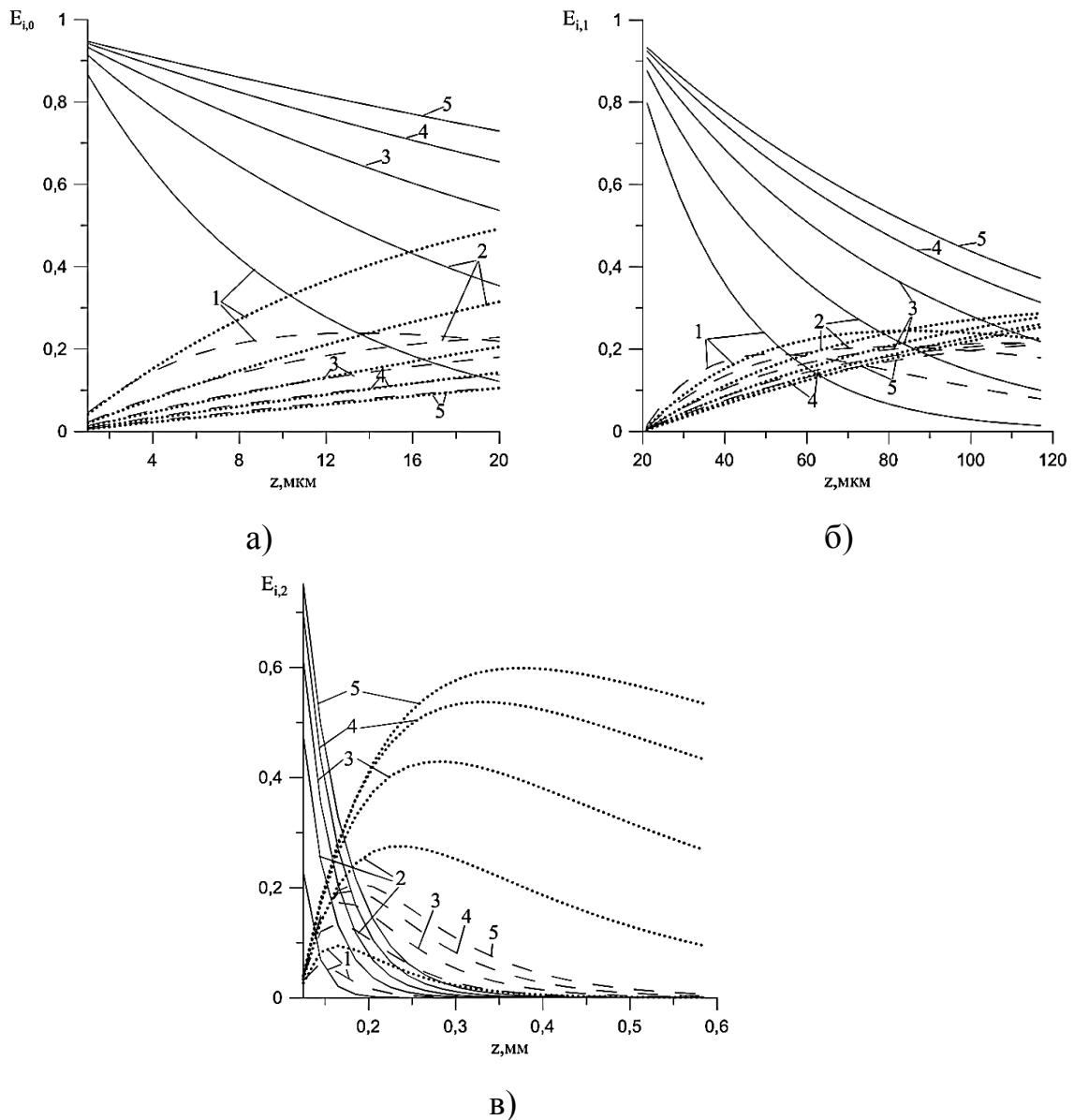


Рисунок 2.24 – Глибинна структура освітленості від нерозсіяної «0» (суцільні криві), дифракційної «1» (штрихові) і дифузійної «2» (пунктирні) компонент у шарі 1 (а), 2 (б) і 3 (в) при $\lambda = 400$ (криві 1) 500 (2), 600 (3), 700 (4) і 800 (5) нм,

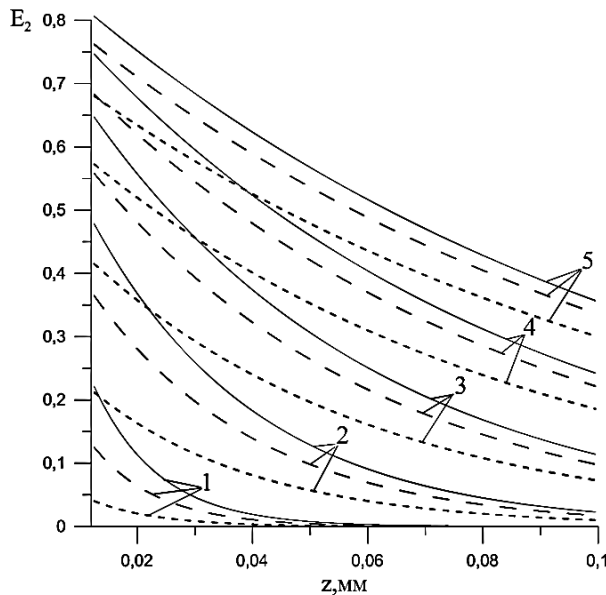
$$C_m = 0.08, C_b = 0.04, S = 0.7, d_1 = 100 \text{ мкм}$$

Очевидно, що з ростом z пряме світло (суцільні криві) швидко згасає. Чим більше поглинання середовища, тим помітніше відбувається його ослаблення. Дві інші компоненти (дифракційна і дифузійна), навпаки, при зростанні z спочатку зростають, проходять через максимум, а потім зменшуються. Ці складові обумовлені лише розсіяним світлом, яке, звичайно, зростає зі збільшенням глибини і дуже мале біля верхніх ділянок

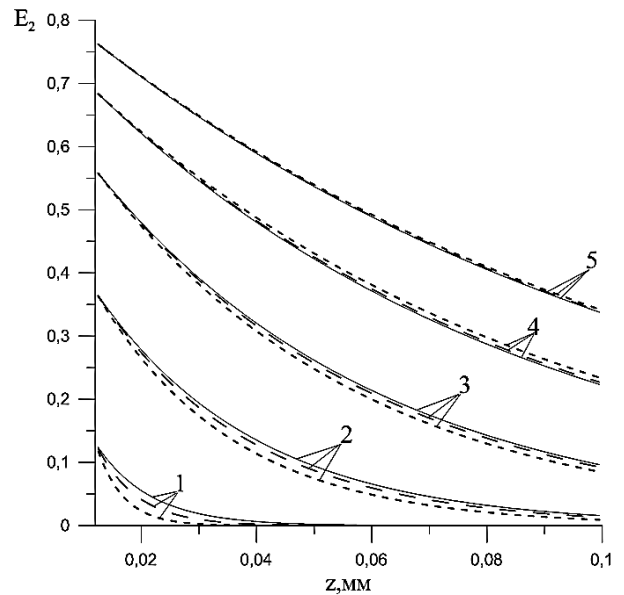
кожного шару. Поглинанням середовища визначається положення зазначеного максимуму. Чим поглинання середовища більше, тим максимум ближче до поверхні.

Аналіз даних (рис. 2.24) показує, що лише у шарі 1 утворюються великі спекли, що формуються при інтерференції практично паралельного пучка прямого світла. В шарі 2 кутовий розподіл випромінювання, багатократно розсіяного в шарі 1, у порівнянні з кутовим розходженням θ_{srs} падаючого пучка досить широкий, так що характерні розміри спеклів малі. У шарі 3 світло ще в більшій мірі розширене за кутом, переважає внесок багатократного розсіювання і випромінювання від джерела практично повністю ослаблене. Характеристики когерентних світлових полів у шарі 3 явно залежать від параметрів концентрації поглиначів та хромофорів, які часто є об'єктом дослідження спекл-оптичними методами, тому мають особливий інтерес для вивчення. У шарі 3 інтерференційна картина утворюється, в основному, за рахунок дифузійної ($i=2$) складової когерентного випромінювання (рис. 2.24, в пунктирні криві 1–5), потік якої максимальний в широкому інтервалі глибин. Ця компонента як функція z має широкий максимум, проникає в середовище досить глибоко і формує дрібномасштабну спекл-структуру. Нижче значення $d_0 = 20$ мкм, $d_1 = 100$ мкм фіксовані.

Рис. 2.25 ілюструє глибинну залежність сумарної (сума трьох компонент) середньої освітленості E_2 у шарі 3 на різних довжинах хвиль видимого – ближнього ІЧ інтервалів спектра. Тут варіюється об'ємна концентрація хромофору (рис. 2.23, *a*). Як видно, шар 2 відіграє роль спектрального фільтра, тому, практично не впливає на параметри спекл-структури в шарі 3. Шар 2 послаблює світло, що проникає в глибину середовища, і це ослаблення тим помітніше, чим більше C_m (рис. 2.25, *a*). Дані рис. 2.25, *a* наведені для фіксованої об'ємної концентрації розсіювачів $C_b = 0,04$.



а) $C_m = 0,04$ (суцільні криві),
 0,08 (штрихові), 0,16 (пунктирні),
 $C_b = 0,04$

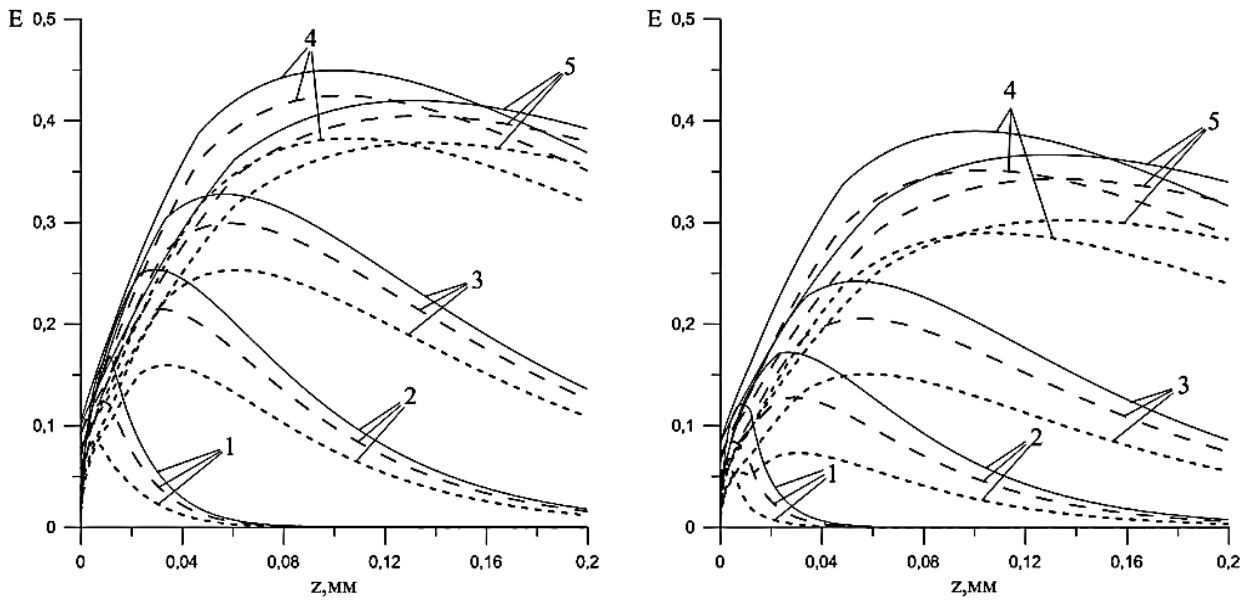


б) $C_b = 0,02$ (суцільні криві),
 0,04 (штрихові), 0,08 (пунктирні),
 $C_m = 0,16$

Рисунок 2.25 – Глибинна структура когерентної складової у шарі 3 при $\lambda = 400$ (криві 1), 500 (2), 600 (3), 700 (4) і 800 (5), $S = 0,7$, $d_1 = 100$ мкм

На рис. 2.25, б представлені відповідні криві, які практично співпадають з показаними на рис. 2.25, а, при інших значеннях C_b в діапазоні 0,02 – 0,08. На перший погляд, несподівано, що освітленість E_2 когерентного світлового поля практично не залежить від C_b , при помітному зростанні поглинання шару 3 [322]. Однак цьому факту є зрозуміле фізичне пояснення. Зі збільшенням C_b в загальному показнику ослаблення шару 3 зростає внесок розсіювання світла шаром 2. Однак індикатриса розсіювання світла на частинках шару 2 у порівнянні з індикатрисою основного сердовища помітно більш витягнута вперед. Тому когерентна складова або компонента E_2 , багатократно розсіяна на малі кути, послаблюється менш істотно при великих об'ємних концентраціях хромофорів. Таким чином, конкуренція двох різноспрямованих факторів: збільшення ступеня витягнутості індикатрисы розсіювання середовища і збільшення показника поглинання шару 3 зі зростанням C_b – призводить до їх приблизної взаємної

компенсації, так що освітленість E_2 слабо залежить від об'ємної концентрації розсіювачів у шарі 3. Варто відзначити, що освітленість E_2 практично не залежить від співвідношення між основними хромофорами S для даних довжин хвиль. На рис. 2.26 представлена просторова структура некогерентного фону на різних довжинах хвиль.



а) $C_b = 0,04$, $C_m = 0,02$ (суцільні), $0,04$ (штрихові), $0,08$ (пунктирні) б) $C_b = 0,08$, $C_m = 0,04$ (суцільні), $0,08$ (штрихові), $0,16$ (пунктирні)

Рисунок 2.26 – Глибинна структура некогерентного фону у шарі 3 при $\lambda = 400$ (криві 1) 500 (2), 600 (3), 700 (4) і 800 (5), $S = 0.7$, $d_1 = 100$ мкм

Значення E_{nc} впливають на контраст спеклів у середовищі. Як видно з рис. 2.26, некогерентний фон має максимум на деякій глибині, значення якої залежить, головним чином від довжини хвилі. З ростом λ максимум зміщується вглиб середовища. Фонова освітленість в максимумі може в 2–3 рази перевищувати відповідні величини біля поверхні середовища. Це пов'язано з багаторазовим перевідбиттів світла між шарами середовища. Збільшення об'ємної концентрації хромофорів і товщини шару 2, що грає роль спектрального фільтра, послаблює фон, приблизно пропорційно на всіх глибинах (рис. 2.26, а). Зростання об'ємної концентрації хромофорів C_b у

шарі 3 (рис. 2.26, б) призводить до зменшення некогерентного фону через зростання поглинання.

Розглянемо залежність характеристик спекл-структури у шарі 3 від біофізичних параметрів середовища – співвідношення між основними хромофорами S і об'ємної концентрації розсіювачів C_b . При зміні S і C_b варіюється показник поглинання шару 3 $\mu_{a,2}$. Раніше зазначалося (рис. 2.23), що значення $\mu_{a,2}$ практично не впливають на середню освітленість E_2 , створювану когерентним випромінюванням. Однак некогерентний фон E_{nc} залежить від поглинання шару 3 (рис. 2.26).

Відзначимо, що представлені результати справедливі також і для рухомих розсіюючих центрів неоднорідних водних середовищ, але у випадку імпульсного опромінення їх поверхні, коли тривалість імпульсу t суттєво менше характерного часу переміщення λ/v частинок.

Таким чином, на основі аналітичної методики оцінювання параметрів спекл-структури, що формується світлом, багатократно розсіяним багат шаровими середовищами [320], розраховані глибинна структура освітленості від нерозсіяної, дифракційної і дифузійної компонент у макроскопічно однорідних шарах у діапазоні довжин хвиль $\lambda = 400\text{--}800$ нм. Також розрахована глибинна структура некогерентного фону при широкій варіації параметрів середовища. Отримані результати можуть стати основою для створення нових і вдосконалення відомих методів вивчення взаємодії світла з неоднорідними природними середовищами.

2.8 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 водного середовища з фітопланктоном та вищими водними рослинами наведена на рис. 2.27.



Рисунок 2.27 – Загальна схема розв'язку прямої задачі формування мультиспектральних зображень водного середовища з фітопланктоном та вищими водними рослинами

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 відбиття $R(\lambda)$ чи направленої пропускання $T(\lambda)$ з урахуванням впливу усіх шарів. На основі отриманого

коефіцієнту дифузного відбиття 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 водних середовищ отриманих після розв'язку оберненої оптичної задачі наведена на рис. 2.28.

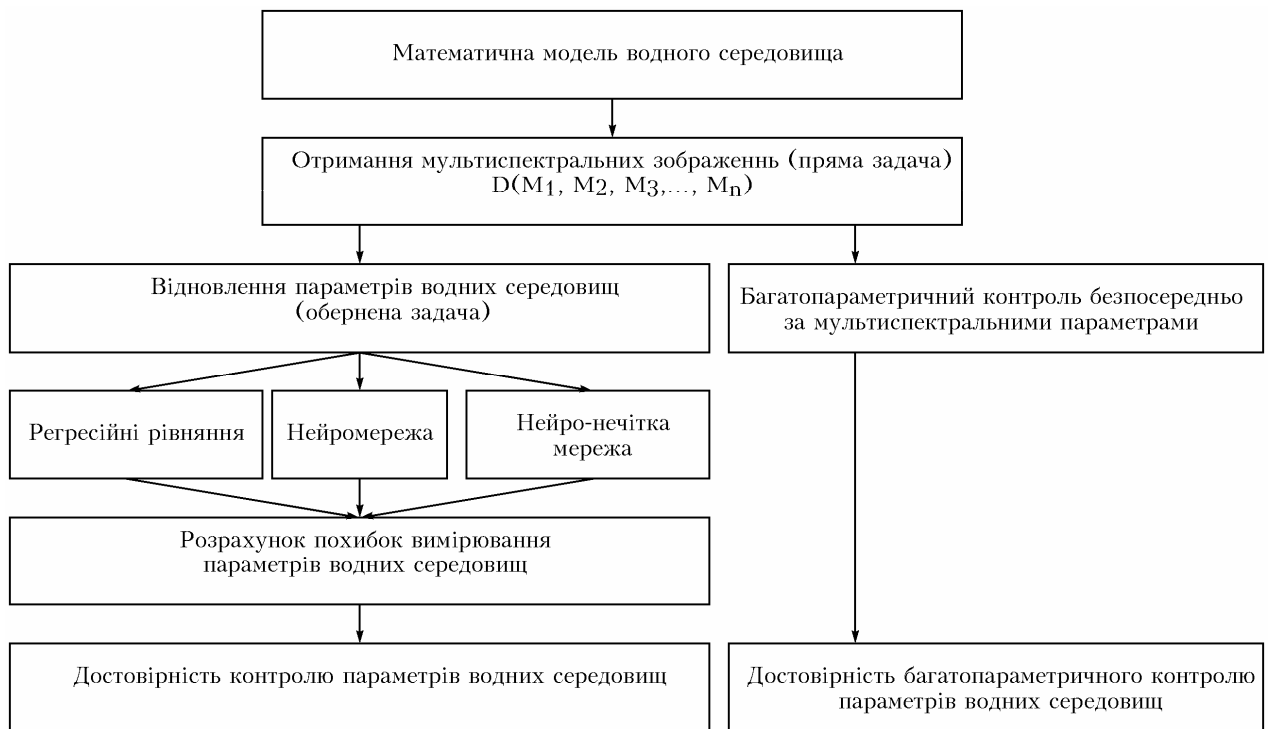


Рисунок 2.28 – Схема оцінювання достовірності мультиспектрального контролю параметрів водних середовищ

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

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 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 водних середовищ. Провівши багатократне імітаційне моделювання похибок опосередкованого вимірювання параметрів водних середовищ та отримавши закони їх розподілу можливо оцінити достовірність контролю параметрів водних середовищ.

2.9 Висновки

1. Вдосконалено математичні моделі спектральних характеристик водних середовищ при зміні біомаси фітопланктону та співвідношення між пігментами, а саме хлорофілом а, хлорофілом б та каротиноїдами. 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 направлено пропускання та коефіцієнту дифузного відбиття для одного шару водного середовища із заданими параметрами.

2. На основі порівняння спектральних характеристик загального коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища визначено спектральні діапазони для дослідження біомаси та співвідношення між основними пігментами. Здійснено математичне моделювання переносу випромінювання у приповерхневих шарах водних середовищ на основі багатошарової структури.

3. Здійснено статистичний аналіз впливу зміни біомаси та пігментних параметрів фітопланктону на спектральні характеристики коефіцієнту

дифузного відбиття на поверхні водних середовищ та отримано діаграми розмаху на робочих довжинах хвиль спектральних каналів засобів мультиспектрального контролю.

4. Досліджено спектральні особливості поширення випромінювання у водних середовищах з вищими водними рослинами. При цьому досліджено вплив ефекту локалізованого поглинання випромінювання вищими водними рослинами на спектральні характеристики.

5. Досліджено глибинну структуру освітленості від нерозсіяної, дифракційної і дифузійної компонент у приповерхневих шарах водних середовищ при зміні їх структурних та пігментних параметрів. Запропоновано загальну схему математичної моделі опосередкованого вимірювання параметрів водних середовищ за мультиспектральними параметрами.

5. Отримані результати розв'язання прямої оптичної задачі дозволяють пов'язати параметри водних середовищ з їх спектральними характеристиками. В свою чергу, це дозволяє розв'язати обернену задачу визначення параметрів водних середовищ з результатів мультиспектральних вимірювань, тобто опосередковано вимірювати мультиспектральним методом параметри водних об'єктів для задач екологічного контролю їх стану.

Результати, викладені у розділі 2, опубліковані у роботах [255–257, 261–263, 265–267, 272, 280, 281, 283, 284, 325–332].

РОЗДІЛ 3

РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДІВ І ЗАСОБІВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ТА ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

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 зразка 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.

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.

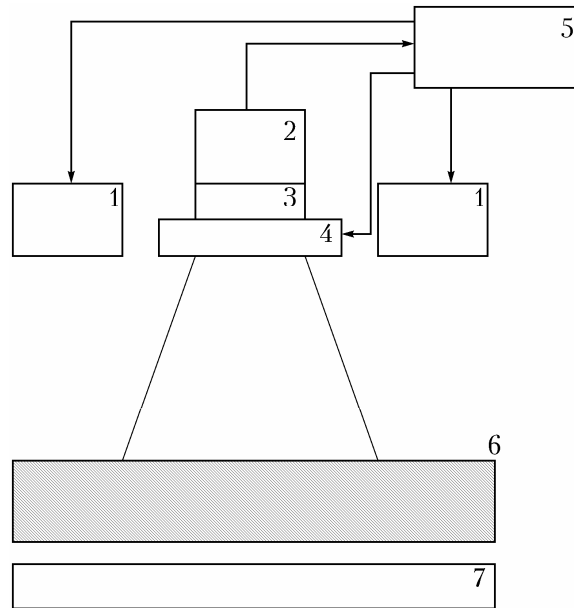


Рисунок 3.1 – Структурна схема засобу мультиспектрального вимірювання параметрів забруднення водних середовищ

Для мультиспектрального контролю параметрів багатошарових 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 багатошарового 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 Метод та засіб мультиспектрального контролю розмірів розсіювальних частинок у водних середовищах

Відомо метод визначення у світлорозсіювальних рідинах довжини агрегатів з частинок, що включає взяття вихідної проби, поміщення проби в

кювету, освітлення кювети світлом синього діапазону спектра і реєстрацію інтенсивності пропущеного кюветою випромінювання, причому вихідну пробу ділять на дві частини, у одній частині проби частинки руйнують та перетворюють у однорідний розчин, а у другій частині проби зберігають частинки у вигляді суспензії, кожену частину проби поміщають в різні кювети однакової довжини, вимірюють дві інтенсивності випромінювання, пропущеного зазначеною кюветою з розчином і суспензією, і по відношенню логарифмів зазначених інтенсивностей роблять висновок про ступінь агрегації частинок. Освітлення здійснюють на довжині хвилі в інтервалі 415–420 нм. Недоліком методу є низька точність вимірювання розмірів розсіювальних частинок у пробі за рахунок роботи на одній довжині хвилі.

Для підвищення точність вимірювання геометричних розмірів розсіювальних частинок у водних середовищах вдосконалимо метод мультиспектрального телевізійного вимірювання. Для цього метод мультиспектрального контролю розмірів розсіювальних частинок у водних середовищах, що включає відбір проб, визначення якісного та кількісного складу завислих частинок за допомогою проточного мультиспектрального вимірювального аналізу частинок, порівнянні отриманих даних з нормованими значеннями, доповнимо тим, що будемо формувати мультиспектральні зображення поверхні водних середовищ з розсіювальними частинками на довжинах хвиль 300, 370, 440, 510, 580, 650, 720, 790, 860, 930 та 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 проведемо аналіз мультиспектральних зображень та здійснимо опосередковане вимірювання середніх розмірів розсіювальних частинок у кожному фрагменті зображення з використанням регресійного рівняння, яке пов'язує розміри частинок з результатами мультиспектральних вимірювань. На

рис. 3.2 представлено структурну схему засобу, що реалізує вдосконалений метод.

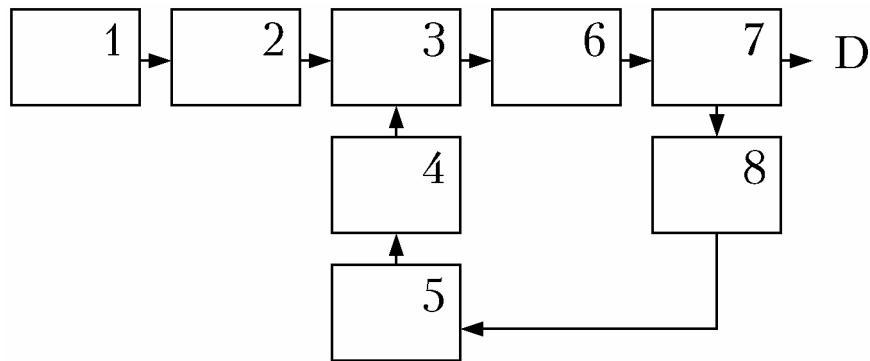


Рисунок 3.2 – Структурна схема засобу мультиспектрального контролю розмірів розсіювальних частинок у водних середовищах

Засіб містить джерело освітлення 1 з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм. Позицією 2 позначено досліджувану пробу з розсіювальними частинками. Перемикаємий барабанний 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 барабанним 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 розсіювальні частинки.

2. Поверхню водного середовища з розсіювальними частинками освітлюють джерелом освітлення з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм.

3. Формують мультиспектральні зображення поверхні водних середовищ з розсіювальними частинками на довжинах хвиль 300, 370, 440, 510, 580, 650, 720, 790, 860, 930 та 1100 нм за допомогою широкопсмугової ПЗЗ-камери, перемикаємого барабанного 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 середні розміри розсіювальних частинок у кожному фрагменті зображення з використанням регресійного рівняння, яке пов'язує розміри частинок з результатами мультиспектральних вимірювань.

Персональний комп'ютер використовує регресійного рівняння, яке пов'язує розміри частинок з результатами мультиспектральних вимірювань, що отримано таким чином. Розсіювальні частинки у водних середовищах у більшості випадків є оптично «м'якими» частинками, у яких дійсна частина комплексного показника заломлення близька до одиниці, а уявна може змінюватись у широких межах. Форма та розміри частинок у водних середовищах, а також їх структура на вміст пігментів визначають індикатрису розсіювання $p(\theta, \lambda)$. Теорія Мі, що описує послаблення, поглинання і розсіювання світла однорідними кулям може бути використана для моделювання однорідних частинок з формою близькою до сферичної. Результати моделювання можуть порівнюватись з результатами вимірювань для латексних суспензій з відомими розмірами частинок.

Після проведення математичного моделювання отримуємо залежності спектральної характеристики коефіцієнту дифузного відбиття від діаметру розсіювальних частинок $R_d(D)$. Розв'язавши обернену задачу отримаємо рівняння залежності діаметру розсіювальних частинок від коефіцієнту дифузного відбиття на певних довжинах хвиль, коефіцієнти якого визначаються за допомогою множинної регресії:

$$D = a_0 + a_1 R(\lambda_1) + a_2 R(\lambda_2) + \dots + a_n R(\lambda_n). \quad (3.3)$$

Таким чином, на основі аналізу мультиспектральних зображень можливо розрахувати середній діаметр розсіювальних частинок у кожному фрагменті зображення.

3.3 Методи та засоби мультиспектрального контролю концентрацій забруднювальних речовин та екотоксичності поверхневих вод з використанням біотестування по мікрководоростях

3.3.1 Методи та засоби мультиспектрального контролю концентрацій забруднювальних речовин у водних середовищах з використанням біотестування по мікрководоростях

Системи мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ в своїй основі мають спільні принципи і закономірності розсіювання та поглинання світла неоднорідними водними середовищами. Частинки мікрководоростей 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 мікрководоростей (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 середовищах 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 мікрководоростей на характеристичних довжинах хвиль від 300 до 1100 нм за допомогою ширококугової 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. 3.3 представлена структурна схема засобу контролю, що реалізує запропонований метод.

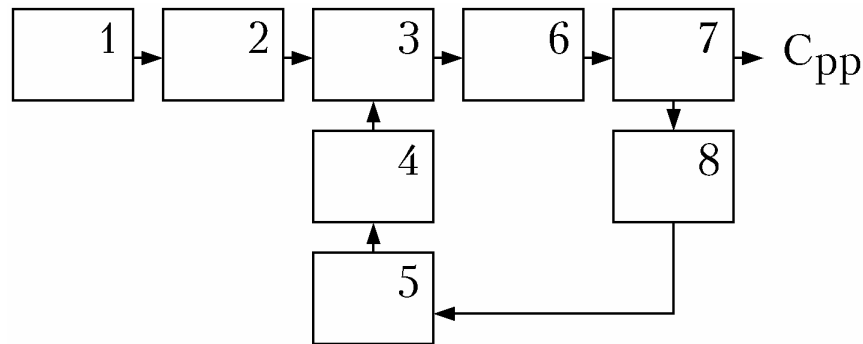


Рисунок 3.3 – Структурна схема засобу мультиспектрального контролю концентрацій забруднюючих речовин у водних середовищах

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 перемикаємих 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 широкопсмугової 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

$$C_{pp} = a_0 + a_1M(\lambda_1) + a_2M(\lambda_2) + \dots + a_nM(\lambda_n), \quad (3.4)$$

де C_{pp} – концентрація забруднюючих речовин;

a_i – коефіцієнти регресійного рівняння;

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

3.3.2 Метод та засіб мультиспектрального контролю екоотоксичності поверхневих вод з використанням біотестування по мікрководоростях

Метод біотестування по мікрководоростях ґрунтується на визначенні зміни інтенсивності розмноження водоростей при впливі токсичних речовин, що містяться в досліджуваній воді у порівнянні з контролем. Параметром інтенсивності розмноження є коефіцієнт приросту чисельності клітин водоростей. Короткочасне біотестування – 96 год – дозволяє визначати наявність гострої токсичної дії води у досліджуваній пробі на мікрководорості, а тривале біотестування – 14 діб – наявність хронічної токсичної дії.

Тест-параметром є достовірне зниження коефіцієнта приросту чисельності клітин в досліджуваній воді у порівнянні з контролем. Як тест-об'єкт використовується культура водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb або *Chlorella vulgaris* Beijer. Для визначення наявності гострої або

хронічної дії досліджуваної води на водорості розраховують коефіцієнт приросту чисельності клітин мікрободоростей в контрольній і досліджуваній пробі води

$$I_c = \frac{N_c}{N_0}, \quad I_e = \frac{N_e}{N_0}, \quad (3.5)$$

де N_c – чисельність клітин водоростей у контрольній пробі води через заданий проміжок часу, кл/мл; N_e – чисельність клітин водоростей у досліджуваній пробі води через заданий проміжок часу, кл/мл; N_0 – початкова чисельність клітин, кл/мл.

Підставивши формулу для визначення тест-параметру – коефіцієнту приросту чисельності клітин мікрободоростей у вираз для розрахунку індексу токсичності, отримаємо

$$T = 100\% \frac{N_c - N_e}{N_c}. \quad (3.6)$$

Запропоновано метод мультиспектрального контролю екотоксичності, як інтегрального показника забрудненості поверхневих вод, з використанням біотестування по мікрободоростях, який на відміну від відомих, використовує опосередковане вимірювання концентрацій частинок мікрободоростей з обробленням результатів із застосуванням нейромережі та нейро-нечіткої мережі.

Для вимірювання концентрації частинок мікрободоростей у пробах води здійснюють відбір проб, підготовку тест-культури мікрободоростей, підготовку живильного середовища, розбавлення проб для отримання різних концентрацій забруднюючих речовин, додавання у проби тест-культури і живильних розчинів, експозицію проб протягом певного часу при заданій температурі та освітленні. Опосередковане вимірювання концентрацій частинок мікрободоростей у пробах здійснюють мультиспектральним

методом таким чином. Спочатку формують мультиспектральні зображення кювет з пробами води та тест-культурою мікрободоростей на 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. Далі на основі отриманих даних за допомогою комп'ютера проводять аналіз мультиспектральних зображень та здійснюють опосередковане вимірювання концентрації частинок мікрободоростей у кожному фрагменті зображення з використанням нейромережі або нейро-нечіткої мережі, яка пов'язує концентрацію частинок мікрободоростей з результатами мультиспектральних вимірювань. Аналогічне перетворення відбувається при вимірюванні концентрації частинок мікрободоростей у контрольній пробі. Після цього персональний комп'ютер обчислює індекс токсичності за формулою (3.6). При контролі токсичності приймається рішення, чи перевищує індекс токсичності граничний рівень. На рис. 3.4. представлено структурну схему пристрою, що реалізує запропонований метод.

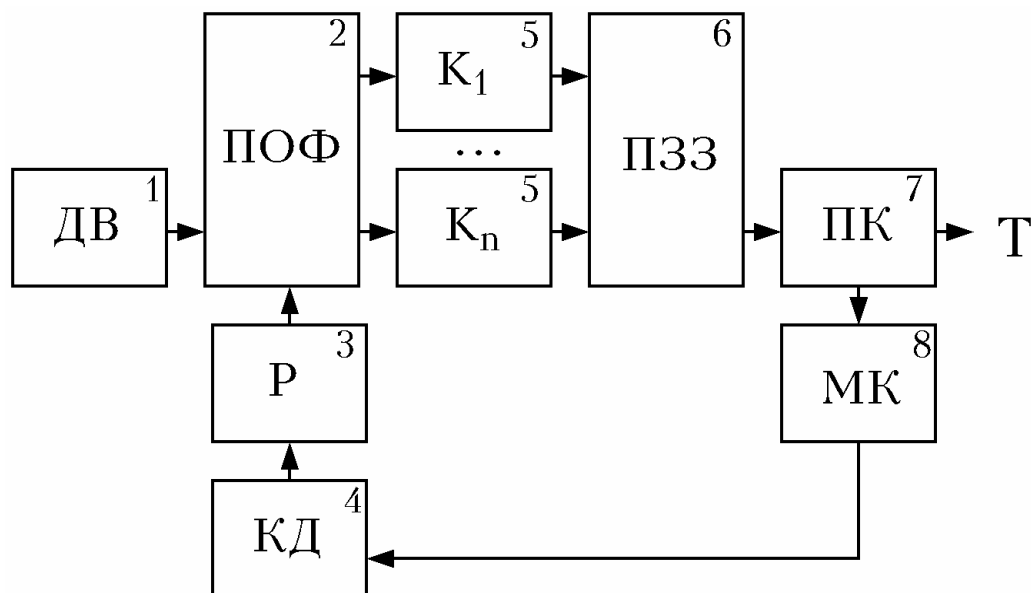


Рисунок 3.4 – Структурна схема засобу мультиспектрального контролю екотоксичності вод з використанням біотестування по мікрободоростях

Пристрій містить джерело випромінювання ДВ 1 з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм. Барабанний вузькосмуговий оптичний фільтр 2, що перемикається (ПОФ), з'єднано з редуктором 3 та кроковим двигуном 4. Позицією 5 кювети К з досліджуваними і контрольною пробою води з частинками фітопланктону та токсичними забруднювальними речовинами. Широкопсмугова ПЗЗ-камера 6 підключено до персонального комп'ютера 7. Кроковий двигун КД 4 підключено до персонального комп'ютера ПК 7 через мікроконтролер МК 8.

При контролі токсичності можуть бути такі варіанти прийняття рішення, щодо токсичності досліджуваної проби:

1) якщо $T < 20\%$, то досліджувана проба не є токсичною (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі не перевищують ЕК20); якщо $T \geq 20\%$, то досліджувана проба токсична (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі перевищують ЕК20);

2) якщо $T < 50\%$, то досліджувана проба не є сильнотоксичною (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі не перевищують середню ефективну концентрацію (ЕК50)); якщо $T \geq 50\%$, то досліджувана проба сильнотоксична (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі перевищують середню ефективну концентрацію (ЕК50)).

3.4 Метод та засіб мультиспектрального контролю забруднення водних середовищ за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.)

Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального контролю забруднення поверхневих вод, що полягає у визначенні відносних розмірів сегментів поверхні водного середовища з вищими водними рослинами, які мають морфологічні зміни за результатами аналізу мультиспектральних зображень, отриманих широкопсмуговою цифровою камерою при освітленні поверхні водного середовища джерелами випромінювання на характеристичних довжинах хвиль. При цьому

використовують рослини ряски малої (*Lemna minor* L.) і за допомогою апаратно-програмного блоку керування та обробки мультиспектральних зображень визначають відносні розміри сегментів, які відповідають листецям ряски без морфологічних змін (А), з морфологічними змінами (В) і чистій поверхні води (С).

На рис. 3.5 представлена структурна схема засобу, що реалізує запропонований метод.

Засіб контролю містить модельне водне середовище 1 у кварцовій кюветі 2; плаваючий шар тест-об'єкта ряски малої 3; інтегрувальну сферу 4, екрани 5 та підложку 6 вкриті дифузно відбиваючим покриттям на основі сульфату барію, джерела випромінювання 7, ПЗЗ-камеру 8, об'єктив 9, датчик температури 10, нагрівальний елемент 11, апаратно-програмний блок керування та обробки мультиспектральних зображень 12.

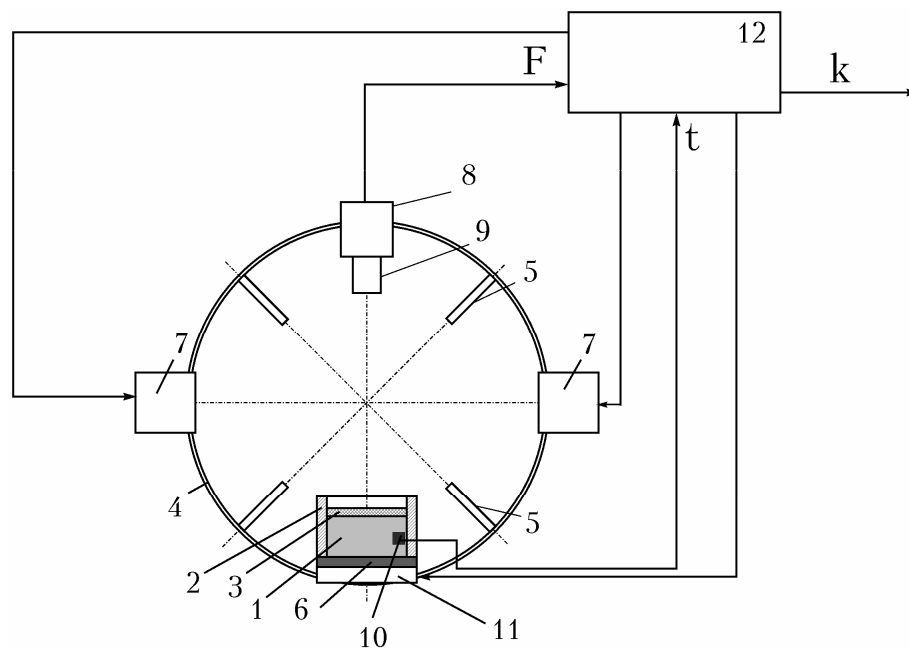


Рисунок 3.5 – Структурна схема засобу мультиспектрального екологічного контролю забруднення водних середовищ за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.)

Метод здійснюється таким чином:

1. Рослини ряски малої (*Lemna minor* L.) 3 поміщають в модельне водне середовище 1 у кварцовій кюветі 2, яка розміщена у інтегрувальній сфері 4 на

підложці 6 з дифузно відбиваючим покриттям. Світлодіодні джерела випромінювання 7 забезпечують рівень освітленості достатній для нормальної життєдіяльності рослин ряски малої (*Lemna minor* L.). Об'єкт дослідження освітлюється дифузно розсіяним світлом відбитим від стінок інтегровальної сфери 4. Давач температури 10 та нагрівальний елемент 11 призначені для підтримки оптимальної температури у модельному водному середовищі. Екрани 5 запобігають прямому потраплянню світла від світлодіодних джерел випромінювання 7 на камеру чи кювету.

2. Модельні водні середовища з листецями ряски малої (*Lemna minor* L.) витримують протягом 7–14 діб при заданій температурі і освітленні. На добу витримують режим освітлення 18 годин та затемнення 6 годин.

3. Кожної доби визначаються відносні розміри зон водного середовища, які відповідають листецям ряски без морфологічних змін (А), з морфологічними змінами (В) і чистій поверхні води (С) за допомогою аналізу мультиспектральних зображень поверхні модельних водних середовищ на характеристичних довжинах хвиль хромофорів ряски. Мультиспектральні зображення отримують за допомогою освітлення поверхні водних середовищ світлодіодними джерелами 7 на характеристичних довжинах хвиль хромофорів (хлорофілу а, хлорофілу b та каротиноїдів). При цьому використовується широкосмугова ПЗЗ-камера 8 з об'єктивом 9 налаштованим на відстань для отримання зображень з поверхні модельного водного середовища. Концентрації основних хромофорів ряски розраховуються, як розв'язок оберненої оптичної задачі на основі мультиспектральних зображень. Для кожного пікселя зображення визначається відстань у мультиспектральному просторі до усереднених значень коефіцієнту яскравості на характеристичних довжинах хвиль, характерних листецям ряски без морфологічних змін, з морфологічними змінами (хлорози – листеці втрачають пігменти і стають жовті, некрози – локалізовані відмерлі області тканини, листеці коричневі або білі) і чистій поверхні води та встановлюють приналежність пікселя мультиспектрального

зображення до одного з трьох класів. Підраховують кількість пікселів та відносну частину зображення для кожної з вказаних зон і розраховують коефіцієнт

$$k_{t,c} = \frac{B_{t,c}}{A_{t,c} + B_{t,c}} 100\%, \quad (3.7)$$

для досліджуваного водного середовища k_t та контрольного зразка k_c .

4. Складають таблицю залежності коефіцієнтів $k_{t,c}$ від концентрації забруднювальних речовин $C_{\text{забр}i}$ (табл. 3.1) для вимірювань, які здійснювались кожної доби протягом 14 діб для досліджуваної k_t і контрольної проби k_c . Будують графік залежності коефіцієнтів k_t від концентрації забруднювальних речовин (див. рис. 3.6)

5. Використовуючи регресію за допомогою поліномів третього порядку, визначаємо функціональні залежності концентрації забруднювальних речовин від коефіцієнтів k_t :

$$\begin{aligned} C_{\text{забр}1} &= a_{0_1} + a_{1_1} k_{t_1_1} + a_{2_1} k_{t_1_1}^2 + a_{3_1} k_{t_1_1}^3 + a_{4_1} k_{t_1_1}^4, \\ C_{\text{забр}2} &= a_{0_2} + a_{1_2} k_{t_1_2} + a_{2_2} k_{t_1_2}^2 + a_{3_2} k_{t_1_2}^3 + a_{4_2} k_{t_1_2}^4, \\ &\dots \\ C_{\text{забр}i} &= a_{0_i} + a_{1_i} k_{t_1_i} + a_{2_i} k_{t_1_i}^2 + a_{3_i} k_{t_1_i}^3 + a_{4_i} k_{t_1_i}^4. \end{aligned} \quad (3.8)$$

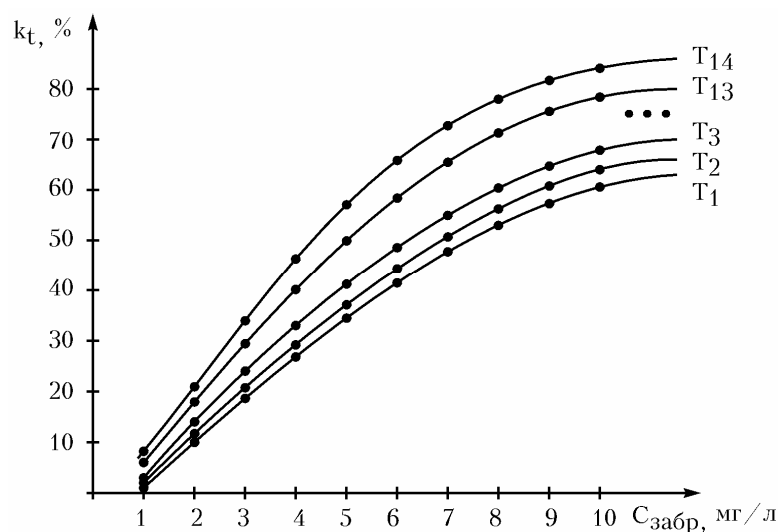


Рисунок 3.6 – Графік залежності коефіцієнтів k_t від концентрації забруднювальних речовин

Таблиця 3.1 – Залежність коефіцієнтів k_t від концентрації забруднювальних речовин

№	контроль	C _{забр} , МГ/Л					
	T, діб	C _{забр} =0	C _{забр1}	C _{забр2}	C _{забр3}	C _{забр4}	...
1	k_{c_1}	$k_{t_1_1}$	$k_{t_1_2}$	$k_{t_1_3}$	$k_{t_1_4}$...	$k_{t_1_10}$
2	k_{c_2}	$k_{t_2_1}$	$k_{t_2_2}$	$k_{t_2_3}$	$k_{t_2_4}$...	$k_{t_2_10}$
3	k_{c_3}	$k_{t_3_1}$	$k_{t_3_2}$	$k_{t_3_3}$	$k_{t_3_4}$...	$k_{t_3_10}$
...
14	k_{c_14}	$k_{t_14_1}$	$k_{t_14_2}$	$k_{t_14_3}$	$k_{t_14_4}$...	$k_{t_14_10}$

Отримані залежності дозволяють визначити концентрацію забруднювальних речовин на основі відомих коефіцієнтів k_t та часу тестування T_t . Окрім того, можливо вибрати оптимальне значення часу тестування, що забезпечує найбільшу чутливість визначення концентрації C_{забр}.

Таким чином, вимірювання концентрації забруднювальних речовин у водному середовищі зводиться до визначення відносних розмірів зон водного середовища, які відповідають листцям ряски без морфологічних змін, з морфологічними змінами і чистій поверхні води за допомогою аналізу мультиспектральних зображень. При збільшенні концентрації забруднювальних речовин у водному середовищі листців ряски з морфологічними змінами збільшується, а без морфологічних змін зменшується. При цьому коефіцієнт k_t наближається до 100%. При низькій концентрації забруднювальних речовин відносні розміри зон без морфологічних змін не перевищують значення для контрольного зразка.

3.5 Мультиспектральний вимірювальний контроль інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин у комплексі для очищення стічних вод

Вищі водні рослини володіють здатністю видаляти з води забруднювальні речовини: біогенні елементи (азот, фосфор, калій, кальцій, магній, марганець, сірку), важкі метали (кадмій, мідь, свинець, цинк), феноли, сульфати, нафтопродукти, синтетичні поверхневоактивні речовини (СПАР), і поліпшити такі показники органічного забруднення середовища, як біохімічне споживання кисню (БСК) і хімічне споживання кисню (ХСК) [333]. При очистці стічних вод використовують такі види вищих водних рослин, як очерет звичайний, очерет озерний, рогіз вузьколистий і широколистий, рдесник гребінчастий і кучерявий, спіродела багатокоренева, елодея канадська, водний гіацинт (ейхорнія прекрасна), півники болотні, сусак звичайний, стрілиця звичайна, гірчак земноводний, різуха морська, водопериця колосиста, хара звичайна та інші. Коренева система рогозу має високу акумулюючу здатність відносно важких металів. Концентрація металів у кореневій системі рогозу, який ріс на берегах шламонакопичувачів електростанцій, досягала (мг/кг): заліза – 199,1; марганцю – 159,5; міді – 3,4; цинку – 16,6 [334].

Системи очистки шахтних вод на плантаціях очерету, комишу використовується в багатьох країнах Америки. Ведуться дослідження можливості очистки та видалення металів із води металургійної промисловості. Описані споруди з очеретяною рослинністю для очистки господарсько-побутових стічних вод в Нідерландах, Японії, Китаї; для очистки забрудненого поверхневого стоку в Норвегії, Австралії та в інших країнах. Стійкість очерету до дії великої концентрації забруднень дозволила досить успішно використовувати його для очистки стічних вод свинарських комплексів у Великобританії. В м. Бентон (США) із населенням 4700 чоловік з 1985 року здійснюється очистка побутових стічних вод у ставках з

заростями очерету та інших водних рослин. Підраховано, що вартість такої системи очистки в 10 разів менша за вартість традиційних систем при задовільній якості очистки води від сполук азоту, фосфору, завислих та органічних речовин. В Норвегії в 40 км на південь від Осло для очистки сільськогосподарського поверхневого стоку сконструйовано експериментальне біоплато площею 1200 м², яке являє собою 8 паралельних смуг (кожна розміром 3 x 40 м) фільтрів глибиною 0,5 м. Площа водозбору складає 0,8 км². Попередні дослідження показали ефективність у видаленні завислих речовин 45–75 %, фосфору 21–44%, азоту –15 % [335]. В Україні науково-інженерним центром „Потенціал-4” разом з Інститутом гідробіології НАНУ запропоновані різні інженерно-біологічні споруди на основі закритого біоплато гідропонного типу (ЗБГТ). Закрите біоплато гідропонного типу – водоохоронна споруда, яка поєднує основні елементи очистки з використанням іммобілізованої на інертному субстраті мікрофлори та вищих водних рослин. Особливістю закритого біоплато гідропонного типу є регулювання якості води за допомогою штучно утвореного гідробіоценозу, якісні та кількісні характеристики складових компонентів якого формуються під безпосередньою дією вищих водних рослин, у виконаній згідно інженерних розрахунків споруді без відкритого дзеркала води [336].

Для очищення води від забруднень з підвищеною екологічною небезпекою існують комплекси, які складаються із корпусу біореактора, заповненого водою і шаром вищих водних рослин, трубопроводів подачі води на очищення та відводу очищеної води [334, 335, 337]. При цьому корпус біореактора виконаний із використанням термоізоляційних матеріалів і додатково обладнаний світлопрозорим покриттям, а також системою терморегулювання внутрішнього простору і води, яка включає додаткові конвекторні трубопроводи, розташовані в корпусі біореактора, крім того, як шар вищих водних рослин використовується ейхорнія (*Eichhornia crassipes*), поверхня води покрита додатковим плаваючим термоізолюючим матеріалом. Ейхорнія-комплекс для очищення води від забруднень з підвищеною

екологічною небезпекою використовує систему терморегулювання внутрішнього простору і води, які призначені для спалювання екологічно небезпечних органічних і муніципальних відходів, висушених мулу очисних споруд і вищих водних рослин із отриманням теплової і електричної енергії [337]. Недоліком комплексу є відсутність контролю інтегральних параметрів забруднення води, що проходить через біореактор, а також контролю стану вищих водних рослин, які використовуються для очищення води.

Для підвищення ефективності очищення стічних вод з використанням вищих водних рослин, а також забезпечення достовірного контролю інтегральних параметрів їх забруднення вдосконалимо метод мультиспектрального вимірювального контролю. Зокрема, у комплекс для очищення стічних вод, що складається із корпусу біореактора, заповненого водою і шаром вищих водних рослин, трубопроводів подачі води на очищення та відводу очищеної води, системи терморегулювання внутрішнього простору і води, плаваючого термоізолюючого матеріалу, введемо світлодіодні освітлювачі, ПЗЗ-камеру, блок імпульсного керування освітлювачами, мікроконтролерний пристрій, блок керування та обробки мультиспектральних зображень, причому світлодіодні освітлювачі працюють на характеристичних довжинах хвиль хромофорів вищих водних рослин і підключені до блоку імпульсного керування освітлювачами, ПЗЗ-камера з'єднана з входом блоку керування та обробки мультиспектральних зображень на базі персонального комп'ютера, який під'єднано через мікроконтролерний пристрій до блоку імпульсного керування освітлювачами та системи терморегулювання внутрішнього простору і води.

Очищення стічних вод здійснюється за допомогою плаваючого шару вищих водних рослин, наприклад, ейхорнії (*Eichhornia crassipes*). У внутрішньому просторі біореактора підтримується температура, оптимальна для розвитку певного виду вищих водних рослин. У верхній частині корпусу розміщена ПЗЗ-камера, що формує масив мультиспектральних зображень вищих водних рослин. Блок керування та обробки мультиспектральних

зображень на базі персонального комп'ютера дозволяє контролювати стан вищих водних рослин у біореакторі, що підвищує ефективність очищення стічних вод, а також забезпечує достовірний контроль інтегральних параметрів їх забруднення.

На рис. 3.7 представлена структурна схема комплексу для очищення стічних вод та мультиспектрального контролю інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин.

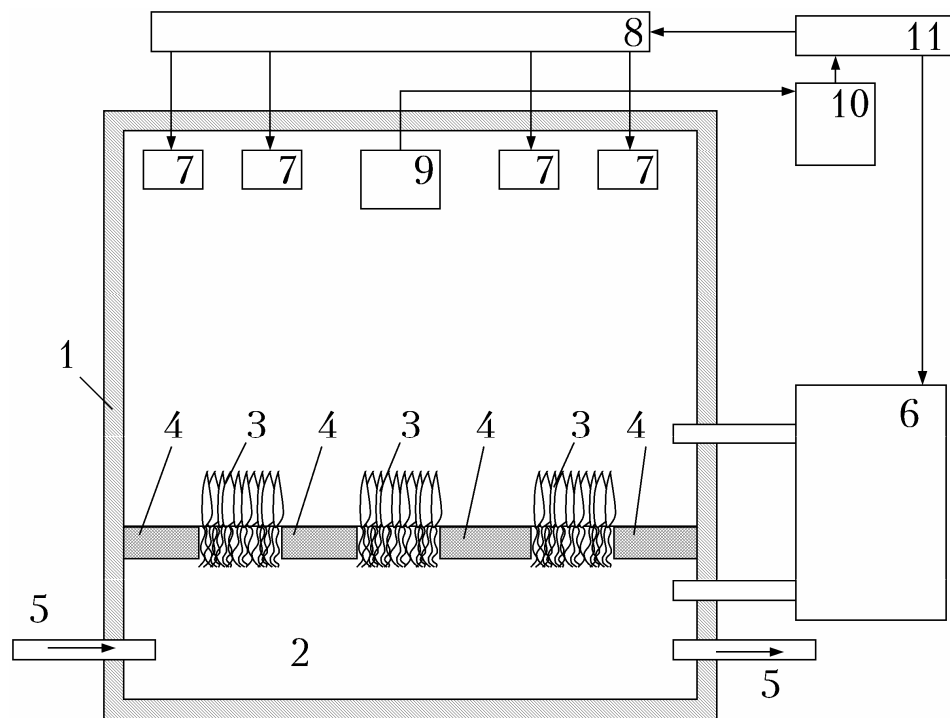


Рисунок 3.7 – Структурна схема комплексу для очищення стічних вод та мультиспектрального контролю інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин

Комплекс містить корпус біореактора 1, заповнений водою 2, шаром вищих водних рослин 3 та плаваючим термоізолюючим матеріалом 4. До корпусу біореактора під'єднано трубопроводи подачі води на очищення та відводу очищеної води 5, систему терморегулювання внутрішнього простору і води 6. У корпусі біореактора розміщено вузькосмугові освітлювачі 7 підключені до блоку імпульсного керування освітлювачами 8. Також у корпусі біореактора розміщена ПЗЗ-камера 9, що з'єднана з входом блоку

керування та обробки мультиспектральних зображень на базі персонального комп'ютера 10, який під'єднано через мікроконтролерний пристрій 11 до блоку імпульсного керування освітлювачами 8 та системи терморегулювання внутрішнього простору і води 6.

Комплекс працює таким чином.

Корпус біореактора 1 заповнюють стічними водами 2 та відводять очищену воду за допомогою трубопроводів 5. Очищення стічних вод здійснюється за допомогою плаваючого шару вищих водних рослин 3, наприклад, ейхорнії (*Eichhornia crassipes*). Вільна від вищих водних рослин поверхня води у біореакторі вкрита плаваючим термоізолюючим матеріалом 4, наприклад, пінополістиролом, спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття якого виміряні попередньо. Корпус біореактора виконаний з матеріалів, що забезпечує його повну термоізоляцію. У внутрішньому просторі біореактора та воді підтримується температура, оптимальна для розвитку того виду вищих водних рослин, який використовується за допомогою системи терморегулювання 6. Освітлення вищих водних рослин здійснюється світлодіодними освітлювачами 7 у імпульсному режимі на характеристичних довжинах хвиль пігментів за допомогою блоку імпульсного керування освітлювачами 8. У верхній частині корпусу біореактора розміщена ПЗЗ-камера 9, що формує масив мультиспектральних зображень вищих водних рослин на тих довжинах хвиль, на яких працює світлодіодний освітлювач. Блок керування та обробки мультиспектральних зображень на базі персонального комп'ютера 10 обробляє масив мультиспектральних зображень вищих водних рослин та перетворює його у концентрації основних хромофорів вищих водних рослин (хлорофілу *a*, хлорофілу *b*, каротиноїдів) у кожному пікселі зображення, що по суті є непрямым вимірюванням концентрацій хромофорів за допомогою методу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю. Для підвищення точності мультиспектральних вимірювань здійснюється автокалібрування відносно об'єкту з відомими спектральними

характеристиками коефіцієнту дифузного відбиття, а, у даному випадку, відносно плаваючого термоізолюючого матеріалу 4. Блок керування та обробки мультиспектральних зображень на базі персонального комп'ютера 10 дозволяє оцінити стан вищих водних рослин, які використовуються для фільтрації стічних вод та контролю інтегральних параметрів їх забруднення. Оцінювання стану вищих водних рослин у блоці керування та обробки мультиспектральних зображень на базі персонального комп'ютера 10 здійснюється після отримання концентрації основних хромофорів вищих водних рослин за допомогою експертної системи на основі нечіткої логіки чи нейромережі. У випадку, коли значна кількість вищих водних рослин втрачає свої пігменти та гине робота комплексу припиняється з заміною шару вищих водних рослин на нові рослини на стадії вегетативного росту. Крім того, персональний комп'ютер використовується для керування роботою світлодіодних освітлювачів 7 та системою терморегулювання внутрішнього простору і води 6 за допомогою мікроконтролерного пристрою 11.

3.6 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. 3.8 представлена структурна схема засобу, що реалізує вказаний метод.

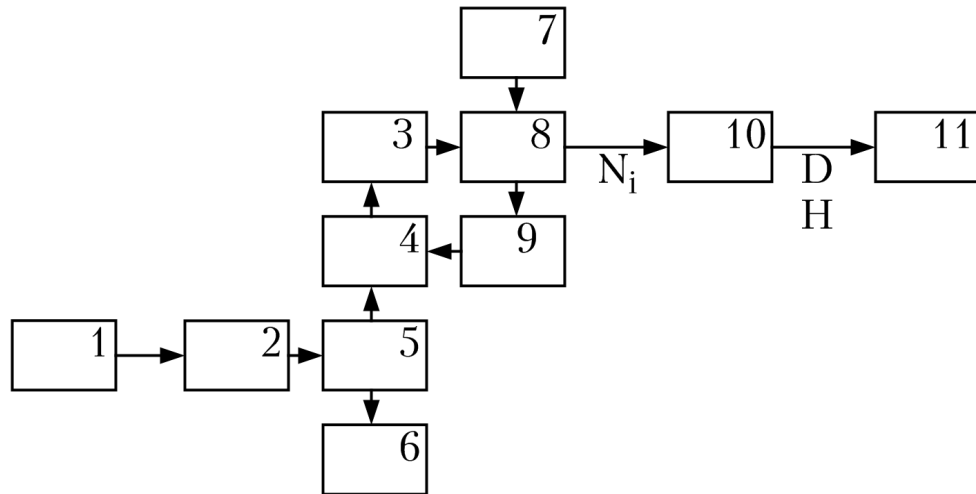


Рисунок 3.8 – Структура засобу мультиспектрального вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

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. 3.9.

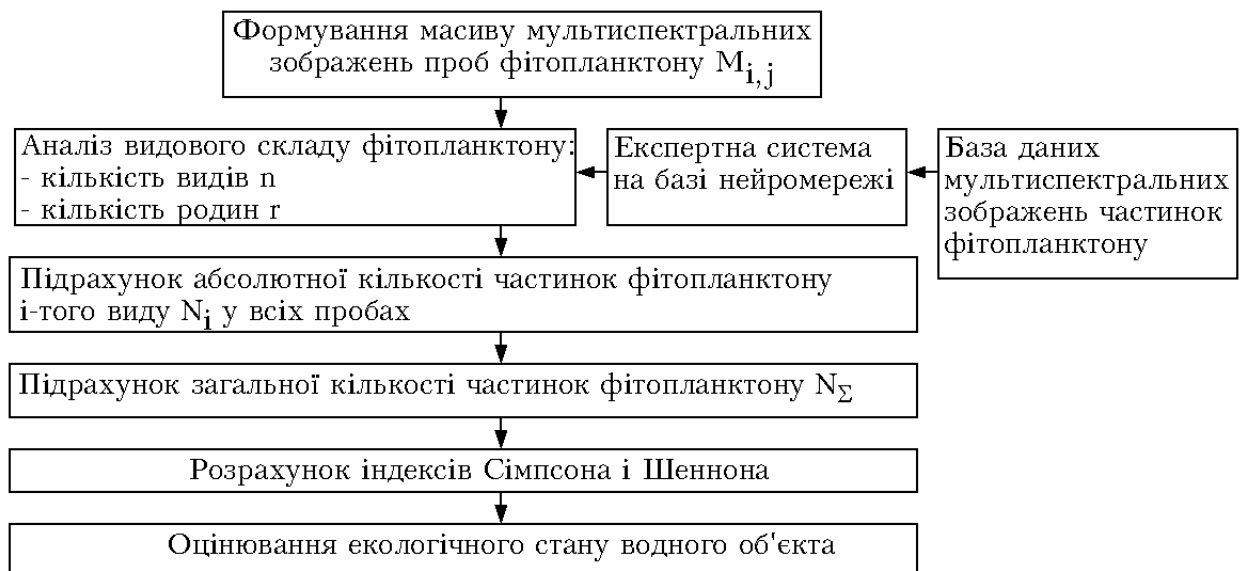


Рисунок 3.9 – Структурна схема оцінювання екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону

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.

3.7 Метод дистанційного мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів

В якості одного з методів, що дозволяє оперативно отримати інформацію про порушення нормального функціонування водних екосистем,

використовується аналіз їх оптичних параметрів у видимому та ближньому інфрачервоному діапазоні спектра з допомогою приладів дистанційного контролю. Цей метод моніторингу водних об'єктів, що безпосередньо пов'язаний з аерокосмічними засобами, до теперішнього часу не знайшов широкого застосування в системі моніторингу водних об'єктів прісноводних екосистем річок та озер. Переваги аерокосмічних методів полягають у відносній простоті отримання інформації, оперативності її збору одночасно на великих територіях. Недоліки полягають у тому, що інформацію, яка отримується цим методом, в загальному випадку досить складно інтерпретувати у вигляді параметрів традиційної гідрохімії та гідробіології. Це пов'язано з малою роздільною здатністю і низькою точністю визначення цих параметрів за допомогою методів оптичного дистанційного аерокосмічного контролю, оскільки отриманий при цьому оптичний сигнал незначно змінюється при зміні складу присутніх у воді сполук. Основним напрямком дослідження водних об'єктів за допомогою дистанційного оптичного зондування є вивчення процесу евтрофування водних об'єктів.

При дистанційному оптичному зондуванні висхідний потік випромінювання від водного середовища може досліджуватись не безпосередньо у воді, а в безпосередній близькості від об'єкта, тому можливо не враховувати спотворення сигналу атмосферою між об'єктом і приймачем випромінювання. Пряма оптична задача полягає в тому, щоб розрахувати спектри коефіцієнтів яскравості для водних об'єктів, знаючи первинні гідрооптичні характеристики і концентрації забруднювальних речовин. Зворотна задача полягає в переході від спектральних характеристик висхідного випромінювання до концентрацій забруднювальних речовин, оскільки існує зв'язок між вимірюваними спектральними характеристиками і інтегральними гідробіологічними та гідрохімічними параметрами досліджуваного об'єкта. На першому етапі отримують спектри висхідного випромінювання і зіставляють їх з концентраціями забруднювальних речовин, отриманих традиційними хімічними та біологічними методами

(опорної інформації). На другому етапі визначають концентрації забруднювальних речовин за спектральними характеристиками. Схема обробки результатів дистанційного мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів наведена на рис. 3.10.

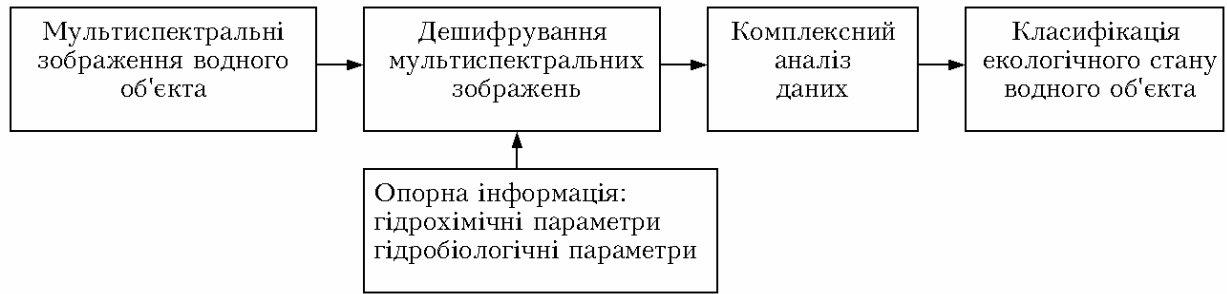


Рисунок 3.10 – Структурна схема обробки результатів дистанційного мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів

Отримати спектральне зображення великого природного водного об'єкту та оцінити стан його екосистеми можливо, наприклад, за супутниковими даними, однак провести інтерпретацію цих даних можливо лише із залученням опорної інформації. Безумовно, одним з найбільш суб'єктивних моментів у дослідженнях, що використовують дистанційну спектрометрію, є спосіб представлення результатів. Це стосується, в першу чергу, методу дешифрування мультиспектральних космічних знімків, оскільки кінцеві дешифровані дані можуть нести в собі значні неточності за рахунок геометричної і атмосферної корекції. Більш точними є спектрометричні зображення, виконані з борту літака, який летить на низькій висоті. Дослідження здійснюється на характеристичних довжинах хвиль пігментів водоростей, насамперед хлорофілу а. У цьому випадку найбільш інформативними у видимій області спектру є фіолетово-синя область 420..460 нм та червона область 660..700 нм. При дистанційному мультиспектральному контролі забруднення водних середовищ порівнюється яскравість випромінювання, що виходить з водного середовища у цих областях спектру. При цьому суттєвий внесок у видимому та ближньому ІЧ

діапазонах довжин хвиль у вимірювальний сигнал дає атмосферний аерозоль та сигнал дзеркального відбивання від поверхні водного об'єкта, що загалом досягає до 90% сигналу яскравості. Внесок, який дає атмосферний аерозоль може бути вилучений, як систематична похибка. Залишок, який складатиме 1..2% визначається методичною похибкою, пов'язаною з неточністю математичної моделі атмосферного аерозолю. Складова сигналу яскравості, що формується за рахунок відбивання від поверхні водного об'єкта, несе інформацію про забруднення його поверхні. Це, в першу чергу, забруднення паливно-мастильними матеріалами, які доцільно досліджувати у діапазоні хвиль біля 400 нм. У якості потужних джерел випромінювання для цього діапазону використовують імпульсні лазери на рубіні з подвоєнням частоти (350 нм) або на ітрій-алюмінієвому гранаті з неодимом, що працюють на третій гармоніці (355 нм). Глибина на якій здійснюється дистанційний мультиспектральний контроль забруднення водних середовищ обмежується затуханням оптичного випромінювання у шарі товщиною $l = 3/\alpha = 3\lambda/4\pi k$, де α – коефіцієнт затухання, k – уявна частина комплексного показника заломлення. Такий приповерхневий шар водного середовища формує 95% випромінювання. При цьому у чистій воді, що відноситься до 1 класу якості на довжині хвилі 700 нм можливе дослідження шару товщиною до 8,7 м. Зміна довжини хвилі у видимому та ближньому інфрачервоному діапазоні дозволяє контролювати забруднення у приповерхневому шарі необхідної товщини.

Вдосконалено оцінювання екологічного стану водних об'єктів, сутність якого полягає у опосередкованому мультиспектральному визначенні біомаси та співвідношення між пігментними параметрами у приповерхневому шарі водних об'єктів з використанням запропонованих регресійних рівнянь. Структурна схема дистанційного мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів наведена на рис. 3.11.

На основі просторового розподілу біомаси та співвідношення пігментних параметрів у приповерхневому шарі водних об'єктів це дозволяє

сегментувати зображення поверхні водного об'єкта для визначення зон найбільшого забруднення. Обробка мультиспектральних зображень плаваючих та повітряно-водних макрофітів дозволяє ідентифікувати їх видовий склад та розрахувати проективне покриття водного дзеркала, що є необхідним біологічними показниками екологічного стану водних об'єктів.

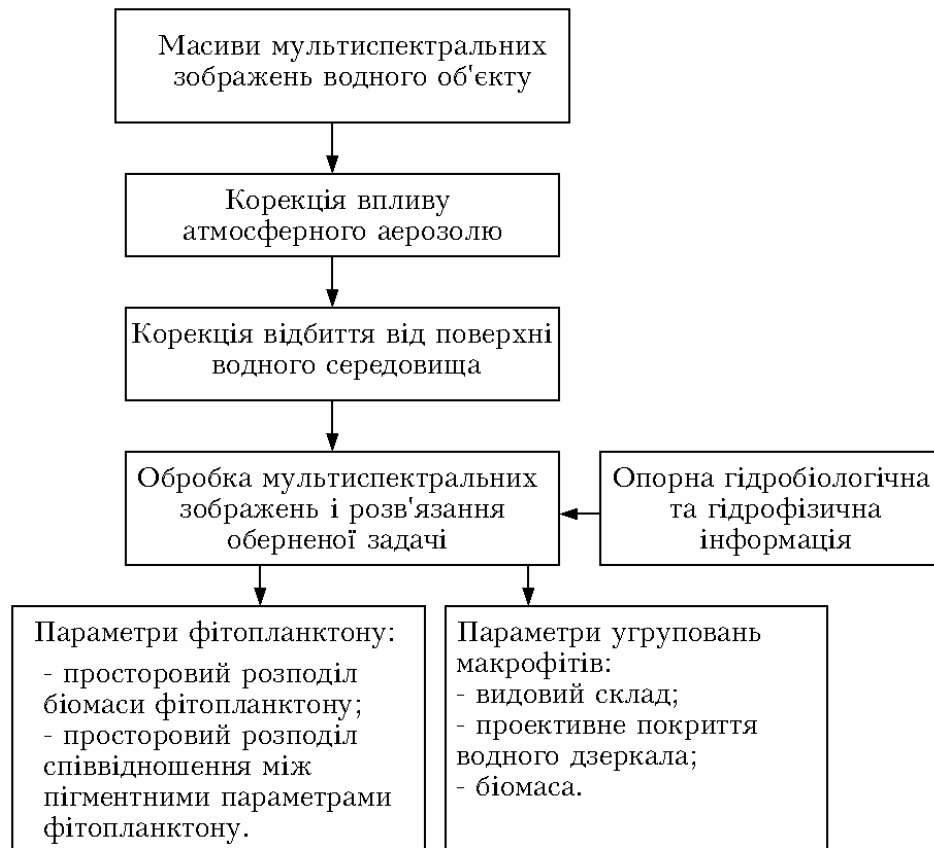


Рисунок 3.11 – Структурна схема дистанційного мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів

Подальші дослідження забруднення водних об'єктів методами мультиспектральних зображень пов'язані із застосуванням телевізійних засобів контролю та формуванням найбільш інформативних зображень шляхом оптимального вибору спектральних діапазонів. При цьому порівнюється матриця зображень водного об'єкту, отриманих у декількох спектральних діапазонах при різних положеннях кута повороту поляризаційного фільтру.

Кореляційна обробка масив мультиспектральних зображень дозволяє з високою достовірністю локалізувати місце забруднення водного об'єкту та оцінити його величину. Вдосконалені багаторівневі системи оптичного мультиспектрального контролю дозволяють здійснювати неперервний моніторинг екологічного стану водних об'єктів, що дозволяє зменшити собівартість моніторингових екологічних досліджень з підвищенням їх природоохоронної ефективності. Багаторівнева система оптичного контролю дозволяє підвищувати точність вимірювань за рахунок декількох етапів коригування результатів вимірювань на тестових ділянках, для яких отримана опорна гідробіологічна та гідрохімічна інформація.

3.8 Метод та засіб локації забруднення на основі мультиспектрального контролю поверхні водних об'єктів

Метод локації забруднення на основі мультиспектрального контролю поверхні водних об'єктів, що включає аналіз мультиспектральних зображень поверхні водних середовищ в областях 0–R1, R1–R2 та R2–R3 довкола центру спостереження отриманих за допомогою мультиспектральної камери з використанням апаратно-програмного блоку керування та обробки мультиспектральних зображень. При цьому, для кожної з вказаних областей визначають відносні розміри зон з чистою поверхнею води; з поверхнею водного середовища вкритою плаваючими та повітряно-водними макрофітами; а також відносну площу поверхні водного об'єкта вкритою макрофітами, що мають морфологічні зміни внаслідок дії токсичних забруднювальних речовин.

На рис. 3.12 представлена структурна схема процесу локації забруднення водних об'єктів на основі мультиспектрального методу. На рис. 3.13 вказано зони мультиспектрального зображення поверхні водного середовища з плаваючими водними рослинами.

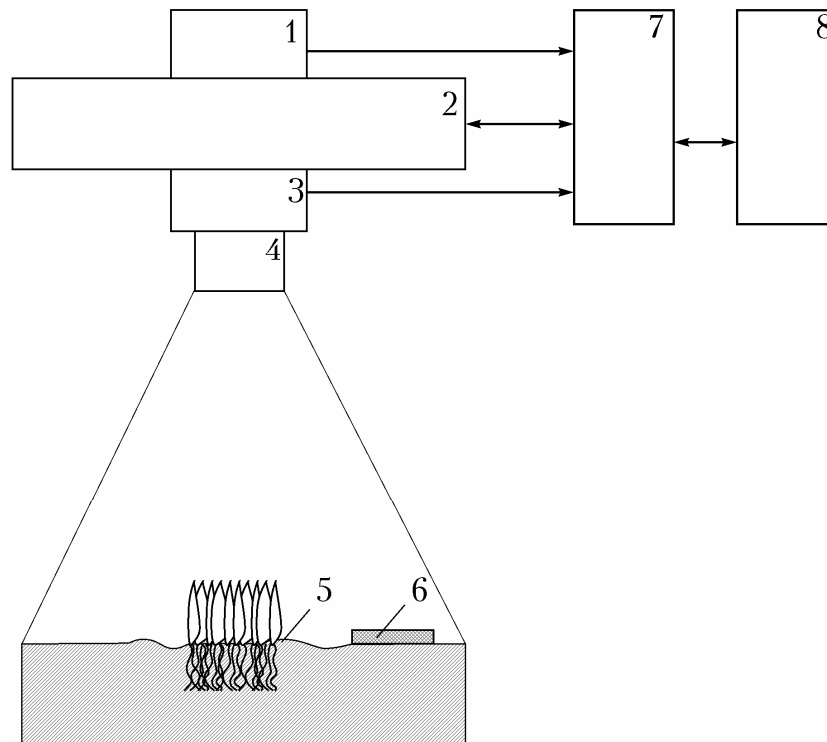


Рисунок 3.12 – Структурна схема процесу локації забруднення водних об'єктів на основі мультиспектрального методу

Засіб містить (рис. 3.12) безпілотний літальний апарат (квадрокоптер) 2 з яким з'єднано мультиспектральну камеру 3, об'єктив камери 4 та GPS-давач 1. На безпілотному літальному апараті встановлено спеціалізований комп'ютер 7, який здійснює керування його польотом, передачу отриманих мультиспектральних зображень та GPS-координат на блок керування 8 на основі планшетного комп'ютера. Об'єктив камери здійснює налаштування на фокусну відстань до поверхні водного об'єкта вкритого макрофітами 5. При роботі мультиспектральної камери використовується природне сонячне освітлення. Оскільки спектральні характеристики джерела випромінювання при цьому будуть постійно змінюватись, то це викликає необхідність корекції мультиспектральних зображень відносно зразкового засобу. Калібрування роботи мультиспектральної камери здійснимо відносно плаваючого зразкового об'єкта з відомими спектральними характеристиками (ламбертівського еталону) 6.

При обробці мультиспектральних зображень у блоці керування 8 визначаються розміри поверхні водного об'єкта вкритого макрофітами та їх

видовий склад. Крім того, для локації забруднення необхідно вимірювати відносну площу поверхні водного об'єкта вкриту макрофітами, що мають морфологічні зміни внаслідок дії токсичних забруднювальних речовин у областях 0–R1, R1–R2 та R2–R3 довкола центру спостереження.

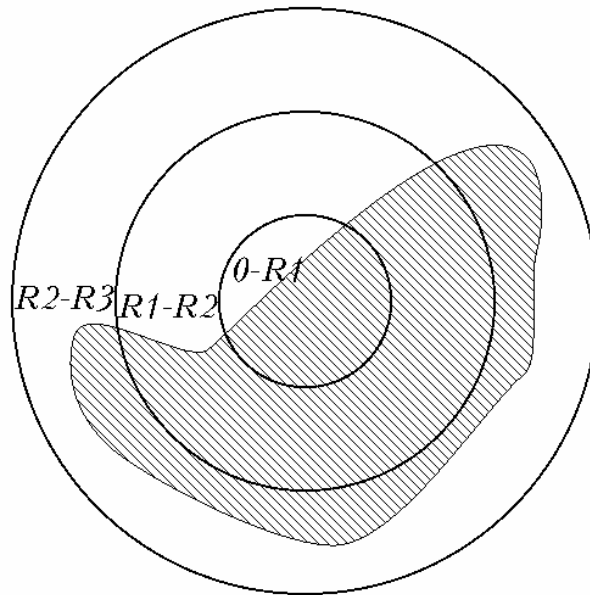


Рисунок 3.13 – Відносні розміри зон мультиспектрального зображення

Метод здійснюється таким чином:

1. Безпілотний літальний апарат 2 розміщують над зоною ймовірного забруднення водного об'єкта вкриту вищими водними рослинами 5. На поверхні водного об'єкта розміщуємо плаваючий зразковий засіб з відомими спектральними характеристиками (ламбертівський еталон) 6. Об'єктив мультиспектральної камери налаштовується на необхідну фокусну відстань до поверхні водного об'єкта. GPS-давач 1 передає свої координати та положення квадрокоптера на блок керування 8.

2. Мультиспектральна камера 2 формує масив зображень водного об'єкта та передає його до блоку курування. Зображення формуються у спектральних діапазонах, що визначаються фільтрами на вході камери. Зображення у всіх спектральних каналах формується одночасно, що виключає зсув зображень у каналах одне відносно одного при русі безпілотного літального апарату.

3. У блоці керування та обробки мультиспектральних зображень, відбувається аналіз мультиспектральних зображень та їх корекція відносно зразкового засобу. У областях 0–R1, R1–R2 та R2–R3 довкола центру визначаються відносні розміри зон з чистою поверхнею води; з поверхнею водного середовища вкритою плаваючими водними рослинами, що мають морфологічні зміни внаслідок дії токсичних забруднювальних речовин та поверхнею водного середовища вкритою не пошкодженими плаваючими водними рослинами.

4. Складають таблицю залежності відносних розмірів зон з чистою поверхнею води (С), з поверхнею водного середовища вкритою плаваючими водними рослинами, що мають морфологічні зміни внаслідок дії токсичних забруднювальних речовин (В) та поверхнею водного середовища вкритою не пошкодженими плаваючими водними рослинами (А) у кожній з областей 0–R1, R1–R2 та R1–R2 довкола центру (рис. 3.13).

5. За допомогою експертної системи на основі відносних розмірів цих зон визначають близькість до місця внесення забруднюючих речовин у водний об'єкт.

Таким чином, локація забруднення водних об'єктів на основі мультиспектрального дослідження зводиться до визначення зон з чистою поверхнею води, з поверхнею водного середовища вкритою плаваючими водними рослинами пошкодженими внаслідок дії токсичних забруднювальних речовин (В) та поверхнею водного середовища вкритою не пошкодженими плаваючими водними рослинами (А). При наближенні до місця внесення забруднювальних речовин зростають відносні розміри зони В, що дозволяє встановити наявність скиду забруднюючих речовин у водний об'єкт. Для підвищення точності локації джерела забруднення необхідно провести дослідження залежності відносних розмірів зон на різній відстані від джерела забруднення та використати отримані дані для навчання експертної системи на основі нейромережі чи нечіткої логіки.

3.9 Метод та засіб мультиспектрального контролю параметрів водних середовищ з флуоресцентними барвниками

Відомо метод дослідження природних середовищ, що базується на збудженні об'єкта дослідження за допомогою лазера з довжиною хвилі 320-340 нм, визначенні спектра люмінесценції об'єкта і наступному порівнянні спектра люмінесценції досліджуваного об'єкта зі спектром люмінесценції об'єкта у нормальному стані, що має довжину хвилі 400-430 нм при максимальному піку відносної інтенсивності, який відрізняється тим, що спектр люмінесценції порушеної ділянки об'єкта має додатковий максимальний пік відносної інтенсивності, при цьому довжина хвилі основного максимального піка відносної інтенсивності складає 400-410 нм, а довжина хвилі додаткового піка відносної інтенсивності – 510–530 нм [338]. Недоліком методу є відсутність можливості дослідження просторового розподілу люмінесценції об'єкта довкола порушеної ділянки, а лише вимірювання усередненого спектру його люмінесценції.

Для підвищення достовірності мультиспектрального екологічного контролю параметрів флуоресцентних водних середовищ необхідно вдосконалити метод мультиспектрального контролю, що включає введення в середовище флуоресцентного препарату (наприклад, уранін (флуоресцеїн-натрій)), дослідження зникненням флуоресценції та стану об'єкту контролю, при цьому здійснюють аналіз мультиспектральних зображень поверхні водних середовищ отриманих за допомогою ПЗЗ-камери та перестроюваного оптичного фільтру у видимому оптичному діапазоні при освітленні поверхні водних середовищ в ультрафіолетовому діапазоні після чого здійснюють обробку мультиспектральних зображень за допомогою блоку обробки мультиспектральних зображень, керування та підтримки прийняття рішення з отриманням чисельних параметрів інтенсивності флуоресценції у кожному пікселі зображення в залежності від часу, який пройшов після введення препарату і на основі обробки масиву зображень інтенсивності

флуоресценції, отриманих у різні проміжки часу після введення препарату, за допомогою експертної системи здійснюють підтримку прийняття рішення про екологічний стан водних середовищ. На рис. 3.14 наведено структурну схему засобу, що реалізує запропонований метод.

Засіб містить джерело ультрафіолетового випромінювання 1 в діапазоні 230-340 нм з яким оптично з'єднано дифузний розсіювач 2. Об'єктив 4 оптично з'єднано з перестроюваним оптичним фільтром 5 у видимому оптичному діапазоні 360-720 нм, який з'єднано з входом ПЗЗ-камери 6, що через мікроконтролерний пристрій 7 підключена до блоку обробки мультиспектральних зображень, керування та підтримки прийняття рішення з використанням експертної системи на основі персонального комп'ютера 8. При цьому перестроюваний оптичний фільтр 5 під'єднано до мікроконтролерного пристрою 7. Положенням 3 позначений зразок поверхні водного середовища.

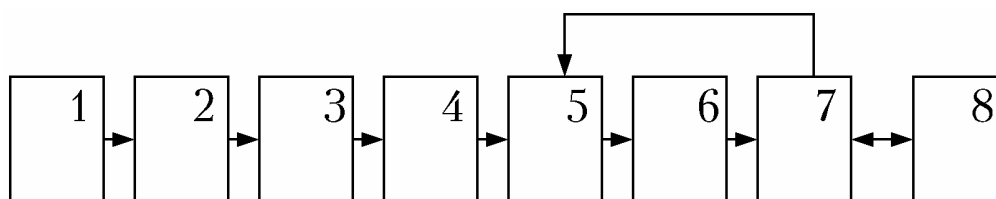


Рисунок 3.14 – Структурна схема засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів водних середовищ з флуоресцентними барвниками

Метод здійснюється таким чином. Ультрафіолетовим випромінюванням від джерела 1 в діапазоні 230-340 нм, що проходить через дифузний розсіювач 2, рівномірно освітлюють досліджуваний зразок поверхні водного середовища 3. Об'єктивом 4 формують зображення через перестроюваний оптичний фільтр 5 у видимому оптичному діапазоні 360-720 нм на вхід ПЗЗ-камери 6. За допомогою ПЗЗ-камери 6 формують масив мультиспектральних зображень поверхні водного середовища. За допомогою мікроконтролерного пристрою 7 фіксують і запам'ятовують цифрові зображення з виходу ПЗЗ-камери. За допомогою блоку обробки

мультиспектральних зображень, керування та підтримки прийняття рішення з використанням експертної системи на основі персонального комп'ютера 8 обробляють масив мультиспектральних зображень поверхні водного середовища та розраховують інтенсивність флуоресценції у кожному пікселі зображення, а також керують роботою перестроюваного оптичного фільтра 5 через мікроконтролерний пристрій 7. На основі обробки масиву зображень інтенсивності флуоресценції, отриманих у різні проміжки часу після введення препарату за допомогою експертної системи блок обробки мультиспектральних зображень, керування та підтримки прийняття рішення на основі персонального комп'ютера здійснюють підтримку прийняття рішення про стан об'єкту контролю. Для підвищення точності діагностування експертну систему блоку обробки мультиспектральних зображень, керування та підтримки прийняття рішення на основі персонального комп'ютера навчають на основі обробки зображень поверхні водного середовища при відомих концентраціях забруднювальних речовин у середовищі.

3.10 Висновки

1. Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального вимірювання параметрів забруднення водних середовищ, який використовує опосередковане вимірювання параметрів 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, що дозволяє підвищити достовірність екологічного контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ.

2. Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального контролю розмірів розсіювальних частинок у водних середовищах, який

використовує обробку масиву мультиспектральних зображень об'єкту контролю отриманих за допомогою широкосмугової ПЗЗ-камери та вузькосмугового оптичного фільтра за допомогою комп'ютера та регресійного рівняння, яке пов'язує розміри частинок з результатами мультиспектральних вимірювань, що дозволяє підвищити достовірність екологічного контролю вмісту фітопланктону у водних середовищах.

3. Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального вимірювання параметрів водних середовищ з завислими частинками фітопланктону, який використовує опосередковане вимірювання їх параметрів з використанням регресійних рівнянь, що дозволяє підвищити достовірність екологічного контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ.

4. Вдосконалено метод мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону, який на відміну від відомих, використовує проточний мультиспектральний контроль частинок фітопланктону з розрахунком індексів біорізноманіття, що дозволяє достовірно оцінити екологічний стан водного об'єкту.

5. Вперше запропоновано метод мультиспектрального контролю забруднення водних середовищ за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.), який на відміну від відомих, визначає відносні розміри сегментів поверхні водного середовища за допомогою обробки мультиспектральних зображень, що дозволяє підвищити достовірність екотоксикологічного контролю водних середовищ.

7. Дістав подальшого розвитку метод мультиспектрального контролю інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин у комплексі для очищення стічних вод, який на відміну від аналогів, дозволяє контролювати стан вищих водних рослин у біореакторі, що підвищує ефективність очищення стічних вод, а також забезпечує достовірний контроль інтегральних параметрів їх забруднення.

6. Вдосконалено метод дистанційного екологічного контролю екологічного стану водних об'єктів та локації забруднення на основі обробки мультиспектральних зображень водного об'єкта та встановлення плаваючих водних рослин з морфологічними відмінностями, «цвітіння» фітопланктону у приповерхневому шарі або використанні флуоресцентних препаратів, дозволяє сегментувати зображення поверхні водного об'єкта за мультиспектральними параметрами та визначити місце витоку забруднювальних речовин у водний об'єкт.

Результати, викладені у розділі 3, опубліковані у роботах [256, 258–260, 266, 272, 275, 276, 279, 281, 284, 286, 287, 290, 330, 339–358].

РОЗДІЛ 4

РОЗРОБЛЕННЯ СТРУКТУРНИХ СХЕМ ЗАСОБІВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ТА АНАЛІЗ ЇХ МЕТРОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК

4.1 Аналіз структурних схем засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ

Проведемо аналіз варіантів реалізації структурних схем засобів мультиспектрального вимірювального контролю для різних випадків їх застосування та проаналізуємо загальну схему, що дозволяє оцінити похибки опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ за мультиспектральними вимірюваннями, а, відповідно, і достовірність вимірювального контролю. Загальна схема мультиспектрального контролю параметрів напівнескінченного водного середовища з розсіювальними частинками наведена на рис. 4.1. Освітлення об'єкта контролю здійснюється рівномірно кільцевим дифузним освітлювачем 1, що випромінює у діапазоні довжин хвиль, який повністю перекриває всі спектральні канали мультиспектральних вимірювань. Мультиспектральні зображення поверхні об'єкта дослідження формуються за допомогою ПЗЗ-камери 2, об'єктиву 3 та перестроюваного фільтру 4. Блок керування та обробки зображень 5 створює сигнали керування для дифузного освітлювача 1 та для перестроюваного фільтру 4, які забезпечують формування випромінювання у кожному із спектральних каналів. Також на блок керування та обробки зображень 5 надходять для подальшої обробки сформовані мультиспектральні зображення з ПЗЗ-камери 2. Мультиспектральний контроль параметрів тонкого шару водного середовища з розсіювальними частинками може здійснюватись за двома схемами (див. рис. 4.2.).

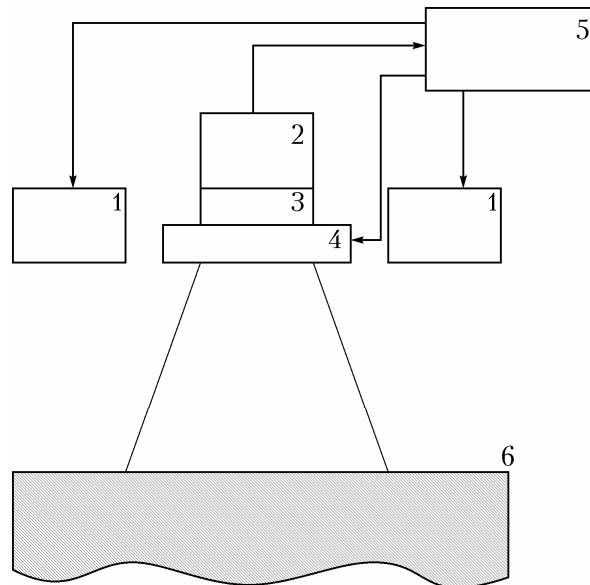


Рисунок 4.1 – Схема засобу мультиспектрального контролю параметрів напівнескінченого водного середовища з розсіювальними частинками

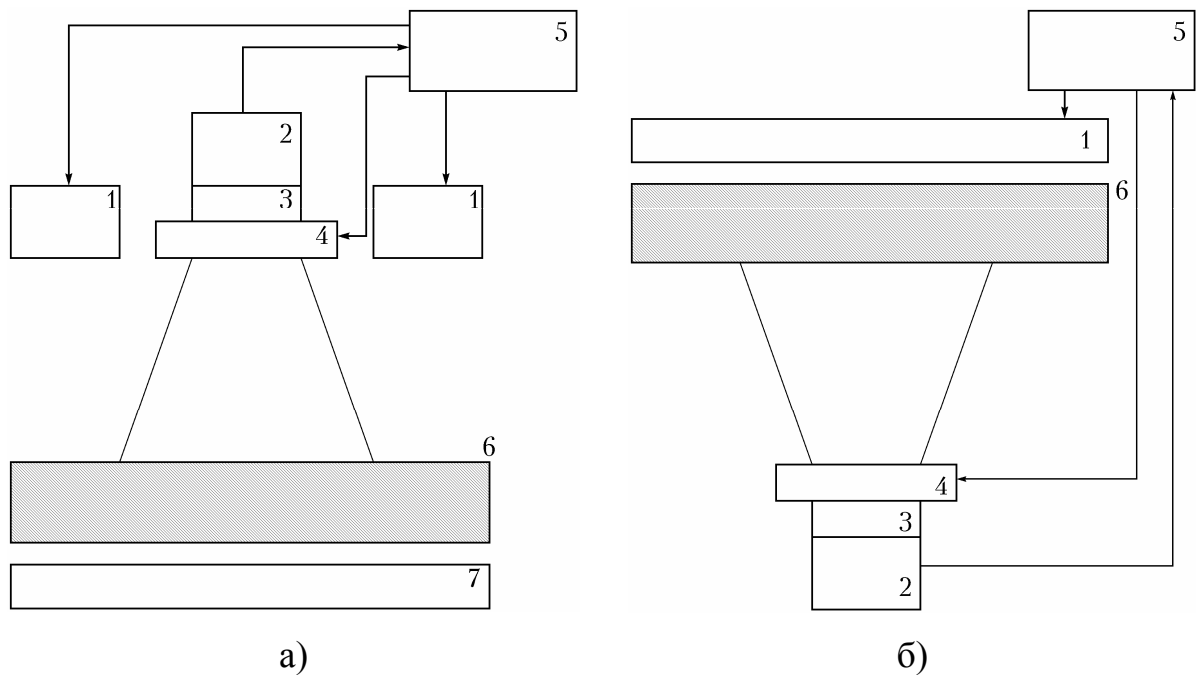


Рисунок 4.2 – Схеми засобів мультиспектрального контролю параметрів шару водного середовища

Модель тонкого шару водного середовища може використовуватись при екологічному моніторингу водних об'єктів з використанням біоіндикації по фітопланктону в умовах *in vitro*, зокрема, у проточних кюветах тощо. На рис. 4.2, а схема мультиспектрального екологічного контролю параметрів

доповнена дифузним відбивачем 7. На рис. 4.2, б показана схема, у якій на камеру 2 потрапляє світловий потік, який пройшов через шар водного однорідного середовища.

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 в умовах *in situ*, екологічному моніторингу водних об'єктів з використанням біоіндикації по макрофітам в умовах *in situ* та *in vitro* тощо. На рис. 4.3, а наведена схема мультиспектрального контролю параметрів багат шарового водного середовища з поверхні, кожен із шарів вносить свій вплив на результати вимірювань.

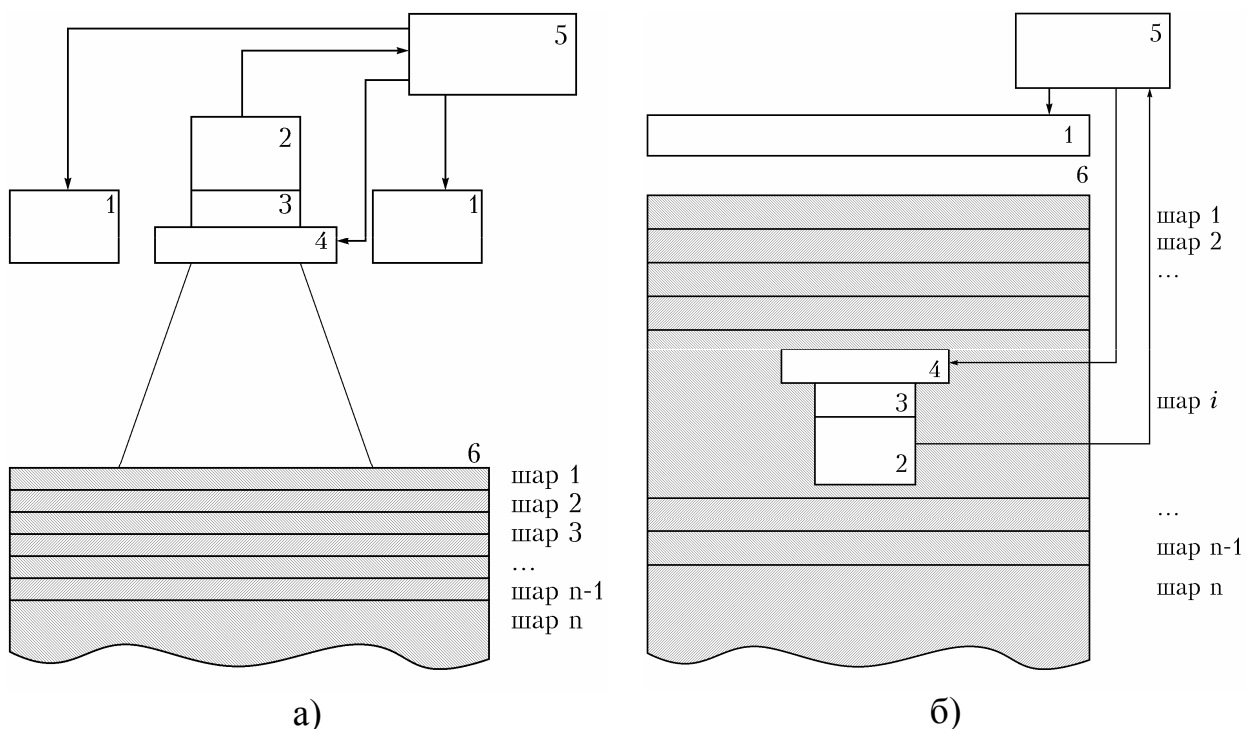


Рисунок 4.3 – Схеми засобів мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів багат шарового неоднорідного водного середовища

На рис. 4.3, б схема мультиспектрального контролю параметрів багат шарового водного середовища працює у глибинному режимі. Камера знаходиться всередині середовища і фіксує мультиспектральні зображення,

що створюються оптичним випромінюванням у кожному з шарів. При цьому камера 2 може обертатись у трьох ступенях свободи, що дозволить фіксувати, як висхідне так і низхідне розсіяне випромінювання.

При дослідженні багатошарових водних середовищ ставлять задачі розрахунку впливу зміни параметрів одного із шарів на мультиспектральні параметри (МСП) за таких можливих умов:

- а) параметри шарів водного середовища відомі і незмінні ($f_i = \text{const}$);
- б) параметри шарів водного середовища змінюються за нормальним законом розподілу, причому відомо їх середньоарифметичне значення і середньоквадратичне відхилення ($f_i = M \pm \text{СКВ}$).

Після опосередкованого вимірювання необхідних параметрів багатошарового водного середовища для задач вимірювального контролю необхідно визначити достовірність контролю параметрів i -того шару враховуючи похибку вимірювань мультиспектральних параметрів і зміну інших параметрів багатошарового водного середовища за нормальним законом.

Параметри багатошарових водних середовищ впливають на їх спектральні характеристики, зокрема, на коефіцієнт дифузного відбиття. Розроблено ряд математичних моделей, що дозволяють отримати спектральні характеристики водних оптичних середовищ, які можливо поділити на певну кількість макроскопічно однорідних шарів з відомими оптичними параметрами. В результаті можливо пов'язати зміни у спектральних характеристиках коефіцієнту дифузного відбиття водних середовищ та шукані параметри. Такий підхід можливо використати до різноманітних водних середовищ при вирішенні прикладних задач екологічного моніторингу.

Метод мультиспектрального вимірювального контролю полягає в тому, що аналізуються цифрові зображення об'єкту, які отримані у відповідних спектральних діапазонах. Причому це може бути реалізовано двома способами:

- використанням одного широкосмугового джерела випромінювання та широкосмугової ПЗЗ-камери з вузькосмуговими фільтрами на вході камери;
- використанням однієї широкосмугової ПЗЗ-камери при освітленні об'єкту вузькосмуговими джерелами випромінювання на n довжинах хвиль у відповідних спектральних діапазонах.

У випадку використання широкосмугового джерела випромінювання із спектральною щільністю потоку випромінювання $P(\lambda_i)$ та набором світлофільтрів, які формують спектральні характеристики пропускання кожного з каналів до входу ПЗЗ-камери $s_j(\lambda_i)$ система рівнянь для визначення координат у мультиспектральному n -вимірному просторі буде мати вид (1.5).

За умови послідовного (почергового) освітлення об'єкта дослідження вузькосмуговими джерелами випромінювання на n довжинах хвиль та використанні однієї широкосмугової ПЗЗ-камери система рівнянь для визначення координат у мультиспектральному n -вимірному просторі буде мати вид (1.6).

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

$$f_x = a_0 + b_{1,1}M_1 + \dots + b_{1,10}M_{10} + b_{2,1}M_1^2 + \dots + b_{2,10}M_{10}^2 + b_{3,1}M_1^3 \dots + b_{3,10}M_{10}^3. \quad (4.1)$$

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

$$f_x = a_0 + \sum_{i=1}^n (b_{1,i}M_i + b_{2,i}M_i^2 + b_{3,i}M_i^3 + \dots b_{k,i}M_i^k). \quad (4.2)$$

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 параметрів у кожному пікселі мультиспектрального зображення вимагатиме великих витрат часу. Тому слід зменшити як ступінь поліномів, так і кількість мультиспектральних параметрів до досягнення прийнятної точності вимірювань параметрів водних середовищ.

4.2 Розроблення структурних схем засобів мультиспектрального екологічного контролю

4.2.1 Засоби 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. 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. 4.4.

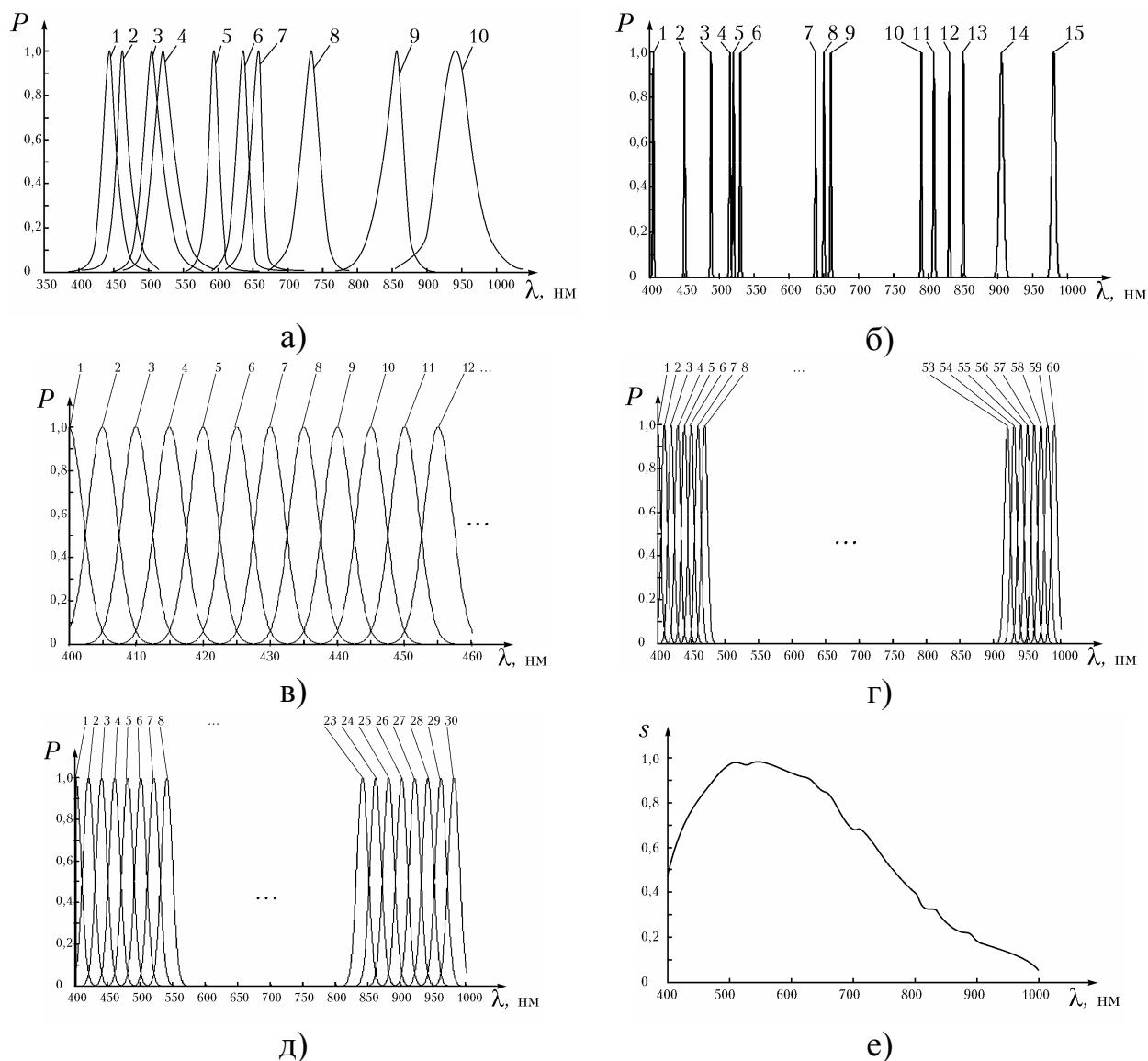


Рисунок 4.4 – Нормовані спектральні характеристики: а) лінійки світлодіодів, б) лінійки лазерних діодів, в) монохроматора зі смугою 5 нм; г) монохроматора зі смугою 10 нм; д) монохроматора зі смугою 20 нм; е) чутливості ПЗЗ-камери за довідниковими даними

У світлодіодному джерелі випромінювання використовуємо світлодіоди, основні параметри яких наведено у табл. 4.1, а нормовані спектральні характеристики на рис. 4.4, *а* [359–403]. На рис. 4.4, *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) [362–372].

Таблиця 4.1 – 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. 4.4, *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. 4.4, *е* [373].

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 методику математичного моделювання розсіювання світла у малокутовому наближенні отримано такі спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища (див. рис. 4.5) 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%.

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.

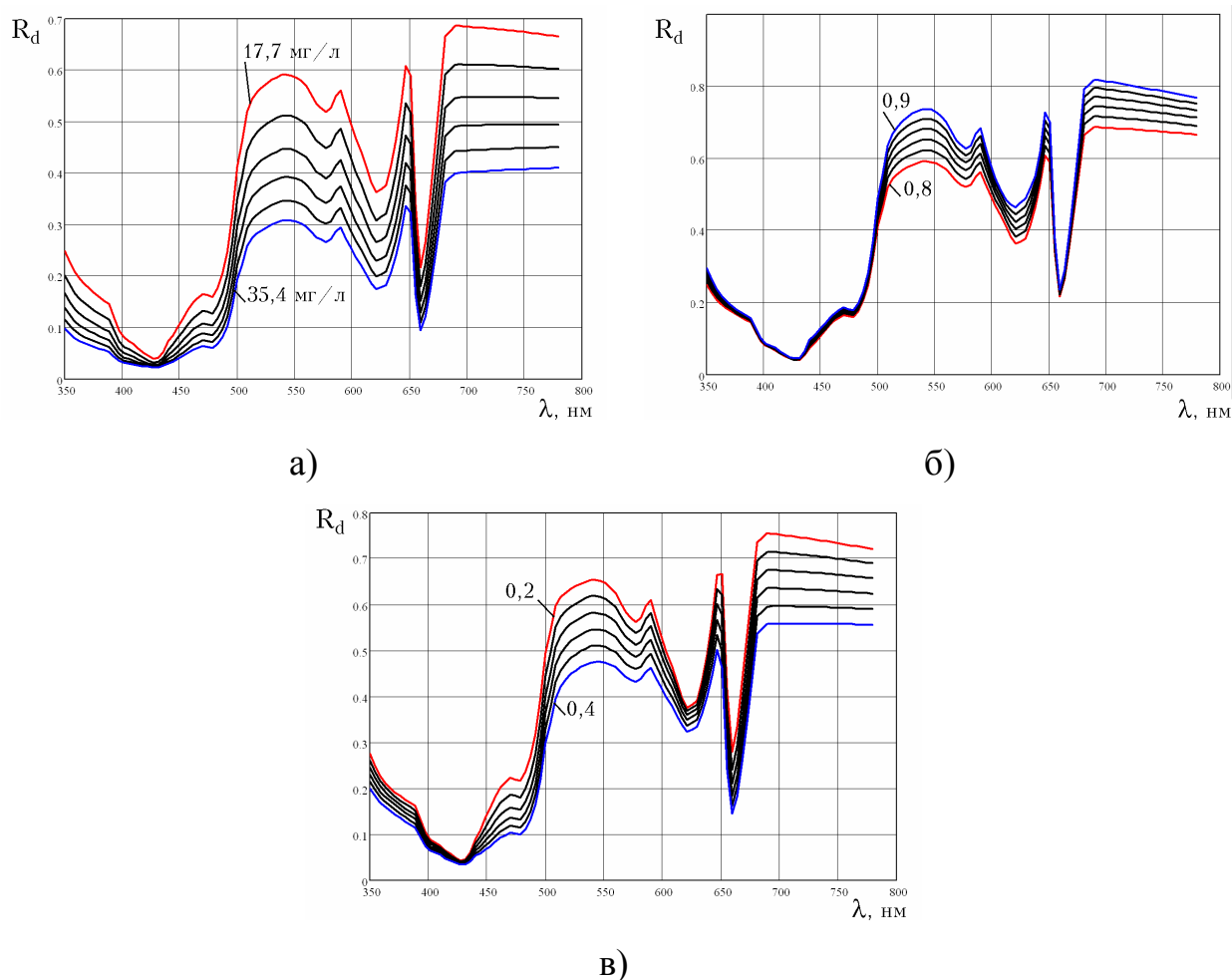


Рисунок 4.5 – Спектральні характеристики коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні природного водного середовища: а) при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л; при зміні пігментних параметрів фітопланктону, зокрема, б) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом від 0,8 до 0,9; в) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом від 0,2 до 0,4

Мультиспектральні вимірювання здійснюються опосередковано. Похибку вимірювання мультиспектральних параметрів прийmemo 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. 4.6.

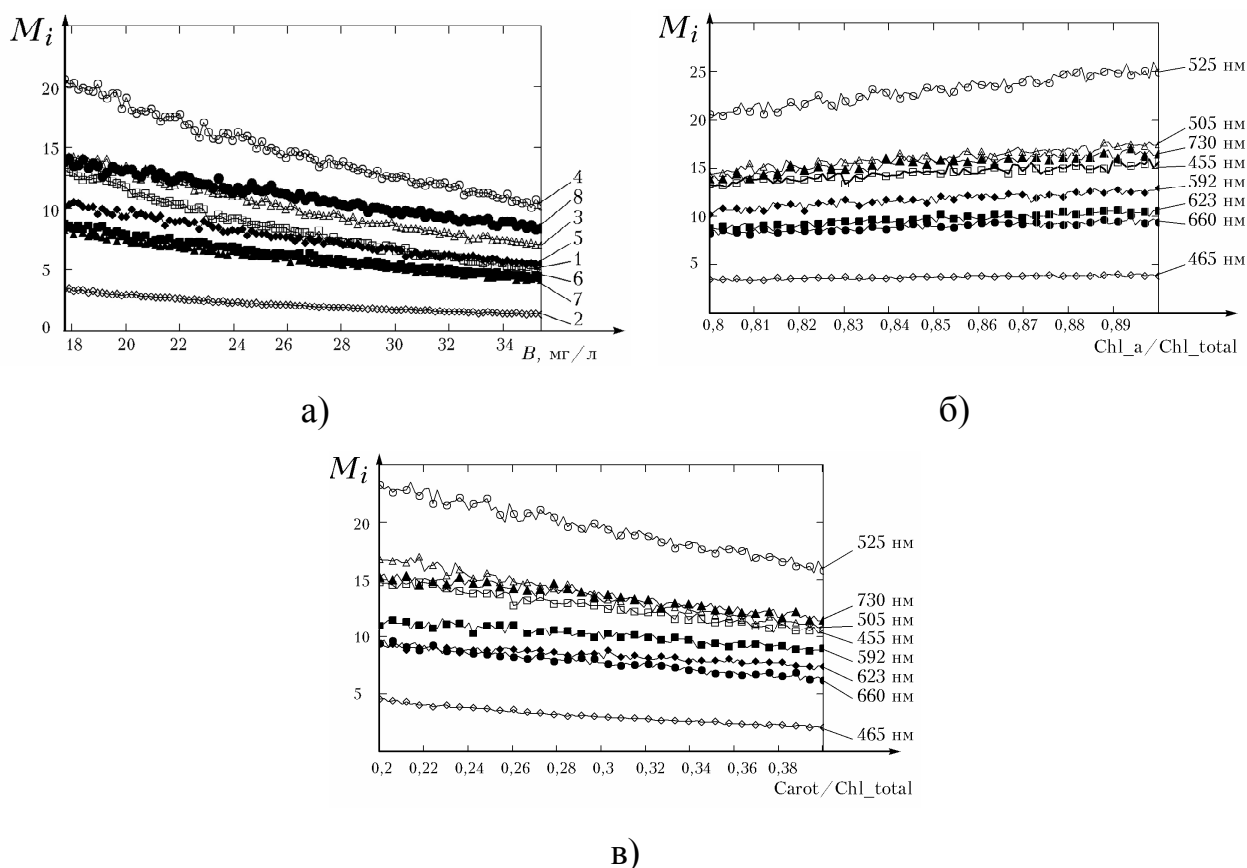


Рисунок 4.6 – Результати розрахунку мультиспектральних параметрів за відомими спектральними характеристиками: а) при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л; при зміні пігментних параметрів фітопланктону, зокрема, б) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом від 0,8 до 0,9; в) 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. 4.2 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.

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.

Таблиця 4.2 – 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

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 [374, 375]. 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. 4.2 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. 4.3.

Таблиця 4.3 – 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 [374, 375]. Мультиколінеарність – це явище, що може виникнути при побудові множинної кореляційно-регресійної моделі при наявності лінійного взаємозв'язку між двома чи більше факторними ознаками [376]. 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 [376]. У випадку коли ця проблема виникає, це означає, що хоча б одна із залежних змінних (предикаторів) є зайвою при наявності інших предикаторів [374, 375]. 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:

$$B_1 = 0,061950495 + 0,386150081457191M_{405} + 0,276867878443099M_{450} - \quad (4.3)$$

$$-0,231009644925913M_{515} - 0,175023777740264M_{520} - 0,37688693408572M_{530} -$$

$$- 0,40062633562186M_{638} - 0,113570497075527M_{650} - 0,309392342645875M_{790},$$

$$B_2 = 0,060147315 + 0,151268904656432M_{455} + 0,379941373891926M_{465} - \quad (4.4)$$

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

$$B_3 = 0,028403235 + 1,13217462282112M_{430} - 3,2212249355994M_{495} + \quad (4.5) \\ + 1,11945171072207M_{675},$$

$$B_4 = 0,027158591 - 2,69505374364036M_{360} + 1,43210469671405M_{430} + \quad (4.6) \\ + 0,293059147530282M_{680},$$

$$B_5 = 0,027288548 + 1,50885912741774M_{430} - 5,09934500675211M_{630} + \quad (4.7) \\ + 2,62365718468988M_{770},$$

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. 4.4 за умови використання ПЗЗ камери типу MDC140BW та джерела випромінювання на основі світлодіодів.

Таблиця 4.4 – 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. 4.4 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. 4.5.

Таблиця 4.5 – 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:

$$Chla/Chl_1 = 0,29787 + 0,16039M_{623} + 0,06336M_{505} + 0,19368M_{592} + \quad (4.8)$$

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

$$Chla/Chl_2 = 0,33111 + 0,22585M_{530} + 0,17719M_{515} + 0,14727M_{650} + \quad (4.9)$$

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

$$Chla/Chl_3 = 0,84395 + 0,81649M_{525} - 0,45051M_{660} - 0,20284M_{420} + \quad (4.10)$$

$$+0,72046M_{680} - 0,3271M_{490} + 0,36594M_{355} - 0,81482M_{740} + 0,82842M_{690} - \\ - 0,13667M_{350} - 0,61912M_{775} + 0,51734M_{760} + 0,17554M_{570},$$

$$Chla/Chl_4 = 0,83276 + 0,09019M_{630} - 0,21874M_{420} + 0,64834M_{510} - \quad (4.11) \\ - 0,48688M_{660} + 1,4328M_{680} - 0,10277M_{390} - 0,27049M_{430} - 1,12618M_{740} + \\ + 1,21003M_{700} - 0,23555M_{460} - 0,20729M_{370} + 0,17691M_{360},$$

$$Chla/Chl_5 = 0,84915 + 1,68577M_{530} - 0,82097M_{670} - 0,5809M_{430} - \quad (4.12) \\ - 0,17872M_{410} + 1,0752M_{510} - 0,26958M_{470},$$

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:

$$Carot/Chl_1 = 0,86138 - 0,09823M_{505} - 0,11656M_{660} - 0,10233M_{592} - \quad (4.13) \\ - 0,12034M_{525} - 0,16144M_{455} - 0,13776M_{730} - 0,19058M_{465} - 0,09215M_{623}.$$

$$Carot/Chl_2 = 0,85369 - 0,22387M_{450} - 0,2105M_{515} - 0,117M_{405} - \quad (4.14) \\ - 0,13637M_{530} - 0,12124M_{520} - 0,06657M_{638} - 0,0938M_{790} - 0,04778M_{650}$$

$$Carot/Chl_3 = 0,27766 - 1,55723M_{495} + 0,43216M_{435} - 0,90252M_{540} + \quad (4.15)$$

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

$$\begin{aligned}
Carot/Chl_4 = &0,31698 - 1,86827M_{500} + 1,06961M_{430} + 2,16797M_{470} + \quad (4.16) \\
&+ 0,75255M_{620} - 1,66055M_{5500} - 0,68378M_{390} - 1,54955M_{670} + 0,83739M_{780},
\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
Carot/Chl_5 = &0,30716 + 1,06509M_{490} + 1,8995M_{430} - 3,44399M_{510} + \quad (4.17) \\
&+ 1,37479M_{630} - 1,82412M_{690}.
\end{aligned}$$

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.

4.2.2 Засоби мультиспектрального екологічного контролю екологічного стану водних об'єктів з використанням квадрокоптера

Засіб мультиспектрального екологічного контролю може працювати безпосередньо на водних об'єктах 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 світлочутливих елементах якої у шахматному порядку розміщені вузькосмугові оптичні фільтри для кожного з спектральних каналів. При цьому масив мультиспектральних зображень отримується одночасно для всіх

спектральних каналів, що виключає зсув зображень між каналами, якщо б зображення з кожного каналу формувалось почергово, наприклад, за допомогою перестроюваного оптичного фільтру.

У якості джерела випромінювання використовується природне сонячне випромінювання, усереднена спектральна характеристика щільності випромінювання якого з урахуванням поглинання у атмосфері наведена на рис. 4.7, а.

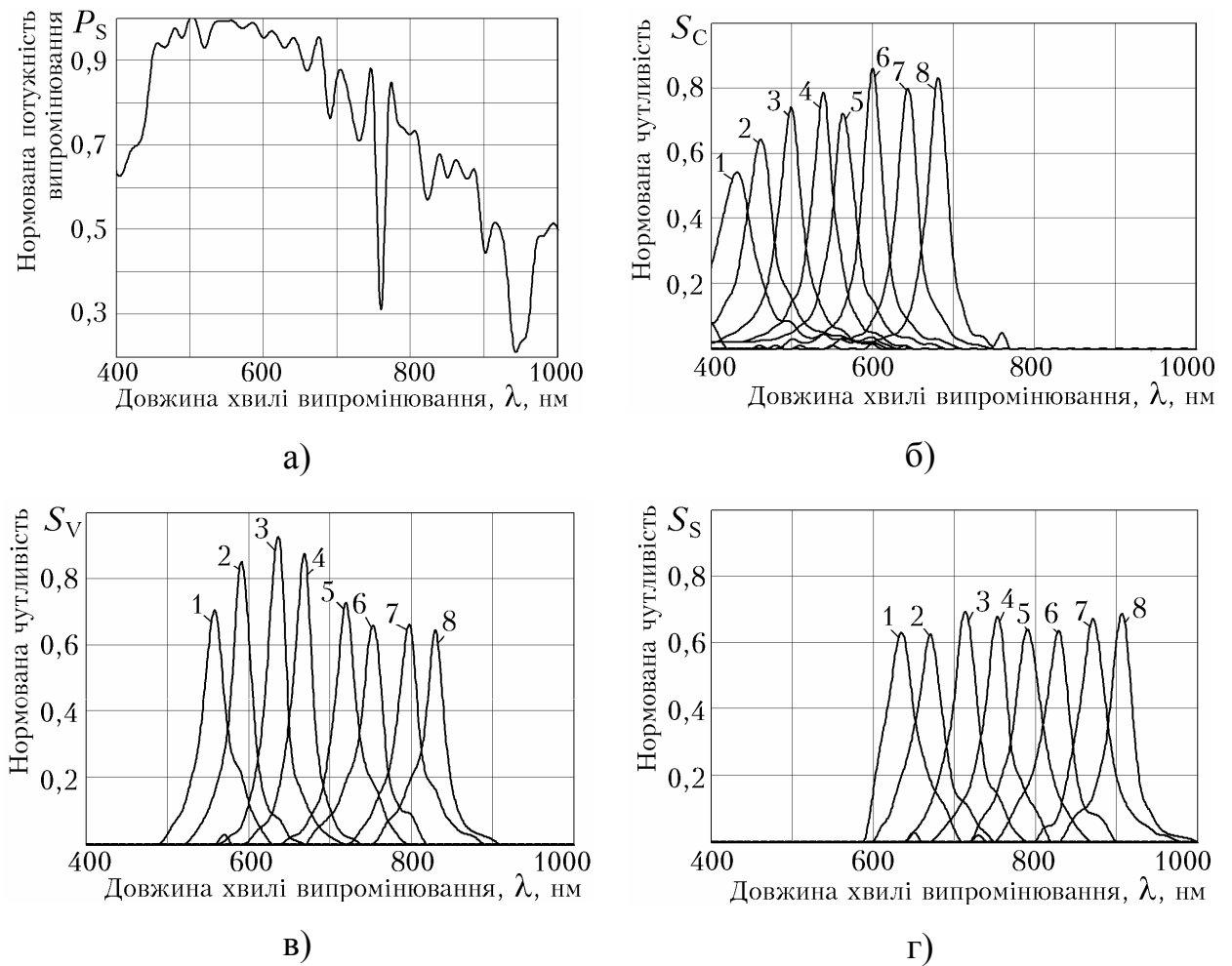


Рисунок 4.7 – Нормовані спектральні характеристики: а) природного сонячного випромінювання; б) чутливості спектральних каналів камери CMS-C (400 – 700 нм); в) чутливості спектральних каналів камери CMS-V (550 – 850 нм); г) чутливості спектральних каналів камери CMS-S (650 – 950 нм) за довідниковими даними

У засобі мультиспектрального екологічного контролю використано восьмиканальні мультиспектральні камери серії CMS (Silios Technologies, Франція) з такими основними параметрами [377]: 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. 4.7, б–г.

Результати розрахунку мультиспектральних параметрів за відомими спектральними характеристиками при зміні біомаси фітопланктону та використанні восьмиканальних мультиспектральних камер серії CMS різних типів наведено на рис. 4.8.

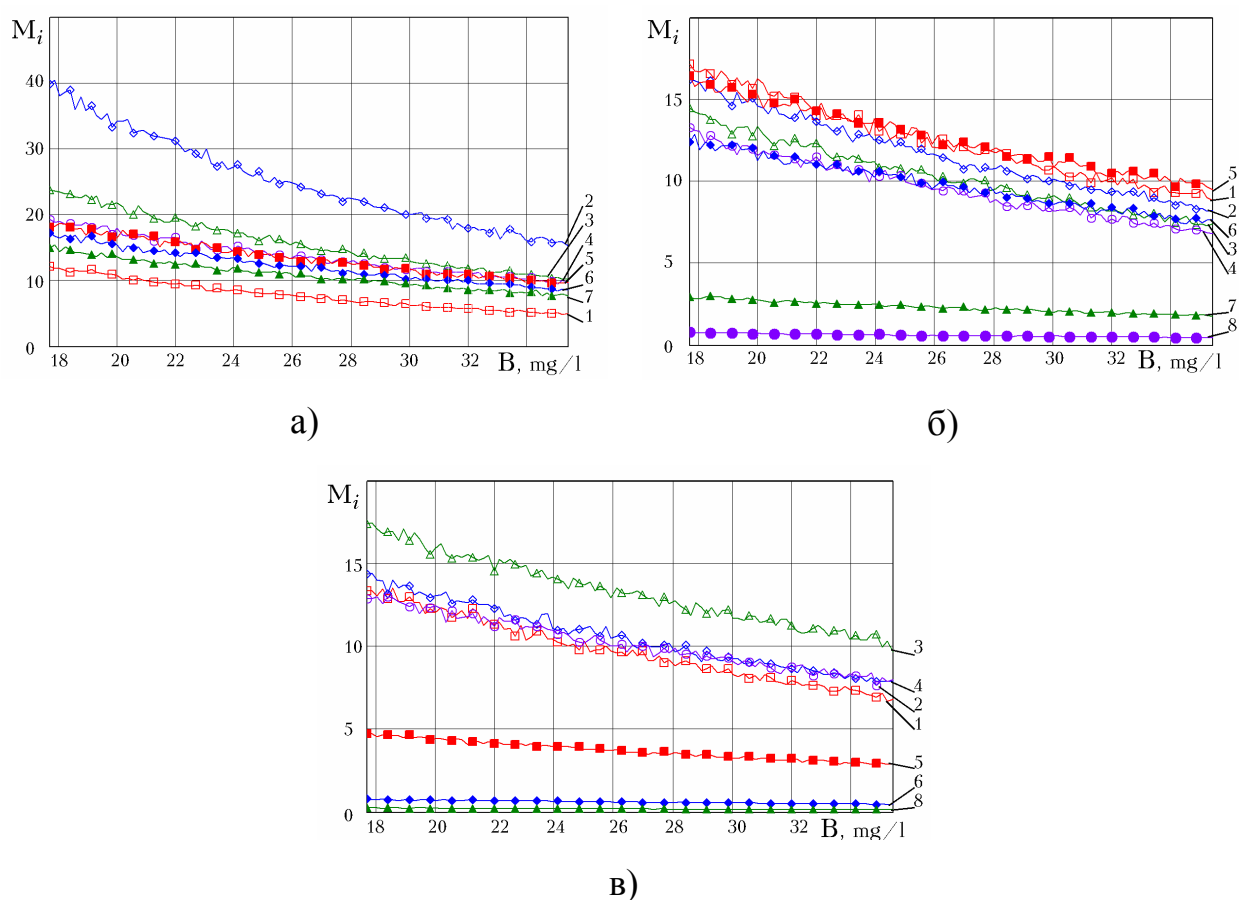


Рисунок 4.8 – Залежності мультиспектральних параметрів при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л та використанні мультиспектральних камер серії CMS: а) CMS-C, б) CMS-V, в) CMS-S

Оскільки спектральні характеристики природного сонячного випромінювання на рівні водної поверхні постійно змінюються, то необхідно здійснювати нормування результатів мультиспектральних вимірювань з квадрокоптера відносно зразкового засобу вимірювання (ламбертівський еталон) з відомими спектральними характеристиками. 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 (табл. 4.6).

У ході множинної регресії для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону у водних об'єктах при використанні мультиспектральних камер серії CMS отримано такі регресійні рівняння:

$$B_{CMS_C} = 0,057154618 - 0,475979M_{C_7_642} - 0,472422M_{C_5_563} - \quad (4.18)$$

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

$$B_{CMS_V} = 0,058691384 - 0,196036M_{V_4_669} - 0,283101M_{V_6_752} - \quad (4.19)$$

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

$$B_{CMS_S} = 0,062431853 - 0,330180M_{S_5_790} - 0,283269M_{S_6_827} - \quad (4.20)$$

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

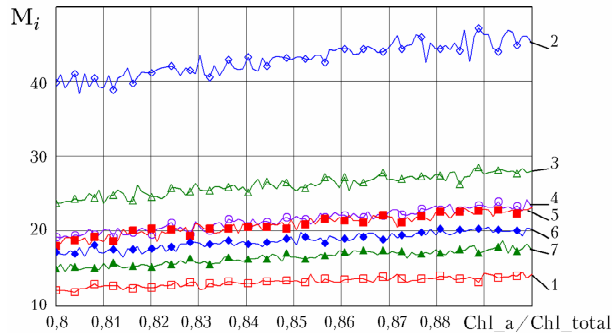
$$- 0,126370M_{S_2_669},$$

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.

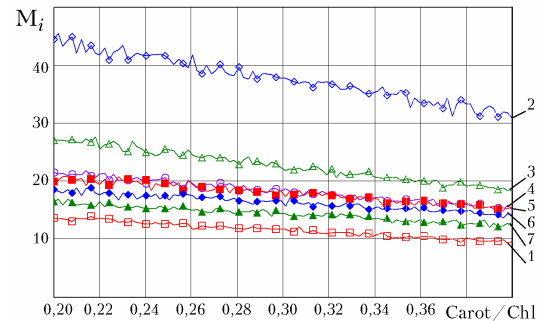
Таблиця 4.6 – Результати розрахунку множинної регресії за мультиспектральними вимірюваннями

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
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

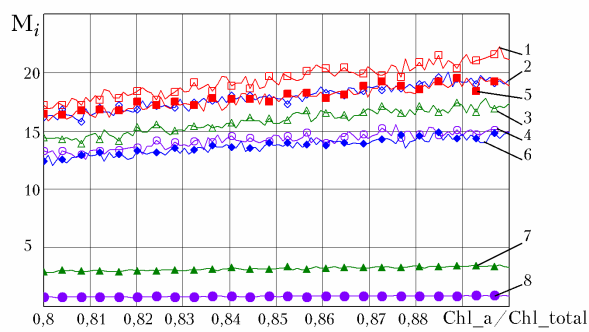
Результати розрахунку мультиспектральних параметрів за відомими спектральними характеристиками при зміні пігментних параметрів фітопланктону та використанні восьмиканальних мультиспектральних камер серії CMS різних типів наведено на рис. 4.9.



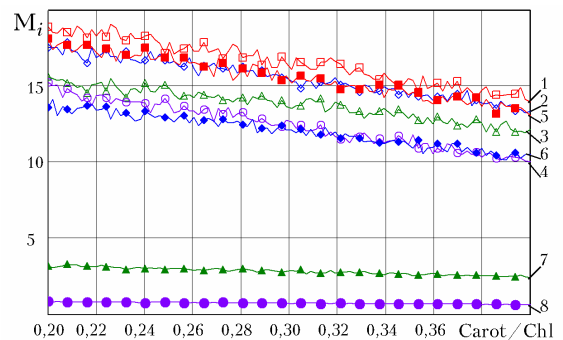
1) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-C



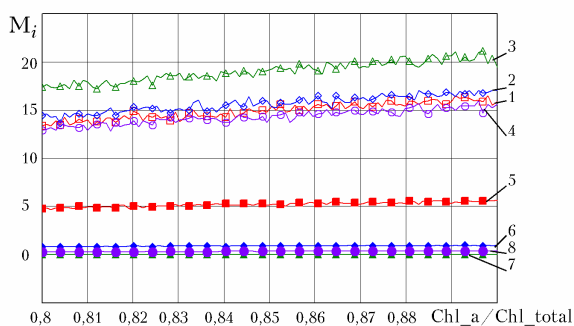
2) співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом, камера CMS-C



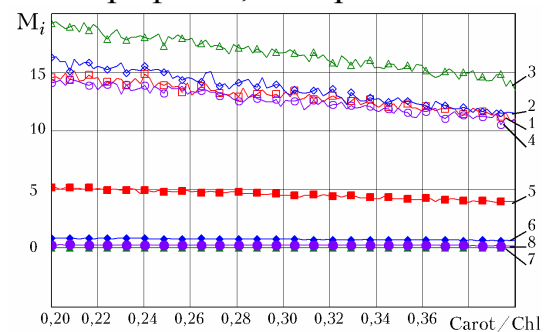
3) співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом, камера CMS-V



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 4.9 – Залежності мультиспектральних параметрів при зміні

пігментних параметрів та використанні мультиспектральних камер серії CMS

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 дифузною відбиваючою поверхнею з покриттям на основі сульфату барію. Для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону за результатами мультиспектральних вимірювань використовуються лише нормовані значення мультиспектральних параметрів.

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.4.7.

Таблиця 4.7 – 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:

$$\begin{aligned} Chl_a / Chl_{CMS_C} = & 0,287843623 + 0,209036M_{C_4_536} + 0,195614M_{C_5_563} + \quad (4.21) \\ & + 0,149845M_{C_7_642} + 0,140127M_{C_6_600} + 0,110152M_{C_1_430} + \\ & + 0,133364M_{C_2_461} + 0,112934M_{C_3_499}, \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Chl_a / Chl_{CMS_V} = & 0,299045340 + 0,185920M_{V_2_593} + 0,217010M_{V_1_560} + \quad (4.22) \\ & + 0,153637M_{V_5_719} + 0,128180M_{V_7_795} + 0,111973M_{V_8_829} + \\ & + 0,157482M_{V_3_635} + 0,087702M_{V_6_752}, \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Chl_a / Chl_{CMS_S} = & 0,236112976 + 0,198943M_{S_3_713} + 0,190275M_{S_2_669} + \quad (4.23) \\ & + 0,173474M_{S_5_790} + 0,148602M_{S_4_752} + 0,134188M_{S_6_827} + \\ & + 0,144415M_{S_8_906} + 0,063497M_{S_1_635} \end{aligned}$$

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:

$$\begin{aligned} Carot / Chl_{CMS_C} = & 0,904790007 - 0,195685M_{C_3_499} - 0,185798M_{C_2_461} - \quad (4.24) \\ & - 0,180862M_{C_1_430} - 0,092616M_{C_6_600} - 0,123390M_{C_5_563} - \\ & - 0,108316M_{C_7_642} - 0,129950M_{C_4_536}, \end{aligned}$$

$$Carot / Chl_{CMS_V} = 0,990208189 - 0,189790M_{V_4_669} - 0,147313M_{V_1_560} - \quad (4.25)$$

$$\begin{aligned}
& -0,143672M_{V_6_752} - 0,119588M_{V_8_829} - 0,132849M_{V_5_719} - \\
& -0,122272M_{V_7_795} - 0,098624M_{V_2_593} - 0,064820M_{V_3_635}, \\
& Carot/Chl_{CMS_S} = 0,976892083 - 0,208828M_{S_3_713} - 0,212616M_{S_2_669} - \\
& -0,115506M_{S_5_790} - 0,172868M_{S_4_752} - 0,159507M_{S_6_827} - \\
& -0,147343M_{S_8_906},
\end{aligned} \quad (4.26)$$

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.

4.3 Аналіз похибок засобів мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів

Проаналізуємо похибки засобу мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів за місцем їх виникнення. Проведемо дослідження залежності інструментальної та методичної складової похибки вимірювання параметрів водних середовищ від кількості спектральних каналів [378–382]. Оптимальна структура засобу мультиспектрального екологічного контролю обирається з компромісу між зростанням інструментальної похибки та зменшенням методичної похибки зі зростанням кількості спектральних каналів.

На основі результатів опрацювання оптичних характеристик природних водних середовищ можливо опосередковано виміряти їх параметри. Для прикладних задач екологічного моніторингу важливим є можливість проведення швидких безконтактних досліджень, оскільки їх результати необхідні для оперативного реагування на відхилення цих параметрів від нормальних значень.

4.3.1 Аналіз структурної схеми засобу мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів

Структурну схему засобу мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів представлено на рис. 4.10. Засіб містить джерело випромінювання з яким оптично з'єднано дифузний розсіювач, об'єкт дослідження та шкала зразків дифузного відбиття. Об'єктів оптично з'єднано з входом ПЗЗ-камери, яка через мікроконтролерний реєструючий пристрій під'єднана до блоку автокалібрування мультиспектральних параметрів. Здійснюється автокалібрування результатів мультиспектральних вимірювань відносно зразку з відомим значенням коефіцієнту дифузного відбивання $M'_i = M_i / R(\lambda_i)$. Отримані результати подаються на блок розрахунку параметрів водних середовищ з використанням регресійного рівняння (4.2).

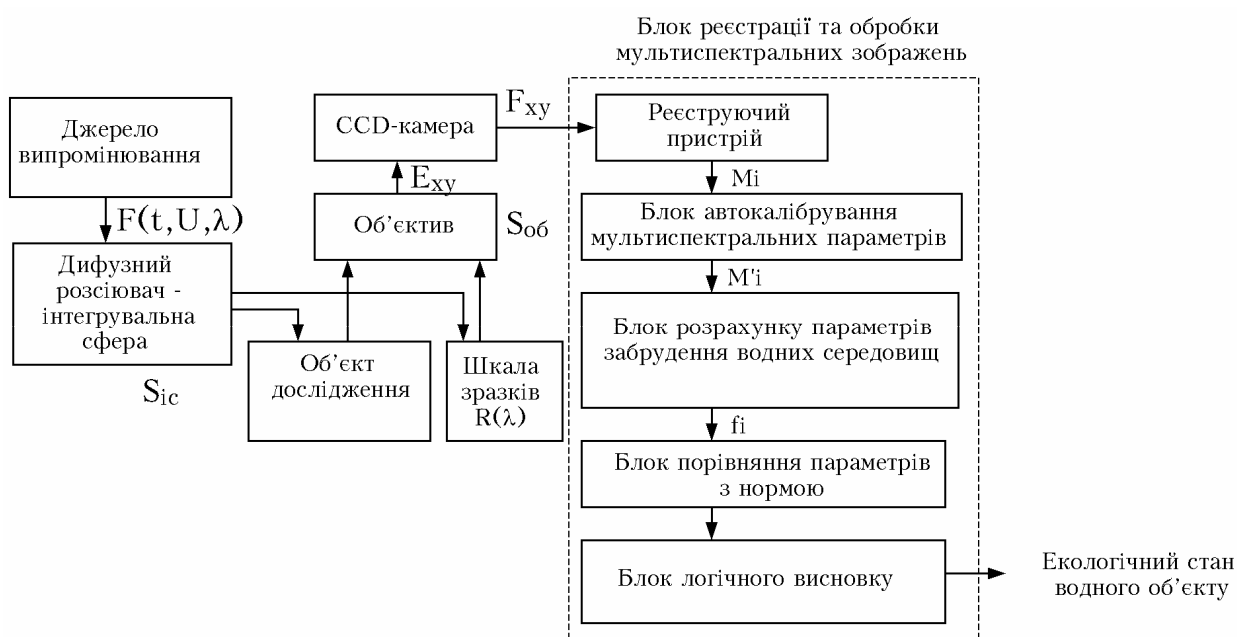


Рисунок 4.10 – Структурна схема засобу мультиспектрального контролю екологічного стану водних об'єктів

Розраховані параметри забруднення природних водних середовищ порівнюються з нормою. У випадку, якщо хоча б один з цих параметрів не відповідає нормі приймається висновок про непридатний стан об'єкта контролю.

4.3.2 Аналіз інструментальних похибок вимірювання параметрів забруднення водних середовищ

У ряді лабораторних макетів засобів мультиспектрального контролю у якості джерел випромінювання було використано лінійки світлодіодів із застосуванням кола зворотного зв'язку для стабілізації світлового потоку, що забезпечує довготривалу стабільність випромінювання на рівні $\delta_{source} = 5\%$.

Похибка, що створюється інтегрувальною сферою δ_{dd} визначається такими складовими, як δ_{ρ} – відхилення значення коефіцієнту дифузного відбивання матеріалу стінок внутрішньої порожнини інтегрувальної сфери від номінального значення пов'язане зі зміною фізичного стану покриття; δ_{tol} – похибка, що визначається конструктивними допусками при виготовленні сфери:

$$\delta_{tol} = \frac{\Delta S_{sphere}}{S_{sphere}} 100\% = \frac{2\Delta r_{sphere}}{r_{sphere}} 100\% = \frac{2 \cdot 25 \cdot 10^{-6}}{15 \cdot 10^{-2}} 100\% = 0,033\%, \quad (4.27)$$

Таким чином, обчислимо загальну похибка, що створюється інтегрувальною сферою

$$\delta_{dd} = \sqrt{\delta_{\rho}^2 + \delta_{tol}^2} = \sqrt{0,5^2 + 0,033^2} = 0,501\%. \quad (4.28)$$

Похибка, що створюється за рахунок спотворення зображення елементами об'єктиву ПЗЗ-камери $\delta_{obj} = 0,5\%$, визначається такими складовими, як сферичні аберації, кома, астигматизм, дисторсія, хроматичні аберації. Об'єктив ПЗЗ-камери розрахований на відстань до об'єкту діагностування 300 мм, що відповідає діаметру інтегрувальної сфери, при цьому забезпечуються мінімальні спотворення зображення.

Похибка аналого-цифрового перетворення виникає за рахунок кінцевої кількості дозволених рівнів сигналу при квантуванні за рівнем $\delta_{ADC\ ccd}$ та інструментальної похибки, зумовленої наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері $\delta_{noise\ ccd}$. Виникнення інструментальної похибки обумовлене багатьма факторами та її закон розподілу близький до нормального. Обчислимо її значення на основі співвідношення сигнал-шум для ПЗЗ камери $D_{S/N} = 70$ дБ

$$\delta_{noise\ ccd} = 100\% / (10^{D_{s/n}/20}) = 100\% / (10^{70/20}) = 0,032\% . \quad (4.29)$$

Похибка квантування $\delta_{ADC\ ccd}$ при великій кількості розрядів може бути описана прямокутним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах $\pm h_k / 2$, де h_k – крок квантування. З врахуванням максимальних та мінімальних рівнів сигналу на елементах матриці:

$$\delta_{ADC\ ccd} = \frac{F_H}{2 \cdot F_{X\ max} \cdot 2^n} \cdot 100\% = \frac{1}{2 \cdot 2^8} \cdot 100\% = 0,2\% . \quad (4.30)$$

Середньоквадратичне значення похибки квантування [383]

$$\delta_{SD\ ADC\ ccd} = \frac{\delta_{ADC\ ccd}}{\sqrt{12}} = 0,056\% . \quad (4.31)$$

Систематична складова похибки вимірювання координат у n -вимірному мультиспектральному просторі визначається похибками, що створюються джерелом випромінювання δ_{source} , дифузним розсіювачем δ_{ad} та об'єктивом δ_{obj} . Визначимо значення систематичної складової похибки вимірювання координат у n -вимірному мультиспектральному просторі, враховуючи, що дія впливних факторів незалежна:

$$\delta_{\text{sys.M}} = \sqrt{\delta_{\text{source}}^2 + \delta_{\text{dd}}^2 + \delta_{\text{obj}}^2} = \sqrt{5^2 + 0,501^2 + 0,5^2} = 5,05\%. \quad (4.32)$$

При виконанні автокалібрування систематична складова похибки вимірювання мультиспектральних параметрів компенсується. Випадкова складова похибки вимірювання мультиспектральних параметрів визначається похибками за рахунок шумів та квантування при аналого-цифровому перетворенні:

$$\delta_{\text{rand.Mi}} = \sqrt{\delta_{\text{noise ccd}}^2 + \delta_{\text{ADC ccd}}^2} = \sqrt{0,032^2 + 0,056^2} = 0,064\%. \quad (4.33)$$

Випадкова складова похибки вимірювань параметрів середовища буде визначатись випадковими похибками відповідних мультиспектральних параметрів, які потрапили у загальне регресійне рівняння

$$\delta_{\text{instr.}} = \delta_{\text{rand.f}} = \sqrt{\delta_{\text{rand.M1}}^2 + \delta_{\text{rand.M2}}^2 + \dots + \delta_{\text{rand.Mi}}^2}. \quad (4.34)$$

Графік залежності випадкової складової похибки вимірювання параметрів забруднення водних середовищ від кількості спектральних каналів наведено на рис. 4.11.

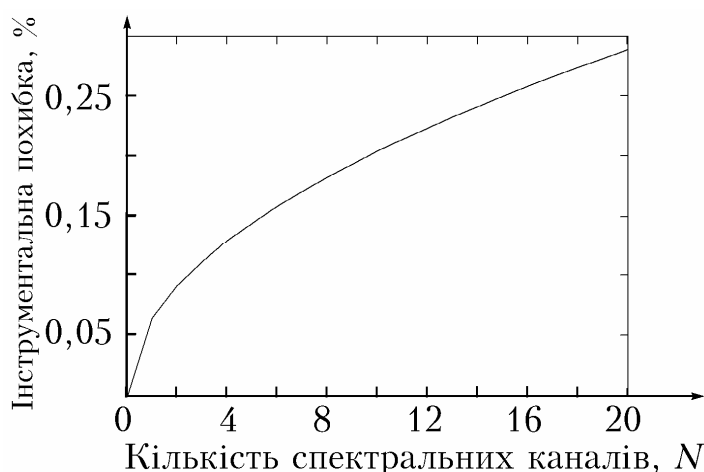


Рисунок 4.11 – Залежність випадкової складової похибки вимірювання параметрів забруднення водних середовищ від кількості спектральних каналів

Аналізуючи залежність випадкової складової інструментальної похибки вимірювання параметрів забруднення водних середовищ від кількості спектральних каналів можна помітити, що вона зростає пропорційно \sqrt{N} .

4.3.3 Аналіз методичної та загальної похибки вимірювання параметрів забруднення водних середовищ

На основі математичного моделювання процесу вимірювання координат у n -вимірному мультиспектральному просторі для кожного пікселя зображення можливо опосередковано визначити з використанням множинної регресії необхідні параметри забруднення водних середовищ. За умови відомих параметрів водних середовищ 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 здійснюють опосередковане вимірювання необхідних параметрів водних середовищ, тобто розв'язують обернену оптичну задачу. Якщо у таку математичну модель процесу вимірювання параметрів водних середовищ за мультиспектральними параметрами не вносити інструментальних похибок, що відповідають ПЗЗ-камері, фільтрам та джерелам випромінювання, то отримана різниця між заданими значеннями параметрів та відновленими після множинної регресії значеннями відповідатиме саме методичній складовій похибки. На рис. 4.12, *a* наведена залежність методичної складової похибки вимірювання параметрів водних середовищ від кількості спектральних каналів. Наведена залежність методичних похибок вимірювання від кількості спектральних каналів отримана у ході імітаційного моделювання багатошарового водного середовища. При цьому помітно, що методична складова похибки вимірювань при збільшенні кількості спектральних каналів зменшується з кожним кроком все менше, за рахунок більш точної відповідності регресійного рівняння математичній

моделі природного водного середовища. Розрахуємо загальну похибку вимірювань параметрів водних середовищ, як суму інструментальної і методичної похибок:

$$\delta_{gen} = \delta_{instr.} + \delta_m. \quad (4.35)$$

Отримана залежність загальної похибки вимірювання параметрів водних середовищ від кількості спектральних каналів наведена на рис. 4.12, б.

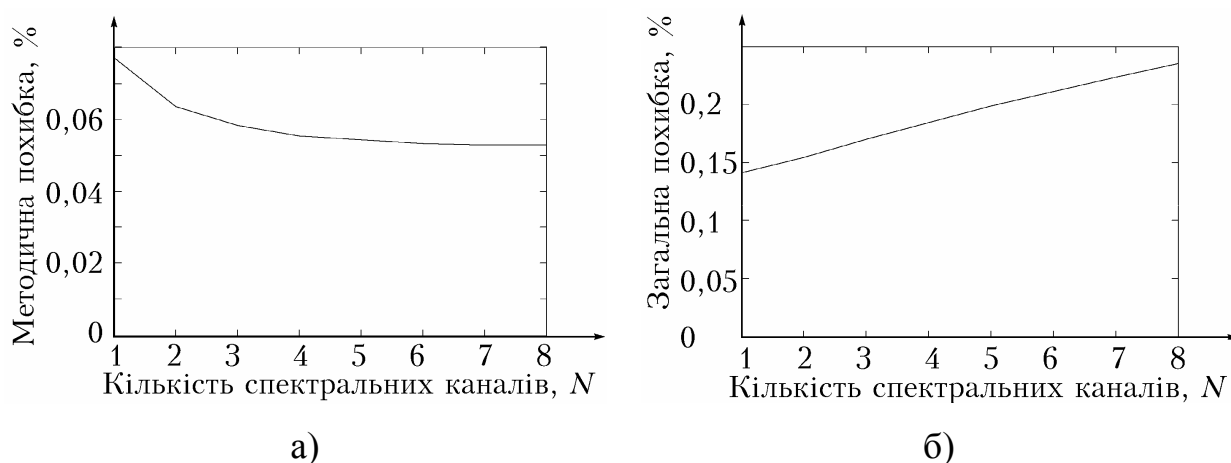


Рисунок 4.12 – Приклад залежності методичної та загальної похибки вимірювання параметрів водних середовищ від кількості спектральних каналів

Оскільки при зростанні кількості спектральних каналів інструментальна складова похибки зростає, а методична складова похибки зменшується, то для вибору оптимальної кількості спектральних каналів засобу мультиспектрального контролю необхідно обрати такі спектральні канали, що забезпечать мінімальну загальну похибку вимірювання параметрів водних середовищ. Проаналізовано залежності інструментальної та методичної складової похибки вимірювання параметрів водних середовищ від кількості спектральних каналів. Встановлено, що загальна похибка вимірювань не перевищує 0,25%. При цьому оптимальна кількість спектральних каналів засобу мультиспектрального контролю обирається з

компромісних міркувань між зростанням випадкової складової похибки при зростанні кількості каналів та зменшенні методичної похибки за рахунок більш точного відображення регресійним рівнянням математичної моделі водного середовища.

4.3.4 Аналіз похибок вимірювань біомаси фітопланктону у водних середовищах *in vitro*

У результаті розрахунку множинної регресії для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону з покроковим додаванням змінних отримано наступні значення методичної похибки δ_m (табл. 4.8). Випадкова складова інструментальної похибки для опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону визначається випадковими складовими похибки вимірювання у кожному із спектральних каналів, які потрапили у загальне регресійне рівняння, а також складовими, що враховують кореляційний зв'язок між мультиспектральними параметрами [384]:

$$\delta_{instr.} = \sqrt{\sum_{i=1}^N \delta_{rand.Mi}^2 + 2 \sum_{i=1}^N \sum_{j<i} R_{ij} \delta_{rand.Mi} \delta_{rand.Mj}}, \quad (4.36)$$

де $\delta_{rand.Mi}$, $\delta_{rand.Mj}$ – випадкова складова похибки у i -тому і j -тому каналі; R_{ij} – коефіцієнт кореляції між мультиспектральними параметрами отримані після множинної регресії; N – загальна кількість каналів.

При використанні ПЗЗ камери типу MDC140BW на основі фотоматриці Sony ICX285AL з розрядністю 12-bit та співвідношенням сигнал/шум 66 дБ складова похибки, зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері не більше $\delta_{rand.Mi} = 0,0502\%$. Загальна похибка вимірювання біомаси фітопланктону буде визначатись сумою інструментальної і методичної похибок (4.35). Результати розрахунку інструментальної і загальної похибки при опосередкованому вимірюванні біомаси фітопланктону наведено у табл. 4.8.

Таблиця 4.8 – Результати розрахунку похибок при опосередкованому вимірюванні біомаси фітопланктону з покроковим додаванням змінних

Джерело випромінювання	Кількість спектральних каналів	Методична похибка, %	Інструмент. похибка, %	Загальна похибка, %
Світлодіоди	7	0,0473	0,35	0,397
Лазерні діоди	8	0,0423	0,4	0,442
Монохроматор, 5 нм	3	0,0173	0,15	0,167
Монохроматор, 10 нм	3	0,0170	0,15	0,167
Монохроматор, 20 нм	3	0,0172	0,15	0,167

4.3.5 Аналіз похибок вимірювання пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах *in vitro*

Методична похибка вимірювання δ_m пігментних параметрів фітопланктону у природних водних об'єктах при використанні множинної регресії визначається тим наскільки точно отримане регресійне рівняння відображає залежність між залежною змінною – пігментними параметри фітопланктону у водному середовищі (у даній роботі співвідношенням між хлорофілом a та загальним хлорофілом $Chla/Chl_j$ і співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом $Carot/Chl_j$). Отримані у ході множинної регресії значення методичної похибки вимірювання при опосередкованому вимірюванні пігментних параметрів внесено до табл. 4.9.

Проаналізуємо інструментальну складову похибки вимірювань пігментних параметрів фітопланктону при використанні ПЗЗ камери типу MDC140BW на основі фотоматриці Sony ICX285AL з розрядністю 12-bit та співвідношенням сигнал/шум 66 дБ. Випадкова складова інструментальної похибки визначається складовими похибки вимірювання у кожному із спектральних каналів, які потрапили у загальне регресійне рівняння, а також

складовими, що враховують кореляційний зв'язок між мультиспектральними параметрами.

Таблиця 4.9 – Результати розрахунку похибок при опосередкованому вимірюванні пігментних параметрів фітопланктону у водному середовищі

Джерело випромінювання	Кількість спектральних каналів	Методична похибка, %	Інструмент. похибка, %	Загальна похибка, %
Співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі				
Світлодіоди	8	0,461	0,4	0,861
Лазерні діоди	8	0,365	0,4	0,765
Монохроматор, 5 нм	12	0,115	0,6	0,715
Монохроматор, 10 нм	12	0,110	0,6	0,71
Монохроматор, 20 нм	6	0,126	0,255	0,381
Співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону у водному середовищі				
Світлодіоди	8	0,403	0,353	0,756
Лазерні діоди	8	0,414	0,4	0,814
Монохроматор, 5 нм	21	0,226	0,261	0,487
Монохроматор, 10 нм	8	0,293	0,187	0,48
Монохроматор, 20 нм	5	0,320	0,166	0,486

При використанні ПЗЗ камери типу MDC140BW складова похибки, зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері не більше $\delta_{rand.Mi} = 0,0502\%$. Результати розрахунку інструментальної і загальної похибки при опосередкованому вимірюванні пігментних параметрів фітопланктону водних середовищ внесені до табл. 4.9.

4.3.6 Аналіз похибок вимірювань біомаси фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера

Проаналізуємо інструментальну складову похибки мультиспектральних вимірювань при використанні мультиспектральних камер серії CMS з розрядністю 10 біт та співвідношенням сигнал/шум 60 дБ [385]. При цьому похибка аналого-цифрового перетворення виникає за рахунок кінцевої кількості дозволених рівнів сигналу при квантуванні за рівнем $\delta_{ADC\ ccd}$ та інструментальної похибки, зумовленої наявністю шумів та випадкових завад у камері $\delta_{noise\ ccd}$. Обчислимо інструментальної похибки зумовленої наявністю шумів та випадкових завад у камері

$$\delta_{noise\ ccd} = 100\% / \left(10^{D_{s/n}/20}\right) = 100\% / \left(10^{60/20}\right) = 0,1\%. \quad (4.37)$$

Похибка квантування $\delta_{ADC\ ccd}$ при великій кількості розрядів може бути описана прямокутним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах $\pm h_k / 2$, де h_k – крок квантування. З врахуванням максимальних та мінімальних рівнів сигналу на елементах матриці:

$$\delta_{ADC\ ccd} = \frac{F_H}{2 \cdot F_{X\ max} \cdot 2^n} \cdot 100\% = \frac{1}{2 \cdot 2^{10}} \cdot 100\% = 0,049\%. \quad (4.38)$$

Середньоквадратичне значення похибки квантування [383]

$$\delta_{SD\ ADC\ ccd} = \frac{\delta_{ADC\ ccd}}{\sqrt{12}} = 0,014\%. \quad (4.39)$$

Визначимо випадкову складову похибки вимірювання кожної з координат у n-вимірному мультиспектральному просторі на основі середньоквадратичних значень складових:

$$\delta_{rand.\ Mi} = \sqrt{\delta_{noise\ ccd}^2 + \delta_{ADC\ ccd}^2} = \sqrt{0,1^2 + 0,014^2} \approx 0,101\%. \quad (4.40)$$

Випадкова складова похибки вимірювання визначається випадковими складовими похибки вимірювання у кожному із спектральних каналів, тому загальна випадкова складова похибки непрямих вимірювань буде визначатись випадковими похибками відповідних мультиспектральних параметрів, які потрапили у регресійне рівняння за формулою (4.36) [384].

Для триканального засобу інструментальна складова похибки з урахуванням коефіцієнтів кореляції між результатами вимірювань з різних каналів склала 0,303%, для чотириканального засобу 0,35% і для шестиканального 0,428%.

Загальна похибка вимірювань біомаси фітопланктону буде визначатись сумою інструментальної і методичної похибок. При цьому значення загальної похибки вимірювань біомаси фітопланктону для триканального засобу склало 0,367%, для чотириканального засобу 0,412% і для шестиканального 0,487%. Тому, оскільки інструментальна складова похибки вимірювань зростає більше із збільшенням кількості каналів, ніж зменшується методична складова похибки, то загальна похибка вимірювань біомаси фітопланктону зростатиме при збільшення кількості спектральних каналів засобу мультиспектрального контролю.

4.3.7 Аналіз похибок вимірювання пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера

Інструментальна складова похибки вимірювань при використанні цифрових камер зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у камері, а також похибкою квантування і визначаються за формулами, наведеними у роботі [260]. Для мультиспектральних камер серії CMS із співвідношенням сигнал/шум 60 дБ похибка зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у камері складатиме 0,1%. Середньоквадратичне значення похибки квантування для камери з розрядністю АЦП 10 біт складатиме 0,014%. При цьому інструментальна складова похибки у кожному із спектральних каналів складатиме 0,101% [268]. Інструментальна складова похибки

мультиспектральних вимірювань визначається складовими похибки вимірювання у кожному із спектральних каналів за виразом (4.36) [384]. Загальна похибка вимірювань пігментних параметрів фітопланктону буде визначатись сумою інструментальної і методичної похибок за виразом (4.35). Розраховані значення інструментальної складової похибки мультиспектральних вимірювань пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах, значення методичної складової похибки, визначені за результатами розрахунку множинної регресії для різних камер серії CMS та загальна похибка вимірювань наведені у табл. 4.10.

Таблиця 4.10 – Аналіз похибок мультиспектральних вимірювань пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах

N	$\delta_{instr.}, \%$	CMS-C		CMS-V		CMS-S	
		$\delta_m, \%$	$\delta_{gen}, \%$	$\delta_m, \%$	$\delta_{gen}, \%$	$\delta_m, \%$	$\delta_{gen}, \%$
Співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону							
1	0,175	0,897	1,072	0,849	1,024	1,058	1,233
2	0,247	0,658	0,905	0,64	0,887	0,777	1,024
3	0,303	0,562	0,865	0,539	0,842	0,634	0,937
4	0,35	0,529	0,879	0,51	0,86	0,549	0,899
5	0,391	0,503	0,894	0,482	0,873	0,506	0,897
6	0,428	0,476	0,904	0,459	0,887	0,478	0,906
7	0,463	0,459	0,922	0,449	0,912	0,476	0,939
Співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону							
1	0,175	0,981	1,156	1,062	1,237	1,161	1,336
2	0,247	0,695	0,942	0,791	1,038	0,805	1,052
3	0,303	0,575	0,878	0,673	0,976	0,668	0,971
4	0,35	0,528	0,878	0,616	0,966	0,592	0,942
5	0,391	0,5	0,891	0,568	0,959	0,533	0,924
6	0,428	0,471	0,899	0,533	0,961	0,5	0,928

Зі зростанням кількості спектральних каналів інструментальна складова похибки вимірювань зростає, а методична зменшується. Оптимальну кількість спектральних каналів та їх довжини хвиль можливо обрати з умови забезпечення мінімального значення загальної похибки.

При вимірюванні співвідношення між хлорофілом а та загальним хлорофілом фітопланктону за допомогою мультиспектральної камери мінімальну загальну похибку отримано для триканального засобу вимірювального контролю з використанням камери типу CMS-C та робочих довжин хвиль 536, 563 та 642 нм. При вимірюванні співвідношення між каротиноїдами та загальним хлорофілом фітопланктону мінімальну загальну похибку отримано для триканального засобу з використанням камери типу CMS-C та робочих довжин хвиль 499, 461 та 430 нм.

Порівнюючи значення методичної похибки вимірювання пігментних параметрів фітопланктону для камер цієї серії, що працюють у різних діапазонах довжин хвиль найменше значення отримано для камери, що працює у діапазоні 400 – 700 нм (CMS-C). Обрано оптимальні довжини хвиль спектральних каналів та їх кількість при опосередкованому вимірюванні пігментних параметрів фітопланктону з умови забезпечення мінімального значення загальної похибки.

4.4 Аналіз похибок вимірювання площі порушеної ділянки поверхні водного середовища мультиспектральним методом

Для ряду прикладних задач екологічного контролю необхідно вимірювати площу порушеної ділянки поверхні водного об'єкту. Проаналізуємо оптичну схему засобу мультиспектрального контролю параметрів водних середовищ при використанні дифузного освітлення об'єкту контролю за допомогою інтегрувальної сфери та лінійки світлодіодів. Після вимірювання параметрів водних середовищ та порівняння їх з нормою засіб визначає порушені ділянки поверхні об'єкту контролю та вимірює їх

площу. Далі наведемо приклад розрахунку похибки вимірювань площі порушеної ділянки мультиспектральним методом.

Мультиспектральний контроль можна використати для вирішення прикладних задач екологічного моніторингу. При цьому здійснюється обробка масиву мультиспектральних зображень об'єкту дослідження, отриманих у певних спектральних діапазонах. На основі обробки масиву мультиспектральних зображень для кожного елемента зображення опосередковано вимірюються параметри водних середовищ з використанням множинної регресії. Для вибору оптимальної структури засобу мультиспектрального екологічного контролю вибираються робочі довжини хвиль та спектральні діапазони кожного з каналів таким чином, щоб відновити необхідні параметри середовища з мінімальною похибкою. На основі порівняння отриманих параметрів водного середовища з нормою визначають порушені ділянки об'єкту контролю. Для того, щоб зробити загальний висновок про екологічний стан об'єкту контролю необхідно виміряти площу порушеної ділянки і порівняти її із площею поверхні всього водного об'єкта.

Для вирішення вказаних прикладних задач мультиспектральні вимірювальні засоби повинні відповідати певним критеріям ефективності, які дозволяють досліджувати поверхню і приповерхневий шар природних водних середовищ. До цих критеріїв слід віднести:

- глибину різкості, що пов'язана з дослідженням об'єктів із нерівною поверхнею, зокрема, для екологічного моніторингу. При цьому досліджувана мультиспектральними методами область об'єкту повинна потрапляти у зону між дальньою та ближньою границею по глибині різкості, яка залежить від діаметра кола розсіювання та параметрів оптичної схеми первинного вимірювального перетворювача засобу мультиспектрального контролю;

- точності вимірювання площі порушеної ділянки об'єкту дослідження, що визначається розсіюванням випромінювання у приповерхневому шарі водного середовища та обмеженою роздільною здатністю фотоматриці.

4.4.1 Аналіз забезпечення критерію глибини різкості оптичною схемою первинного вимірювального перетворювача засобу мультиспектрального екологічного контролю

Для забезпечення постійних умов роботи оптичного каналу засобу мультиспектрального екологічного контролю природних водних середовищ необхідно забезпечити:

- незмінну відстань від об'єкту дослідження (ОД) до об'єктиву камери (ОК);
- освітлення об'єкту дослідження дифузною розсіяним випромінюванням;
- розміщення фотоматриці (ФМ) камери на нормалі до поверхні;
- відсутність інших джерел освітлення об'єкту дослідження окрім джерела випромінювання засобу контролю, що працює у заданих спектральних діапазонах;
- подавлення дзеркальної компоненти відбитого випромінювання.

Такі умови роботи оптичного каналу засобу мультиспектрального екологічного контролю водних середовищ забезпечуються за допомогою первинного вимірювального перетворювача на основі інтегрувальної сфери. В основі первинного вимірювального перетворювача розміщено шкалу зразків з відомими значеннями коефіцієнту дифузного відбиття на робочих довжинах хвиль засобу контролю з робочим отвором в центрі. У верхній частині інтегрувальної сфери розміщено цифрову камеру з фотоматрицею КМОН-типу. Світлодіодні джерела випромінювання розміщені по периметру інтегрувальної сфери. При необхідності дослідження тонкого шару водного середовища в кюветі використовується підложка вкрита дифузною відбиваючим покриттям на основі сульфату барію ідентичним до покриття інтегрувальної сфери.

Інтегрувальна сфера первинного вимірювального перетворювача має такі робочі отвори:

– робочий отвір s_1 у якому розміщується кювета з шаром досліджуваного водного середовища та підложка з дифузно відбиваючим покриттям при дослідженні в умовах *in vitro*;

– робочий отвір s_2 на нормалі до поверхні об'єкту дослідження для підключення цифрової камери.

– робочі отвори s_3 по периметру інтегрувальної сфери для підключення джерел випромінювання.

Оптична схема формування зображень на фотоматриці (ФМ) камери наведена на рис. 4.13. Використовується ахроматичний об'єктив (ОК) виготовлений з двох лінз із скла з різною дисперсією, що компенсують хроматичні аберації.

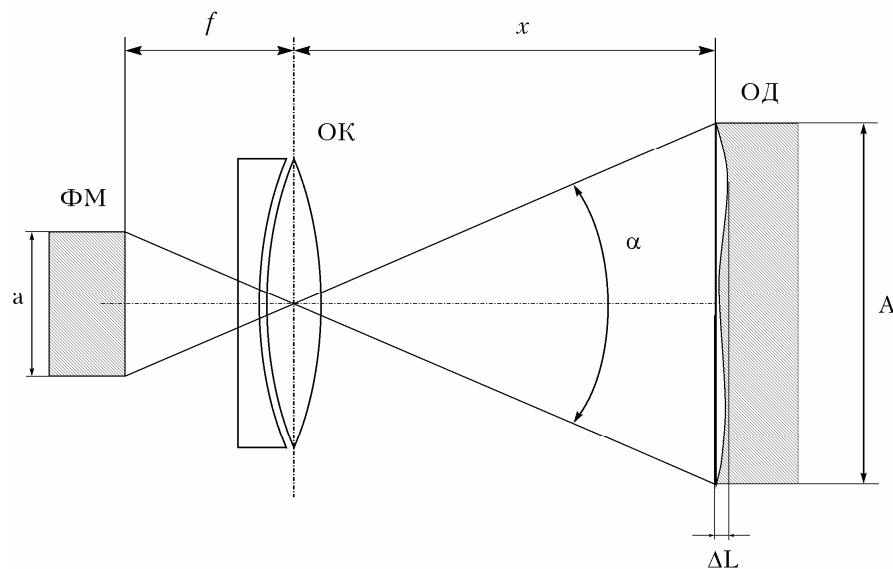


Рисунок 4.13 – Оптична схема формування зображень об'єкта дослідження

Зв'язок між кутом поля зору і фокусною відстанню об'єктива визначається за формулами [208, 386]:

$$\alpha = 2 \operatorname{arctg} \frac{f}{2a}, \quad (4.41)$$

$$\beta = 2 \operatorname{arctg} \frac{f}{2b}, \quad (4.42)$$

$$\alpha' = \alpha \frac{180}{\pi} = \frac{360}{\pi} \operatorname{arctg} \frac{f}{2a}, \quad (4.43)$$

$$\beta' = \beta \frac{180}{\pi} = \frac{360}{\pi} \operatorname{arctg} \frac{f}{2b}, \quad (4.44)$$

де a , b – розмір фотоматриці камери по вертикалі і горизонталі, f – фокусна відстань об'єктива, α , β – кут поля зору по вертикалі і горизонталі в радіанах, α' , β' – кут поля зору по вертикалі і горизонталі в градусах.

Розрахована характеристика залежності кута поля зору від фокусної відстані об'єктива при використанні камеру типу MDC140BW з фотоматрицею Sony ICX285AL, що має розмір сенсора $2/3''$ ($a = 8,3$ мм, $b = 10,2$ мм) та роздільну здатність 1360×1024 (1,4Мп) [373] наведена на рис. 4.14.

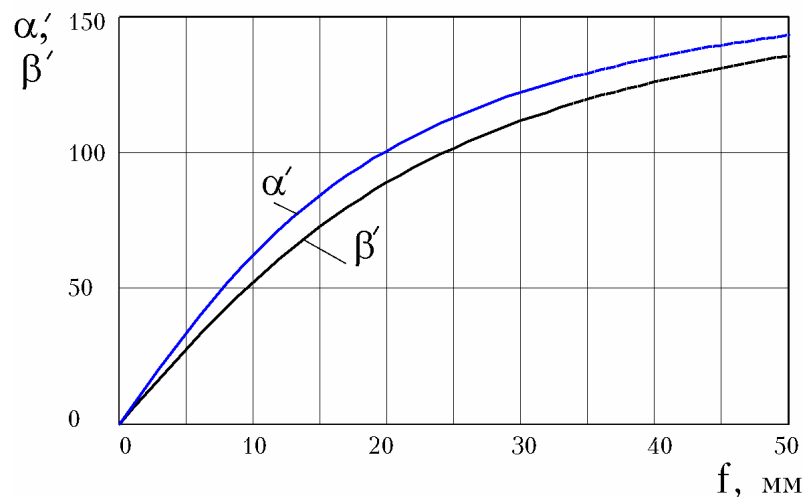


Рисунок 4.14 – Залежність кута поля зору від фокусної відстані об'єктива камери

При пропусканні через об'єктив камери випромінювання з різними довжинами хвиль можуть виникати хроматичні аберації, які полягають у зсуву зображення у різних спектральних діапазонах за рахунок відмінностей у коефіцієнті заломлення лінз об'єктива на цих довжинах хвиль. У випадку мультиспектральних зображень це призводить до розшаровування зображення у різних спектральних діапазонах. Для уникнення хроматичних аберацій використаємо ахроматичний об'єктив Infinite Conjugate μ -Video

Imaging Lenses з фокусною відстанню $f = 35$ мм, значенням діафрагми $F = 2,0$, який оптимізовано для роботи на відстані до об'єкта не менше 200 мм. Освітленість на об'єкті дослідження E_0 і площині фотоматриці E_1 при використанні даного об'єктива буде у співвідношенні $E_0/E_1 = 5$ [386]. Крім того, для обраного об'єктива з фокусною відстанню $f = 35$ мм при використанні камери MDC140BW за формулами (4.43) та (4.44) забезпечуються кути поля зору $\alpha' = 129,3^\circ$, $\beta' = 119,5^\circ$, що відповідає полю зору $A=843$ мм, $B=686,8$ мм.

Максимальна відстань (дальня границя) та мінімальна відстань (ближня границя) по глибині різкості залежить від діаметра кола розсіювання d , значення діафрагми F і фокусної відстані об'єктива f , а також від відстані x , на якій сфокусовано об'єктив [387]:

$$L_{\max} = \frac{xf^2}{f^2 + F(x-f)d}, \quad (4.45)$$

$$L_{\min} = \frac{xf^2}{f^2 - F(x-f)d}, \quad (4.46)$$

де d – діаметра кола нерізкості,

F – значення діафрагми,

f – фокусна відстань об'єктива,

x – відстань до об'єкта.

При цьому глибина різкості визначається різницею між максимальною і мінімальною відстанню до об'єкта [387]:

$$\Delta L = L_{\max} - L_{\min}. \quad (4.47)$$

У засобі використовуємо фотоматрицю типу ICX285AL з розмірами сенсора $2/3''$ та роздільною здатністю 1360x1024 пікселів. При цьому

максимально допустимий розмір кола нерізкості визначається геометричними параметрами матриці. Для фотоматриці, що встановлена в камері діаметр кола нерізкості складає 6,45 мкм згідно з технічними характеристиками.

Розраховану характеристику залежності максимальної та мінімальної відстані при забезпеченні заданого кола нерізкості від відстані до об'єкта x , при умові використання об'єктива з фокусною відстанню $f = 35$ мм і значенням діафрагми $F = 2,0$ та камери з діаметром кола нерізкості $d = 6,45$ мкм наведено на рис. 4.15.

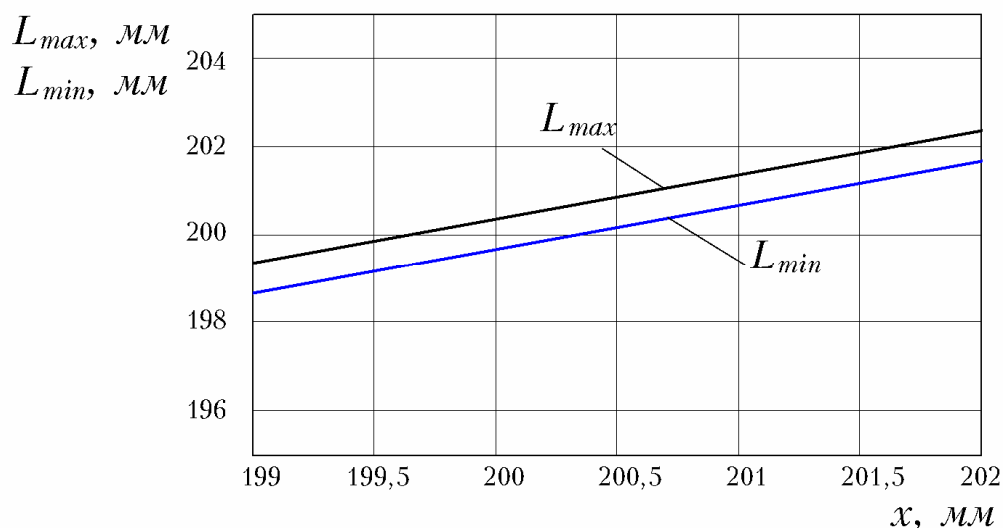


Рисунок 4.15 – Залежність максимальної та мінімальної відстані при забезпеченні заданого кола нерізкості від відстані до об'єкта дослідження

Відповідно максимальній та мінімальній відстані розраховуємо залежність глибини різкості від відстані до об'єкта (див. рис. 4.16).

При використанні первинного вимірювального перетворювача, що забезпечує відстань від об'єктива до об'єкта досліджень 200 мм максимальна та мінімальна відстань при забезпеченні заданого кола нерізкості складає $L_{max} = 199,7$ мм, $L_{min} = 200,3$ мм, що відповідає глибини різкості $\Delta L = 0,7$ мм.

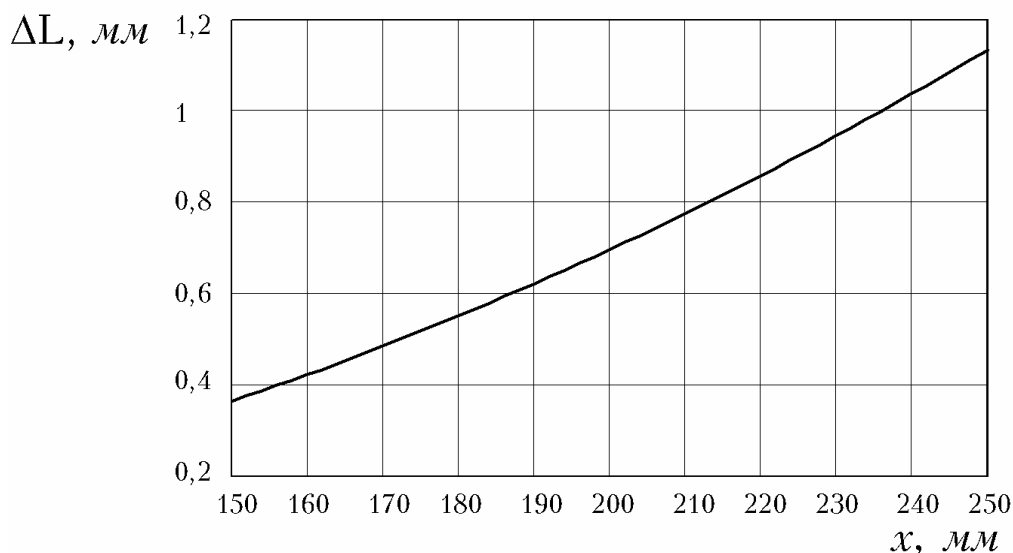


Рисунок 4.16 – Залежність глибини різкості від відстані до об'єкта дослідження

При використанні первинного вимірювального перетворювача та оптичної схеми з відстанню від об'єктива до об'єкта досліджень 400 мм максимальна та мінімальна відстань при забезпеченні заданого кола нерізкості зростуть до $L_{\max} = 398,5$ мм, $L_{\min} = 401,5$ мм, що відповідає глибини різкості $\Delta L = 3$ мм. Отримане значення глибини різкості визначає необхідні параметри оптичної схеми засобу мультиспектрального екологічного контролю параметрів водних середовищ в умовах *in vitro*, що дозволяє досліджувати об'єкти з нерівностями поверхні не більше вказаного значення.

4.4.2 Аналіз забезпечення критерію точності вимірювання площі порушеної ділянки поверхні водного середовища

Визначення приналежності певної ділянки поверхні водного середовища до порушеної області здійснюється на основі опосередкованого вимірювання його параметрів з використанням множинної регресії та мультиспектральних вимірювань. При цьому, за рахунок розсіювання світла у приповерхневій зоні водного середовища виникає розмиття світла, що дифузно розсіюється від багаточислового середовища. Зрозуміло, що

світловий промінь, який проник глибше у об'єкт дослідження при дифузному відбиванні буде більше розмитим ніж промінь, який проник у шари ближчі до поверхні. Функція розмиття випромінювання на поверхні водного середовища залежить як від довжини хвилі випромінювання, так і від поглинаючих і розсіювальних характеристик кожного з шарів [294]. При освітленні поверхні середовища пучком світла, що має у перетині форму кола радіусом r_0 (апертура джерела) та рівномірною освітленістю E_0 світло, яке дифузно відбилось від приповерхневого шару водного середовища і виходить з його поверхні має освітленість E_1 , яка радіально зменшується відповідно до функції розмиття $F(r) = E_1 / E_0$ зі збільшенням віддалі r від освітленої точки [388], що показано на рис. 4.17. У випадку використання фотоматриці важливо, щоб діаметр кола розмитого випромінювання, яке виходить із поверхні середовища не перевищував на зображенні розмірів одного пікселя.

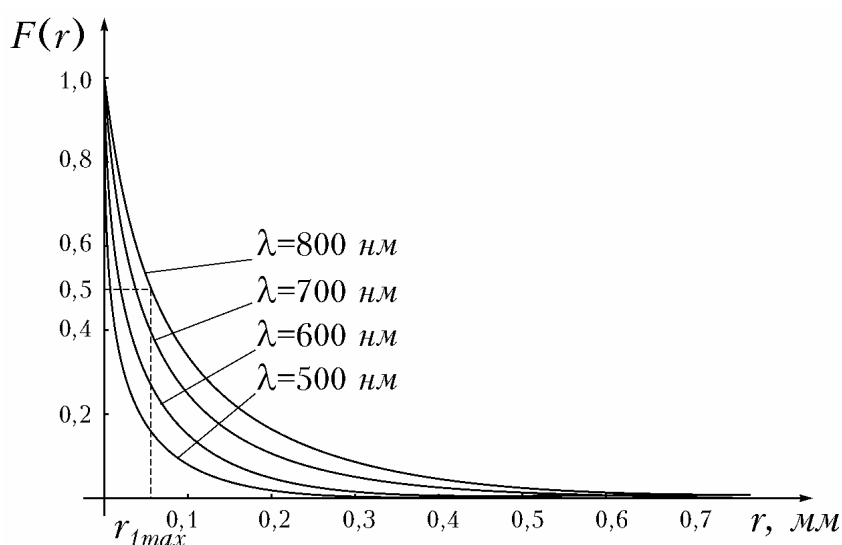


Рисунок 4.17 – Нормована функція розмиття точки

При формуванні зображення порушеної ділянки поверхні водного середовища за допомогою цифрової камери на якість зображень впливає роздільна здатність її фотоматриці. Розміри елемента зображення поверхні водного середовища, що відповідає одному пікселю на зображенні цифрової камери:

$$l_{x\ ibm} = \frac{A}{N_x} = \frac{843}{1360} = 0,62 \text{ мм}; \quad (4.48)$$

$$l_{y\ ibm} = \frac{B}{N_y} = \frac{686,8}{1024} = 0,67 \text{ мм}; \quad (4.49)$$

де $l_{x\ ibm}$, $l_{y\ ibm}$ – геометричні розміри елемента зображення в площині об'єкта дослідження, що відповідає одному пікселю на зображенні цифрової камери; A , B – геометричні розміри зображення в площині об'єкта дослідження, що потрапляє у поле зору цифрової камери; N_x , N_y – розмірність матриці (1360x1024).

Перевіряємо умову перевищення геометричних розмірів елемента зображення в площині об'єкта дослідження діаметра кола розмитого випромінювання внаслідок розсіювання світла у приповерхневому шарі водного середовища:

$$d_{1\max} = 2 \cdot r_{1\max} = 2 \cdot 0,055 = 0,11 \text{ мм} < \min(l_{x\ ibm}, l_{y\ ibm}) = 0,62 \text{ мм}. \quad (4.50)$$

Максимальна похибка квантування при обчисленні відстані на основі цифрового зображення складатиме половину кроку квантування, тобто відповідатиме половині розміру елемента зображення, яке формує один піксель фотоматриці: $\Delta_{quant.x\max} = 0,5l_{x\ bt}$, $\Delta_{quant.y\max} = 0,5l_{y\ bt}$.

Середньоквадратичне значення цієї похибки:

$$\varepsilon_{quant.x} = \frac{\Delta_{quant.x\max}}{\sqrt{3}} = \frac{l_{x\ ibm}}{2\sqrt{3}} = 0,18 \text{ мм}; \quad (4.51)$$

$$\varepsilon_{quant.y} = \frac{\Delta_{quant.y\max}}{\sqrt{3}} = \frac{l_{y\ ibm}}{2\sqrt{3}} = 0,19 \text{ мм}. \quad (4.52)$$

На основі цього обчислимо відносну похибку визначення розмірів області порушеної ділянки поверхні водного середовища, що визначається роздільною здатністю фотоматриці. Похибка при цьому залежатиме від розмірів порушеної ділянки. Мінімальне її значення відповідатиме тому випадку, коли ділянка буде повністю закривати зображення. Розрахуємо середнє значення похибки у випадку, коли порушена ділянка поверхні водного середовища буде закривати половину зображення:

$$\delta_{lx} = \frac{\varepsilon_{quant.x}}{L_{x_pat}} 100\% = \frac{\varepsilon_{quant.x}}{0,5 \cdot L_x} 100\% = 0,36 \%, \quad (4.53)$$

$$\delta_{ly} = \frac{\varepsilon_{quant.y}}{L_{y_pat}} 100\% = \frac{\varepsilon_{quant.y}}{0,5 \cdot L_y} 100\% = 0,33 \%, \quad (4.54)$$

де L_{x_pat} , L_{y_pat} – геометричні розміри порушеної ділянки поверхні водного середовища; L_x , L_y – геометричні розміри робочого вікна засобу контролю.

Визначимо інструментальну складову похибки вимірювання площі порушеної ділянки поверхні водного середовища:

$$\delta_{instr.S} = \sqrt{\delta_{lx}^2 + \delta_{ly}^2} = \sqrt{0,36^2 + 0,33^2} = 0,48\%. \quad (4.55)$$

Отримане значення похибки вимірювання площі порушеної ділянки об'єкту контролю, що становить 0,48 %, достатнє для використання розробленого засобу для задач екологічного моніторингу. Оскільки точність вимірювання площі порушеної ділянки визначається двома основними факторами, а саме розсіюванням випромінювання у приповерхневому шарі водного середовища та обмеженою роздільною здатністю фотоматриці, то подальше підвищення роздільної здатності фотоматриці не призведе до зменшення похибок вимірювання площі, оскільки вони будуть обмежуватись розмиттям зображення за рахунок розсіювання у приповерхневому шарі.

4.5 Дослідження впливу ефекту локалізованого поглинання випромінювання на мультиспектральні вимірювання

Дослідимо вплив ефекту локалізованого поглинання випромінювання хромофорами у розсіювальних частинках різної форми природних водних середовищ на точність мультиспектральних вимірювань їх параметрів. Проведемо розрахунок поправочних коефіцієнтів для моделей природних водних середовищ з частинками різної форми та їх залежності від довжини хвилі та геометричних розмірів частинок. Отримані результати важливі для зменшення похибок вимірювання параметрів забруднення водних середовищ мультиспектральними методами.

Мультиспектральні вимірювання можуть використовуватись для прикладних задач екологічного моніторингу, що зводяться до вимірювального контролю параметрів частинок у приповерхневому шарі водних середовищ. Зокрема, це така задача, як вимірювання параметрів розсіювальних частинок на прикладі фітопланктону у водних середовищах. При цьому необхідно визначити середні розміри частинок, чисельну концентрацію частинок у певному об'ємі середовища, концентрації хромофорів у об'ємі частинок чи усереднену концентрації хромофорів у об'ємі середовища і т.д.

4.5.1 Комп'ютерне моделювання ефекту локалізованого поглинання випромінювання у водних середовищах

Оцінимо вплив ефекту локалізованого поглинання випромінювання у водних середовищ в залежності від розмірів та форми розсіювальних частинок.

Поширення світла в дисперсному середовищі залежить від характеристик розсіювання та поглинання його елементарного об'єму. Якщо середовище багатокомпонентне і оптичні властивості кожної складової відомі, то, звичайно, характеристики середовища знаходять як

середньозважені параметри компонент з ваговими коефіцієнтами рівними їх об'ємним концентраціям. Фізично це відповідає "розмиванню" властивостей окремих компонент на весь елементарний об'єм або адитивному додаванню. Такий підхід використовуються для вирішення багатьох практичних задач. Однак, у оптиці біологічних об'єктів відоме явище ефекту локалізованого поглинання випромінювання розсіювальними частинками (ефект "сита"), який зводиться до того, що основне поглинання випромінювання у неоднорідному водному середовищі відбувається у локалізованих поглиначих, що містять певні хромофори. При цьому об'ємна концентрація локалізованих поглиначів може бути невеликою, наприклад, декілька відсотків. Якщо для визначення показника поглинання елементарного об'єму використати адитивний підхід і "розмити" поглинання хромофорів у цьому об'ємі, то отримаємо досить сильне поглинання у елементарному об'ємі середовища. Проте зрозуміло, що значна частка випромінювання пройде через слабопоглинаючі ділянки середовища між локалізованими поглиначами. В цьому і полягає ефект локалізованого поглинання випромінювання розсіювальними частинками на оптичні характеристики, який у англійській літературі називають "pigment packaging". Під локалізованими маються на увазі поглинання світла в обмежено малій по об'єму області неоднорідного середовища, що необхідно враховувати при визначенні параметрів елементарного об'єму. Задача зводиться до оцінки внеску поглинання локалізованих поглиначів у сумарну поглинальну здатність неоднорідного середовища. При цьому слід врахувати певні особливості, у яких виникає ефект локалізованого поглинання випромінювання розсіювальними частинками. Показники заломлення розсіювальних частинок і основного середовища близькі, тому їх індикатриси сильно витягнуті вперед, а розсіювання світла відбувається у вузькій області кутів [294, 302]. Крім того, концентрація світлорозсіювальних частинок, що є локалізованими поглиначами випромінювання невелика, а тому розсіюванням на них, у порівнянні з розсіюванням іншими

компонентами, часто можна знехтувати. При цьому показник поглинання неоднорідного середовища чисельно дорівнює поглиненому одиничним об'ємом потоку випромінювання при одиничному падаючому потоці з поправкою на ефект локалізованого поглинання [303, 304]:

$$k(\lambda) = k_A(\lambda)f_A + Ck_B(\lambda)f_B + k_C(\lambda)(1 - f_A - f_B) = K_A(\lambda) + K_B(\lambda) + K_C(\lambda), \quad (4.56)$$

де λ – довжина хвилі, k_A і k_B – показники поглинання однорідно розчинених у об'ємі середовища речовин і локалізованих поглиначів; f_A і f_B – їх об'ємні концентрації, k_C – показник поглинання основної частини середовища, K_A , K_B , K_C – внески відповідних компонент в сумарне поглинання, C – поправочний коефіцієнт, що враховує ефект локалізованого поглинання випромінювання розсіювальними частинками.

При цьому

$$k_B(\lambda) = f_{ch_1} \cdot k_{ch_1}(\lambda) + f_{ch_2} \cdot k_{ch_2}(\lambda) + f_{ch_3} \cdot k_{ch_3}(\lambda) + \dots, \quad (4.57)$$

де $k_{ch_i}(\lambda)$ – показник поглинання хромофорів, f_{ch_i} – концентрація хромофорів у локалізованих поглиначих.

Також можна ввести параметр $F_i = f_B \cdot f_{ch_i}$, як концентрацію хромофорів у всьому об'ємі водного середовища.

Якщо знехтувати впливом ефекту локалізованого поглинання випромінювання розсіювальними частинками, то поправочний коефіцієнт буде $C=1$. Ефект локалізованого поглинання випромінювання за своїм фізичним змістом ніби зменшує ефективну концентрацію хромофорів у розсіювальних частинках та загалом у водному середовищі, тобто $C < 1$.

Показник поглинання частинок неоднорідних водних середовищ $k_B(\lambda)$ залежить від вмісту у них певних хромофорів. Для частинок фітопланктону це хлорофіли a , b і c , каротиноїди, фікобіліни та ін. [313]. Концентрація цих

пігментів залежить від багатьох факторів (виду фітопланктону, температури, концентрації у водному середовищі розчинених біогенних та токсичних речовин тощо). При цьому поглинання хлорофілу *a* є домінуючим. Вміст пігментів у фітопланктоні можливо визначити методами спектрофотометрії або хроматографії, наприклад, у спиртовій чи ацетатній витяжці. При цьому клітини фітопланктону руйнуються, а хромофори переходять у однорідну суміш. Оскільки при цьому у середовищі відбуваються біохімічні реакції і його параметри швидко змінюються з часом, то додають спеціальні фіксуєчі речовини, наприклад, етиловий спирт, які також впливають на результати вимірювань концентрацій хромофорів. Типовим значенням показника поглинання суміші пігментів фітопланктону на довжині хвилі 440 нм є $k_{B440} = 5 \text{ мм}^{-1}$, яке використаємо для подальших розрахунків поправочних коефіцієнтів. При цьому нормоване значення показника поглинання на різних довжинах хвиль відносно цього значення буде

$$\bar{k}_B(\lambda) = k_B(\lambda) / k_{B440}, \quad (4.58)$$

де k_{B440} – показника поглинання на довжині хвилі 440 нм; $k_B(\lambda)$ – коефіцієнт поглинання на різних довжинах хвиль.

Форма світлорозсіювальних частинок, що є локалізованими поглиначами випромінювання у природних водних середовищах може бути різною. У роботі [299] розраховано поправочний коефіцієнт для частинок у вигляді циліндрів з середньою довжиною L і середнім діаметром D . Вісь циліндра орієнтована по відношенню до падаючого світла під кутом α . Знехтуємо відбиванням і заломленням світла на поверхні частинок вважаючи його близьким до основного середовища. Частина поглинання елементарного об'єму, обумовлена лише частинками – локалізованими поглиначами буде

$$K_B(\lambda) = NS(\lambda) = Ck_B(\lambda)f_B = C\bar{k}_B(\lambda)k_{B440}f_B, \quad (4.59)$$

де N – кількість частинок у одиниці об'ємі середовища; $S(\lambda)$ – поглинання однієї частинки; C – поправочний коефіцієнт, що враховує ефект локалізованого поглинання випромінювання розсіювальними частинками; $k_B(\lambda)$ – спектральний показник поглинання локалізованих поглиначів; f_B – об'ємна концентрація частинок; $\bar{k}_B(\lambda)$ – нормоване значення показника поглинання; k_{B440} – показник поглинання на довжині хвилі 440 нм.

Для поглиначів циліндричної форми орієнтованих під кутом α між напрямком падіння світла і віссю циліндра використовуємо формулу поправочного коефіцієнту отриману в [299] з врахуванням умови $L \gg D$ та нормованого показника поглинання:

$$C_1 = \frac{\sin \alpha [1 - \exp(-\bar{k}_B(\lambda) k_{B440} L / \sin \alpha)]}{\bar{k}_B(\lambda) k_{B440} \pi D / 4}, \quad (4.60)$$

де α – кут між напрямком падіння світла і віссю циліндра; $\bar{k}_B(\lambda)$ – нормоване значення показника поглинання; k_{B440} – показник поглинання на довжині хвилі 440 нм; L – довжина циліндру; D – діаметр циліндру.

Математична модель водного середовища з частинками у вигляді циліндрів орієнтованих хаотично чи під певним кутом до падаючого випромінювання зручна для дослідження певних видів фітопланктону. Результати розрахунку залежності поправочного коефіцієнту C_1 від діаметру частинок за умови їх орієнтації під кутом $\alpha = 45^\circ$ до падаючого випромінювання та певним значенням довжини циліндру на довжині хвилі 440 нм наведено на рис. 4.18.

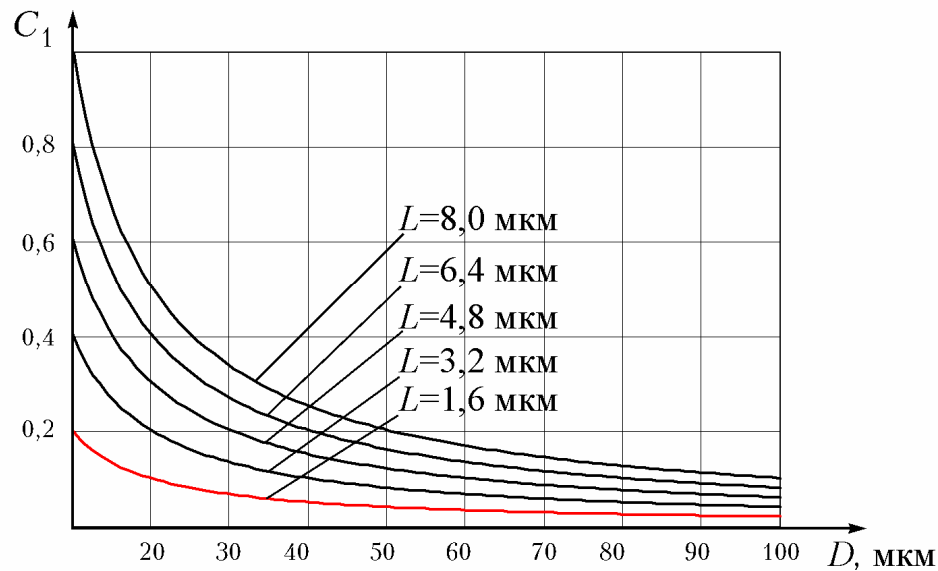


Рисунок 4.18 – Залежність поправочного коефіцієнту C_1 від діаметру частинок за умови їх орієнтації під кутом $\alpha = 45^\circ$ до падаючого випромінювання на довжині хвилі 440 нм

Для багатьох прикладів водних середовищ локалізовані поглиначі можна представити у вигляді хаотично орієнтованих циліндрів при $L \gg D$ (наприклад, нитчасті водорості і т.д.) та використовувати поправочний коефіцієнт, що враховує локалізоване поглинання з роботи [389]:

$$C_2 = 2\sqrt{3} \frac{1 - \exp[-\pi \bar{k}_B(\lambda) k_{B440} D (1 - 0,043 \bar{k}_B(\lambda) k_{B440} D) / (2\sqrt{3})]}{\pi \bar{k}_B(\lambda) k_{B440} D}, \quad (4.61)$$

де $\bar{k}_B(\lambda)$ – нормоване значення показника поглинання; k_{B440} – показник поглинання на довжині хвилі 440 нм; D – діаметр циліндрів.

Результати розрахунку залежності поправочного коефіцієнту C_2 від діаметру частинок на прикладі хаотично орієнтованих циліндрів на довжині хвилі 440 нм наведено на рис. 4.19.

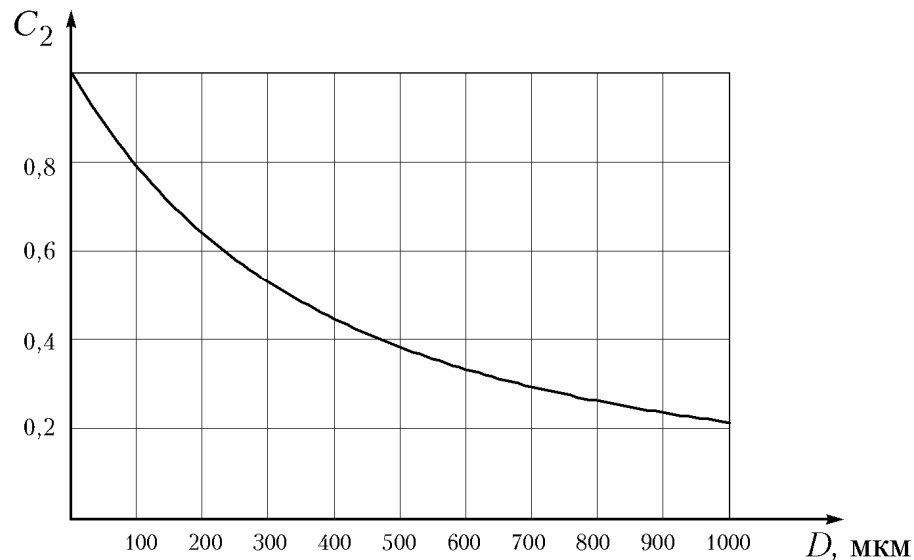


Рисунок 4.19 – Залежність поправочного коефіцієнту C_2 від діаметру частинок на прикладі хаотично орієнтованих циліндрів

Крім того, особливо цікавий випадок із сферичними поглиначами, що може бути використаний для ряду практичних задач (частинки фітопланктону у водних середовищах і т.д.), що дає наступне співвідношення, якщо у роботі [299] у формулу для розрахунку поправочного коефіцієнта підставити значення коефіцієнту поглинання сферичного поглинача, діаметр сфери D_s та нормоване значення показника поглинання $\bar{k}_B(\lambda)$:

$$C_3 = 1,5 \left(1 - \left[1 - (1 + D_s \bar{k}_B(\lambda) k_{B440}) \exp(-D_s \bar{k}_B(\lambda) k_{B440}) \right] / \left[0,5 (D_s \bar{k}_B(\lambda) k_{B440})^2 \right] \right) / (D_s \bar{k}_B(\lambda) k_{B440}), \quad (4.62)$$

де $\bar{k}_B(\lambda)$ – нормоване значення показника поглинання; k_{B440} – показник поглинання на довжині хвилі 440 нм; D_s – середній діаметр сферичних частинок.

Результати розрахунку залежності поправочного коефіцієнту C_3 від діаметру частинок на прикладі сферичних поглиначів на довжині хвилі 440 нм наведено на рис. 4.20.

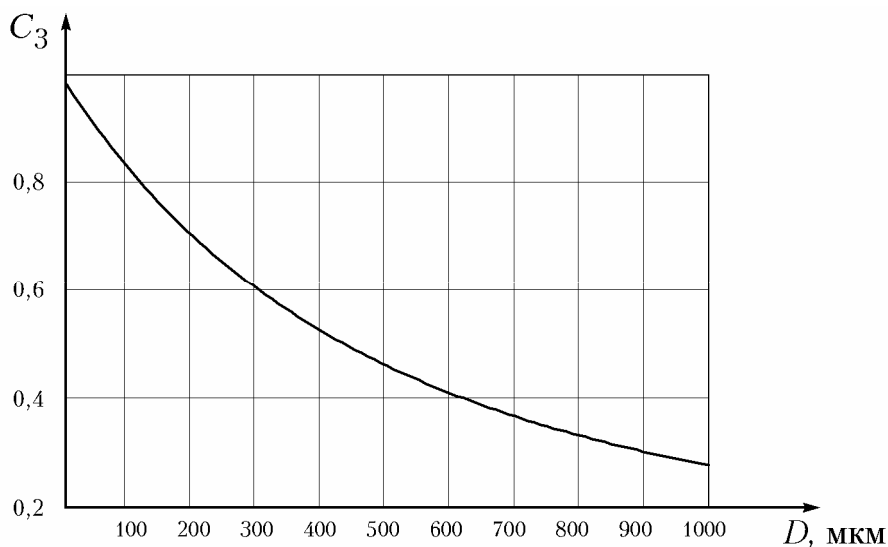


Рисунок 4.20 – Залежність поправочного коефіцієнту C_3 від діаметру сферичних частинок на довжині хвилі 440 нм

4.5.2 Розрахунок поправочних коефіцієнтів у робочому діапазоні засобів мультиспектрального екологічного контролю

Розрахуємо поправочні коефіцієнти, що дозволяють компенсувати систематичну складову похибки мультиспектральних вимірювань в залежності від довжини хвилі.

Максимум поглинання хромофорів фітопланктону знаходиться на довжині хвилі 440 нм. Нормовані значення коефіцієнту поглинання хромофорів фітопланктону на різних довжинах хвиль наведено у табл. 4.11.

Таблиця 4.11 – Нормовані значення коефіцієнту поглинання хромофорів фітопланктону

$\bar{k}_B(\lambda)$	0,536	0,714	1	0,964	0,714	0,429	0,179	0,089	0,071	0,064
λ , нм	400	425	440	450	475	500	525	550	575	600

Для мультиспектральних вимірювань важливі зміни поправочних коефіцієнтів C_1 , C_2 , C_3 у робочому діапазоні роботи засобів мультиспектрального екологічного контролю. Тому визначимо залежності цих поправочних коефіцієнтів від довжини хвилі при заданих значеннях середніх геометричних розмірів розсіювальних частинок. На рис. 4.21, а наведено залежності поправочного коефіцієнту $C_1(\lambda)$ для орієнтованих під кутом $\alpha = 45^\circ$ розсіювальних частинок у формі циліндрів довжиною 3,2 мкм і різним діаметром.

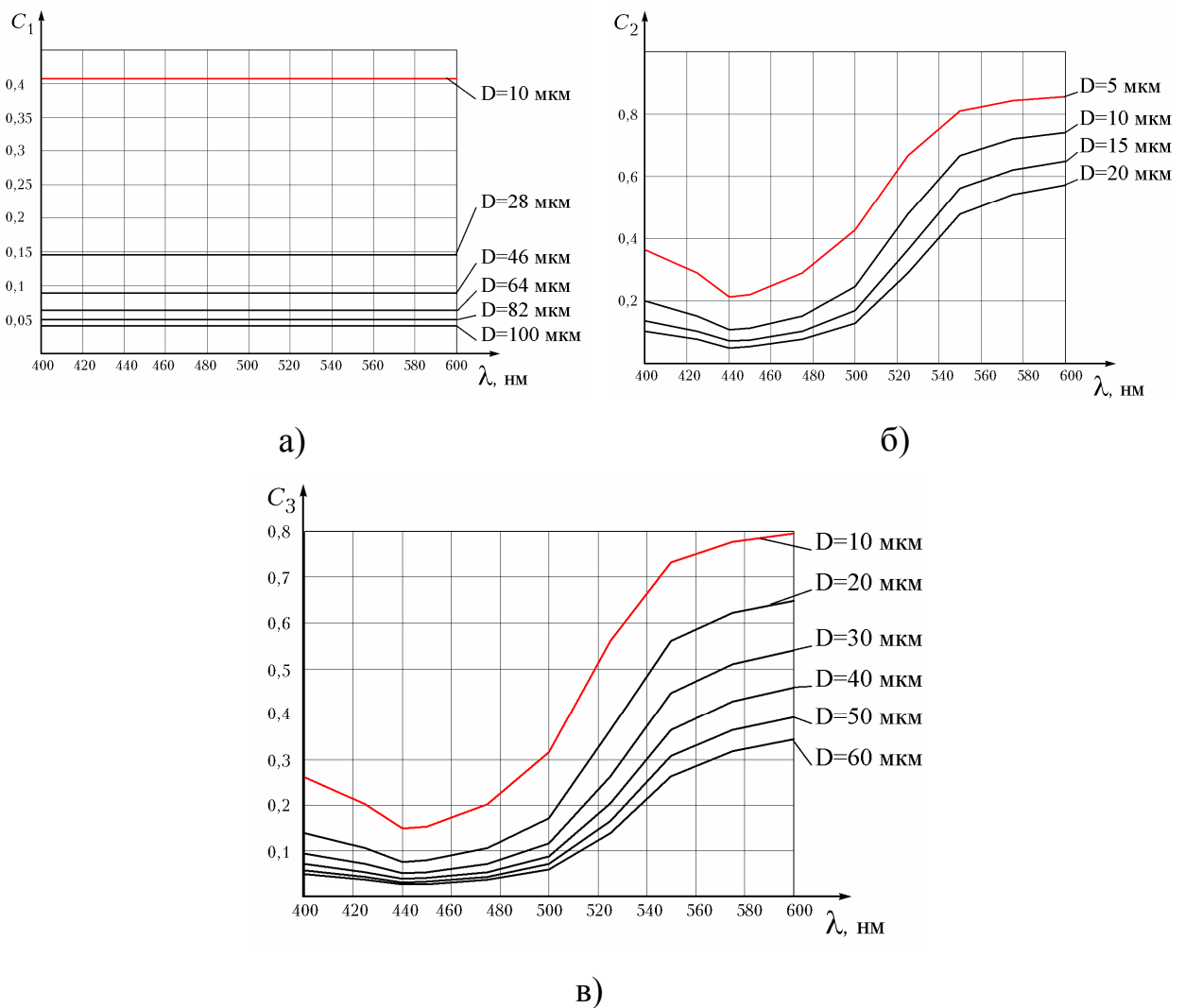


Рисунок 4.21 – Залежності поправочних коефіцієнтів при заданих значеннях середніх геометричних розмірів розсіювальних частинок

Для моделі неоднорідного водного середовища у вигляді суспензії розсіювальних частинок у формі циліндрів, орієнтованих під певним кутом до падаючого світла поправочні коефіцієнти $C_1(\lambda)$, які враховують ефект локалізованого поглинання випромінювання практично не залежать від довжини хвилі. Так, при довжині циліндрів 3,2 мкм та їх діаметрі 10 мкм на довжині хвилі 440 нм поправочний коефіцієнт буде $C_1 = 0,40743577$, а на довжині хвилі 600 нм $C_1 = 0,4074366$, що складає біля 0,0002% і суттєво менше інших складових похибки мультиспектральних вимірювань, яка була оцінена для лабораторного зразка засобу мультиспектральних вимірювань біля 0,5%. Це дозволяє знехтувати зміною поправочних коефіцієнтів на різних довжинах хвиль для даної моделі водного середовища.

На рис. 4.21, б наведено залежності поправочного коефіцієнту $C_2(\lambda)$ для моделі водного середовища з розсіювальними частинками у формі хаотично орієнтованих циліндрів з різним діаметром та нескінченною довжиною. При діаметрі циліндрів 5 мкм на довжині хвилі 440 нм поправочний коефіцієнт буде $C_2 = 0,222$, а на довжині хвилі 600 нм $C_2 = 0,857$. Відмінність при цьому складає 74,15%, що суттєво більше загальної похибки мультиспектральних вимірювань (0,5%) і не може бути знехтувана.

На рис. 4.21, в наведено залежності поправочного коефіцієнту $C_3(\lambda)$ для моделі водного середовища з розсіювальними частинками сферичної форми різного діаметру. При діаметрі сферичних частинок 10 мкм на довжині хвилі 440 нм поправочний коефіцієнт буде $C_3 = 0,152$, а на довжині хвилі 600 нм $C_3 = 0,795$. Відмінність при цьому складає 80,891%, що суттєво більше загальної похибки мультиспектральних вимірювань і також не може нехтуватись.

4.6 Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю біомаси фітопланктону у водних середовищах

Дослідимо вплив похибок у одному вимірювальному каналі засобу контролю на довжині хвилі 590 нм. При цьому закон розподілу вимірюваної величини, тобто коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища на довжині хвилі 590 нм при зміні біомаси фітопланктону від $B_1 = 17,7$ мг/л до $B_2 = 35,4$ мг/л відповідає нормальному закону розподілу. При використанні у засобі контролю ПЗЗ камери інструментальна складова похибки мультиспектральних вимірювань визначається двома складовими, а саме похибкою, зумовленою наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері та похибкою квантування пов'язаною з аналого-цифровим перетворенням. Складові похибки, пов'язані з наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері $\delta_{noiseccd} = 100\% / (10^{D_{s/n}/20})$, де $D_{s/n}$ – співвідношення сигнал/шум фотоматриці. Похибка квантування при великій кількості розрядів може бути описана рівномірним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах $\pm h_k / 2$, де h_k – крок квантування. Проаналізуємо функції щільності розподілу ймовірності похибок зумовлених наявністю шумів та похибки квантування при використанні ПЗЗ камери типу MDC140BW на основі фотоматриці Sony ICX285AL з розрядністю 12-bit та співвідношенням сигнал/шум 66 дБ [373]. Закон розподілу похибки, пов'язаної з наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері відповідає нормальному закону розподілу і наведений на рис. 4.22, а.

Закон розподілу похибки квантування описаний рівномірним законом розподілу. Миттєві значення загальної похибки вимірювань визначаються сумовою миттєвих значень її складових. Отриманий при цьому закон розподілу загальної похибки наведено на рис. 4.22, б. З урахуванням впливу похибок, пов'язаних з шумами ПЗЗ камери та квантуванням при аналого-

цифровому перетворенні закон розподілу значення коефіцієнту дифузного відбиття наведено на рис. 4.22, в.

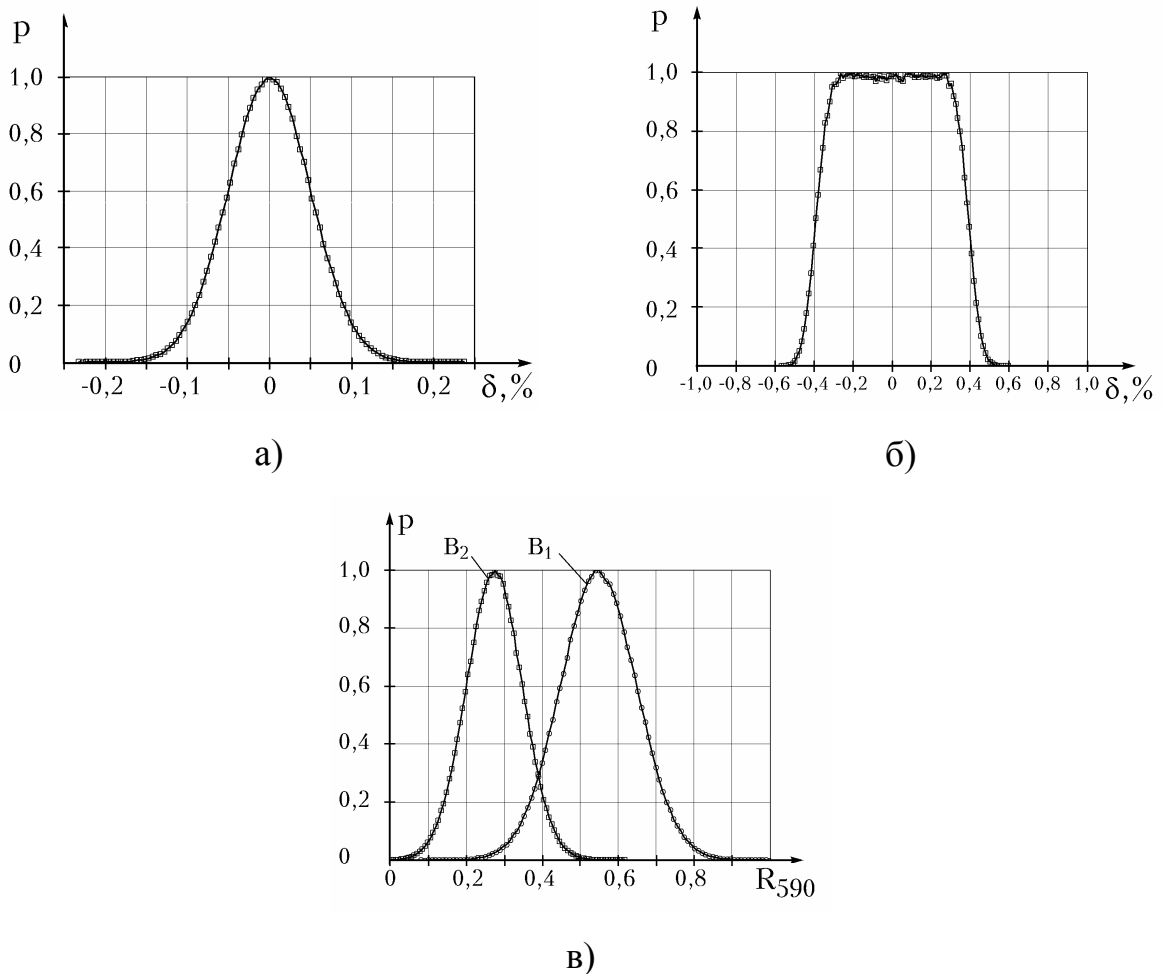


Рисунок 4.22 – Функції щільності розподілу ймовірності похибок:
 а) зумовленої наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ-камері,
 б) загальної похибки та в) функція щільності розподілу вимірюваної
 величини з урахуванням впливу похибок

Проаналізуємо достовірність контролю біомаси фітопланктону у водному середовищі у спектральному каналі на довжині хвилі 590 нм. У результаті контролю біомаси фітопланктону необхідно визначити чи перевищує виміряне значення коефіцієнту дифузного відбиття порогове значення $R_p = 0,393$, щоб розрізнити зразки з біомасою фітопланктону $B_1 = 17,7$ мг/л та $B_2 = 35,4$ мг/л. При цьому можливі такі події:

$$\begin{cases} (R_1 \geq R_p) \rightarrow P_1 = 1, (R_1 < R_p) \rightarrow P_1 = 0, \\ (R_1 < R_p) \rightarrow P_2 = 1, (R_1 \geq R_p) \rightarrow P_2 = 0, \\ (R_2 \geq R_p) \rightarrow P_3 = 1, (R_2 < R_p) \rightarrow P_3 = 0, \\ (R_2 < R_p) \rightarrow P_4 = 1, (R_2 \geq R_p) \rightarrow P_4 = 0, \end{cases} \quad (4.63)$$

де P_1, P_2 – змінні множинного типу $\{0;1\}$, які відповідають дійсному значенню біомаси фітопланктону; P_3, P_4 – змінні множинного типу $\{0;1\}$, які відповідають значенню біомаси фітопланктону визначеному за допомогою методу мультиспектрального контролю. При цьому можливо розрахувати змінні A, B, C, D , які відповідають усім можливим подіям у процесі контролю:

$$\begin{cases} ((P_1 = 1) \wedge (P_3 = 1)) \rightarrow A = 1, \overline{((P_1 = 1) \wedge (P_3 = 1))} \rightarrow A = 0, \\ ((P_2 = 1) \wedge (P_3 = 1)) \rightarrow B = 1, \overline{((P_2 = 1) \wedge (P_3 = 1))} \rightarrow B = 0, \\ ((P_1 = 1) \wedge (P_4 = 1)) \rightarrow C = 1, \overline{((P_1 = 1) \wedge (P_4 = 1))} \rightarrow C = 0, \\ ((P_2 = 1) \wedge (P_4 = 1)) \rightarrow D = 1, \overline{((P_2 = 1) \wedge (P_4 = 1))} \rightarrow D = 0, \end{cases} \quad (4.64)$$

де A, B, C, D – змінні множинного типу $\{0;1\}$.

A – відповідає події, коли у процесі контролю отримано істинно-позитивний результат (у результаті контролю отримано позитивний результат – досліджувана проба має біомасу фітопланктону B_1 і дійсне значення теж було позитивним – біомаса фітопланктону B_1), B – відповідає події, коли у процесі контролю отримано хибно-позитивний результат (у результаті контролю отримано позитивний результат – досліджувана проба має біомасу фітопланктону B_1 , а дійсне значення негативне – біомаса фітопланктону B_2), C – відповідає події, коли у процесі контролю отримано хибно-негативний результат (у результаті контролю отримано негативний результат – досліджувана проба має біомасу фітопланктону B_2 , а дійсне

значення було позитивним – біомаса фітопланктону B_1), D – відповідає події, коли у процесі контролю отримано істинно-негативний результат (у результаті контролю отримано негативний результат – досліджувана проба має біомасу фітопланктону B_2 і дійсне значення негативне – біомаса фітопланктону B_2). Розраховуємо змінні P_1, P_2, P_3, P_4 та, відповідно, A, B, C, D за формулами (4.63), (4.64). Відповідно кількість подій кожного типу для контролю біомаси фітопланктону на основі мультиспектральних вимірювань буде $a = \sum A_i, b = \sum B_i, c = \sum C_i, d = \sum D_i$. На основі порівняльної таблиці визначаємо достовірність контролю біомаси фітопланктону при опрацюванні результатів мультиспектральних вимірювань на довжині хвилі 590 нм. Ймовірність помилки першого роду $\alpha_{590} = b / (a + b + c + d)$. Ймовірність помилки другого роду $\beta_{590} = c / (a + b + c + d)$. Достовірність $D_{590} = 1 - \alpha_{590} - \beta_{590}$. У табл. 4.12 наведено результати розрахунку помилок першого та другого роду та достовірності контролю біомаси фітопланктону мультиспектральним методом для інших спектральних каналів.

При багатопараметричному мультиспектральному контролі достовірність буде визначатись таким чином:

$$D = \prod_{i=1}^n D_i, \quad (4.65)$$

де D_i – достовірність контролю у одному спектральному каналі; i – номер каналу, n – кількість спектральних каналів.

При використанні у засобі мультиспектрального екологічного контролю чотирьох каналів з довжинами хвиль 450 нм, 470 нм, 530 нм та 660 нм достовірність багатопараметричного мультиспектрального контролю буде визначатись добутком $D = D_{450} \cdot D_{470} \cdot D_{530} \cdot D_{660}$. При цьому отримано значення достовірності контролю 0,974.

Таблиця 4.12 – Результати розрахунку помилок першого та другого роду та достовірності контролю біомаси фітопланктону мультиспектральним методом для різних спектральних каналів

λ_i , нм	R_1	R_2	α_i	β_i	D_i
450	0,118857 ± 0,020763	0,038890 ± 0,011277	$3,55 \cdot 10^{-3}$	$1,85 \cdot 10^{-3}$	0,995
470	0,166028 ± 0,033204	0,055889 ± 0,013100	$4,3 \cdot 10^{-3}$	$4,05 \cdot 10^{-3}$	0,992
510	0,484011 ± 0,127232	0,190166 ± 0,097406	0,049	0,045	0,907
530	0,623434 ± 0,077925	0,229899 ± 0,080370	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	0,994
590	0,548046 ± 0,100428	0,274386 ± 0,073805	0,029	0,025	0,947
620	0,349903 ± 0,101636	0,214133 ± 0,076144	0,395	$1,05 \cdot 10^{-3}$	0,782
660	0,203877 ± 0,024480	0,090664 ± 0,021355	$3,15 \cdot 10^{-3}$	$4,35 \cdot 10^{-3}$	0,993
730	0,665483 ± 0,138428	0,402117 ± 0,089620	0,08	0,039	0,881

4.7 Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах

Розглянемо прийняття рішення про стан об'єкту контролю на довжині хвилі 510 нм. При цьому закон розподілу вимірюваної величини, тобто коефіцієнту дифузного відбиття на поверхні водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону від 0,8 до 0,9 відповідає нормальному закону розподілу та наведено на рис. 4.23.

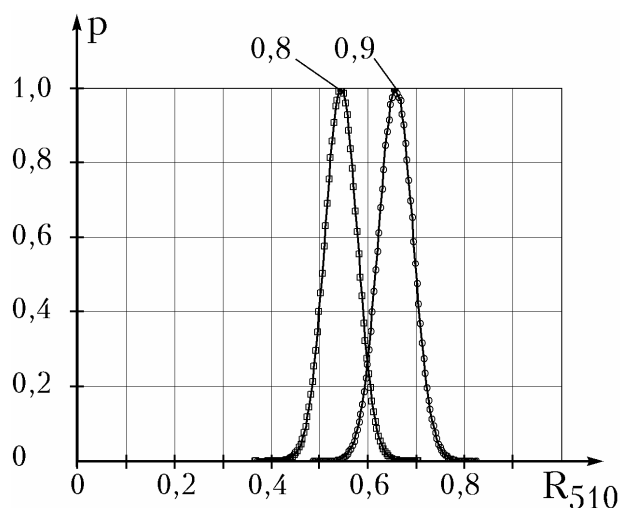


Рисунок 4.23 – Закон розподілу коефіцієнту дифузного відбиття на довжині хвилі 510 нм на поверхні водного середовища при зміні співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону від 0,8 до 0,9

При використанні у засобі контролю ПЗЗ камери інструментальна складова похибки мультиспектральних вимірювань визначається двома складовими похибки, а саме похибкою, зумовленою наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері $\delta_{noiseccd}$ та похибкою квантування δ_{ADCccd} пов'язаною з аналого-цифровим перетворенням. Складова похибки, пов'язана з наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері:

$$\delta_{noiseccd} = 100\% / \left(10^{D_{s/n}/20}\right), \quad (4.66)$$

де $D_{s/n}$ – співвідношення сигнал/шум фотоматриці.

Відповідно, графічна залежність цієї складової похибки від співвідношення сигнал/шум фотоматриці наведена на рис. 4.24.

Похибка квантування δ_{ADCccd} при великій кількості розрядів може бути описана рівномірним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах $\pm h_k / 2$, де h_k – крок квантування:

$$\Delta_{ADC_{ccd}} = \pm \frac{u_{ref}}{2^n - 1}, \quad \delta_{ADC_{ccd}_0} = \frac{\Delta_{ADC_{ccd}}}{u_{ref}} \cdot 100\%, \quad (4.67)$$

де u_{ref} – опорна напруга, n – розрядність АЦП. Відповідно, графічна залежність похибки квантування від розрядності аналого-цифрового перетворення наведена на рис. 4.25, а.

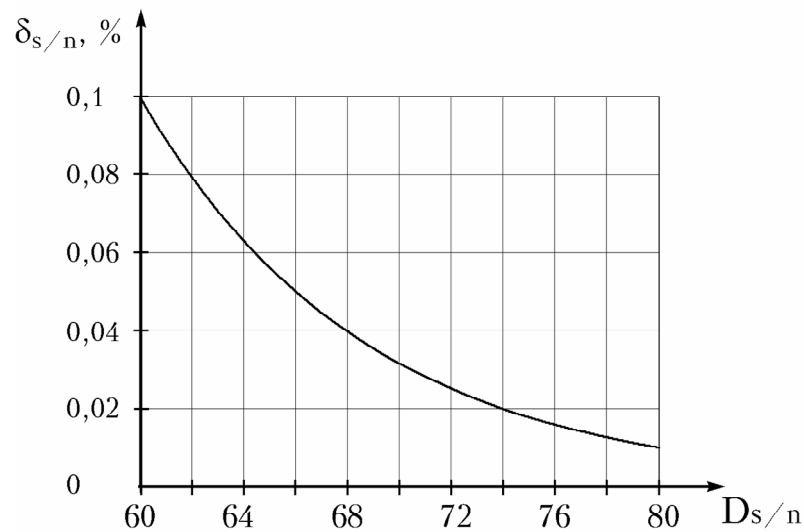


Рисунок 4.24 – Залежність похибки, пов'язаної з наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері від співвідношення сигнал/шум фотоматриці

При зменшенні сигналу на вході АЦП відносно значення похибки квантування зростає $\delta_{ADC_{ccd}} = u_{max} \delta_{ADC_{ccd}_0} / u_1$, де u_{max} – максимально можливе значення сигналу на вході АЦП, u_1 – сигнал на вході АЦП. Графічна залежність похибки квантування від рівня сигналу на вході АЦП наведена на рис. 4.25, б.

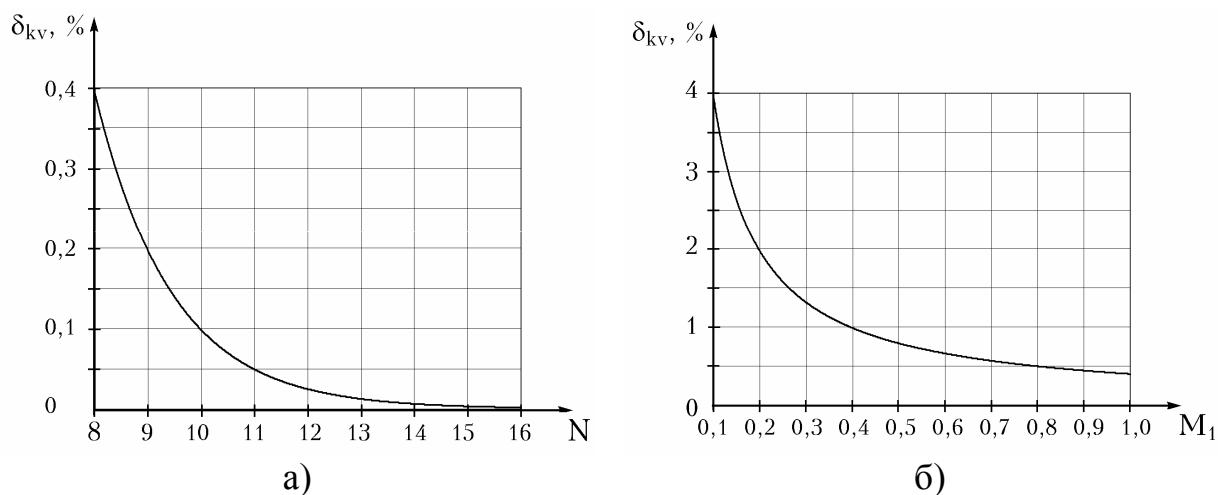
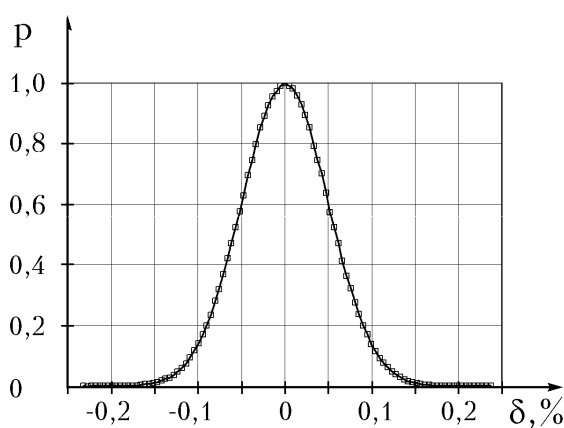
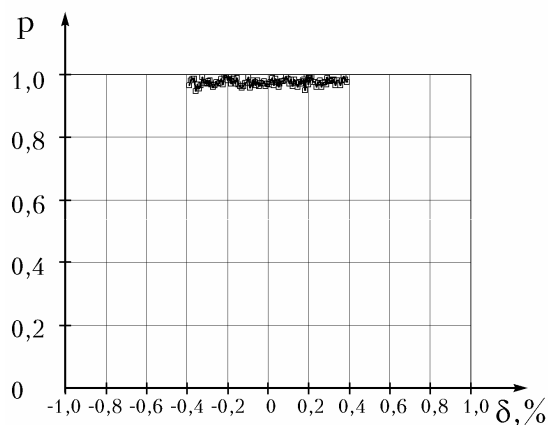


Рисунок 4.25 – Залежність похибки квантування при аналого-цифровому перетворенні від: а) розрядності аналого-цифрового перетворення, б) рівня сигналу на вході АЦП

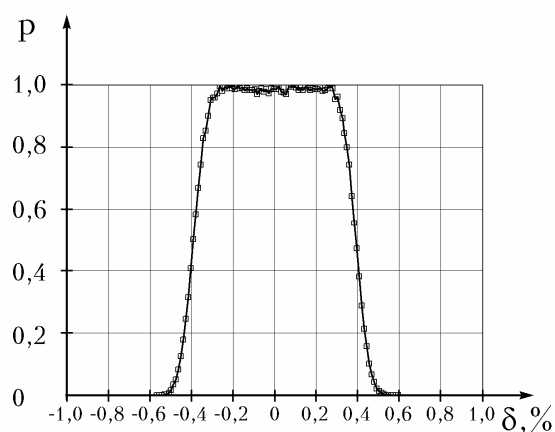
Проаналізуємо функції щільності розподілу ймовірності похибок зумовлених наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері та похибки квантування при використанні ПЗЗ камери типу MDC140BW на основі фотоматриці Sony ICX285AL з розрядністю 12-bit та співвідношенням сигнал/шум 66 дБ [373]. Закон розподілу похибки, пов'язаної з наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері відповідає нормальному закону розподілу і наведений на рис. 4.26, а. Закон розподілу похибки квантування описаний рівномірним законом розподілу та наведений на рис. 4.26, б. Миттєве значення загальної похибки вимірювань визначається сумовою миттєвих значень її складових. Отриманий при цьому закон розподілу загальної похибки наведено на рис. 4.26, в. З урахуванням впливу похибок, пов'язаних з шумами ПЗЗ камери та квантуванням при аналого-цифровому перетворенні закон розподілу виміряного значення коефіцієнту дифузного відбиття наведено на рис. 4.26, г.



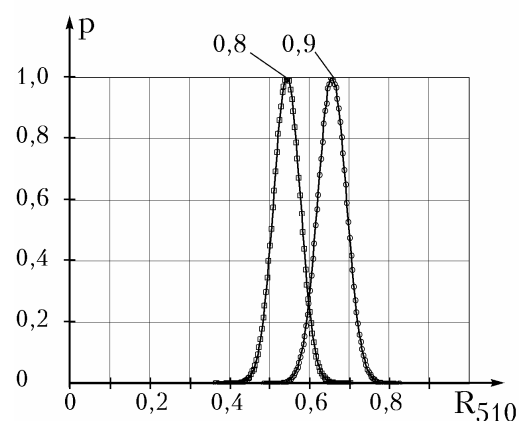
а)



б)



в)



г)

Рисунок 4.26 – Функції щільності розподілу ймовірності похибок:

а) зумовленої наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ-камері, б) похибки квантування, в) загальної похибки та г) функція щільності розподілу вимірюваної величини з урахуванням впливу похибок

Проаналізуємо достовірність контролю пігментних параметрів фітопланктону у водному середовищі за допомогою мультиспектрального методу. У результаті контролю пігментних параметрів фітопланктону на довжині хвилі 510 нм необхідно визначити чи перевищує виміряне значення коефіцієнту дифузного відбиття порогове значення, тобто $R_p = 0,604$, щоб розрізнити зразки з співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом 0,8 та 0,9. У цьому випадку можливі такі варіанти:

$$\begin{cases} P_1 = 1 \text{ якщо } R_1 \geq R_p, \text{ інакше } P_1 = 0, \\ P_2 = 1 \text{ якщо } R_1 < R_p, \text{ інакше } P_2 = 0, \\ P_3 = 1 \text{ якщо } R_2 \geq R_p, \text{ інакше } P_3 = 0, \\ P_4 = 1 \text{ якщо } R_2 < R_p, \text{ інакше } P_4 = 0, \end{cases} \quad (4.68)$$

де P_1, P_2 – змінні множинного типу $\{0;1\}$, які відповідають дійсному значенню співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом; P_3, P_4 – змінні множинного типу $\{0;1\}$, які відповідають значенню співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону визначеному за допомогою методу мультиспектрального контролю.

При цьому можливо розрахувати змінні A, B, C, D , які відповідають усім можливим подіям у процесі контролю:

$$\begin{cases} A = 1 \text{ якщо } ((P_1 = 1) \wedge (P_3 = 1)), \text{ інакше } A = 0, \\ B = 1 \text{ якщо } ((P_2 = 1) \wedge (P_3 = 1)), \text{ інакше } B = 0, \\ C = 1 \text{ якщо } ((P_1 = 1) \wedge (P_4 = 1)), \text{ інакше } C = 0, \\ D = 1 \text{ якщо } ((P_2 = 1) \wedge (P_4 = 1)), \text{ інакше } D = 0, \end{cases} \quad (4.69)$$

де A, B, C, D – змінні множинного типу $\{0;1\}$.

A – відповідає події, коли у процесі контролю отримано істинно-позитивний результат (у результаті контролю отримано позитивний результат – досліджувана проба має співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl_1$ і дійсне значення теж було позитивним – співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl_1$),

B – відповідає події, коли у процесі контролю отримано хибно-позитивний результат (у результаті контролю отримано позитивний результат – досліджувана проба має співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl_1$, а дійсне значення негативне

– співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону ($Chla/Chl_2$),

C – відповідає події, коли у процесі контролю отримано хибно-негативний результат (у результаті контролю отримано негативний результат – досліджувана проба має співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl_2$, а дійсне значення було позитивним – співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl_1$),

D – відповідає події, коли у процесі контролю отримано істинно-негативний результат (у результаті контролю отримано негативний результат – досліджувана проба має співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl_2$ і дійсне значення негативне – співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону $Chla/Chl_2$).

Розраховуємо змінні P_1, P_2, P_3, P_4 та, відповідно, A, B, C, D за формулами (4.68), (4.69) для набору даних тестування. Результати аналізу подій для контролю співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону показано у табл. 4.13 для опрацювання результатів мультиспектральних вимірювань на довжині хвилі 510 нм.

Відповідно кількість подій кожного типу для контролю пігментних параметрів фітопланктону на основі мультиспектральних вимірювань буде

$$a = \sum_{i=0}^n A_i, \quad b = \sum_{i=0}^n B_i, \quad c = \sum_{i=0}^n C_i, \quad d = \sum_{i=0}^n D_i.$$

Отримані значення a, b, c, d для порівняння двох груп за бінарною ознакою показано у табл. 4.13.

Таблиця 4.13 – Порівняння результатів контролю та дійсного значення при опрацюванні результатів мультиспектральних вимірювань

Результати контролю	Дійсне значення ознаки	
	Позитивне значення (+)	Негативне значення (-)
Позитивний результат контролю (+)	істинно-позитивний результат $a = 9609$	хибно-позитивний результат $b = 671$
Негативний результат контролю (-)	хибно-негативний результат $c = 391$	істинно-негативний результат $d = 9329$

На основі порівняльної таблиці визначаємо достовірність контролю співвідношення між хлорофілом a і загальним хлорофілом фітопланктону при опрацюванні результатів мультиспектральних вимірювань на довжині хвилі 510 нм. Ймовірність помилки першого роду:

$$\alpha_{510} = b / (a + b + c + d) = 0,034 . \quad (4.70)$$

Ймовірність помилки другого роду:

$$\beta_{510} = c / (a + b + c + d) = 0,02 . \quad (4.71)$$

Достовірність:

$$D_{510} = 1 - \alpha_{510} - \beta_{510} = 0,947 \quad (4.72)$$

При зміні порогового значення коефіцієнту дифузного відбиття ймовірність помилки першого та другого роду, а також достовірності контролю змінюється таким чином (див. рис. 4.27).

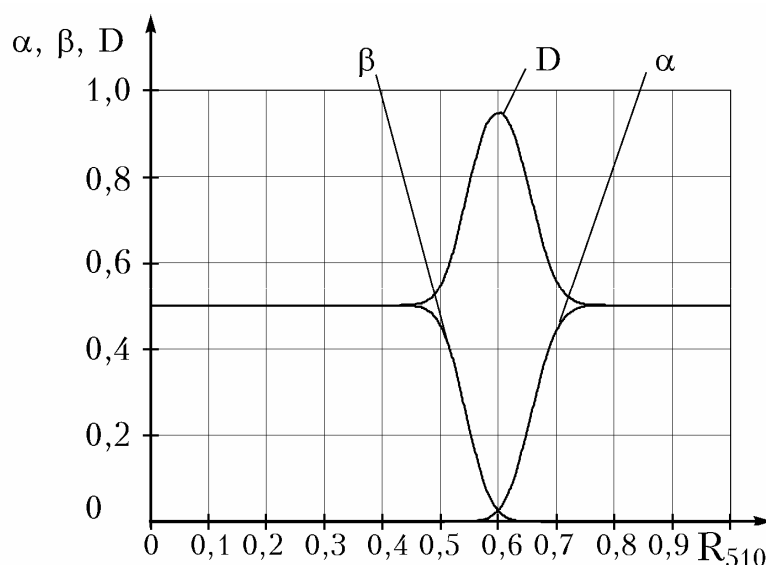


Рисунок 4.27 – Залежність помилок першого та другого роду та достовірності контролю співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом фітопланктону мультиспектральним методом

У табл. 4.14 наведено результати розрахунку помилок першого та другого роду та достовірності контролю пігментних параметрів фітопланктону мультиспектральним методом для інших спектральних каналів.

При багатопараметричному мультиспектральному контролі пігментних параметрів фітопланктону достовірність буде визначатись таким чином:

$$D = \prod_{i=1}^n D_i. \quad (4.73)$$

де D_i – достовірність контролю у i -тому спектральному каналі; i – номер каналу, n – кількість спектральних каналів.

При використанні у засобі мультиспектрального екологічного контролю чотирьох каналів з довжинами хвиль 530 нм, 590 нм, 620 нм та 730 нм отримано значення достовірності багатопараметричного контролю співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом 0,939. При використанні у засобі мультиспектрального екологічного контролю трьох каналів з довжинами хвиль 450 нм, 470 нм та 660 нм отримано значення

достовірності багатопараметричного контролю співвідношення між каротиноїдами і загальним хлорофілом 0,972.

Таблиця 4.14 – Результати розрахунку помилок першого та другого роду та достовірності контролю пігментних параметрів

λ_i , нм	R_1	R_2	α_i	β_i	D_i
Зміна співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом					
450	0,10437±0,01787	0,12666±0,02052	0,16	0,12	0,72
470	0,16637±0,02614	0,17679±0,02357	0,138	0,279	0,582
510	0,54428±0,03357	0,65721±0,03581	0,028	0,023	0,949
530	0,57475±0,0391	0,74652±0,0237	$9,5 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	0,997
590	0,56736±0,02564	0,69767±0,02515	$3,2 \cdot 10^{-3}$	$2,25 \cdot 10^{-3}$	0,995
620	0,36131±0,0249	0,47015±0,02449	$5,35 \cdot 10^{-3}$	$7,55 \cdot 10^{-3}$	0,987
660	0,20778±0,03715	0,23106±0,01485	0,037	0,243	0,72
730	0,67708±0,04234	0,78634±0,02096	0,017	0,024	0,959
Зміна співвідношення між каротиноїдами і загальним хлорофілом					
450	0,15304±0,01529	0,05989±0,01142	$3 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-5}$	0,9997
470	0,21864±0,0359	0,09702±0,02692	0,014	0,012	0,974
510	0,61166±0,12923	0,33482±0,10645	0,063	0,058	0,88
530	0,71906±0,13779	0,42976±0,07316	0,052	0,026	0,922
590	0,60392±0,10782	0,43592±0,1347	0,084	0,153	0,764
620	0,40598±0,06783	0,29985±0,07227	0,102	0,118	0,781
660	0,26422±0,02695	0,12893±0,01827	$1 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-4}$	0,9987
730	0,69664±0,11263	0,52541±0,12481	0,097	0,137	0,766

4.8 Висновки

1. Проаналізовано варіанти реалізації структурних схем засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення та оцінювання екологічного стану водних середовищ, що можуть використовуватись для задач екологічного моніторингу водних об'єктів з використанням біоіндикації по фітопланктону та макрофітам.

2. Засоби мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ ґрунтуються на опосередкованому вимірюванні параметрів з використанням множинної регресії. При цьому постає задача оптимального вибору структури вимірювальних засобів, зокрема робочих довжин хвиль спектральних каналів та їх ширини. Ця задача розв'язана за допомогою покрокової множинної регресії з включенням незалежних змінних. Показано приклади розрахунку оптимальної структури засобів мультиспектрального екологічного контролю при використанні різних типів джерел випромінювання. Вибір тієї чи іншої структури засобів контролю визначається необхідною точністю опосередкованого вимірювання необхідних параметрів водних середовищ, що в результаті забезпечить достатню достовірність контролю.

3. Проаналізовано похибки засобу мультиспектрального екологічного контролю. Проаналізовано залежності інструментальної та методичної складової похибки вимірювання параметрів водних середовищ від кількості спектральних каналів. Встановлено, що загальна похибка вимірювань не перевищує 0,25%. При цьому оптимальна кількість спектральних каналів засобу мультиспектральних вимірювань обирається з компромісних міркувань між зростанням випадкової складової похибки при зростанні кількості каналів та зменшенні методичної похибки за рахунок більш точного відображення регресійним рівнянням математичної моделі водного середовища.

4. У результаті розв'язку зворотної оптичної задачі визначення біомаси фітопланктону у природних водних об'єктах на основі мультиспектральних вимірювань отримано регресійні рівняння, що дозволяють опосередковано виміряти біомасу фітопланктону при використанні у засобі екологічного контролю різних варіантів джерел випромінювання. Значення методичної похибки вимірювань, яке визначається регресійним рівнянням, отримано меншим за інструментальну похибку, що визначається аналого-цифровим перетворенням та шумами ПЗЗ камери. Розраховано загальну похибку опосередкованого вимірювання біомаси фітопланктону у природних водних об'єктах на основі мультиспектральних вимірювань, що склала від 0,167 до 0,397% при різних варіантах реалізації засобу вимірювального контролю.

5. Проаналізовано роботу лабораторного зразка засобу мультиспектрального екологічного контролю водних середовищ за критеріями забезпечення достатньої глибини різкості та точності вимірювання площі порушеної ділянки об'єкту дослідження. Отримане значення похибки вимірювання площі порушеної ділянки об'єкту дослідження, що становить 0,48 %, достатнє для використання розробленого засобу для задач екологічного моніторингу. Проведений аналіз забезпечення критерію точності вимірювання площі порушеної ділянки поверхні водного середовища дозволяє скласти рекомендації щодо побудови систем і засобів мультиспектрального екологічного контролю водних середовищ, а саме, оскільки точність вимірювання площі порушеної ділянки визначається двома основними факторами – розсіюванням випромінювання у приповерхневому шарі водного середовища та обмеженою роздільною здатністю фотоматриці, то подальше підвищення роздільної здатності фотоматриці не призведе до зменшення похибок вимірювання площі тому, що вони будуть обмежуватись розмиттям зображення за рахунок розсіювання у приповерхневому шарі.

6. Показано, що локалізоване поглинання випромінювання призводить до зменшення сумарного показника поглинання водних середовищ у порівнянні з рівномірним розподілом хромофорів у об'ємі середовища.

Наслідком цього є збільшення глибини проникнення світла в середовище і збільшення коефіцієнта його дифузного відбиття. Залежно від концентрації розсіювальних частинок, їх форми та розмірів, такі зміни глибини проникнення і коефіцієнта відбиття можуть бути досить значні. Тому без врахування ефекту локалізованого поглинання випромінювання у розсіювальних частинках водних середовищ похибки вимірювання їх параметрів можуть досягати 70-80%, що не дозволить використовувати розроблені засоби для прикладних задач екологічного контролю. При врахуванні даного ефекту та внесенні відповідних поправочних коефіцієнтів і використанні математичної моделі, яка достатньо точно описує поширення світлового випромінювання у об'єкті дослідження отримаємо загальну похибку вимірювань не більше 0,5 %, яка переважно зумовлена випадковою складовою похибки вимірювань.

7. Для розроблених засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ оцінена достовірність контролю, що визначається похибками у вимірювальних каналах, а також залежить від обраних робочих довжин хвиль спектральних каналів, їх діапазону та кількості каналів. Зокрема, при використанні чотирьох спектральних каналів (530, 590, 620, 730 нм) отримано значення достовірності контролю співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом 0,939, а при використанні трьох спектральних каналів (450, 470, 660 нм) отримано значення достовірності контролю співвідношення між каротиноїдами і загальним хлорофілом 0,972. При контролі біомаси фітопланктону у водних об'єктах і використанні чотирьох спектральних каналів значення достовірності складає 0,974, що дозволяє використовувати розроблений засіб мультиспектрального екологічного контролю у спеціалізованих лабораторіях природоохоронних установ.

Результати, викладені у розділі 4, опубліковані у роботах [256, 257, 259, 260, 262–264, 266–280, 290, 325, 326, 332, 348, 349, 352, 356, 390–394].

РОЗДІЛ 5

РОЗРОБЛЕННЯ АЛГОРИТМІЧНОГО І ПРОГРАМНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЗАСОБІВ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ

5.1 Система контролю параметрів забруднення водних середовищ за допомогою мультиспектрального методу з використанням біотестування та нейромережі для обробки результатів

Система контролю параметрів забруднення водних середовищ за допомогою мультиспектрального методу з використанням біотестування, включає відбір проб, підготовку тест-культури мікроводоростей, підготовку живильного середовища, розбавлення проб для отримання різних концентрацій забруднюючих речовин, додавання у проби тест-культури і живильних розчинів, експозицію проб протягом певного часу при заданій температурі та освітленні, вимірювання концентрацій частинок мікроводоростей у пробах мультиспектральним методом. За рахунок використання ПЗЗ-камери з'являється можливість одночасного вимірювання концентрації частинок фітопланктону у великій кількості досліджуваних проб, які потрапляють у поле зору камери.

Після опосередкованого вимірювання концентрації частинок мікроводоростей у досліджуваній N_e і контрольній N_c пробах проводиться розрахунок індексу токсичності за формулою:

$$T = 100\% \frac{N_c - N_e}{N_c}. \quad (5.1)$$

Для розв'язання оберненої оптичної задачі опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону у водному середовищі за мультиспектральними параметрами за допомогою нейромережі на її вхід необхідно подати результати мультиспектральних вимірювань у якості

вихідних неперервних змінних, а на виході нейромережа повинна сформувати чисельне значення концентрації частинок фітопланктону у об'ємі досліджуваної проби. Для навчання нейромережі використаємо таблицю вихідних даних результатів мультиспектральних вимірювань та значень концентрації частинок фітопланктону визначених методом автоматизованої мікроскопії з використанням лічильної камери Горяєва (див. табл. 5.1).

Таблиця 5.1 – Результати мультиспектральних вимірювань концентрації частинок

n	M ₅₄₀	M ₄₉₀	M ₄₄₀	M ₄₀₀	M ₃₁₅	M ₆₇₀	N тис.кл./мл
1	11,604	18,723	20,925	19,336	23,899	15,081	19,970
2	11,814	18,081	21,724	18,856	24,671	15,226	21,094
3	11,556	18,610	21,478	19,383	24,670	14,902	21,096
4	11,951	18,626	21,560	18,856	23,843	15,808	19,964
...							
265	9,556	10,283	13,155	11,081	14,998	8,257	11,173

Для побудови нейромережі для системи контролю токсичності стічних вод мультиспектральні методом з використанням біоіндикації по фітопланктону використаємо пакет STATISTACA 6.1 Neural Networks [395].

Перевіримо можливості застосування архітектури нейромережі на основі:

- багатошарового перцептрона з одним прихованим шаром – БШП1 (рис. 5.1, а);
- багатошарового перцептрона з двома прихованими шарами – БШП2 (рис. 5.1, б);
- мережі з радіальною базисною функцією – РБФ (рис. 5.1, в);
- узагальненої регресійної нейромережі – УРНМ (рис. 5.1, г).

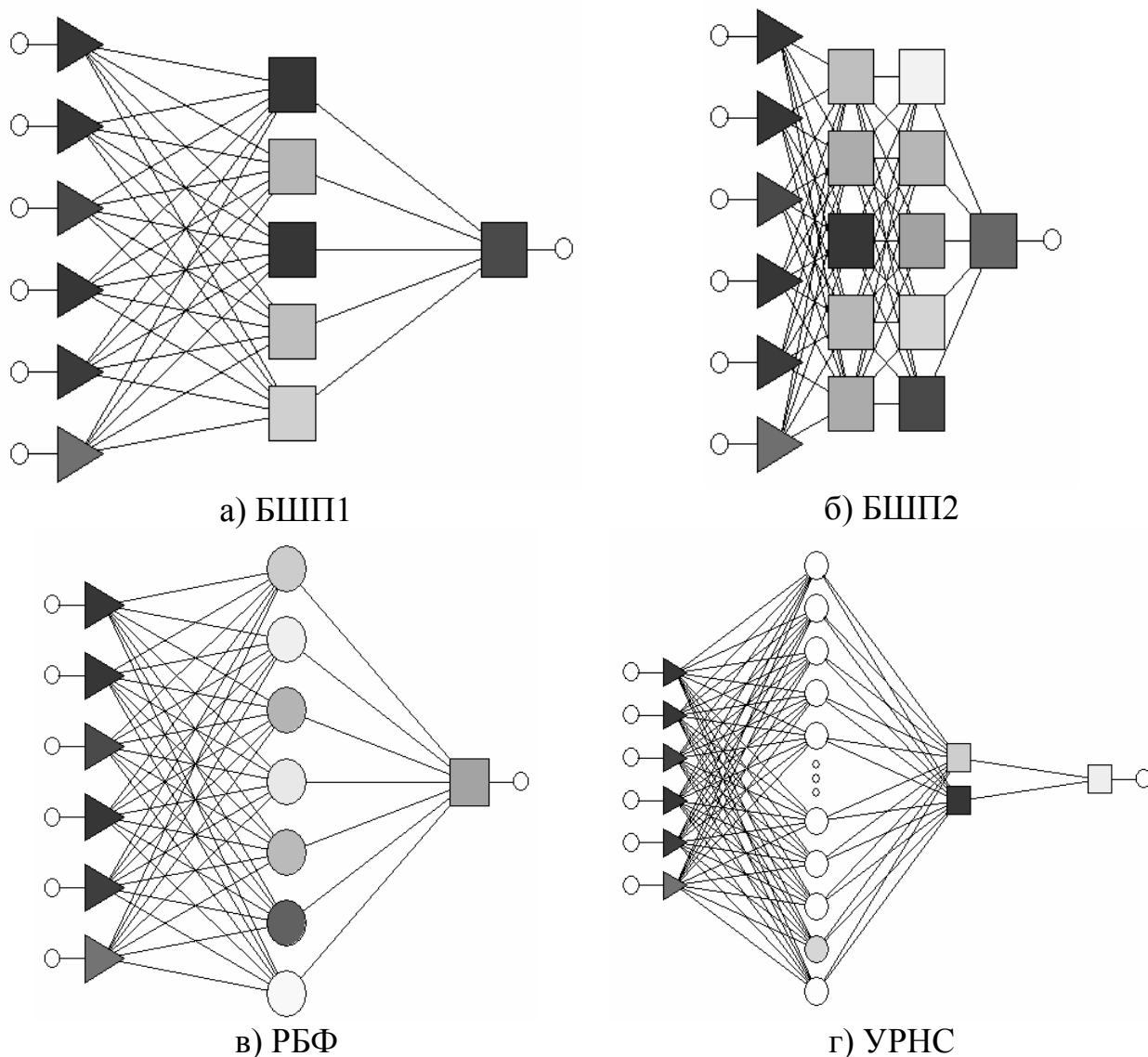


Рисунок 5.1 – Архітектура неймереж для розв’язання оберненої задачі визначення параметрів водних середовищ на основі мультиспектральних параметрів

Багатошаровий перцептрон (БШП) – одна з найбільш популярних типів мереж, і в багатьох класах задач він дає максимально можливу продуктивність. Багатошаровий перцептрон навчається за допомогою ітеративних алгоритмів, найбільш відомим з яких є зворотне поширення.

Неймережа на радіальних базисних функціях (РБФ) поєднує одиночний радіальний прихований шар зі скалярним вихідним шаром. Нейрони прихованого шару діють як центри кластерів, групуючи схожі навчальні спостереження, а вихідний шар формує класифікуючу функцію

регресії. Оскільки кластеризуюче перетворення є нелінійним, лінійного вихідного шару достатньо, щоб створити в цілому нелінійну функцію.

Узагальнені регресійні нейронні мережі (УРНМ) будують ядерну оцінку регресійної поверхні. Вихідна змінна зазвичай числова. УРНМ має один прихований елемент на кожне навчальне спостереження. Однак, на відміну від імовірнісної нейромережі, можливо навчити УРНМ з меншим числом прихованих елементів, які є центрами тяжкості кластерів відомих даних [395].

Після навчання нейромереж протягом 500 ітерацій на основі тестових послідовностей отримано такі результати продуктивності та помилок їх роботи (див. табл. 5.2). У подальшому використаємо багат шаровий перцептрон, який дозволяє отримати найменшу тестову помилку.

Таблиця 5.2 – Результати продуктивності та помилок нейромереж

Архітек- тура	Продук- тив. навч.	Продук- тив. контр.	Продук- тив. тест.	Помилка при навчанні, %	Контр. помилка, %	Тестова помилка, %
БШП1	0,021271	0,018511	0,050634	0,005367	0,005287	0,013255
БШП2	0,022745	0,027138	0,027268	0,005506	0,005623	0,00496
РБФ	0,318117	0,282023	0,244629	0,09589	0,10716	0,073302
УРНС	0,697079	0,662157	0,535462	0,193040	0,171507	0,141254

5.2 Оцінювання достовірності контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі

Проаналізуємо достовірність контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі використавши такий набір даних тестування: N_1 – концентрація частинок фітопланктону визначена методом автоматизованої мікроскопії з використанням лічильної

камери Горяєва, N_2 – концентрація частинок фітопланктону визначена мультиспектральним методом з використанням нейромережі. Результати контролю токсичності з використанням автоматизованої мікроскопії вважаємо достовірними («золотий» стандарт). На основі отриманих значень концентрації частинок фітопланктону у контрольній і досліджуваній пробах за формулою (5.1) розраховуємо індекси токсичності, відповідно T_1, T_2 .

У результаті контролю токсичності необхідно визначити чи перевищує розраховане значення токсичності норму T_{norm} . У цьому випадку можливі такі варіанти:

$$\begin{cases} P_1 = 1 \text{ якщо } T_1 \geq T_{norm}, \text{ інакше } P_1 = 0, \\ P_2 = 1 \text{ якщо } T_1 < T_{norm}, \text{ інакше } P_2 = 0, \\ P_3 = 1 \text{ якщо } T_2 \geq T_{norm}, \text{ інакше } P_3 = 0, \\ P_4 = 1 \text{ якщо } T_2 < T_{norm}, \text{ інакше } P_4 = 0, \end{cases} \quad (5.2)$$

де P_1, P_2 – змінні множинного типу $\{0;1\}$, які відповідають дійсному значенню індексу токсичності визначеному за допомогою автоматизованої мікроскопії T_1 .

P_3, P_4 – змінні множинного типу $\{0;1\}$, які відповідають значенню індексу токсичності визначеному за допомогою нейромережі.

При цьому можливо розрахувати змінні A, B, C, D , які відповідають усім можливим подіям у процесі контролю:

$$\begin{cases} A = 1 \text{ якщо } ((P_1 = 1) \wedge (P_3 = 1)), \text{ інакше } A = 0, \\ B = 1 \text{ якщо } ((P_2 = 1) \wedge (P_3 = 1)), \text{ інакше } B = 0, \\ C = 1 \text{ якщо } ((P_1 = 1) \wedge (P_4 = 1)), \text{ інакше } C = 0, \\ D = 1 \text{ якщо } ((P_2 = 1) \wedge (P_4 = 1)), \text{ інакше } D = 0, \end{cases} \quad (5.3)$$

де A, B, C, D – змінні множинного типу $\{0;1\}$,

A – відповідає події, коли у процесі контролю отримано істинно-позитивний результат (у результаті контролю отримано позитивний результат –

досліджувана проба токсична і дійсне значення теж було позитивним – проба токсична),

B – відповідає події, коли у процесі контролю отримано хибно-позитивний результат (у результаті контролю отримано позитивний результат – досліджувана проба токсична і дійсне значення ознаки було негативним – проба не токсична),

C – відповідає події, коли у процесі контролю отримано хибно-негативний результат (у результаті контролю отримано негативний результат – досліджувана проба не токсична і дійсне значення ознаки було позитивним – проба токсична),

D – відповідає події, коли у процесі контролю отримано істинно-негативний результат (у результаті контролю отримано негативний результат – досліджувана проба не токсична і дійсне значення ознаки теж було негативним – проба не токсична).

Розраховуємо змінні P_1, P_2, P_3, P_4 та, відповідно, A, B, C, D за формулами (5.2), (5.3) для набору даних тестування. Результати аналізу подій для контролю токсичності наведено у табл. 5.3 для опрацювання результатів мультиспектральних вимірювань з використанням нейромережі.

Таблиця 5.3 – Аналіз подій при контролі токсичності при опрацюванні результатів мультиспектральних вимірювань з використанням нейромережі

N	T_1	T_2	Дійсне значення		Результати контролю		<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>
			$P_1(+)$	$P_2(-)$	$P_3(+)$	$P_4(-)$				
1	6,781	6,649	0	1	0	1	0	0	0	1
2	1,533	1,475	0	1	0	1	0	0	0	1
3	1,524	1,502	0	1	0	1	0	0	0	1
4	6,812	6,903	0	1	0	1	0	0	0	1
5	13,072	13,298	0	1	0	1	0	0	0	1
6	8,871	8,970	0	1	0	1	0	0	0	1
	...									
93	47,846	48,853	1	0	1	0	1	0	0	0

Відповідно кількість подій кожного типу для контролю токсичності на основі мультиспектральних вимірювань буде $a = \sum_{i=0}^n A_i$, $b = \sum_{i=0}^n B_i$, $c = \sum_{i=0}^n C_i$, $d = \sum_{i=0}^n D_i$. Отримані значення a , b , c , d вносимо в таблицю для порівняння двох груп за бінарною ознакою (табл. 5.4.).

Таблиця 5.4 – Порівняння результатів контролю та дійсного значення при опрацюванні результатів мультиспектральних вимірювань з використанням нейромережі

Результати контролю	Дійсне значення ознаки («золотий» стандарт)		Разом
	Позитивне значення (+)	Негативне значення (-)	
Позитивний результат контролю (+)	істинно-позитивний результат (true positive (TP)) $a = 124$	хибно-позитивний результат (false positive (FP)) $b = 3$	$a + b = 127$
Негативний результат контролю (-)	хибно-негативний результат (false negative (FN)) $c = 2$	істинно-негативний результат (true negative (TN)) $d = 136$	$c + d = 138$
Разом	$a + c = 126$	$b + d = 139$	265

На основі порівняльної таблиці визначаємо достовірність контролю токсичності при опрацюванні результатів мультиспектральних вимірювань з використанням нейромережі:

Ймовірність помилки першого роду (α errors, type I error probability):

$$\alpha = b / (b + d) = 3 / (3 + 136) = 0,022. \quad (5.4)$$

Ймовірність помилки другого роду (β errors, type II errors probability):

$$\beta = c / (a + c) = 2 / (124 + 2) = 0,016. \quad (5.5)$$

Достовірність:

$$D = 1 - \alpha - \beta = 1 - 0,022 - 0,016 = 0,962. \quad (5.6)$$

При багатопараметричному мультиспектральному контролі достовірність буде визначатись таким чином:

$$D = \prod_{i=1}^n D_i, \quad (5.7)$$

де D_i – достовірність контролю у одному спектральному каналі; i – номер каналу, n – кількість спектральних каналів.

Перевірено можливості застосування архітектури нейромережі на основі багат шарового перцептрона з одним прихованим шаром, багат шарового перцептрона з двома прихованими шарами, мережі з радіальною базисною функцією, узагальненої регресійної нейромережі. Після навчання нейромереж протягом 500 ітерацій на основі тестових послідовностей досліджено результати продуктивності та помилок їх роботи. Найменшу тестову помилку забезпечила нейромережа на основі багат шарового перцептрона з двома прихованими шарами. Оцінено достовірність контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі та значення ймовірності помилки першого роду 0,022, ймовірність помилки другого роду 0,016, достовірність контролю токсичності 0,962, що достатні для використання розробленого засобу контролю у спеціалізованих лабораторіях природоохоронних закладів.

5.3 Обробка результатів мультиспектральних вимірювань концентрації частинок фітопланктону з використанням нечіткої логіки

Мультиспектральні вимірювання можуть використовуватись для прикладних задач екологічного моніторингу, що зводяться до опосередкованого вимірювання параметрів у приповерхневому шарі водних середовищ. Поставлена задача досягається тим, що метод мультиспектрального вимірювання параметрів забруднення водних середовищ, що включає біофізичні дослідження водних середовищ та встановлення їх параметрів шляхом верифікації отриманих показників з результатами мультиспектральних вимірювань модельних (еталонних) водних середовищ з відомими параметрами, доповнено тим, що здійснюють 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. За умови відомих параметрів водних середовищ за допомогою математичної моделі для прямої задачі розрахунку мультиспектральних параметрів у моделі водного середовища розраховуємо мультиспектральні параметри, тобто розв'язуємо пряму оптичну задачу. Далі з використанням регресійних рівнянь, що пов'язують параметри водних середовищ та мультиспектральні параметри здійснюємо відновлення необхідних параметрів, тобто розв'язуємо обернену оптичну задачу. Знаючи параметри водних середовищ, які використовувались на початку та порівнявши їх з параметрами отриманими після відновлення за регресійними моделями можливо оцінити похибки опосередкованого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ. Провівши багатократне імітаційне моделювання похибок опосередкованого вимірювання параметрів водних середовищ та отримавши закони їх розподілу, можна оцінити достовірність контролю параметрів забруднення водних середовищ.

Для розв'язання оберненої задачі опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону у водних середовищах за результатами мультиспектральних вимірювань використано нейро-нечітку мережу – нейронну мережу сигналу особливого типу. У роботі [396] була вперше запропонована нейро-нечітка мережа – ANFIS-модель (Adaptive-Neuro-based Fuzzy Inference System). Архітектура нейро-нечіткої мережі ізоморфна нечіткій базі знань. Для налаштування нейрон-нечітких мереж можна використовувати алгоритми навчання нейронних мереж, засновані на методі оберненого поширення помилки. Структура нейро-нечіткої мережі наведена на рис. 5.2.

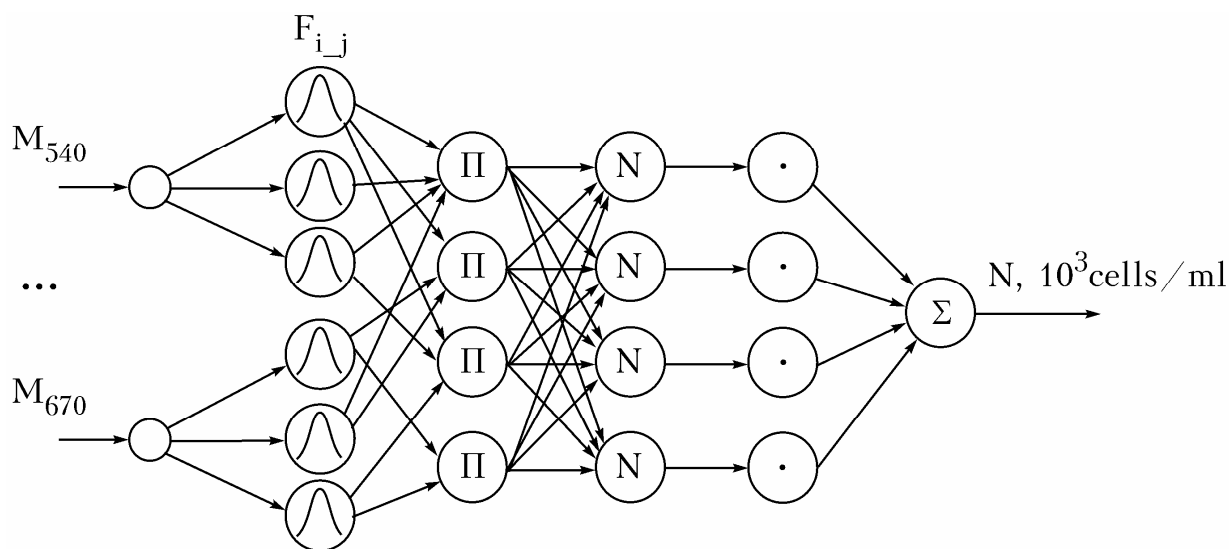


Рисунок 5.2 – Структура нейро-нечіткої мережі для опосередкованого вимірювання параметрів токсичності водних середовищ за результатами мультиспектральних вимірювань

ANFIS реалізує систему нечіткого виведення Сугенто у вигляді п'ятишарової нейронної мережі прямого поширення сигналу. На вхід системи подаються результати мультиспектральних вимірювань, а на виході отримується концентрація частинок фітопланктону N . Кількість вузлів першого шару відповідає кількості спектральних каналів. Кожен вузол першого шару є термом з функцією належності на основі розподілу Гауса. На виході вузла формується ступінь належності значення вхідної змінної

відповідному нечіткому терму за функцією належності $F_{i,j}$. Кількість вузлів другого, третього та четвертого шару відповідає кількості правил m . Виходом вузла другого шару є ступінь виконання правила. Кожен вузол третього шару розраховує відносну ступінь виконання нечіткого правила. Кожен вузол четвертого шару розраховує внесок одного нечіткого правила у вихід системи. Вузол п'ятого шару розраховує сумарний внесок всіх правил. Для навчання нейро-нечіткої мережі використаємо результати мультиспектральних вимірювань концентрації частинок фітопланктону у пробах води, який використовується у якості біоіндикатора токсичності (див. табл. 5.5).

Таблиця 5.5 – Результати мультиспектральних вимірювань концентрації частинок фітопланктону

n	M540	M490	M440	M400	M315	M670	N, 10 ³ .кл/мл
1	11,604	18,723	20,925	19,336	23,899	15,081	19,970
2	11,814	18,081	21,724	18,856	24,671	15,226	21,094
3	11,556	18,610	21,478	19,383	24,670	14,902	21,096
4	11,951	18,626	21,560	18,856	23,843	15,808	19,964
5	12,026	18,370	21,526	18,833	23,675	15,904	18,623
	...						
254	11,743	18,436	20,976	18,805	23,628	15,950	20,474

Для розбиття простору вхідних змінних використовувалась функція належності на основі розподілу Гауса з параметрами

$$f(x, \sigma, \beta) = e^{-\frac{(x-\beta)^2}{2\sigma^2}}, \quad (5.8)$$

де β – координата максимуму, σ – параметр концентрації.

Параметри функцій належності нечітких термів представлено в табл. 5.6. Функції належності нечітких термів вхідної змінної для результатів мультиспектральних вимірювань наведено на рис. 5.3.

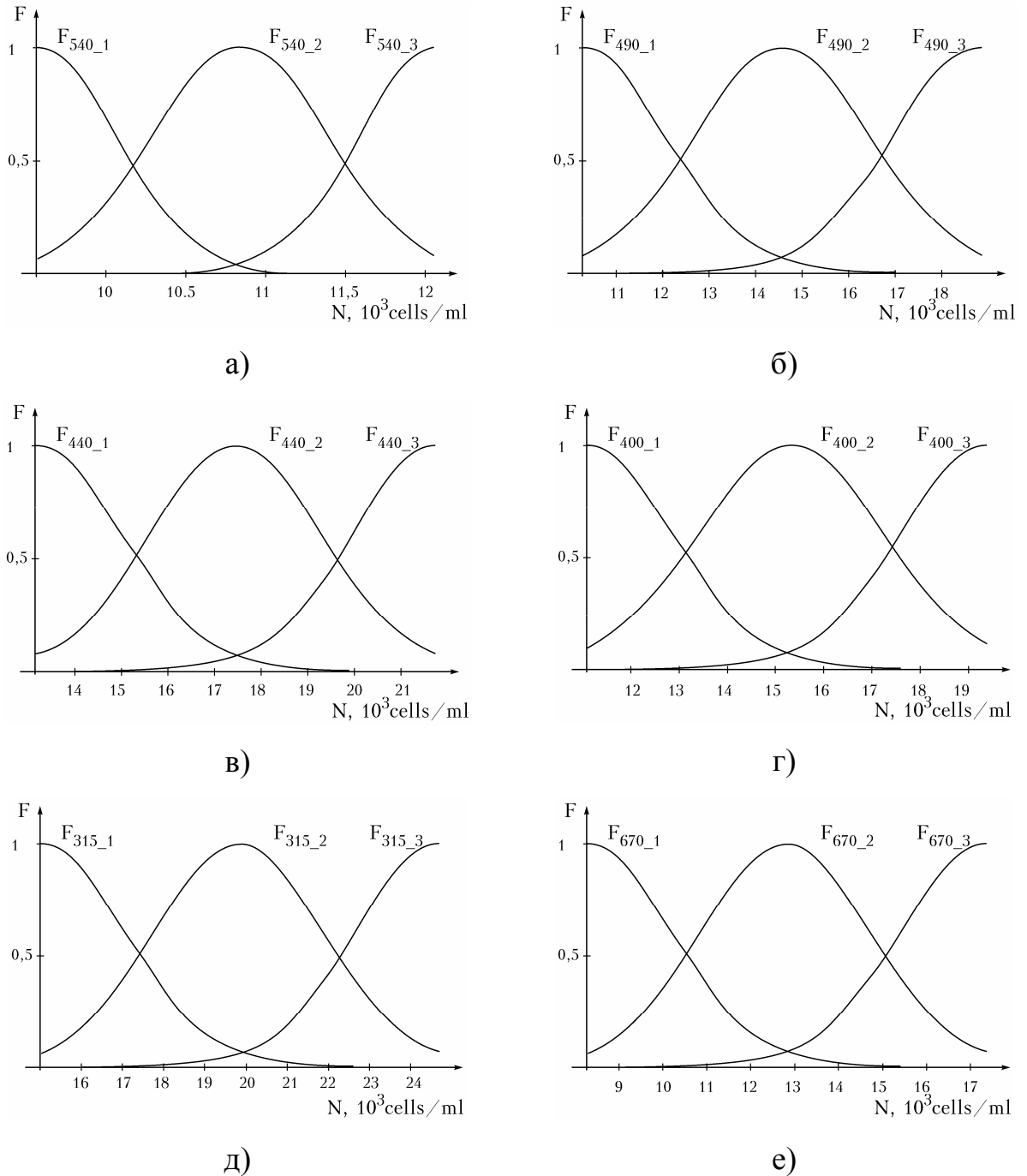


Рисунок 5.3 – Функції належності нечітких термів для результатів мультиспектральних вимірювань

Зменшення похибки опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону в процесі навчання нейро-нечіткої мережі показано

на рис.5.4. За результатами навчання нейро-нечіткої мережі у ході 25 ітерацій отримано похибку опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону 3,7 %.

Таблиця 5.6 – Параметри функцій належності нечітких термів для результатів мультиспектральних вимірювань

	540 нм			490 нм		
	F _{540_1}	F _{540_2}	F _{540_3}	F _{490_1}	F _{490_2}	F _{490_3}
σ	5,085	5,51	5,002	1.787	1.89	1.814
β	-0,08303	12,8	25,35	10.28	14.58	18.75
	440 нм			400 нм		
	F _{440_1}	F _{440_2}	F _{440_3}	F _{400_1}	F _{400_2}	F _{400_3}
σ	1.83	1.823	1.801	1.78	1.925	1.81
β	13.16	17.45	21.74	11.09	15.33	19.4
	315 нм			670 нм		
	F _{315_1}	F _{315_2}	F _{315_3}	F _{670_1}	F _{315_1}	F _{315_1}
σ	2.062	2.06	2.032	1.926	1.935	1.917
β	15	19.9	24.69	8.258	12.8	17.32

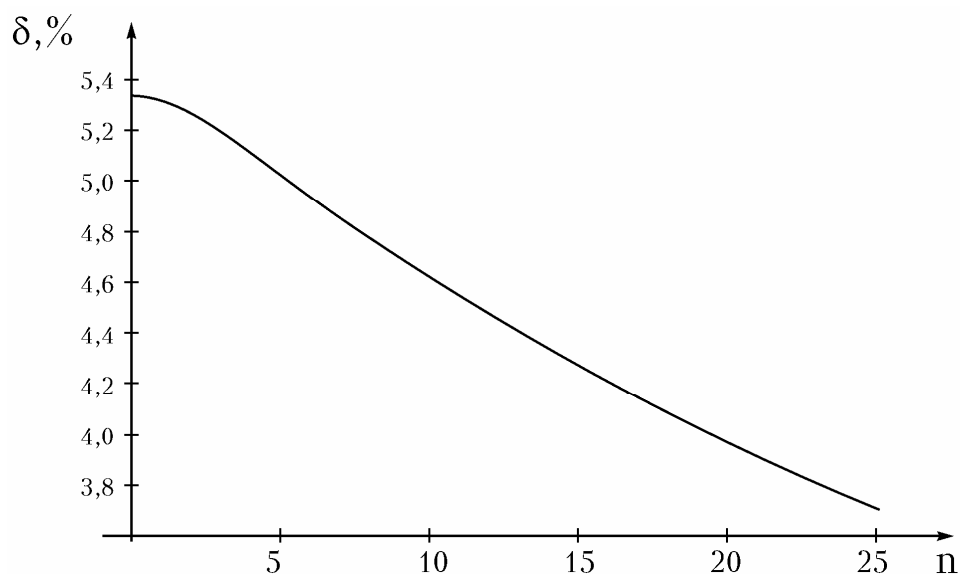


Рисунок 5.4 – Зменшення похибки опосередкованого вимірювання концентрації частинок в процесі навчання нейро-нечіткої мережі

Врахувати складний процес світлорозсіювання у багат шарових водних середовищах та знайти однозначний зв'язок між концентрацією певних хімічних речовин та оптичними параметрами досить важко, тому необхідні додаткові дослідження для встановлення цих закономірностей, а також відповідних коефіцієнтів кореляції, розкиду параметрів, похибок вимірювань і, як наслідок, вірогідності контролю.

Запропонований метод підхід до оцінювання параметрів забруднення водних середовищ з використанням нечіткої логіки дозволяє з досить високою точністю розв'язати обернену задачу та опосередковано виміряти їх параметри. Запропонований підхід забезпечує повноту реляційної нечіткої бази знань і дозволяє скоротити час налаштування нечіткої моделі за рахунок згорнутого представлення правил ЯКЦО-ГО у вигляді матриць нечітких відношень [397–404]. Отримані значення похибки непрямого вимірювання параметрів забруднення водних середовищ за мультиспектрального параметрами з використанням нечіткої логіки склали 3,7% для задачі екологічного моніторингу водного середовища, що достатньо для використання у спеціалізованих лабораторіях для контролю параметрів навколишнього середовища.

5.4 Обробка результатів мультиспектрального контролю параметрів природних водних середовищ з використанням нечіткої логіки

Для розв'язання задачі мультиспектрального контролю параметрів природних водних середовищ за результатами мультиспектрального контролю використаємо нейро-нечітку мережу ANFIS у MATLAB, що реалізує систему нечіткого виведення Сугенто у вигляді п'ятишарової нейронної мережі прямого поширення сигналу. Кількість вузлів першого шару відповідає кількості каналів у засобі мультиспектральних вимірювань.

Використаємо у кожному вузлі першого шару функцією належності gauss2mf на основі розподілу Гауса. Для навчання нейро-нечіткої мережі використаємо результати математичного моделювання спектральних характеристики природного водного середовища при зміні біомаси фітопланктону від 17,7 до 35,4 мг/л (табл.5.7).

Таблиця 5.7 – Результати мультиспектральних вимірювань концентрації частинок фітопланктону

M ₄₅₀	M ₄₇₀	M ₅₁₀	M ₅₃₀	M ₅₉₀	M ₆₂₀	M ₆₆₀	M ₇₃₀	B, мг/л
0,1393	0,1725	0,4936	0,5544	0,5511	0,3271	0,2072	0,8065	17,7
0,1453	0,2304	0,2762	0,5816	0,4631	0,4301	0,2372	0,5527	17,7
0,1238	0,1645	0,6047	0,6912	0,6344	0,3909	0,1823	0,7372	17,7
0,1212	0,1194	0,4152	0,5608	0,6407	0,2158	0,1734	0,6943	17,7
0,0829	0,1923	0,5406	0,6925	0,5246	0,2034	0,1808	0,5690	17,7
0,0469	0,0778	0,2232	0,2571	0,2862	0,2882	0,1151	0,5038	35,4
0,0302	0,0575	0,1485	0,2248	0,2210	0,2343	0,0656	0,5094	35,4
...
0,0426	0,0688	0,3123	0,2453	0,3112	0,2765	0,1063	0,4165	35,4

Зменшення помилки при контролі біомаси фітопланктону у водному середовищі у процесі навчання нейро-нечіткої мережі показано на рис. 5.5. За результатами навчання нейро-нечіткої мережі у ході 10 ітерацій отримано помилку контролю біомаси фітопланктону 1,48 %, що відповідає достовірності контролю 98,52%.

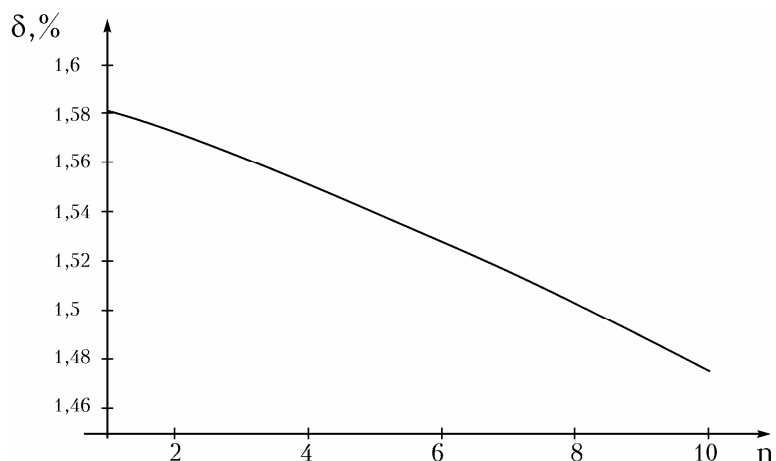


Рисунок 5.5 – Зменшення помилки контролю біомаси фітопланктону у водному середовищі в процесі навчання нейро-нечіткої мережі

5.5 Розробка спеціалізованого програмного забезпечення для мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ

Розроблено спеціалізоване програмне забезпечення для мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ Multispectral devices 1.029, лістинг якого наведено у додатку Б. Розроблена програма реалізує методики опрацювання мультиспектральних зображень для контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів. Графічний інтерфейс користувача цієї програми наведено на рис. 5.6 – 5.9. Зокрема на рис. 5.6. наведено графічний інтерфейс вікна налаштування (пункт головного меню – «Настройка») параметрів прийому-передачі даних між персональним комп'ютером на засобом контролю, координат положення на мультиспектральних зображеннях центрів кювет з фітопланктоном та розмірів області, у якій відбувається усереднення виміряного значення тест-параметра, а також номер кювети з контрольною пробою. На рис. 5.7 наведено графічний інтерфейс вікна опрацювання мультиспектральних зображень (пункт головного меню – «Обработка»), що дозволяє вивести на екран весь масив

мультиспектральних зображень об'єкту контролю, здійснити їх обробку за допомогою трьох регресійних моделей та сегментацію зображень.

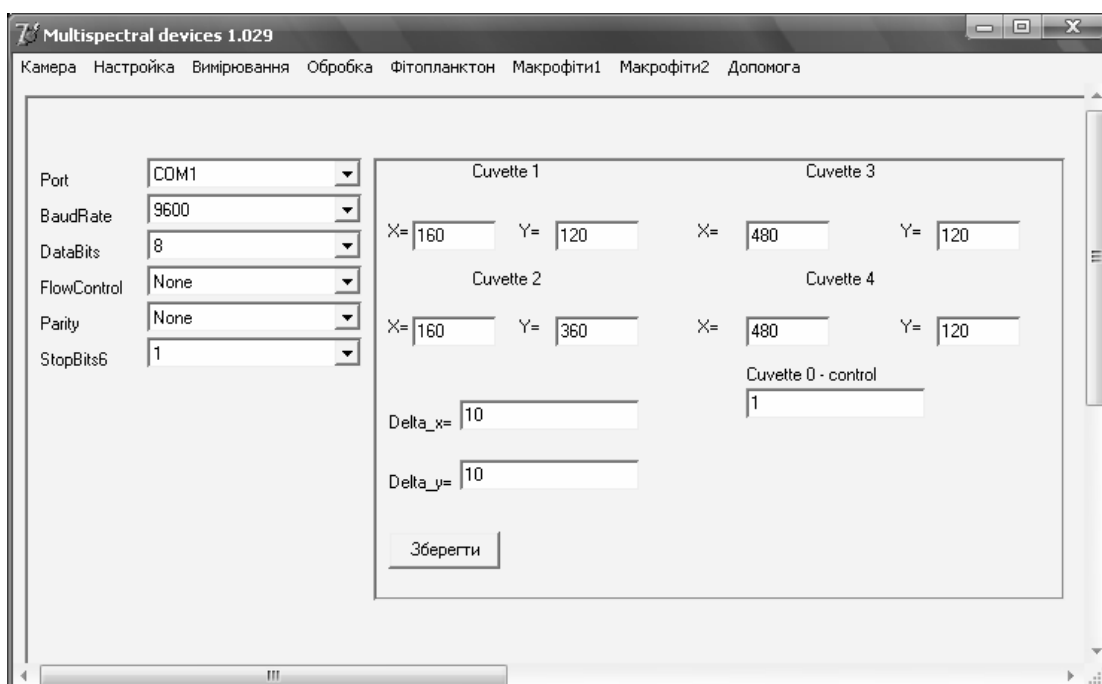


Рисунок 5.6 – Графічний інтерфейс вікна налаштування параметрів роботи засобу мультиспектрального контролю

У програмі використовуються регресійні рівняння у виді поліномів 5 порядку, при цьому коефіцієнти регресійних рівнянь підключаються до програми у виді зовнішніх ini-файлів. Приклад структури файлу регресійної моделі наведено у додатку В. Також у цьому вікні програми є можливість визначити мультиспектральні параметри у заданих координатах зображення та експортувати їх у файл Microsoft Excel.

На рис. 5.8 наведено графічний інтерфейс вікна опрацювання (пункт головного меню – «Фітопланктон») результатів мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ за допомогою біоіндикації по фітопланктону.

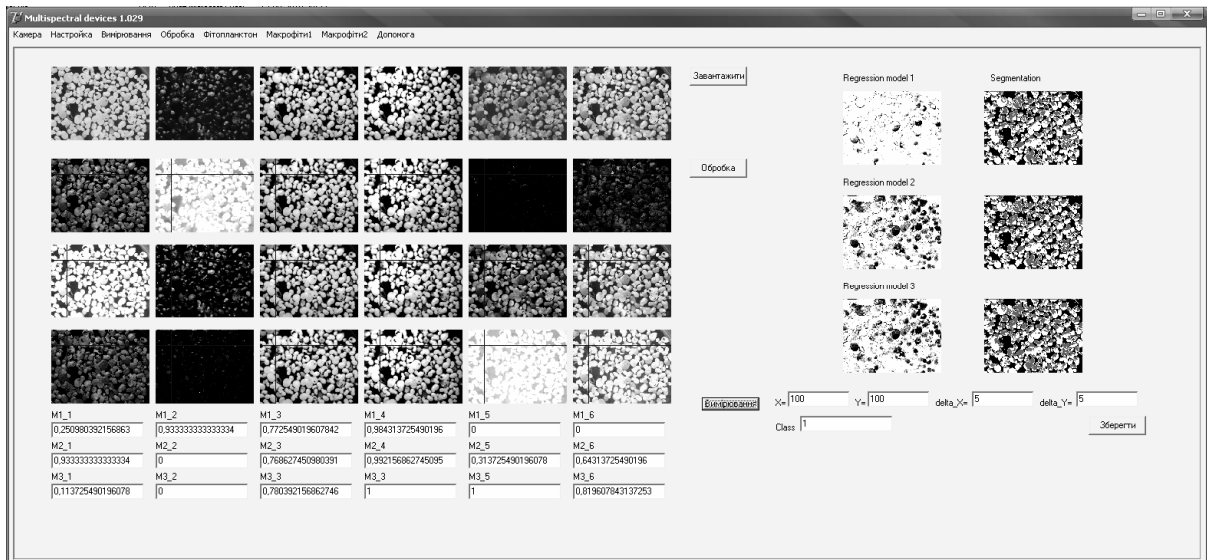


Рисунок 5.7 – Графічний інтерфейс вікна опрацювання мультиспектральних зображень

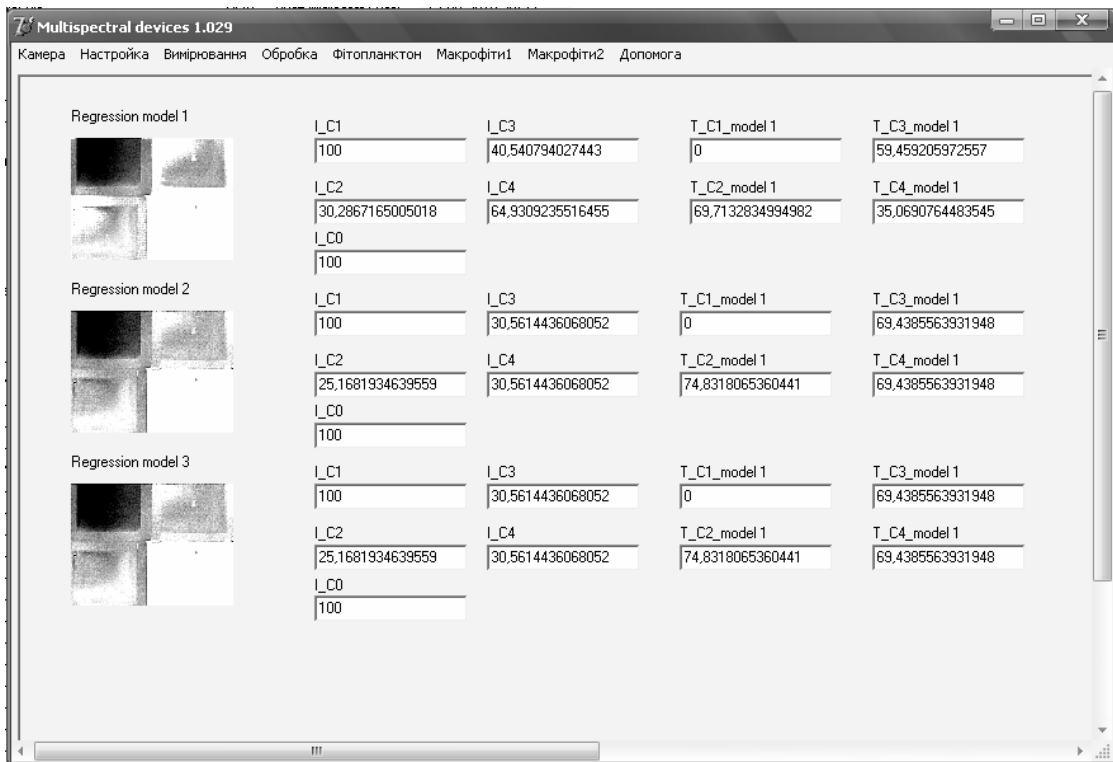


Рисунок 5.8 – Графічний інтерфейс вікна опрацювання результатів мультиспектрального контролю за допомогою біоіндикації по фітопланктону

З використанням трьох регресійних рівнянь отримано тест-параметри (I_{ci}) для кожної з кювет виміряні відносно контрольної кювети. На основі цих тест-параметрів розраховано індекс токсичності (T_{ci}) для кожної з проб відносно контрольної.

На рис. 5.9 наведено графічний інтерфейс вікна опрацювання результатів мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ за допомогою біоіндикації по макрофітам (пункт головного меню – «Макрофіти 1»). Здійснюється сегментація мультиспектральних зображень на три частини (А, В, С). Програма розраховує відносну площу поверхні водного середовища, яку займають неушкоджені вищі водні рослини (А), площу, яку займають рослини уражені внаслідок дії забруднювальних речовин (В) та площу чистої поверхні води (С). Далі здійснюється розрахунок індексу К, який є тест-параметром, що дозволяє оцінити вплив забруднювальних речовин на тест-об'єкт.

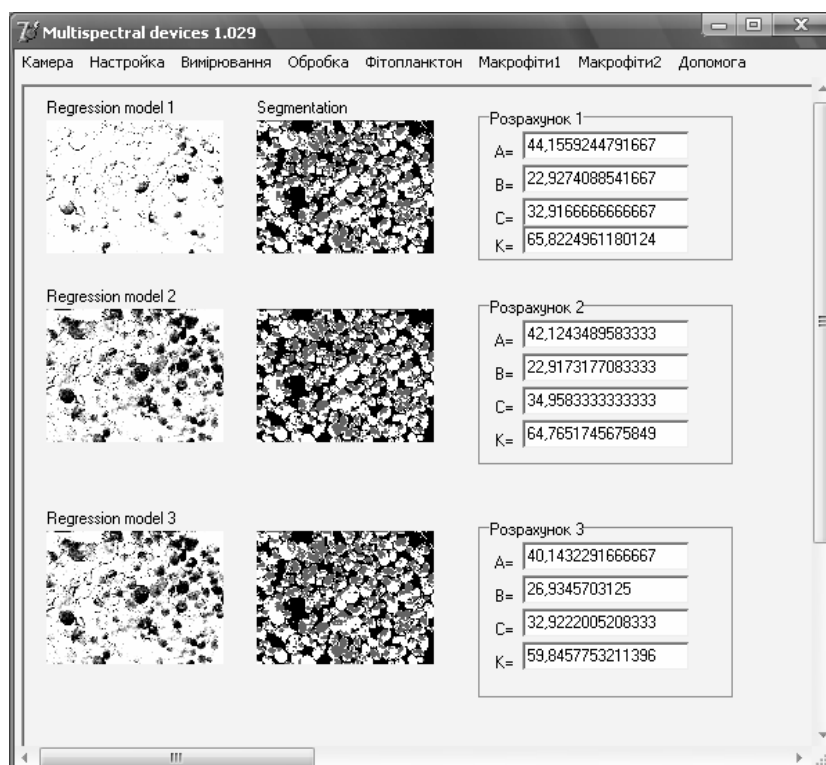


Рисунок 5.9– Графічний інтерфейс вікна опрацювання результатів мультиспектрального контролю за допомогою біоіндикації по макрофітам

Пункт головного меню – «Макрофіти 2» призначено для опрацювання мультиспектральних зображень водних середовищ з різними видами вищих водних рослин, отриманих з квадрокоптера. При цьому відбувається сегментація мультиспектрального зображення на частини, що відповідають відносній площі, яку займають плаваючі та повітряно-водні макрофіти різних видів.

5.6 Висновки

1. Вдосконалено систему контролю параметрів забруднення водних середовищ за допомогою мультиспектрального методу з використанням біотестування та різних типів нейромереж для обробки результатів. Найменшу тестову помилку забезпечила нейромережа на основі багат шарового персептрона з двома прихованими шарами.

2. Оцінено достовірність контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі та значення ймовірності помилки першого роду 0,022, ймовірність помилки другого роду 0,016, достовірність контролю токсичності 0,962, що достатні для використання розробленого засобу контролю у спеціалізованих лабораторіях природоохоронних закладів. Для розв'язання оберненої задачі опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону у водних середовищах за результатами мультиспектральних вимірювань використано нейро-нечітку мережу ANFIS. За результатами навчання нейро-нечіткої мережі у ході 25 ітерацій отримано похибку опосередкованого вимірювання концентрації частинок фітопланктону 3,7 %.

3. Розроблено спеціалізоване програмне забезпечення для мультиспектрального екологічного контролю Multispectral devices 1.029. Розроблена програма реалізує методики опрацювання мультиспектральних зображень для контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів. У програмі використовуються регресійні рівняння у виді поліномів 5-го порядку. При опрацюванні результатів мультиспектрального екологічного контролю здійснюється сегментація зображень та розрахунок відносних розмірів зон зображення.

Результати, викладені у розділі 5, опубліковані у роботах [254, 271, 275, 282, 283, 339, 393, 405, 406].

РОЗДІЛ 6

НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЗДІЙСНЕННЯ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ ТА ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

6.1 Методики визначення токсичності за допомогою біотестування з використанням мультиспектральних методів і засобів

6.1.1 Призначення і область застосування методик визначення токсичності з використанням мультиспектральних методів і засобів

Розроблені науково-методичні рекомендації застосування мультиспектральних методів та засобів відповідають вимогам чинних вітчизняних та міжнародних нормативних документів в галузі охорони водних ресурсів та дозволяють підвищити ефективність контролю екологічного стану водних об'єктів. Методика визначення токсичності стічних, поверхневих, підземних і питних вод; водних розчинів окремих хімічних речовин і їх сумішей; водних витяжок з ґрунтів, осадів стічних вод, промислових і побутових відходів за допомогою біотестування з використанням мультиспектральних методів і засобів складена на основі вітчизняних нормативних документів, міжнародних стандартів та закордонних аналогів [80–82, 99, 121, 122, 128, 129, 146, 147, 233, 242, 247–249, 407–530].

При використанні у якості тест-об'єкту зеленої протококкових водоростей *Chlorella vulgaris* Beijer або *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb необхідно встановити відмінності між інтенсивністю росту водоростей у досліджуваній пробі і культуральному середовищі (ISO 8692:2012, КНД 211.1.4.058-97). Мультиспектральними методами і засобами вимірюється концентрація частинок фітопланктону у кюветах, що пов'язана з оптичною густиною суспензії водоростей на певних довжинах хвиль та визначається за

допомогою регресійного рівняння. Застосування мультиспектрального методу дозволяє вимірювати концентрацію частинок фітопланктону одночасно у великій кількості кювет, що суттєво значно ефективніше послідовного вимірювання концентрації у кожній з кювет за допомогою мікроскопа з лічильною камерою Горєва чи за допомогою спектрофотометра. На рис. 6.1 наведено мультиспектральні зображення проб води з наявністю частинок мікроводоростей хлорели (*Chlorella vulgaris*).

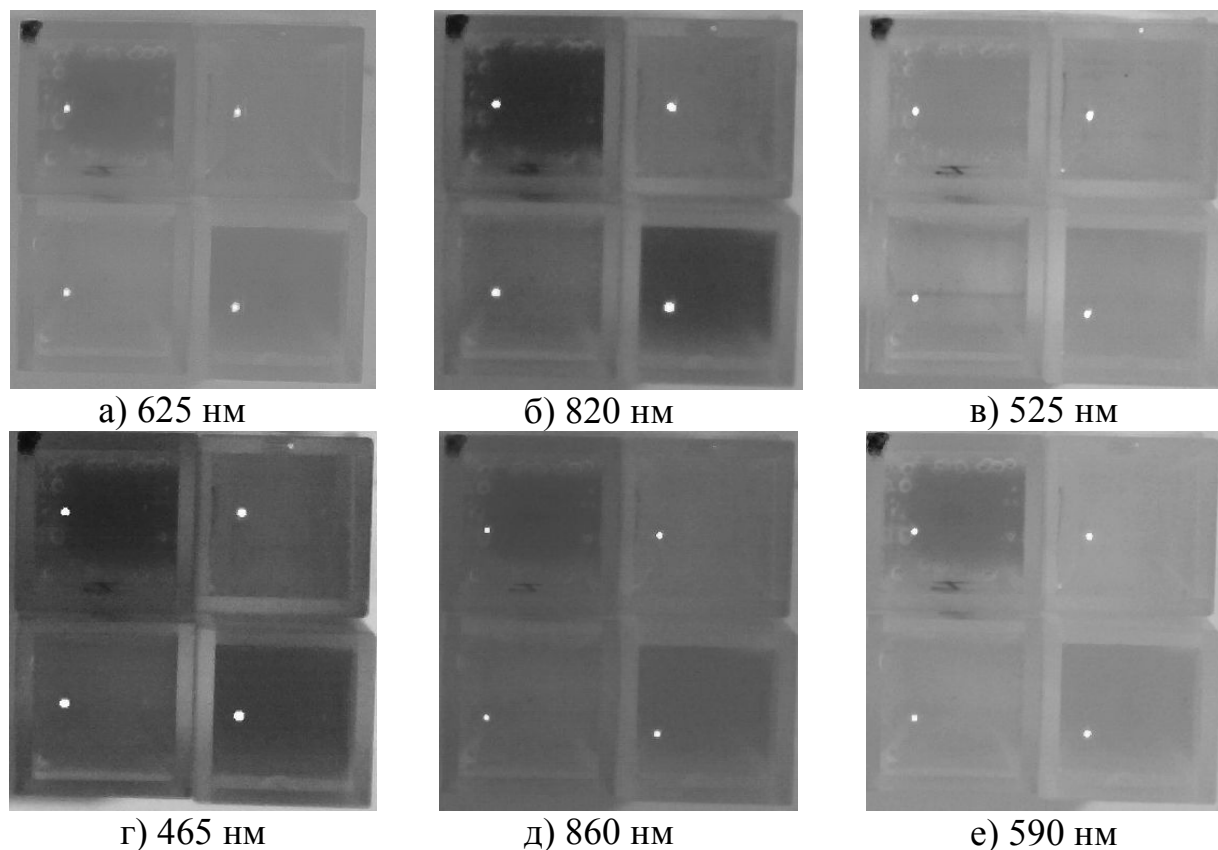


Рисунок 6.1 – Мультиспектральні зображення проб води з наявністю частинок мікроводоростей хлорели (*Chlorella vulgaris*)

Критерієм токсичності є достовірне зниження коефіцієнта приросту чисельності клітин в тестованій воді в порівнянні з контролем. Тобто критерієм токсичності води є зниження на 20% і більше (подавлення зростання) або збільшення на 30% і більше (стимуляція зростання) концентрації частинок культури водорості, що вирощується протягом певного часу у тестованій воді у порівнянні з її ростом на контрольному середовищі, що підготовлене на дистильованій воді.

Час експозиції складає 96 годин для визначення наявності гострої токсичної дії та 14 діб для визначення наявності хронічної токсичної дії.

Контроль якості культури водорості тест-об'єкту здійснюється один раз на квартал. Він здійснюється за допомогою визначення її чутливості до модельного токсиканту – біхромату калію ($K_2Cr_2O_7$). При задовільному стані культури водорості і правильно поставленому експерименті після 24 годин культивування 50%-ве подавлення приросту порівняно з контролем повинно спостерігатися в діапазоні концентрацій біхромату калію від 0,4 до 1,6 мг/дм³.

При використанні у якості тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.) у пробах відзначають збереження або зміну морфологічних ознак її листеців, зокрема, зміну забарвлення (пожовтіння або збліднення (хлороз), повне знебарвлення (некроз)) в дослідних і контрольних пробах [531–533]. Мультиспектральними методами і засобами вимірюється відносна площа поверхні водного середовища вкрита рослинами ряски без морфологічних змін, зі змінами та чиста поверхня водного середовища. Відповідно до міжнародного стандарту ISO 20079:2005. Water quality – Determination of the toxic effect of water constituents and waste water on duckweed (*Lemna minor*) – Duckweed growth inhibition test визначення показника токсичного впливу проводиться протягом 7 діб. У якості модельного токсиканту використовують розчин сульфату міді ($CuSO_4 \times 5H_2O$).

6.1.2 Підготовка до біотестування, відбір, транспортування і зберігання проб

Перед початком робіт з біотестування необхідно підготувати посуд, пробовідбірники, місця зберігання відібраних проб. Підготовчі процедури повинні виключати потрапляння токсичних, органічних та інших речовин з навколишнього середовища в тестовану воду або у водні витяжки з ґрунтів, осадів стічних вод і відходів.

Відбір проб води звичайно проводиться в посуд із пластику, або в банки з темного скла в разі, якщо в воді містяться нафтопродукти, миючі засоби або пестициди.

Відбір проб ґрунтів, осадів стічних вод і відходів слід проводити в банки з темного скла.

Відбір, транспортування і зберігання водних проб. Загальні процедури відбору проб вод, а також вимоги до пристроїв для відбору проб, визначені в таких нормативних документах [407, 415–419, 510] (табл. 6.1).

Для проведення токсикологічного аналізу об'єм взятої проби повинен складати не менше 500 см³.

Способи відбору, транспортування, зберігання, підготовки до виконання біотестування повинні забезпечити незмінність складу проб в період між відбором проб та їх аналізом. Проби відбирають вручну спеціальними пристроями або із застосуванням автоматичних пробовідбірників, при цьому ємності для проб повинні бути виготовлені з нетоксичного матеріалу, легко вийматися з пробовідбірника для очищення і миття.

При відборі проби з поверхні водойми використовують скляні або поліетиленові пляшки.

Для відбору глибинних проб води з озер, водосховищ, ставків та річок слід використовувати батометри.

Відбір проб питних вод перед надходженням в розподільну мережу здійснюється з кранів на водоводах, розташованих на вході в установку знезараження. Проби води розподільної мережі відбирають в періоди найбільшої витрати води.

Водопровідну воду відбирають з-під крана після інтенсивного зливу, багаторазово сполоснувши його водою, що відбирається. Кран антисептичній обробці не піддається.

Таблиця 6.1 – Нормативні документи, що регламентують відбирання проб води, консервування та зберігання проб

Вода	Нормативний документ
Поверхневі та підземні води	<p>ДСТУ ISO 5667-1:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо проекту програм проведення відбирання проб</p> <p>ДСТУ ISO 5667-2:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 2. Настанови щодо методів відбирання проб</p> <p>ДСТУ ISO 5667-3-2003. Відбір проб. Частина 3. Керівництво з методів консервування та зберігання проб</p> <p>ДСТУ ISO 5667-4:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб із природних та штучних озер</p>
Питна вода	ДСанПіН 2.2.4-171-10. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»
Стічні і технологічні води	<p>КНД 211.1.0.009-94. Гідросфера. Відбір проб для визначення складу і властивостей стічних і технологічних вод. Основні положення</p> <p>ДСТУ ISO 5667-10-2005 Якість води. Відбирання проб. Частина 10. Настанови щодо відбирання проб стічних вод.</p>

Відбір стічних вод слід проводити в місцях найбільшого перемішування в тій частині потоку, де зважені частинки розподілені більш рівномірно. Очищені стічні води необхідно відбирати до їх хлорування.

Для проведення аналізу стічних вод на токсичність краще відбирати середньодобову пробу, збираючи її порціями з періодичністю одну годину. Точкові (разові) проби допустимо використовувати лише у виняткових випадках.

Проби, призначені для дослідження на токсичність, не можна піддавати консервації.

Відібрані проби наливають до країв у двічі промиті відбираємою водою банки або флакони і закривають без бульбашок повітря пришліфованими скляними пробками або поліетиленовими кришками.

Біотестування проб води проводять не пізніше 6 годин після їх відбору. При неможливості проведення аналізу у зазначений термін проби води охолоджують до $+2...+4$ °С. У цих умовах проби до аналізу можуть зберігатися не більше однієї доби. Про тривалість зберігання проб води роблять позначку в протоколі біотестування. У виняткових випадках при відсутності летких органічних речовин допускається заморожування проб до -20 °С і їх зберігання до двох тижнів. При цьому слід мати на увазі, що після розморожування токсичність води може змінитися. Якщо проби потрібно відстоювати або фільтрувати, то обидві ці процедури повинні проводитися до заморожування.

Якщо проби були охолоджені або заморожені, то перед біотестуванням їх доводять до кімнатної температури.

Великодисперсні включення, що присутні в стічних водах, слід видалити фільтрацією проби через пористий знезолений фільтр «біла стрічка». Не можна використовувати дрібнопористий фільтр, наприклад, «синя стрічка», оскільки він може затримувати колоїдні речовини, що позначиться на результатах біотестування.

Природні води фільтрують через мембранні фільтри з діаметром пор 3-5 мкм або через пористий знезолений фільтр.

Використовуваний для знезараження питних і стічних вод активний хлор є токсичною речовиною, тому перед біотестуванням таких вод його

необхідно видалити відстоюванням проби у відкритій ємності з широким горлом при температурі від +2 до +4 °С протягом 3-5 годин.

Проба води, підготовлена до біотестування, повинна мати рН 7,0-8,5. Якщо рН проби не вкладається в ці межі, то встановлюється токсичність окремо до і після корекції кислотності проби 10% -ним розчином НСІ або 10%-ним розчином NaOH. Корекція рН не повинна викликати хімічної реакції з речовинами проби (випадання осаду, комплексоутворення) і збільшувати її об'єм більш, ніж на 5%. У протоколі досліду вказуються обидва результату біотестування, проте висновок про токсичність дається по пробі до корекції кислотності.

Проби ґрунтових або інших вод з високим вмістом двовалентного заліза (понад 1 мг/дм³) слід попередньо відстоювати не менше 24 годин при температурі від +2 до +4 °С. Після цього освітлена вода сифонується і аналізується на токсичність.

Відбір, транспортування, зберігання проб ґрунтів. Відбір проб ґрунтів, їх транспортування і зберігання здійснюють відповідно ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб [511].

Використовувані способи відбору, транспортування, зберігання, пробопідготовки повинні забезпечити незмінність складу проб ґрунтів до моменту їх біотестування.

Проби ґрунтів аналізують не пізніше 12 годин з моменту відбору. Якщо дану умову не можна виконати, то об'єднані проби зберігають у холодильнику в ємностях з щільно закритою кришкою до одного тижня при температурі від +2 до +4 °С. Не допускається консервування проби ґрунтів для аналізу на токсичність.

Приготування водної витяжки з ґрунтів. Відібрані для проведення біотестування проби ґрунту розпушують шпателем і звільняють від сторонніх матеріалів. До них відносяться механічні включення, такі як промислові, будівельні, побутові відходи і т.п., а також уламки каміння, кореневищ і гілок. Можливість видалення таких включень з проби

встановлюється на основі вивчення польового опису місця її відбору. Дані відомості повинні бути присутні у супровідній документації (акт відбору) до проб, направлених на токсикологічний аналіз.

Після цього проби переносять на чисті аркуші щільного паперу і доводять до повітряно-сухого стану в добре провітрюваному приміщенні або в витяжній шафі. Висушений ґрунт просівають крізь сито з розміром комірок 1 мм і витримують відкритим не менше 2-х годин при кімнатній температурі і вологості повітря. Підготовлену пробу ґрунту розподіляють на рівній поверхні шаром в 1 см і відбирають з 5-ти точок методом конверта.

Відібрана проба з масою близько 200 г розділяється на дві рівні частини: для біотестування і для визначення гігроскопічної вологості після висушування до постійної маси.

Водну витяжку з ґрунту для біотестування готують в співвідношенні 1 частина ґрунту і 4 частини дистильованої води. Воду для видалення вуглекислого газу, який розчиняє карбонати кальцію і магнію, попередньо кип'ятять 30 хв, а потім охолоджують і аерують. Для отримання водної витяжки беруть 100 ± 1 г проби ґрунту в повітряно-сухому стані, перерахувавши наважку на її абсолютно-суху масу.

Витяжка з ґрунтів повинна мати величину рН в діапазоні 7,0-8,5. При необхідності витяжку перед серійним розбавленням попередньо нейтралізують. Після нейтралізації проби аерують 10-20 хв для стабілізації рН.

Відбір, транспортування і зберігання проб осадів стічних вод, промислових та побутових відходів. Відбір, транспортування і зберігання проб осадів стічних вод та відходів здійснюють згідно з такими нормативними документами [511, 512].

Об'єднана проба відходів при відсутності спеціальних вимог повинна становити не менше 1 кг.

Проби відходів не підлягають консервації. У лабораторію проби повинні надійти не пізніше, ніж через 12 годин після відбору. При

неможливості проведення аналізу в зазначений термін проби охолоджують до +2...+4 °С. У цих умовах проби рідких і органічних відходів до аналізу можуть зберігатися не більше однієї доби, твердих – не більше одного тижня.

Приготування водної витяжки з осадів стічних вод, промислових та побутових відходів. Водну витяжку з осадів стічних вод і відходів готують виходячи із співвідношення «тверда фаза: рідина», рівного 1:10. В якості рідини використовують дистильовану воду.

Перед біотестуванням вимірюють рН і температуру в отриманому екстракті. Водна витяжка з осадів стічних вод або відходів повинна мати рН 7,0-8,5. При необхідності проводять корекцію рН проби, після чого аерують її протягом 10-20 хв. Температуру проби доводять до температури робочого приміщення.

Якщо необхідно встановити вплив фактора рН на результати біотестування токсичності водних витяжок з відходів в тих випадках, коли величина рН виходить за межі діапазону (7,0-8,5), токсикологічний експеримент проводять на пробах до і після їх корекції. За результат приймається токсичність вихідної проби.

При розподілі проб осадів стічних вод або відходів на рідку і тверду фракції на токсичність перевіряють як рідку фракцію, так і екстракт з твердої фракції. Якщо будь-яка з цих частин виявилася токсичною, то токсичним вважається весь зразок осадів стічних вод або відходів.

Біотестування хімічної речовини або суміші хімічних речовин. Біотестування хімічної речовини або суміші хімічних речовин здійснюють для визначення екотоксичності відповідно [513, 514]:

- ДСТУ ГОСТ 30333:2009 Паспорт безпечності хімічної продукції;
- Рекомендации ООН ST/SG/AC.10/30/Rev.1 «Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС)» («Globally Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals (GHS)»).

Для біотестування хімічної речовини (далі – речовини) або суміші хімічних речовин (далі – суміші речовин) готують вихідний розчин, використовуючи дистильовану воду. Далі з вихідного розчину готують серію розчинів з різними концентраціями речовини (суміші речовин), використовуючи питну воду попередньо дехлоровану шляхом відстоювання [129].

Підготовка тест-культури водорості *Chlorella vulgaris* Beijer.
Водорості *Chlorella vulgaris* Beijer вирощують на штучному живильному середовищі Успенського № 1 (табл. 6.2).

Таблиця 6.2 – Склад живильного середовища Успенського № 1

Реактиви	Концентрація, мг/л	
	В середовищі для культивування	В розчинах солей для біотестування
KNO ₃	25	50,0
MgSO ₄ ·7H ₂ O	25	50,0
KH ₂ PO ₄	25	50,0
K ₂ CO ₃	34,5	69,0
Ca(NO ₃) ₂	100	200,0

Примітка: H₃BO₃ – 2,86 мг/л, MnCl₂·4H₂O – 1,81 мг/л, ZnSO₄·7H₂O – 0,222г/л, MoO₃ – 17,64 мг/л, NH₄VO₃ – 22,96 мг/л. Розчин мікроелементів вносять у середовище після стерилізації, перед посівом.

Для біотестування готують окремо по 1100 мл розчину кожної солі. Живильне середовище, розчини окремих солей і мікроелементів стерилізують у автоклаві протягом 45-60 хв при 1 атм. Колби для культивування водоростей стерилізують сухим жаром протягом 1 год при 180 °С. Культуру водоростей вносять в стерильну колбу з живильним середовищем в кількості, що дає світло-зелене забарвлення. Після посіву колбу закривають стерильною ватно-марлевою пробкою і ковпачком з пергаментного паперу. Культивують водорості при цілодобовому освітленні

лампами денного світла, розміщеними на відстані 30-40 см від поверхні культури, освітленість 2000-3000 лк. Водорості можна вирощувати на вікні при природному освітленні, захищаючи їх від прямих сонячних променів. Культуру водоростей періодично перемішують, струшуючи 1-2 рази на добу. Оптимальна температура для вирощування водоростей 18-20 °С.

Для культивування мікрowodоростей застосовується фотобіореактор ФБР-150. Продуктивність мікрowodоростей в основному залежить від типу і конструктивних особливостей таких установок. При збільшенні концентрації мікрowodоростей в суспензії неминуче буде зменшуватися коефіцієнт пропускання випромінювання. Для підтримування оптимальних умов у фотобіореакторі необхідно контролювати концентрацію мікрowodоростей у реакторі, температуру та освітленість у заданому діапазоні значень.

Для посіву використовують 5-7-добову культуру водоростей, що знаходиться в стадії експоненціального зростання. Перед біотестуванням її згущують фільтруванням через мембранний фільтр № 4 або фільтрувальну папір (синя стрічка) за допомогою апарату Зейтца. Клітини можна також сконцентрувати відстоюванням культури і наступним відсмоктуванням середовища з колби. З фільтра водорості переносять в колби з 30-50 мл контрольної води. Перевіряють чисельність суспензії клітин, яку використовують для посіву. Чисельність клітин в суспензії повинна становити 5-10 млн. кл/мл. Для підрахунку чисельності клітин використовують лічильну камеру Горяєва або Фукс-Розенталя [27].

Підготовка тест-культури водорості *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb. Для біотестування використовують лабораторну культуру одноклітинних зелених протококових водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb. Лабораторну культуру водоростей вирощують на середовищі Прата в конічних плоскодонних колбах об'ємом 250–300 см³ в люміностаті з інтенсивністю освітлення не менше 2000–3000 лк при температурі (20±2)°С. При культивуванні і біотестуванні водоростей використовують хімічно чистий скляний посуд. Для цього посуд промивають сумішшю біхромату

калію і сірчаної кислоти (хромовою сумішшю), потім ретельно водопровідною водою і 3-4 рази дистильованою водою. Посуд, що використовується для культивування і біотестування, за винятком мірного, стерилізують у сушильній шафі при 160°C протягом 1,5 год. Не дозволяється користуватися для миття посуду синтетичними поверхнево-активними речовинами і органічними розчинниками. Дозволяється користуватися питною содою.

Для приготування живильного середовища Прата (табл. 6.2) спочатку готують вихідні розчини солей на дистильованій воді: калію азотнокислого – 100,0 г/дм³; магнію сірчаноокислого – 10,0 г/дм³; калію фосфорнокислого двозаміщеного – 10,0 г/дм³. Наважку заліза хлорного 0,5 г розчиняють в 0,5 дм³ дистильованої води. Отримані вихідні розчини солей зберігають в холодильнику. У випадку помутніння розчинів їх замінюють на свіжі.

Щоб отримати живильне середовище Прата для культивування водоростей, відповідні об'єми вихідних розчинів (окрім заліза хлорного) додають по 1 мл в 1 дм³ дистильованої води в послідовності їх розташування в табл. 6.3. Стерилізують отриманий розчин кип'ятінням на водяній бані 15 хв, охолоджують і додають туди 1 мл хлорне залізо з вихідного розчину.

Таблиця 6.3 – Склад живильного середовища Прата

Реактив	Концентрація, г/дм ³
Калій азотнокислий (KNO ₃)	0,1
Магній сірчаноокислий (Mg ₂ SO ₄ • 7H ₂ O)	0,01
Калій фосфорнокислий двозаміщений (K ₂ HPO ₄ • 3H ₂ O)	0,01
Залізо хлорне (FeCl ₃ • 6H ₂ O)	0,001

При культивуванні періодично оновлюють культуру водоростей, пересіваючи її на свіже живильне середовище не рідше одного разу в 10 днів. Для цього в стерильну колбу об'ємом 250–300 см³ зі свіжим середовищем

Прата об'ємом 150 см^3 над полум'ям спиртівки наливають $15\text{--}20 \text{ см}^3$ верхнього шару вихідної культури (вміст вихідної культури при цьому не перемішують). Початкова концентрація клітин в новій колбі складає приблизно $100\text{--}150 \text{ тис. кл/см}^3$, що дає світло-зелене забарвлення. У випадку ослаблення інтенсивного росту клітин в культурі, до живильного середовища додають вітамін В12.

Після посіву колбу закривають стерильною ватно-марлевою пробкою і паперовим ковпачком, перемішують і поміщають в люмінонат. У процесі культивування культуру водоростей періодично перемішують, струшуючи 1 - 2 рази на добу.

При біотестуванні використовують 3 добу культуру водоростей, що знаходиться в експоненційній фазі росту. Для цього в стерильну колбу з середовищем Прата об'ємом 150 см^3 доливають з вихідної культури водоростей верхній шар клітин (близько $15\text{--}20 \text{ см}^3$) і колбу ставлять в люмінонат для росту культури водоростей. Через 3 доби підраховують чисельність клітин (яка повинна складати приблизно 5 млн. кл/см^3).

Далі розрахунковим шляхом встановлюють, яку кількість культури водоростей необхідно взяти, щоб отримати в дослідному і контрольному об'ємі середовища Прата необхідну концентрацію клітин по 30 тис. кл/см^3 (як правило це $0,5\text{--}1 \text{ см}^3$ культури водоростей). Для підрахунку концентрації клітин водоростей використовують лічильну камеру Горяєва (або іншу).

Періодично (не рідше одного разу на місяць) культуру водоростей перевіряють на придатність для біотестування. Для цього встановлюють середню ефективну концентрацію (ЕК50 за 48 год) розчину еталонної речовини калію біхромату. Готують вихідний розчин $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ з концентрацією 1 г/дм^3 , використовуючи дистильовану воду. Далі з вихідного розчину готують серію розчинів з концентраціями $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ від $1,0$ до $3,0 \text{ мг/дм}^3$ з інтервалом $0,5 \text{ мг/дм}^3$, використовуючи середовище Прата (дослід). Для контролю беруть середовище Прата без токсиканту. Далі в дослідні і контрольні колби додають водорості в експоненційній фазі росту

концентрацією 30 тис. кл/см³. Біотестування цих розчинів проводять тривалістю 48 год.

На підставі отриманих результатів розраховують відсоток зниження чисельності клітин водоростей в протестованих розчинах K₂Cr₂O₇ у порівнянні з контролем і визначають концентрацію K₂Cr₂O₇, яка викликає зниження чисельності водоростей на 50% (ЕК50 за 48 год).

Якщо отримана величина ЕК50 за 48 год знаходиться в експериментально встановленому діапазоні реагування тест-об'єкта, який дорівнює 1,3–2,5 мг/дм³ K₂Cr₂O₇, культура водоростей придатна для біотестування.

Якщо ЕК50 за 48 год K₂Cr₂O₇ не перебуває у зазначеному діапазоні реагування, то перевіряють умови культивування тест-об'єкта, щоб з'ясувати причини погіршення стану культури. При необхідності культуру замінюють.

Підготовка тест-культури ряски малої (*Lemna minor* L.). Культура ряски малої (*Lemna minor* L.) вирощувалася у лабораторії на живильному середовищі Штейнберга [461]: KNO₃ – 350 мг/л; Ca(NO₃)₂×4H₂O – 295 мг/л; K₂HPO₄ × 3H₂O – 90 мг/л; ; KH₂PO₄ – 12,6 мг/л; MgSO₄×7H₂O – 100 мг/л; H³BO₃ – 0,12 мг / л; ZnSO₄ × 7H₂O - 0,18; Na₂MoO₄×2H₂O – 0,044 мг/л; MnCl₂ ×4H₂O – 0,18 мг/л; FeCl₃×6H₂O – 0,76 мг/л; Titriplex III (EDTA) - 1,5 мг/л.

Маточну культуру ряски малої підтримують на такому середовищі в термолюміністаті при температурі 22±2°C і інтенсивності світла 3000 люкс, період освітлення рослин становить 10 год на добу. Раз в тиждень рослини пересаджували на свіжопідготовлене середовище, відбираючи інтенсивно зелені і здорові екземпляри. Кожен з варіантів дослідних зразків, а також контрольні розчини готували в чотирикратній повторності. Для біотестування використовували культуру ряски, пересаджену на свіжопідготовлене середовище за дві доби до постановки експерименту. У кожну пробу поміщали по 30 листеців ряски, вибираючи добре розвинені групи рослин з яскраво-зеленим забарвленням. Всі зразки інкубують в термолюміністаті протягом 7 діб [531–533].

Дослідження реакції тест-об'єкту ряска мала (*Lemna minor*) на забруднювальні речовини. Для проведення досліду були приготовані 0,5М розчини NaI, NaCl, Na₂SO₄, NH₄NO₃, NaH₂PO₄, NaNO₂. У кожену чашку помістили по 20-30 рослин ряски. Протягом 7 днів була проведена оцінку стану і зростання ряски. У ході 3-денного експерименту було визначено реакцію виду ряска мала (*Lemna minor*) на різні типи забрудників. Мультиспектральні зображення проб води з рослинами ряски малої (*Lemna minor* L.) наведені на рис. 6.2.

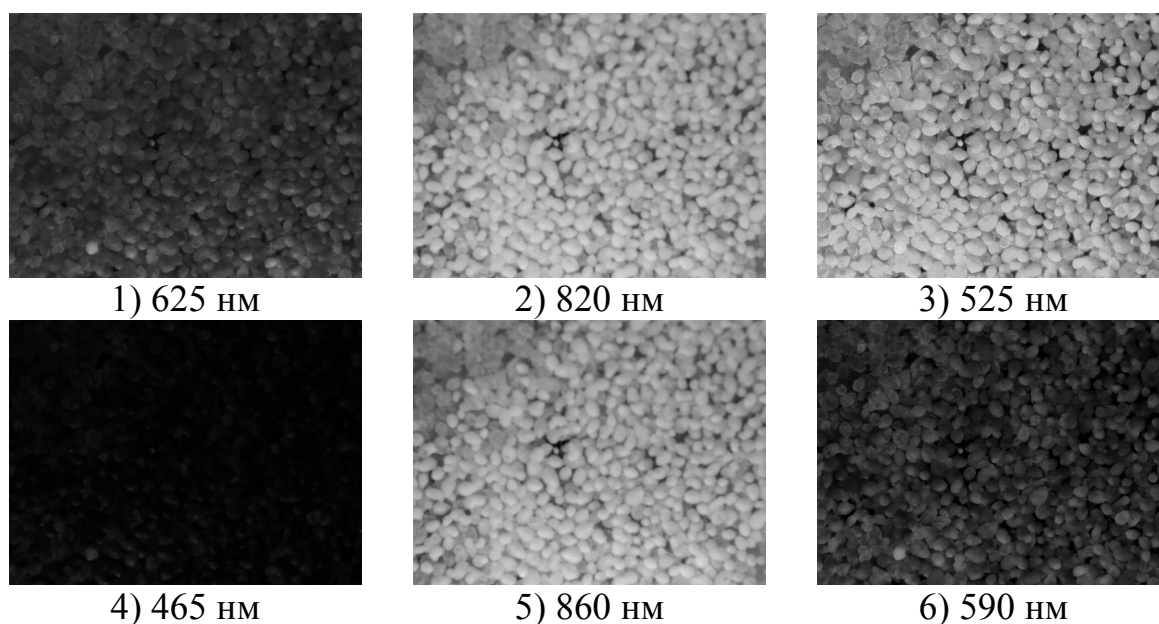


Рисунок 6.2 – Мультиспектральні зображення проб води з рослинами ряски малої (*Lemna minor* L.)

Для цього були використані такі розчини: NaI, NaCl, Na₂SO₄, NH₄NO₃, NaH₂PO₄, NaNO₂. На основі отриманих даних можна зробити висновок, що найбільш сильно впливають на вид ряска мала (*Lemna minor*) такі речовини: NaI (оскільки рослини повністю змінили колір, стали бурими), NH₄NO₃ (листочки розедналися і поблідніли), NaH₂PO₄ (рослини повністю втратили зелений колір, стали блідими) та Na₂SO₄ (зменшення розмірів та потемніння). Найменший вплив на ряску мали такі речовини: NaCl, NaNO₂. Теж можна припустити, що ряска мала (*Lemna minor*) порівняно комфортно може існувати із низьким забрудненням хлоридів та нітритів, проте сильно

реагуватиме на присутність у воді йодидів, нітратів, сульфатів, ортофосфатів. Також можна зробити висновок, що ряска мала (*Lemna minor*) є достатньо чутливим тест-об'єктом, оскільки зміни були помітні уже через 24 години проведення експерименту.

Дослідження були проведені при освітлені об'єкту контролю світлодіодними джерелами випромінювання з довжинами хвиль 465 нм, 525 нм, 590 нм, 625 нм, 820 нм, 860 нм. Ширина кожного із спектральних діапазонів на рівні 0,5 була від 20 до 50 нм. Зображення було отримано за допомогою ПЗЗ-камери MDC140B із розділовою здатністю 1360x1024 та спектральним діапазоном 350–1000 нм.

6.1.3 Контроль інтегрального рівня токсичності стічних вод за допомогою біотестування

Тести з використанням водоростей мають велике значення при оцінці первинної продукції і продукції фітопланктону для оцінки впливу стічних вод і при складанні прогнозу евтрофікування водойм. Зростання біомаси водоростей та її зміни вивчаються за допомогою дослідів безпосередньо у водоймі. З іншого боку, можна виконувати досліди і тести з водоростями в лабораторних умовах, використовуючи воду з водойми – об'єкту дослідження. Інкубація в стандартних умовах дозволяє зберігати деякі чинники, що впливають на первинну продукцію фітопланктону. *Scenedesmus subspicatus* є планктонними одноклітинними зеленими водоростями прісних водоймищ. Тест з їх використанням заснований на зниженні зростання водоростей під впливом токсичної речовини. З досліджуваної проби або зразка готують серію розчинів різної концентрації з достатньою кількістю поживних речовин. У розчини додають водорості, що знаходяться на експоненціальній стадії зростання. Поряд роблять тест з контрольною пробою, в якій посів водорості поміщений лише в живильне середовище. Тестовані розчини інкубуються в постійних умовах – при однаковій температурі і освітленні протягом 72 або 96 годин [2]. Зростання водоростей

в розчинах вимірюється щодня. Зниження зростання або зниження темпів зростання водоростей фіксується за результатами порівняльної проби, поміщеної в тих же умовах.

Вихідними даними для розрахунків є результати експериментальних досліджень забруднювальних речовин спеціалізованою лабораторією екологічної інспекції у Вінницькій області у р. Підведений Буг проведені у 2012-2018 р. Здійснено порівняння результатів контролю токсичності стічних вод методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb та гідрохімічних досліджень забруднювальних речовин спеціалізованою лабораторією екологічної інспекції. Здійснено кореляційний аналіз для виявлення залежностей між концентраціями забруднювальних речовин та відношенням концентрацій фітопланктону у досліджуваній і контрольній пробі.

Для кожної проби у лабораторії були визначені 11 параметрів, що характеризують забруднення води. Для кожної з проб води здійснено біотестування з використанням культури *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb, яка додавалась у досліджувану пробу води та контрольну пробу по 0,5 мл [2, 121]. Колби розміщувались у люміностації на 48 та 96 годин при освітленості 2000 лк. Після цього за допомогою засобу контролю визначалось відношення концентрації тест-культури у досліджуваній та контрольній пробах води.

Для того, щоб виявити кореляцію змін параметра, що характеризує забруднення стічних вод та відношення концентрацій тест-культури у досліджуваній та контрольній пробах води через 48 (гостра токсичність) та 96 годин (хронічна токсичність) проведемо регресійний аналіз у програмі MathCAD. Оскільки функціональна залежність між цими величинами невідома, то використаємо лінійну регресію. В результаті будуть визначені коефіцієнти лінійної регресії a та b , які характеризують чутливість вибраного методу біотестування до конкретної забруднювальної речовини, а також коефіцієнт кореляції, який вказує, наскільки даний параметр здійснює

визначальний вплив на концентрацію тест-культури. Результати регресійного аналізу взаємозв'язку концентрації хлорид-іонів та концентрацій тест-культури у досліджуваній та контрольній пробах води через 48 та 96 годин наведено на рис. 6.3.

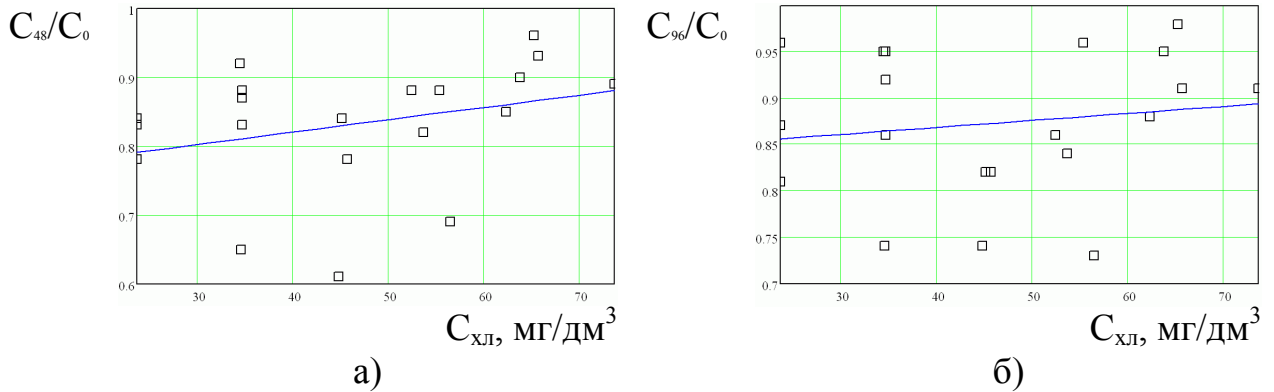


Рисунок 6.3 – Дослідження чутливості тест-культури до вмісту хлорид-іонів:
а) тест 48 годин, б) тест 96 годин

Отримані значення коефіцієнту кореляції 0,303 та 0,149 вказують на наявність слабого зв'язку між концентрацією хлорид-іонів та концентрацією тест-культури. Результати регресійного аналізу взаємозв'язку концентрації заліза та концентрацій тест-культури у досліджуваній та контрольній пробах води через 48 та 96 годин наведено на рис. 6.4.

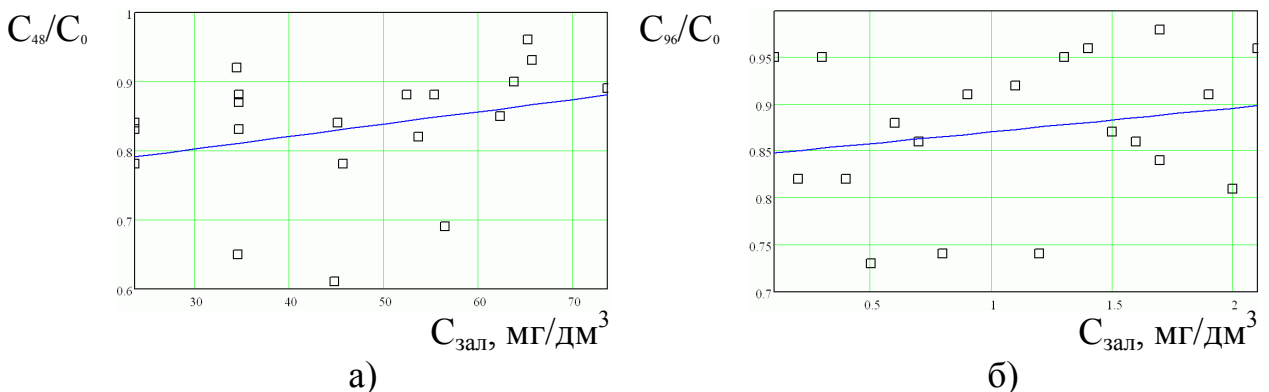


Рисунок 6.4 – Дослідження чутливості тест-культури до вмісту заліза: а) тест 48 годин, б) тест 96 годин

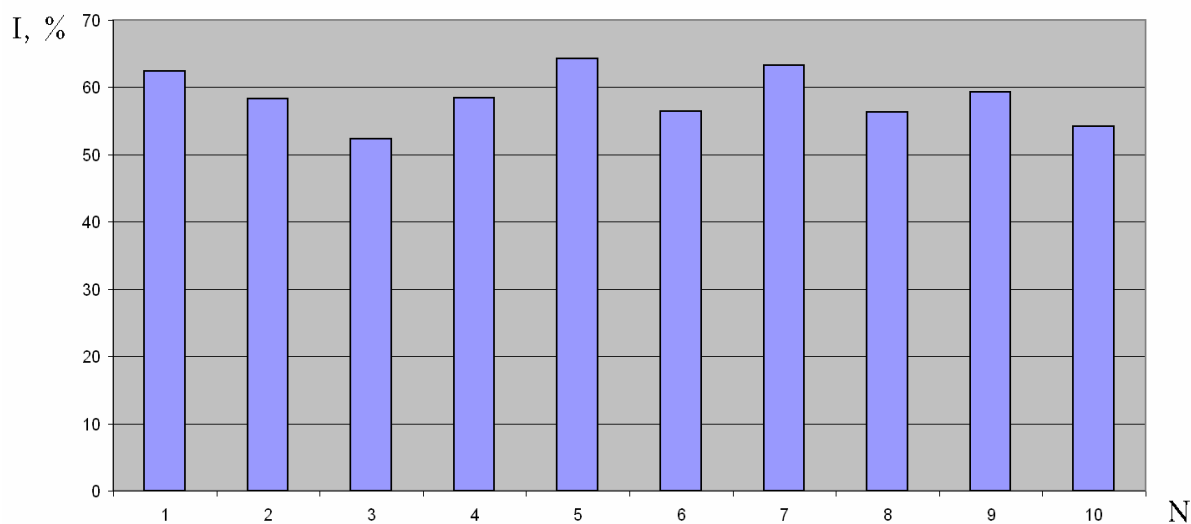
Отримані значення коефіцієнту кореляції 0,116 та 0,204 вказують на наявність дуже слабого зв'язку між концентрацією заліза та концентрацією тест-культури. Також виявлено кореляційні зв'язки між деякими

параметрами забруднювальних речовин (концентрацією сульфатів, амоній-іонів, нітрит-іонів, хлорид-іонів, БСК) та концентрацією фітопланктону. З концентраціями інших забруднювальних речовин кореляційні зв'язки не виявлено. Виявлені кореляційні зв'язки між параметрами забруднювальних речовин та концентрацією фітопланктону досить слабкі. Тому необхідні подальші дослідження у більш широкому діапазоні зміни концентрацій забруднювальних речовин.

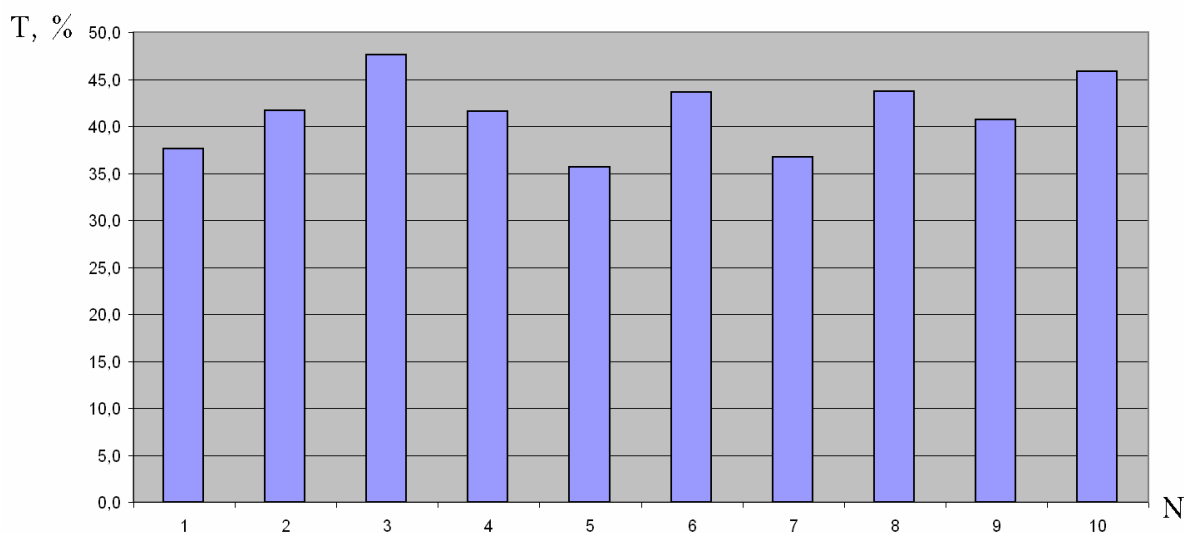
Результати контролю токсичності стічних вод для 10 проб з наявністю забруднюючих речовин методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.4 та на рис.6.5.

Таблиця 6.4 – Результати контролю токсичності стічних вод методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb

N	I, %	T, %
1	62,4	37,6
2	58,3	41,7
3	52,4	47,6
4	58,4	41,6
5	64,3	35,7
6	56,4	43,6
7	63,3	36,7
8	56,3	43,7
9	59,3	40,7
10	54,2	45,8



а)



б)

Рисунок 6.5 – Залежність тест-параметру а) та токсичності стічних вод б) з наявністю забруднюючих речовин методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb

Результати контролю токсичності стічних вод з наявністю забруднюючих речовин методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.5.

Таблиця 6.5 – Результати контролю токсичності стічних вод методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

N	I, %	T, %
1	56,4	43,6
2	51,2	48,8
3	45,5	54,5
4	52,4	47,6
5	58,5	41,5
6	49,5	50,5
7	57,4	42,6
8	52,1	47,9
9	53,3	46,7
10	59,4	40,6

6.1.4 Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля методом біотестування по фітопланктону

Будь який миючий або косметичний засіб являє собою хімічний розчин складного складу. Основу такого синтетичного продукту складають поверхнево-активні речовини – різні солі сульфокислот або ефіри поліетиленгліколів, також різні допоміжні речовини, що покращують миючу здатність, ферменти для видалення плям, барвники і ароматизатори. Більшість цих речовин є небезпечними для людини і довкілля.

Для дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля було використано методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer).

Методика біотестування на мікрководоростях заснована на визначенні зміни розмноження водоростей під впливом токсичних речовин, які містяться у досліджуваній воді у порівнянні незабрудненою водою. Використано короткочасне біотестування тривалістю 96 годин, що дозволяє визначити наявність гострої токсичної дії. Для визначення хронічної токсичної дії тестування слід проводити 14 діб. У якості тест-об'єкту використали

культуру *Chlorella vulgaris* Beijer. Культуру водоростей вирощували на штучному живильному середовищі Успенського №1. Чисельність клітин у суспензії, яку використовували для біотестування складає 10 млн. кл/мл.

Для тестування використаємо дистильовану воду у яку додамо 1% чи 2% шампуні різних марок. У всі колби наливається по 100 мл контрольної або тестуємої води та додається 0,5 мл підготовленої культури фітопланктону та 0,1 мл живильного розчину. Всі колби розміщуємо у люміностант для цілодобового освітлення лампами денного світла на відстані 30-40 см від поверхні при освітленості 2000-3000 лк. Оптимальна температура для біотестування 18-20 °С.

Вимірювання чисельної концентрації частинок фітопланктону здійснювалось за допомогою проточного аналізатора з ПЗЗ-камерою та розпізнаванням і підрахунком частинок на цифрових мультиспектральних зображеннях отриманих на характеристичних довжинах хвиль пігментів. Крім того, було проведено спектрофотометричні дослідження зразків *in vitro*, що враховувало форму та розміри завислих частинок на основі ефекту сита. Результати досліджень довели негативний вплив токсичних сполук у складі шампунів на здоров'я людини та довкілля. При порівнянні складу шампунів відомих виробників та «органічних» можна зробити висновок, що до складу останніх не входять такі основні небезпечні речовини як кокамід, лауреатсульфат амонію, лаурилсульфат амонію, демитикон, гідантоїн, пропіленгліколь, парабени, кокамідопропілбетаїн, похідні ізотіазолонна, синтетичні барвники та ароматизатори, бензоат натрію, формалін. Довготривале використання перших згубно впливає на організм людини, особливо дитячий, за рахунок наявності великої кількості канцерогенних, токсичних та подразнюючих речовин.

Експериментальні дослідження токсичності здійснено з використанням модельного водного середовища з частинками фітопланктону у яке додано різні концентрації препарату Butyl cellosolve (склад: етиленгліколь

монобутиловий ефір 100%). Речовина використовується, як розчинник у багатьох областях, зокрема:

- у складі чорнил і очисних засобів;
- у хімічній і нафтовій галузях при виготовленні захисних засобів для виробів з натуральної шкіри, при виготовленні засобів для боротьби з розливом нафти, піни для гасіння вогню;
- у косметичній і побутової хімії застосовується в якості інгредієнта у складі косметики, рідкого мила, розчинників та ін.
- у сільському господарстві додається до складу гербіцидів і інсектицидів;
- додається в автомобільне паливо як присадка, що не дає можливості утворення льоду;
- при розчиненні ацетатів і нітратів целюлози, природних і синтетичних смол, полівінілацетату;
- для розведення алкідних смол і видалення лакофарбових покриттів.

Дана хімічна речовина може потрапити у довкілля у стічних водах промислових підприємств, а також у складі промислових та побутових відходів. У відповідності з ДСТУ ГОСТ 30333:2009 на хімічні речовини розробляють паспорт безпеки у якому вказується інформація, що стосується екоотоксичності для певних тест-об'єктів, а також дані про біоаккумуляцію та швидкість розкладання у навколишньому середовищі [513, 514, 534]. Для досліджуваної забруднюючої хімічної речовини у паспорті безпеки вказано, що вона легко розкладається у навколишньому середовищі. Що ж стосується токсичності для довкілля, то вказано $EC_{50}=835$ мг/л для дафній (*Daphnia magna*) при тестуванні протягом 48 годин, $EC_{50}=911$ мг/л для зелених водоростей при тестуванні протягом 96 годин, $LC_{50}=1490$ мг/л для сонячного окуня (*Lepomis macrochirus*) при тестуванні протягом 96 годин. Результати контролю токсичності питної води з наявністю певної концентрації препарату Butyl cellosolve методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris*

Beijer) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.6. та на рис. 6.6.

Таблиця 6.6 – Результати контролю токсичності води з наявністю препарату Butyl cellosolve методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	350	72,5	27,5
2	600	64,4	35,6
3	900	49,2	50,8
4	1300	35,8	64,2
5	1800	22,2	77,8
6	2100	17,3	82,7
7	2500	11,5	88,5
8	2800	8,1	91,9
9	3000	7,1	92,9
10	3600	4,2	95,8

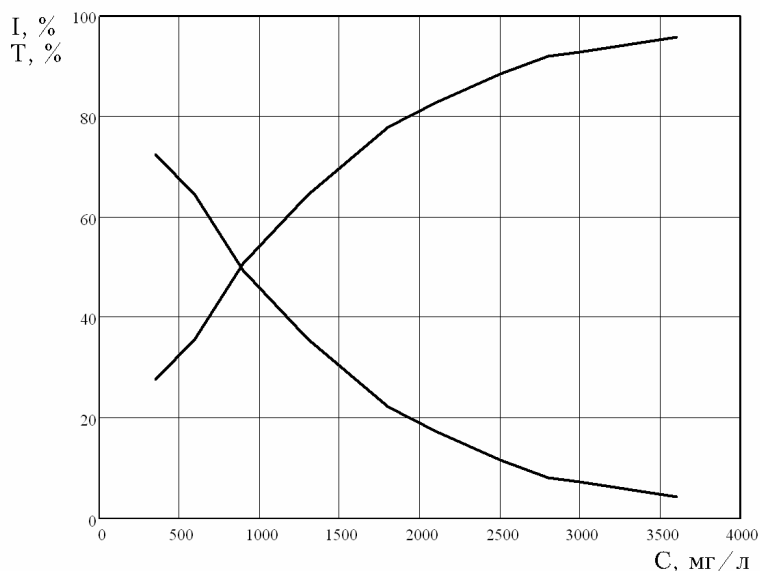


Рисунок 6.6 – Залежність тест-параметру та токсичності води від концентрації препарату Butyl cellosolve методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

6.1.5 Експериментальні методики контролю концентрації пестицидних препаратів у водних середовищах мультиспектральним методом з використанням біотестування

Експериментальні дослідження контролю вмісту пестицидних препаратів – непридатних хімічних засобів захисту рослин проводили з використанням пестицидного препарату Раундап (виробник, MONSANTO Europe S.A.). Препарат містить у своєму складі ізопропіламінну сіль гліфосату (41.5%), поверхнево активну речовину (15,5%) та воду (43%). У відповідності з Директивою 1999/45/ЕС на цей препарат розроблено паспорт безпеки [535] у якому вказана наступна інформація, що стосується летальної концентрації для певних тест-об'єктів, а також дані про біоаккумуляцію та швидкість розкладання у навколишньому середовищі.

Зокрема, для райдужної форелі (*Oncorhynchus mykiss*) ЛК50=8,2 мг/л при дослідженні гострої токсичності протягом 96 годин у проточній воді. Для дафній (*Daphnia magna*) ЛК50=11 мг/л при дослідженні гострої токсичності протягом 96 годин у непроточній воді. Для зелених водоростей (*Selenastrum carpicornutum*) ЛК50=8,0 мг/л при дослідженні гострої токсичності протягом 96 годин у непроточній воді. Для ряски малої (*Lemna minor*) ЛК50=6,0 мг/л при дослідженні гострої токсичності протягом 7 діб у не проточній воді.

Що стосується швидкості розкладання компонентів пестицидного препарату у навколишньому середовищі, то у паспорті безпеки вказано, що період напіврозпаду гліфосату у водному середовищі складає до 7 днів, період напіврозпаду поверхнево активної речовини у складі препарату складає до 1 місяця. Біоаккумуляція компонентів пестицидного препарату у водних організмах відсутня.

Методика біотестування заснована на визначенні зміни інтенсивності розмноження водоростей при впливі токсичних речовин, що містяться в тестованій воді у порівнянні з контролем. Показником інтенсивності розмноження є коефіцієнт приросту чисельності клітин водоростей. Короткочасне біотестування – 96 год – дозволяє визначати наявність гострої

токсичної дії на водорості, а тривале біотестування – 14 діб – наявність хронічного токсичної дії. Критерієм токсичності є достовірне зниження коефіцієнта приросту чисельності клітин у тестованій воді в порівнянні з контролем. У якості тест-об'єкта використано культуру *Chlorella vulgaris* Beijer. Водорості вирощують на штучному живильному середовищі Успенського № 1. Культуру водоростей вносять в стерильну колбу з живильним середовищем в кількості, що дає світло-зелене забарвлення. Після посіву колбу закривають стерильною ватно-марлевою пробкою і ковпачком з пергаментного паперу. Культивують водорості при цілодобовому освітленні лампами денного світла, розміщеними на відстані 30-40 см від поверхні культури, освітленість 2000-3000 лк. Культуру водоростей періодично перемішують, струшуючи 1-2 рази на добу. Оптимальна температура для вирощування водоростей 18-20 °С. Для дослідження хронічної токсичної дії пестицидного препарату на водорості тестування проводили протягом 14 діб. Результати мультиспектральних вимірювань наведено у табл. 6.7.

Таблиця 6.7 – Результати мультиспектральних вимірювань концентрації пестицидів

Дослід	C _{pp} , мг/л	Довжина хвилі, нм							
		315	364	400	440	490	540	670	750
Контроль	0	5	6	10	16	17	22	21	23
1	2,353	0,1	0,2	1	1,1	2	4	5	5,2
2	4,706	4	6	8	9	12	15	12	16
3	9,412	1	1,1	3	3,1	5,2	6	7,5	7,6
4	18,824	5	9	2	2,1	2,3	1,8	2,8	3
...									
62	75,294	0,4	1	3	3,1	4,9	4	5,1	5,9

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 залежні змінні – концентрації пестицидів. На початку необхідно визначити, які мультиспектральні параметри, що відповідають певним довжинам хвиль, дозволяють найбільш точно здійснювати опосередковані вимірювання концентрації. 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 [374, 375]. 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 $F = 0$. На основі даних табл.1 програма виконала покрокову множинну регресію у 6 кроків поступово додаючи змінні зважаючи на їх внесок у точність визначення концентрації. Результати розрахунків на кожному кроці множинної регресії наведено у табл. 6.8.

Таблиця 6.8 – Результати розрахунку множинної регресії для опосередкованого вимірювання концентрації пестицидного препарату з покроковим додаванням змінних

N	λ , нм	δ_m , %	R
1	540	26,124	0,477
2	540; 490	24,666	0,670
3	540; 490; 315	23,972	0,781
4	540; 490; 315; 750	8,430	0,920
5	540; 490; 315; 750; 440	1,780	0,963
6	540; 490; 315; 750; 440; 670	0,895	0,999

Також 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 менше 0,7, то явища мультиколінеарності не виникає.

При відомих концентраціях пестицидів у пробах після виконання множинної регресії отримано наступне регресійне рівняння, що пов'язує результати мультиспектральних вимірювань і шукану концентрацію пестицидів

$$C_{pp} = 90,9295 - 5,993 \cdot T(540) + 11,4789 \cdot T(490) - 15,4314 \cdot T(315) - 8,6162 \cdot T(750) + 25,8531 \cdot T(440) - 13,9306 \cdot T(670). \quad (6.1)$$

Результати контролю токсичності проб води з наявністю препарату Раундап методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.9. та на рис.6.7.

Таблиця 6.9 – Результати контролю токсичності проб води з наявністю препарату Раундап методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	2,2	60,7	39,3
2	4,5	57,5	42,5
3	8,0	52,4	47,6
4	11,0	48,9	51,1
5	14,0	35,2	64,8
6	16,5	27,2	72,8
7	18,8	22,1	77,9
8	21,8	15,4	84,6
9	23,8	12,2	87,8
10	27,8	6,4	93,6

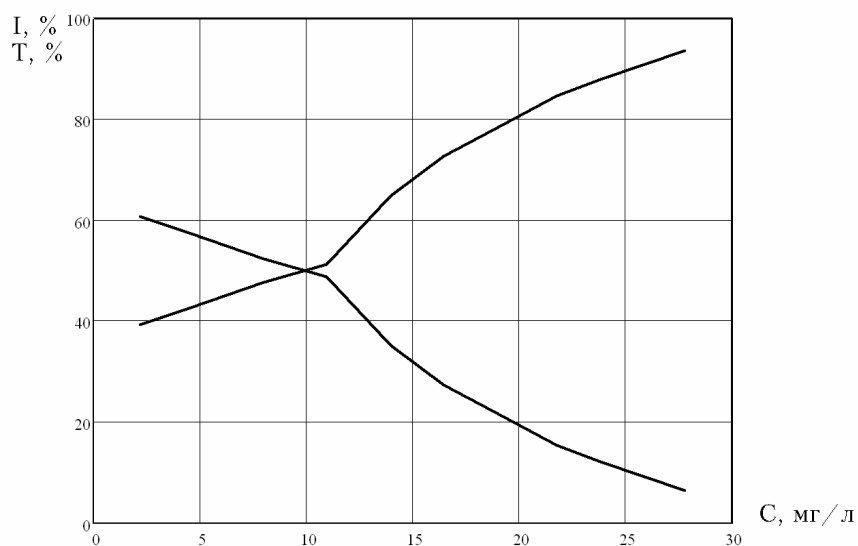


Рисунок 6.7 – Залежність тест-параметру та токсичності проб води з наявністю препарату Раундап визначена методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

Результати контролю токсичності проб води з наявністю препарату Раундап методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.10. та на рис.6.8.

Таблиця 6.10 – Результати контролю токсичності проб води з наявністю препарату Раундап методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	6,0	54,2	45,8
2	8,2	49,8	50,2
3	10,4	45,8	54,2
4	14,0	38,2	61,8
5	15,2	34,3	65,7
6	17,4	28,5	71,5
7	18,6	26,8	73,2
8	21,8	20,1	79,9
9	23,8	14,5	85,5
10	27,8	7,2	92,8

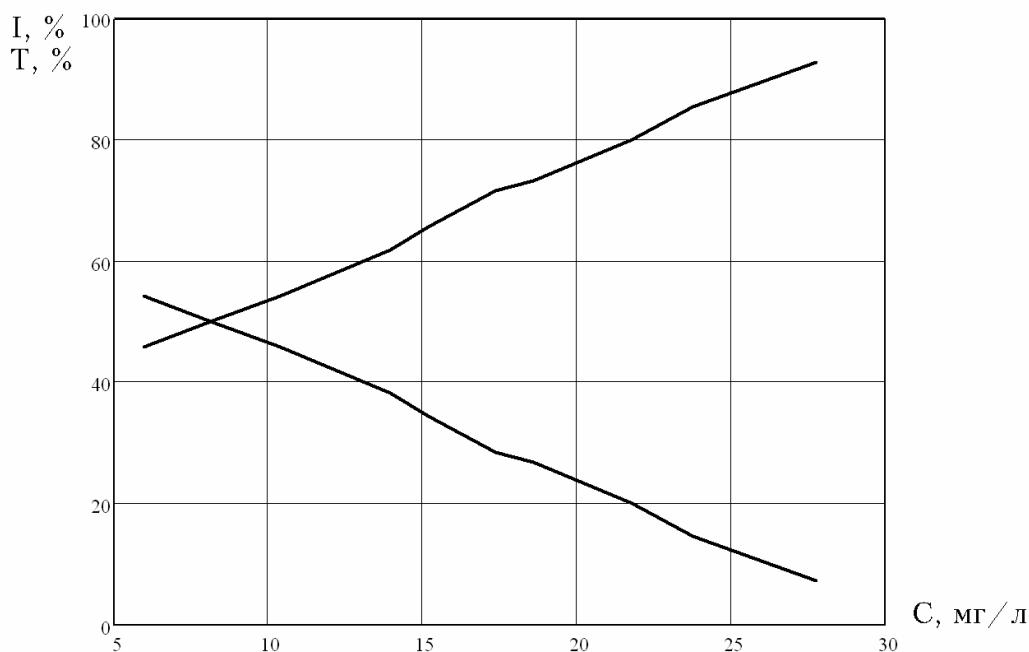


Рисунок 6.8 – Залежність тест-параметру та токсичності проб води з наявністю препарату Раундап методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

Також здійснено експериментальні дослідження контролю вмісту з використанням пестицидного препарату Бі-58 (виробник, BASF) [536]. Препарат містить у своєму складі: диметоат (37,4 %), циклогексанон (<60%), ксилен (< 10 %). У паспорті безпеки вказано, що препарат є дуже токсичним для водної флори і фауни з довготривалими наслідками. Вказана наступна інформація, що стосується летальної концентрації для певних тест-об'єктів. Зокрема, для райдужної форелі (*Oncorhynchus mykiss*) ЛК50=61,3 мг/л при дослідженні гострої токсичності протягом 96 годин (OECD 203; ISO 7346; 84/449/E). Для водних безхребетних, зокрема, дафній (*Daphnia magna*) ЕК50=5,44 мг/л при дослідженні гострої токсичності протягом 48 годин (OECD Директива 202). Для зелених водоростей ЕК50=233 мг/л при дослідженні гострої токсичності протягом 72 годин. Що стосується швидкості розкладання компонентів пестицидного препарату у навколишньому середовищі та біоаккумуляції, то у паспорті безпеки вказано, що за цими параметрами продукт не досліджувався.

Результати контролю токсичності проб води з наявністю препарату Бі-58 методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.11. та на рис. 6.9.

Таблиця 6.11 – Результати контролю токсичності проб води з наявністю препарату Бі-58 методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	90	74,5	25,5
2	160	62,6	37,4
3	210	52,2	47,8
4	360	38,3	61,7
5	430	31,2	68,8
6	540	23,6	76,4
7	620	19,1	80,9
8	800	11,2	88,8
9	900	8,8	91,2
10	1000	6,2	93,8

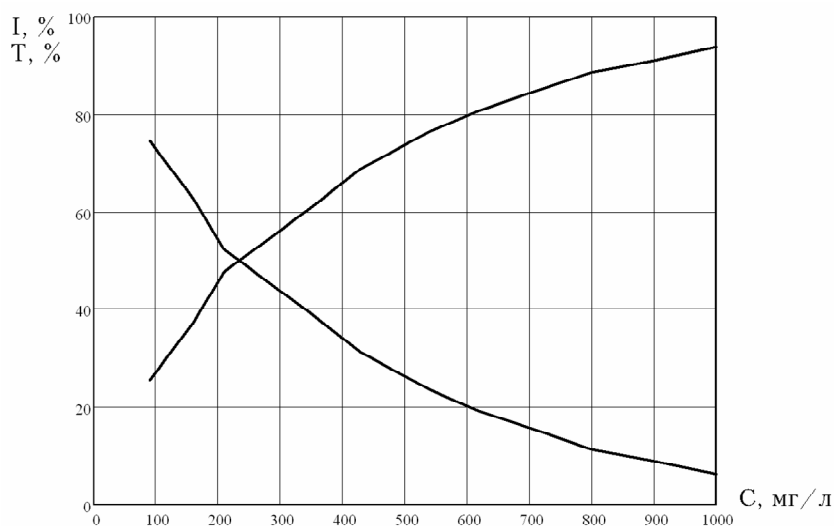


Рисунок 6.9 – Залежність тест-параметру та токсичності води з наявністю препарату Бі-58 методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

6.1.6 Експериментальні методики контролю концентрації небезпечних компонентів промислових та побутових відходів у водних середовищах мультиспектральним методом з використанням біотестування

Внаслідок діяльності підприємств електронної промисловості, зокрема ВАТ «Завод «Термінал»» (м. Вінниця), на їх території накопичились промислові відходи. Після проходження процедури банкрутства відходи тривалий час зберігались у складських приміщеннях. Проведено дослідження хімічного складу відходів та оцінено їх вплив на довкілля. Зокрема, досліджено склад двох зразків шламу гальванічного виробництва методом рентгенфлуорисцентної спектроскопії, який наведено у табл. 6.12.

Таблиця 6.12 – Результати аналізу шламу гальванічного виробництва методом рентгенфлуорисцентної спектроскопії

Зразок №1		Зразок №2	
Елемент	Масова частка, %	Елемент	Масова частка, %
14Si	0,734±0,084	14Si	1,823±0,287
16S	3,003±0,101	16S	5,035±0,292
17Cl	22,981±0,163	20Ca	70,699±0,346
20Ca	0,909±0,111	22Ti	0,443±0,065
22Ti	2,940±0,123	24Cr	8,734±0,129
23V	0,754±0,075	25Mn	0,129±0,060
26Fe	1,268±0,028	26Fe	8,135±0,096
28Ni	1,059±0,023	28Ni	3,883±0,051
29Cu	55,251±0,207	29Cu	0,355±0,016
30Zn	0,140±0,020	30Zn	0,270±0,011
38Sr	0,031±0,004	38Sr	0,118±0,005
44Ru	0,021±0,007	44Ru	0,015±0,004
45Rh	0,015±0,005	45Rh	0,021±0,005
46Pd	0,028±0,006	46Pd	0,026±0,006
47Ag	0,024±0,006	47Ag	0,026±0,006
48Cd	0,045±0,011	48Cd	0,044±0,011
50Sn	1,055±0,023	50Sn	0,055±0,011
56Ba	9,272±0,179	78Pt	0,028±0,006
60Nd	0,330±0,053	79Au	0,020±0,006
82Pb	0,141±0,010	80Hg	0,017±0,004
		82Pb	0,106±0,008

Зразок №1 промислових відходів світло-зеленого кольору являє собою забруднений оксихлорид міді, що належить до засобів захисту рослин і підпадає під 3 клас небезпеки. Зразок №2 промислових відходів жовто-бурого кольору являє собою шлам гальванічного виробництва, нейтралізований з використанням оксиду кальцію. Містить оксиди та гідрооксиди важких металів (Zn, Cr, Ni) і підпадає під 3 клас небезпеки.

Результати контролю токсичності проб води з наявністю небезпечних компонентів шламу гальванічного виробництва (зразок №2) методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.13 та на рис. 6.10.

Таблиця 6.13 – Результати контролю токсичності проб води з наявністю небезпечних компонентів шламу гальванічного виробництва методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	2	76,4	23,6
2	3	63,5	36,5
3	4	52,6	47,4
4	5	46,4	53,6
5	6	38,2	61,8
6	7	32,1	67,9
7	9	25,1	74,9
8	10	22,6	77,4
9	11	20,1	79,9
10	12	18,3	81,7

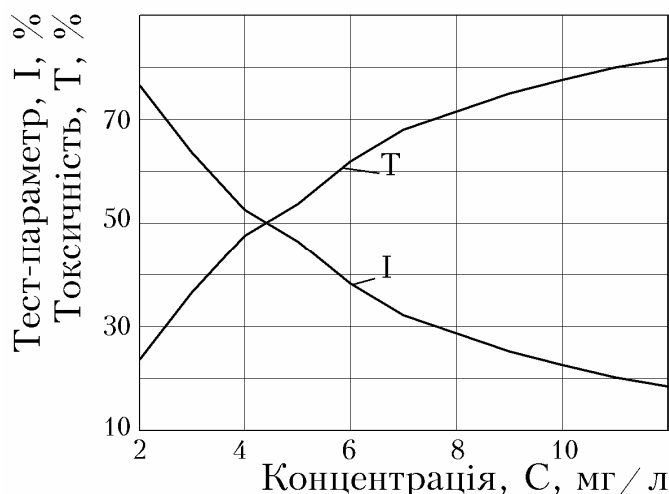


Рисунок 6.10 – Залежність тест-параметру та токсичності проб води з наявністю небезпечних компонентів шламу гальванічного виробництва методом біотестування з використанням тест-об’єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

Результати контролю токсичності проб води з наявністю небезпечних компонентів шламу гальванічного виробництва методом біотестування з використанням тест-об’єкту ряски малої (*Lemna minor* L.) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.14 та на рис. 6.11.

Таблиця 6.14 – Результати контролю токсичності проб води з наявністю небезпечних компонентів шламу гальванічного виробництва методом біотестування з використанням тест-об’єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	2	67,8	32,2
2	3	51,5	48,5
3	4	38,3	61,7
4	5	29,4	70,6
5	6	23,2	76,8
6	7	17,8	82,2
7	9	11,5	88,5
8	10	9,3	90,7
9	11	8,1	91,9
10	12	7,3	92,7

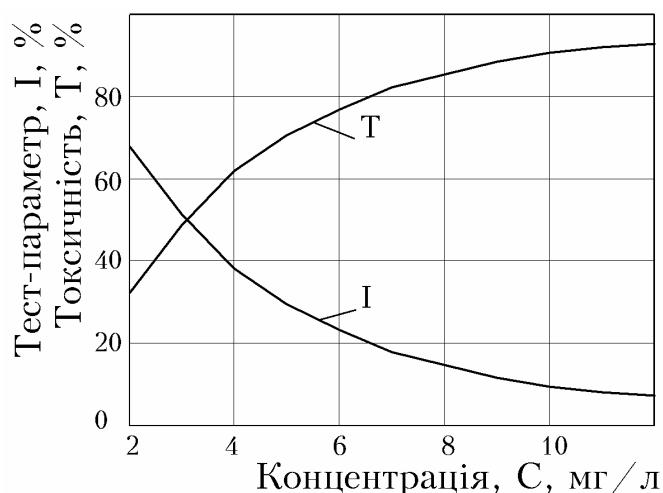


Рисунок 6.11 – Залежність тест-параметру та токсичності проб води з наявністю небезпечних компонентів шламу гальванічного виробництва методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

6.1.7 Контроль токсичності питної води децентралізованого водопостачання мультиспектральними методами і засобами за допомогою біотестування

В Україні існує проблема нестачі якісної питної води. Це пов'язано із забрудненням основних джерел водопостачання внаслідок інтенсивного розвитку промисловості та сільського господарства. Тому проблема забезпечення якісною питною водою населення є актуальною для всіх регіонів країни.

Все більшу увагу дослідники приділяють даним про негативне медико-екологічне значення хімічного забруднення підземних вод. Ряд досліджень присвячений виявленню впливу на здоров'я людей підземних вод, забруднених токсичними речовинами неорганічної й органічної природи, що надходять із сміттєзвалищ промислових відходів. Якщо не будуть вжиті комплексні активні заходи щодо припинення подальшого забруднення джерел централізованого водопостачання, покращення ситуації в галузі житлово-комунального господарства і розв'язання цілої низки проблем з

раціонального використання водних ресурсів та підвищення якості питної води, існує реальна загроза глобальної водної кризи.

Найкращий спосіб поліпшення якості питної води – перехід на централізоване водопостачання із сучасним (оновленим) водогоном. Саме таким способом можна підтримувати стан питної води на належному рівні оскільки централізоване водопостачання задовольняє потреби людини у питній воді нормативної якості відповідно до обов'язкових для усіх суб'єктів господарювання встановлених в установленому законом порядку нормативів стандартів. Це зумовлює здійснення ряду заходів як організаційного, адміністративного, так і правового характеру щодо суттєвого поліпшення якості питної води за рахунок заміни трубопроводів; посилення контролю за об'єктами підвищеного ризику – водопровідними і каналізаційними спорудами з метою попередження епідеміологічних ускладнень у населення; встановлення фільтрів в домашніх умовах, в разі тимчасового постачання населення неякісною питною водою.

Необхідно розробити і впровадити нові більш прогресивні технології водопідготовки питної води. Особливу увагу звернути на забезпечення високоякісною питною водою населення в сільській місцевості. У містах і селищах міського типу доцільно організовувати моніторингові пости спостереження за станом повітряного басейну і джерел водопостачання. Для цього необхідно знати основні характеристики води і гранично допустимі концентрації шкідливих речовин, щоб своєчасно прослідкувати їх зміну і вжити необхідні заходи.

Для проведення аналізу якості питної води м. Вінниці було отримано дані результатів вимірювання СЕС. Було поставлено основні дві задачі: проаналізувати загальний рівень питної води м. Вінниця та виявити найбільш забрудненні (небезпечні) місця для споживання питної води. Було вирішено, що аналіз проводити по таким основним показникам: хлориди та група азоту (азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний). По закінченню робіт підводять підсумки, визначають ступінь забруднення води і можливі методи

усунення проблем. Перевищення дозволених концентрацій кожного з елементів має свої причини і призводить до певних наслідків. В наслідок проникнення у водоносні шари мінеральних і органічних добрив, стоків від місць складування твердих відходів, рідких стоків зустрічається перевищення рівня ГДК по азоту амонійному та азоту нітратному..

Результати контролю токсичності колодезної питної води методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.15. При дослідженні тест-об'єктів до впливу забруднювальних речовин, отримано значення коефіцієнту кореляції понад 0,72, що вказує на наявність сильного кореляційного зв'язку між концентрацією азоту амонійного та азоту нітратного з тест-параметрами.

Таблиця 6.15 – Результати контролю токсичності колодезної питної води методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

N	I, %	T, %
1	86,4	13,6
2	79,5	20,5
3	83,2	16,8
4	82,5	17,5
5	85,3	14,7
6	87,4	12,6
7	85,3	14,7
8	82,3	17,7
9	85,3	14,7
10	83,2	16,8

Результати контролю токсичності колодязної питної води методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.16.

Таблиця 6.16 – Результати контролю токсичності колодязної питної води методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

N	I, %	T, %
1	82,4	17,6
2	75,4	24,6
3	78,4	21,6
4	75,4	24,6
5	82,3	17,7
6	84,4	15,6
7	82,5	17,5
8	78,4	21,6
9	81,2	18,8
10	78,6	21,4

Для дослідження впливу токсичних сполук у складі питної води на довкілля було використано метод біотестування на мікроводоростях. Методика біотестування на мікроводоростях заснована на визначенні зміни розмноження водоростей під впливом токсичних речовин. Використано короткочасне біотестування тривалістю 96 годин, що дозволяє визначити наявність гострої токсичної дії. Для визначення хронічної токсичної дії тестування слід проводити 14 діб. У якості тест-об'єкту використали культуру *Chlorella vulgaris*.

Для тестування використовувалась дистильована вода, у яку додавались різні концентрації хлорорганічних сполук. У всі колби наливається по 100 мл контрольної або тестованої води та додається 0,5 мл підготовленої культури мікроводоростей та 0,1 мл живильного розчину. Всі колби розміщувались у люміно стат для цілодобового освітлення лампами

денного світла на відстані 30-40 см від поверхні при освітленості 2000-3000 лк. Оптимальна температура для біотестування 18-20 °С.

Вимірювання концентрації частинок мікроводоростей здійснювалось за допомогою засобу телевізійного вимірювального контролю з ПЗЗ-камерою на цифрових мультиспектральних зображеннях отриманих на характеристичних довжинах хвиль пігментів. Для отриманих модельних середовищ виміряні спектри коефіцієнту дифузного пропускання. Крім того, було проведено спектрофотометричні дослідження зразків *in vitro*, що враховувало форму та розміри завислих частинок. Результати досліджень довели негативний вплив токсичних сполук у складі хлорованої питної води на здоров'я людини та довкілля. Розроблені автоматизовані засоби дозволяють, в режимі реального часу, здійснювати контроль екологічного стану, а також оцінювання комплексного антропогенного впливу на водні об'єкти, що сприятиме здійсненню ефективних природоохоронних заходів.

Результати контролю токсичності питної води з наявністю певної концентрації гіпохлориту натрію методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.17.

Таблиця 6.17 – Результати контролю токсичності питної води з наявністю гіпохлориту натрію методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	0,4	62,6	37,4
2	0,6	50,5	49,5
3	0,8	41,6	58,4
4	1,0	34,5	65,5
5	1,2	28,3	71,7
6	1,4	22,5	77,5
7	1,6	19,7	80,3
8	1,8	16,2	83,8
9	2,0	13,2	86,8
10	22,0	11,5	88,5

Результати контролю токсичності питної води з наявністю гіпохлориту натрію методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл.6.18.

Таблиця 6.18 – Результати контролю токсичності питної води з наявністю гіпохлориту натрію методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

N	C, мг/л	I, %	T, %
1	0,4	57,1	42,9
2	0,6	44,5	55,5
3	0,8	36,2	63,8
4	1,0	28,2	71,8
5	1,2	23,4	76,6
6	1,4	18,5	81,5
7	1,6	16,2	83,8
8	1,8	12,1	87,9
9	2,0	10,3	89,7
10	22,0	8,4	91,6

6.2 Експериментальні дослідження екологічного стану водних об'єктів мультиспектральними методами з використанням біоіндикації

6.2.1 Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів

Результати експериментальних вимірювань показників якості поверхневих вод р. Південний Буг, що отримані трізними суб'єктами державного моніторингу вод, а саме:

– ДСНС: біологічні, гідроморфологічні, хімічні та фізико-хімічні (температура, розчинений кисень, мінералізація, питома провідність,

електропровідність, водневий показник, біологічне споживання кисню, хімічне споживання кисню, нітроген загальний, нітроген амонійний, нітроген нітритний, нітроген нітратний, фосфор загальний, фосфор ортофосфатів);

– Держводагентством: специфічні синтетичні забруднюючі речовини (пестициди, фармацевтичні препарати та інші речовини); специфічні несинтетичні забруднюючі речовини (арсен, купрум, цинк, хром та інші речовини); забруднюючі речовини згідно з переліком забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод, що затверджується Мінприроди; всі хімічні та фізико-хімічні показники для масивів поверхневих вод, забір води з яких для задоволення питних і господарсько-побутових потреб населення в середньому протягом року становить більше ніж 100 куб. метрів на добу необхідно вносити до єдиної бази даних геоінформаційної аналітичної системи державного моніторингу вод.

Розташування річки Південний Буг у зоні інтенсивної господарської діяльності, незаконна забудова природнозахисної смуги біля річки обумовлює посилений антропогенний прес на водні екосистеми, що характеризується підвищеною їх евтрофікацією, однією з особливостей якої є зростаюча концентрація біогенних елементів. У цьому зв'язку очевидна доцільність екологічної оцінки стану гідроекосистеми за цими критеріями, які входять до блоку гідрохімічних показників. Результати вимірювань вмісту біогенних елементів (азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів) у пробах води зі створів наведено у табл. 6.19.

Визначено відповідні класи та категорії якості поверхневих вод за вмістом біогенних елементів. Домінуюче положення, як нами встановлено, займають проби, що належать до II і III класів якості води, 3 і 4 категорії, що характеризує досить чисті і помірно забруднені води. Крім цього, є декілька створів, якість води у яких, за вмістом біогенних елементів відноситься до IV класу, що вказує на вплив стічних каналізаційних вод.

Таблиця 6.19 – Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Південний

Буг за вмістом біогенних елементів

№	№ створа	Азот амонійний, мг N/дм ³	Q _{А1}	q _{А1}	Азот нітритний, мг N/дм ³	Q _{А2}	q _{А2}	Азот нітратний, мг N/дм ³	Q _{А3}	q _{А3}	Фосфор фосфатів, мг	Q _Ф	q _Ф
1	34	0,45	III	4	0	I	1	0,12	I	1	0,01	I	1
2	44	0,34	III	4	0	I	1	0,03	I	1	0,06	III	4
3	1	0,28	II	2	0,01	II	3	0,86	III	5	0,04	II	3
4	41	0,68	III	4	0,03	II	3	0,04	I	1	0,07	III	4
5	47	0,77	II	3	0,01	II	3	0,74	III	5	0,15	II	3
...													
45	51	0,43	II	2	0,03	III	5	0,32	II	3	0,02	II	2
46	65	0,46	II	3	0,01	II	3	0,43	III	5	0,3	II	3

При використанні біоіндикації якості поверхневих вод з використанням макрофітів здійснюється комплексне оцінювання впливу всіх гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників на їх розвиток. При значній варіації цих показників впливу впродовж року біологічні показники макрофітів, а саме, площа проективного покриття водного дзеркала, видовий склад угруповань макрофітів та відносна частка проективного покриття кожним з видів будуть залежати від усереднених значень показників впливу протягом вегетаційного періоду.

Результати статистичної обробки вимірювань вибраних гідрохімічних параметрів якості поверхневих вод у р. Південний Буг (пункт спостережень: р. Південний Буг – 582 км, м. Вінниця, Сабарівське водосховище, питний водозабір міста) наведено на рис. 6.12. Оскільки дані не відповідають нормальному закону розподілу за критерієм Шапіро-Уїлка, то на діаграмах розмаху вказано значення медіани та інтерквартильного розмаху.

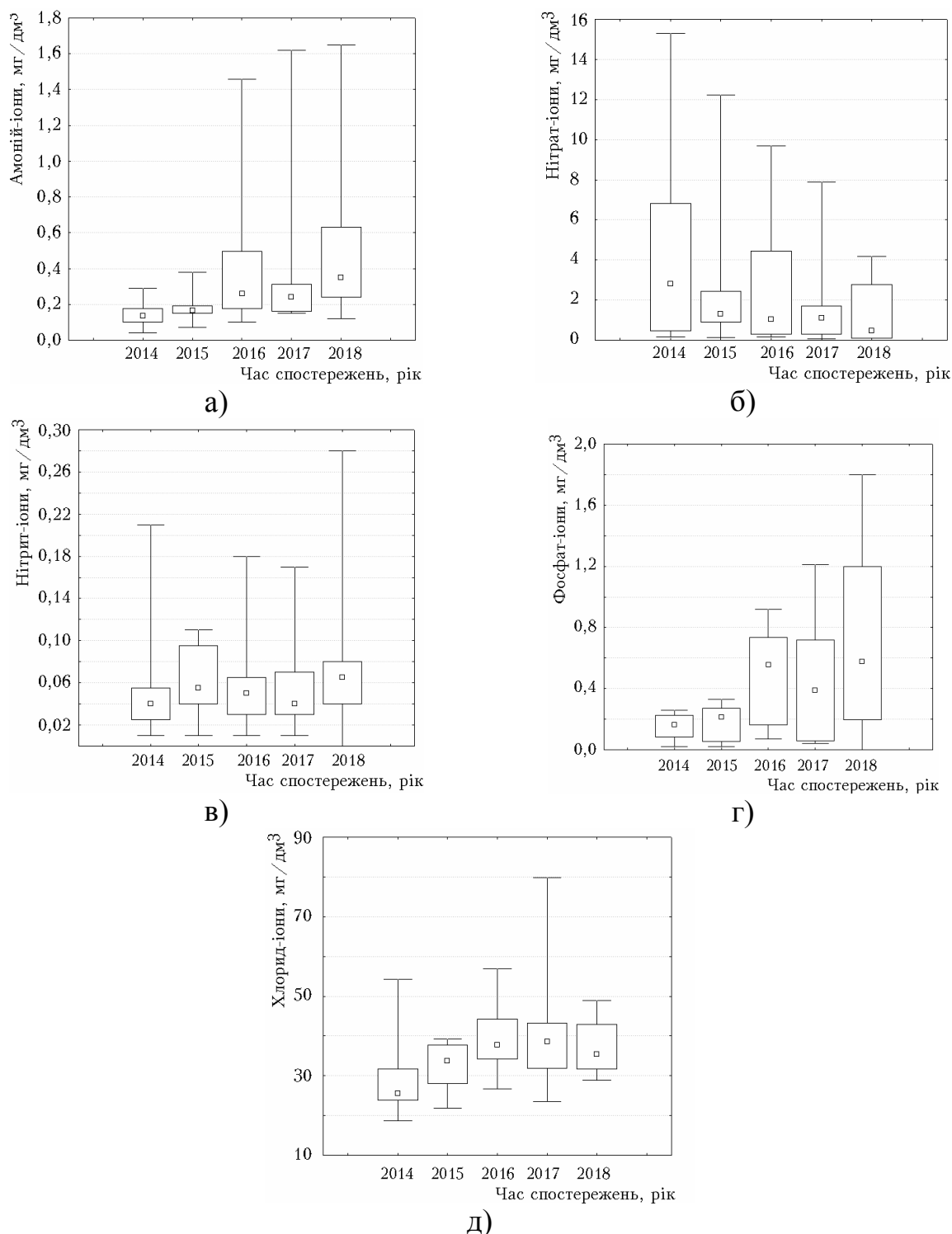


Рисунок 6.12 – Діаграми розмаху для гідрохімічних параметрів якості р. Південний Буг (пункт спостережень р. Південний Буг, 582 км, м. Вінниця, Сабарівське водосховище, питний водозабір міста, вище міста)

Структурна схема оцінювання екологічного стану водних об'єктів з використанням біоіндикації за допомогою мультиспектрального методу та квадрокоптера наведена на рис. 6.13.

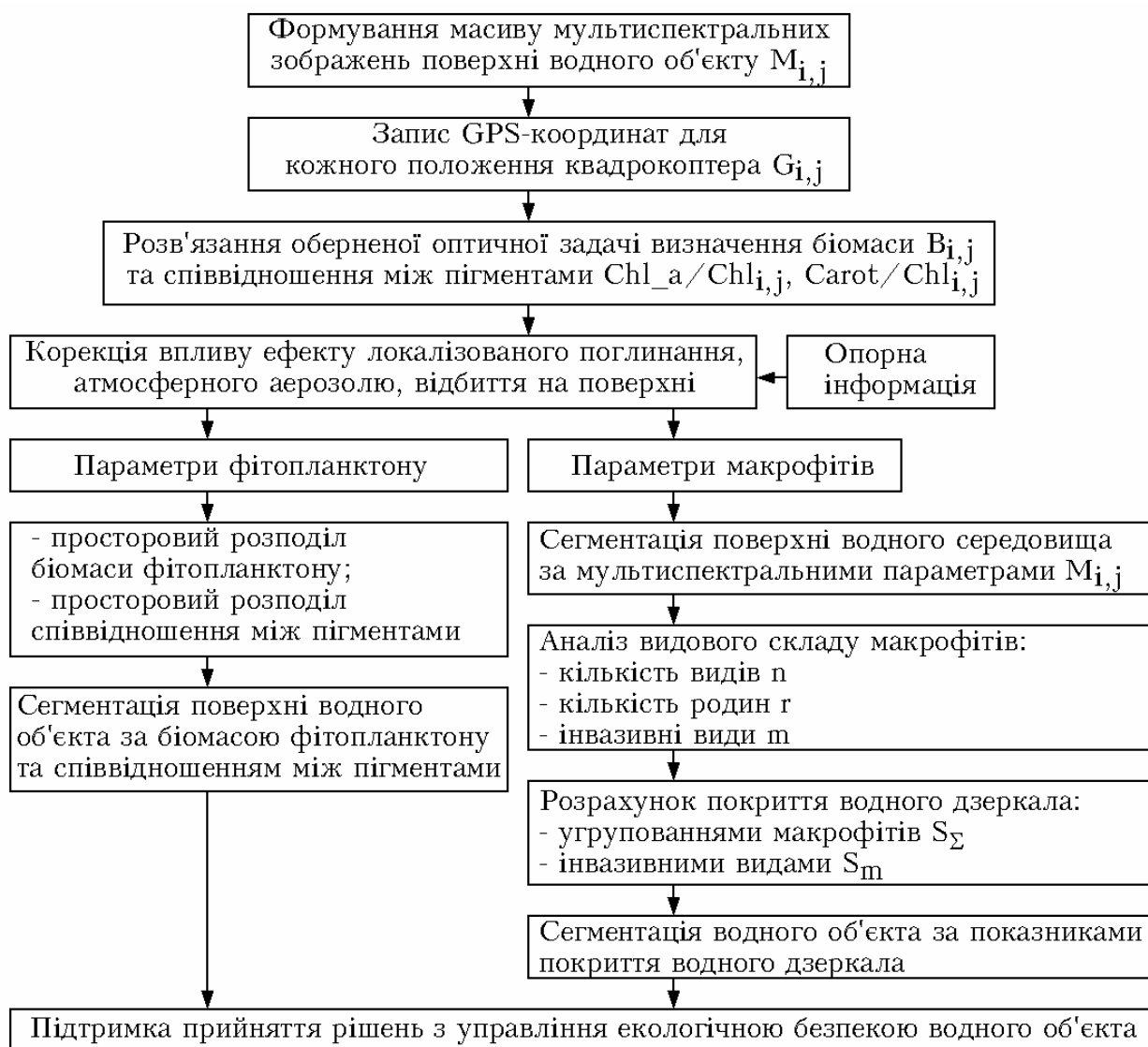
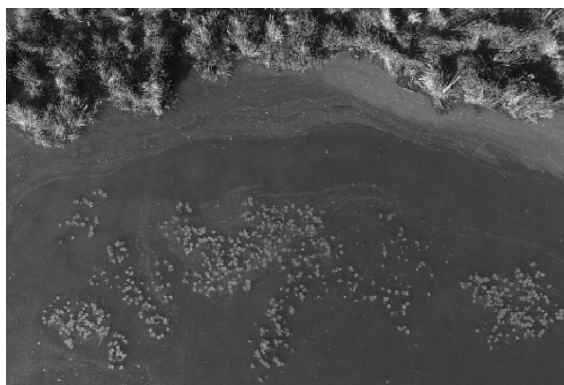


Рисунок 6.13 – Структурна схема оцінювання екологічного стану водних об'єктів з використанням біоіндикації за допомогою мультиспектрального методу та квадрокоптера

Спочатку за допомогою мультиспектральної камери та квадрокоптера формується масив мультиспектральних зображень поверхні водного об'єкта. При цьому фіксуються GPS-координати для кожного положення квадрокоптера, його висота і орієнтація в просторі. Далі з використанням розроблених регресійних рівнянь відбувається розрахунок біомаси і співвідношення між пігментами у приповерхневому шарі водного середовища. Результати розрахунків корегуються відносно опорної інформації, які дозволяє компенсувати зміну спектрального складу

падаючого сонячного випромінювання за допомогою зразкового засобу (ламбертівського еталону) з відомими спектральними характеристиками. Також компенсується вплив ефекту локалізованого поглинання випромінювання, вплив атмосферного аерозолі та відбиття від поверхні водного середовища. При цьому використовуються результати гідробіологічних, гідрохімічних та гідроморфологічних вимірювань параметрів водного середовища. Відбір проб здійснюється за типовими методиками за допомогою батометра. Після корекції результатів вимірювань отримаємо параметри фітопланктону та вищих водних рослин у водному об'єкті. Зокрема, для фітопланктону отримуємо просторовий розподіл біомаси фітопланктону та співвідношення між пігментами, що дозволяє сегментувати поверхню водного об'єкта. Це дозволяє з'ясувати шляхи надходження забруднюючих речовин у водний об'єкт для підтримки прийняття рішень з управління екологічною безпекою водного об'єкта.

Для того, щоб отримати необхідні параметри вищих водних рослин потрібно спочатку сегментувати поверхню водного середовища за мультиспектральними параметрами на ідентифікувати видовий склад макрофітів. У результаті аналізу видового складу встановлюють кількість видів та кількість родин макрофітів, а також наявність інвазивних видів. Далі розраховують покриття водного дзеркала кожним з угруповань макрофітів і, окремо, інвазивними видами. При цьому оцінювання екологічного стану здійснюється за отриманими показниками покриття водного дзеркала. Здійснивши сегментацію водного об'єкта за цими показниками можливо визначити інтегральний вплив забруднюючих речовин на певній ділянці водного об'єкта та порівняти екологічний стан водного об'єкта на різних його ділянках. На рис. 6.14 наведено мультиспектральні зображення прибережного рослинного комплексу вищих водних рослин.



а) 620 нм



б) 530 нм



в) 470 нм



г) 730 нм

Рисунок 6.14 – Мультиспектральні зображення прибережного рослинного комплексу вищих водних рослин

У процесі дослідження розвитку угруповань вищих водних рослин було проаналізовано їх видовий склад визначено збіднілий якісний склад флористичний угруповань, який сформували два рослинних комплекси – прибережний та акваторіальний. Прибережний рослинний комплекс у виді смуги вздовж берегової лінії, було представлено очеретом звичайним (*Phragmites communis*) – відносна площа проективного покриття 48%, рогозами широколистим (*Typha latifolia*) – 8% та вузьколистим (*T. angustifolia*) – 6%, осоками гострою (*Carex acuta*) – 12 %, побережною (*C. rararia*) – 4% та звичайною (*C. gracilis*) – 6 %.

Акваторіальні "плями" склалися із занурених та плаваючих вищих водних рослин. При наявності у воді великої концентрації фітопланктону для мультиспектрального засобу екологічного контролю водних об'єктів з використанням квадрокоптера було можливо дослідження лише плаваючих

вищих водних рослин. У якості об'єкту дослідження використовувалось угруповання макрофітів глечиків жовтих (*Nuphar lutea*), що мають діаметр листків 20-25 см. На рис. 6.15 наведено мультиспектральні зображення угруповання макрофітів глечиків жовтих з квадрокоптера на висоті 20 м.



а) 620 нм



б) 530 нм



в) 470 нм



г) 730 нм

Рисунок 6.15 – Мультиспектральні зображення угруповання макрофітів глечиків жовтих (*Nuphar lutea*) з квадрокоптера ($h=20$ м)

Мультиспектральне зображення з квадрокоптера повинно охоплювати повністю одне угруповання вищих водних рослин. При цьому для визначення сегментів порушеної ділянки поверхні водного об'єкта роздільна здатність зображення повинна дозволяти досліджувати стан кожної рослини. Оскільки роздільна здатність мультиспектральних камер у кожному з каналів (426x339) менша ніж у загального панхроматичного зображення (1280x1024), то це обмежує розміри угруповань макрофітів, яке можливо досліджувати з такими характеристиками засобу контролю, кількістю не більше 150-300

рослин. На рис. 6.16 наведено приклад сегментування мультиспектральних зображень угруповання глечиків жовтих (*Nuphar lutea*) за параметрами біомаси, б) співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом; в) співвідношення між каротиноїдами і загальним хлорофілом. При цьому є можливість виділити макрофіти та загальному фоні та розрахувати площу їх проектного покриття, а також оцінити відносну частку рослин з морфологічними змінами внаслідок дії забруднюючих речовин.

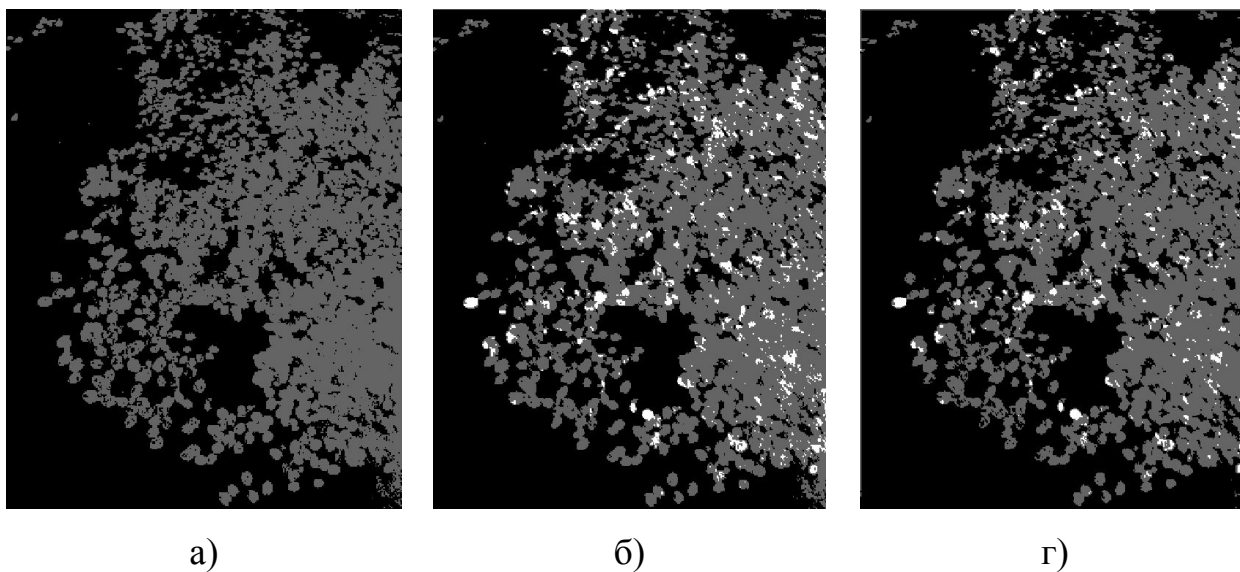


Рисунок 6.16 – Приклад сегментування мультиспектральних зображень угруповання глечиків жовтих (*Nuphar lutea*) за параметрами: а) біомаси; б) співвідношення між хлорофілом а і загальним хлорофілом; в) співвідношення між каротиноїдами і загальним хлорофілом

Роздільна здатність використаної мультиспектральної камери не дозволяє оцінити стан рослин та визначити відносну кількість уражених рослин внаслідок дії забруднюючих речовин. Тому для оцінювання екологічного стану водного об'єкта необхідно об'єднати інформацію отриману з великої кількості мультиспектральних зображень з урахуванням GPS координат положення квадрокоптера для кожного зображення.

Іноді, при дослідженні угруповань вищих водних рослин у прибережній смузі, для їх ідентифікації та оцінювання морфологічного стану

необхідно зменшувати висоту квадрокоптера до 1-5 м. На рис. 6.17 наведено мультиспектральні зображення угруповання макрофітів водокрасу звичайного (*Hydrocharis morsus-ranae*) з квадрокоптера на висоті 1 м.



а) 620 нм



б) 530 нм



в) 470 нм



г) 730 нм

Рисунок 6.17 – Мультиспектральні зображення угруповання водокрасу звичайного (*Hydrocharis morsus-ranae*) з квадрокоптера ($h=1$ м)

Інтенсивність поширення макрофітів у водному об'єкті залежала від їх гідроморфологічних параметрів. Помітна тенденція поступового заростання поверхні водного дзеркала у останні роки. Для більш глибоководних ділянок, що мають середні глибини понад 3 м, характерним є незначне заростання акваторій.

На підставі отриманих даних щодо стану розвитку макрофітів проведено кореляційний аналіз у програмі MathCAD з метою визначення взаємопов'язаних параметрів водних об'єктів (рис. 6.18). Особливо виражений зворотній взаємозв'язок має місце між середньою глибиною

водойм і заростанням акваторій ($r = -0,716$), дещо слабший між середньою глибиною і біомасою макрофітів ($r = -0,504$). Ці залежності можливо пояснити накопиченням біогенних речовин на ділянках річки з малою глибиною, а також кращим розвитком певних видів макрофітів на ділянках з малою швидкістю течії.

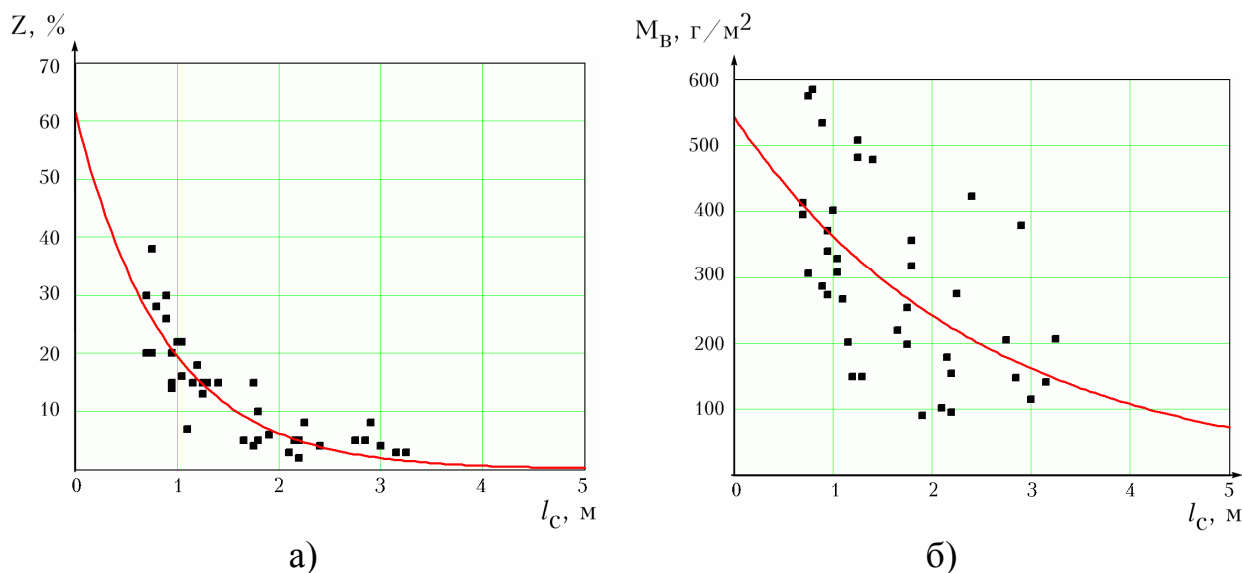


Рисунок 6.18 – Залежність а) заростання акваторій та б) біомаси макрофітів від середньої глибини ділянки

За рахунок вегетації вищих водних рослин, інтенсивність яких характеризується середніми біомасами у межах $120..360 \text{ г/м}^2$ за період спостереження, у водоймах щорічно за вегетаційний сезон утворюється орієнтовно до 3 т/га первинної органічної речовини. Підсумовуючи результати досліджень показників розвитку макрофітів, необхідно звернути увагу на значні об'єми утвореної первинної органічної речовини. За такої ситуації у водних об'єктах відбувається поступове накопичення значних обсягів відмерлої органічної речовини, що спричиняє їх замулення.

Аналіз результатів статистичної обробки показників якості поверхневих вод р. Південний Буг за гідрохімічними показниками та їх порівняння з результатами експериментальних досліджень та математичного моделювання розвитку і продукції макрофітів дозволяє контролювати інтегральний рівень забруднення р. Південний Буг. При цьому дослідження показало, що домінуюче положення займають проби, які належать до III

класу якості води 4–5 категорії, що відповідає слабко і помірно забрудненим водам. За трофічним статусом вони знаходяться у діапазоні від евтрофних до евполітрофних, за сапробністю від β'' –мезосапробних до α' –мезосапробних.

При цьому гідрохімічні дослідження дозволяють оцінити рівень забруднення у конкретний момент часу та у невеликому об'ємі проби взятої зі створу. На відміну від цього дослідження характеристик макрофітів дозволяє інтегрально оцінити рівень забруднення водного об'єкту та комплексний антропогенний вплив в його екосистему протягом тривалого часу на досить великій ділянці. За рахунок цього досліджені методи мають різні сфери застосування. В цілому результати експериментальних досліджень класу та категорії якості поверхневих вод, отримані з використанням таких методів збігаються з врахуванням статистичних розбіжностей.

6.2.2 Контроль забруднення поверхневих вод р. Снивода за характеристиками макрофітів

Об'єктом дослідження була р. Снивода, яка знаходиться в північно-східній частині Подільської височини, ліва притока Південного Бугу. Протікає у Хмільницькому та Калинівському районах Вінницької області.

Річка має рівнинний характер, місцями русло проходить через поклади гранітів, узбережжя «м'які», не обривисті. Загальна протяжність – 58 км, площа басейну – 906 км². Пересічна ширина річища в середній течії – 10 м, пересічна ширина долини – 3 км. Місце обстеження – штучне водосховище, створене для риборозведення. В місці обстеження: ширина річища – 0,9 км, ширина долини – 1,2 км. Притоки наявні, але вони мають невеликі розміри. Приблизний відсоток освоєних земель від загальної площі – 86 %, приблизний відсоток природних комплексів – 10 %, сміття фактично відсутнє, оскільки досліджувана ділянка не має пляжів чи інших рекреативних зон, на території водозбору наявні сільськогосподарські угіддя. Ерозія берега виявлена дуже слабко, бо річка має повільну течію. Берегова

лінія почленована слабо, оскільки річка має рівнинний характер, то схили майже відсутні.

Результати статистичної обробки вимірювань гідрохімічних параметрів якості поверхневих вод у р. Снівода біля с. Жигалівка наведено на рис.6.19. Оскільки дані не відповідають нормальному закону розподілу за критерієм Шапіро-Уїлка, то на діаграмах розмаху використано значення медіани та інтерквартильного розмаху.

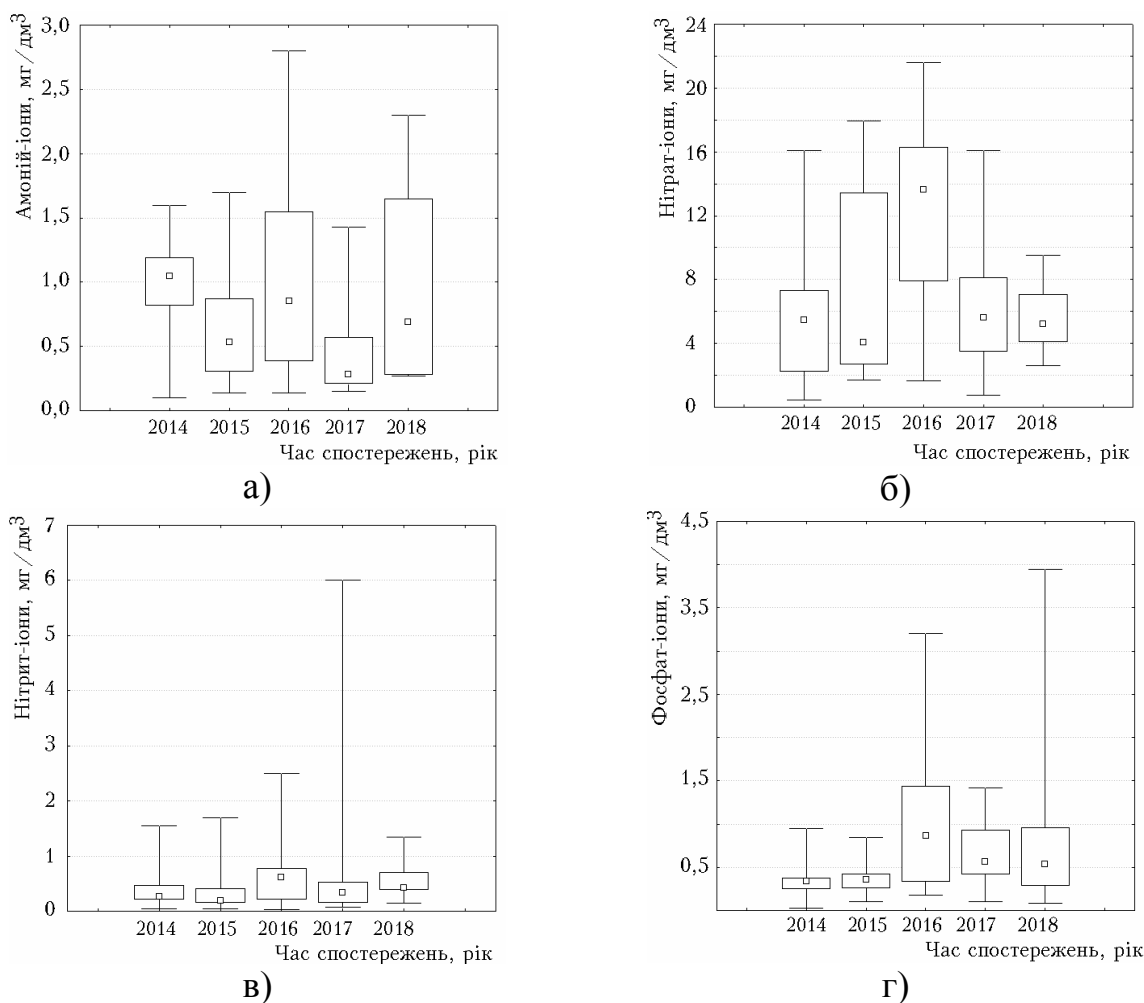


Рисунок 6.19 – Діаграми розмаху для гідрохімічних параметрів якості р. Снівода (с. Жигалівка)

На основі даних про площу водозбірного басейну р. Снівода (90,6 тис.га) та розораності цих територій (86%), а також відносної частки використання сільськогосподарських територій під озиму пшеницю, ячмінь, кукурудзу та горох розраховано орієнтовну масу біогенних речовин та

пестицидних препаратів, що виносяться з сільськогосподарських земель з поверхневим стоком у річку, а саме 22,2 т сполук азоту, 1,8 т фосфатів та 24 кг гексахлорциклогексану щороку.

Надходження біогенних речовин з сільськогосподарських угідь змінює природний баланс цих речовин і призводить до порушень водних екосистем, викликаючи їх антропогенне евтрофування. Регулярне використання пестицидів на сільськогосподарських угіддях також призводить до забруднення природних вод.

За допомогою розробленого дослідного зразка засобу дистанційного контролю екологічного стану водних об'єктів з квадрокоптера оцінено площу проектного покриття вищими водними рослинами на досліджуваній ділянці, що склала 8-9%. Видовий склад представлено такими угрупованнями макрофітів, для яких розраховано відносно проективне покриття: очерет звичайний (*Phragmites australis*) – 50%, рогіз широколистий (*Typha latifolia*) – 5%, глечики жовті (*Nuphar lutea*) – 25%, осока гостра (*Carex acuta* L.) – 15%, осока гостроподібна (*Carex acutiformis* Ehrh.) – 5 %. Максимальна глибина ділянки дослідження складає приблизно 1,5 м. На досліджуваній ділянці прибережна рослинність за останні роки суттєво збільшилася через поступове обміління річки. Середня швидкість течії на досліджуваній ділянці складає 0,2 м/с. Тип донних відкладів – мул, середня товщина 0,1-0,2 м. Прозорість води не висока, оскільки частина річки, яку досліджували, знаходиться безпосередньо перед греблею, має малу швидкість течії та за останні роки почала замулюватися. На території прибережної смуги пляжі, промислові підприємства, звалища сміття та забруднені стоки фактично відсутні. У незначній кількості наявні забудова та дороги, оскільки частково там знаходяться сільськогосподарські угіддя та будинки жителів тамтешніх сіл. Прибережна захисна смуга не в належному стані, оскільки часто не дотримано необхідного її розміру, оскільки штучне водосховище створили фактично на окраїні с. Жигалівка.

Сільськогосподарське виробництво стало також досить значним джерелом забруднення поверхневих вод хімічними речовинами, головним чином біогенними елементами та пестицидами. Надходження біогенних речовин з сільськогосподарських угідь змінює природний баланс цих речовин і призводить до порушень водних екосистем, викликаючи їх антропогенне евтрофування.

Формування підсистеми вищої водної рослинності визначається характером ґрунту ложе водойми та параметрами поперечного перерізу, величиною проточності та водообміну водойми, прозорістю води. Для вищих водних рослин величина чистої продукції визначається на основі даних про їх фітомасу на 1 м² заростей, величину сирої фітомаси та значення річного Р\В коефіцієнта, що у більшості випадків дорівнює 1,2. Фітомаса повітряно-водних рослин, у залежності від їх густоти і висоти, коливається у межах 1-10 кг/м², а занурених - 4-5 кг/м². Для екосистеми р. Снивода проведені розрахунки чистої продукції повітряно-водних та занурених вищих водних рослин та продукції підсистем планктону, мікробентосу та перифітону в співтовариствах вищих водних рослин та обчислено винесення азоту, фосфору та пестицидів з поверхневим стоком.

6.2.3 Експериментальні дослідження екологічного стану водних об'єктів підприємства «Енергогарант» ТОВ

З використанням розроблених методів та засобів досліджено екологічний стан водних об'єктів підприємства «Енергогарант» ТОВ (Вінницька область). Метою дослідження було покращення екологічного стану водних об'єктів та прибережної території підприємства шляхом впровадження ряду природоохоронних заходів, спланованих на основі дослідження їх екосистеми та проведенні еколого-економічного обґрунтування, що дозволить значною мірою вирішити оптимального використання природних ресурсів з рекреаційною метою [537].

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- дослідження екосистеми водних об'єктів та прибережних територій.
- аналіз біохімічних параметрів якості ставкової води.
- еколого-економічне обґрунтування та розроблення природоохоронних заходів для водних об'єктів та прибережних територій.
- впровадження біофільтрації ставкової води за допомогою макрофітів (водний гіацинт, *Eichornia crassipes*).

Екологічна оцінки якості ставкової води проводилась згідно [538]. Дослідження біохімічних параметрів оцінювалось окремо для обох ставків (ставок А – із значним вмістом вищих водних рослин та прозорою водою, ставок Б – великий рибогосподарський ставок зі значною концентрацією завислих частинок, зокрема, частинок фітопланктону) у відповідності до вимог чинних нормативно-правових документів [538–541].

За критеріями мінералізації, іонного та сольового складу проби води у обох ставках відносяться до I класу (прісні, олігогалинні води).

Аналіз за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями проводився за такими групами показників (табл. 6.20):

1) гідрофізичні – завислі речовини, прозорість (ставок А – I клас, 1 категорія; ставок Б – III клас, 4 категорія);

2) гідрохімічні – концентрація іонів водню, азоту амонійного, азоту нітритного, азоту нітратного, фосфору фосфатів, розчиненого кисню; перманганатна та біхроматна окислюваність, біохімічне споживання кисню (ставок А – V клас, 7 категорія; ставок Б – V клас, 7 категорія), причому при нормі для V класу 7 категорії азоту нітратного $2,50 \text{ мгN/дм}^3$ виміряні значення складають $28,6..28,8 \text{ мгN/дм}^3$, фосфор фосфатів при нормі $0,3 \text{ мгP/дм}^3$ виміряні значення складають $0,66.. 0,95 \text{ мгP/дм}^3$.

3) гідробіологічні – біомаса фітопланктону, індекс самоочищення – само забруднення (ставок А – II клас, 2 категорія; ставок Б – IV клас, 6 категорія);

4) біоіндикація сапробності – індекси сапробності за системами Пантле-Вукка і Гуднайта-Уїтлея (ставок А – II клас, 2 категорія; ставок Б – II клас, 3 категорія).

Таблиця 6.20 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод у досліджуваних ставках за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями

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

Аналіз за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, а також за рівнем токсичності перевищень гранично допустимих рівнів не виявив. Основною проблемою для досліджуваних водних об'єктів є перевищення гранично допустимих рівнів вмісту біогенних речовин, зокрема, азоту нітратного.

Для вирішення цієї проблеми було запропоновано використання природоохоронних заходів у вигляді біофільтрації води з використанням вищих водних рослин, а саме ейхорнії прекрасної (*Eichhornia crassipes*).

За допомогою мультиспектральних методів та засобів досліджено ріст і розвиток рослин ейхорнії протягом вегетаційного періоду за показником площі покриття угруповання ейхорнії (див. рис. 6.20).

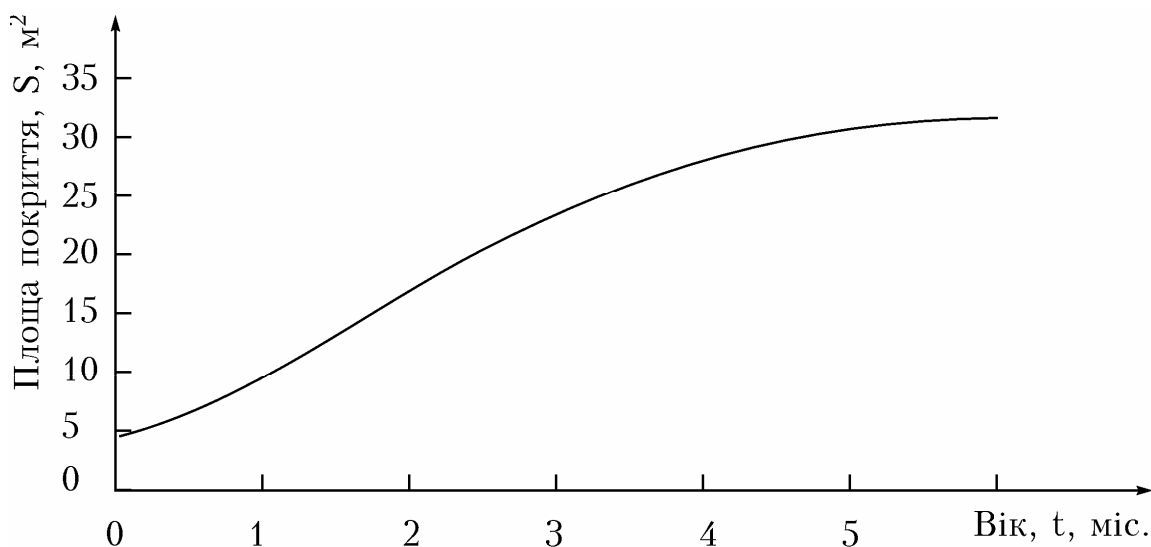


Рисунок 6.20 – Зміна площі покриття угруповання макрофітів ейхорнії прекрасної (*Eichhornia crassipes*) у водному об'єкті підприємства «Енергогарант» ТОВ з часом

Крім того, за допомогою мультиспектральних методів та засобів досліджено ріст і розвиток рослин ейхорнії протягом вегетаційного періоду.

Використання ейхорнії для біологічної очистки забруднених стічних вод показало високу ефективність [154, 155]. За оптимальних умов продуктивність даної рослини може бути 110-296 т/га за даними різних дослідників [542–545]. У Вінницькій області період вегетації ейхорнії може

продовжуватися від 4 до 7 місяців. В осінній період, при досягненні середньої температури води нижче 14°C, водний гіацинт, захищений від вітру, може переносити короточасні зниження температури до 6° у нічні години і при цьому виглядає цілком життєздатним, без ознак відмирання. Однак, приріст маси рослини припиняється.

Крім того, було здійснено контроль токсичності ставкової води методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer) та ряски малої (*Lemna minor* L.) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.21.

Таблиця 6.21 – Результати контролю токсичності ставкової води методом біотестування з використанням тест-об'єкту культури водорості хлорела (*Chlorella vulgaris* Beijer)

N	I, %	T, %
1	82,4	17,6
2	78,3	21,7
3	85,4	14,6
4	84,5	15,5
5	87,3	12,7
6	85,4	14,6
7	87,5	12,5
8	87,2	12,8
9	81,9	18,1
10	80,1	19,9

Результати контролю токсичності ставкової води методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.) за допомогою розробленого засобу мультиспектрального контролю наведені у табл. 6.22.

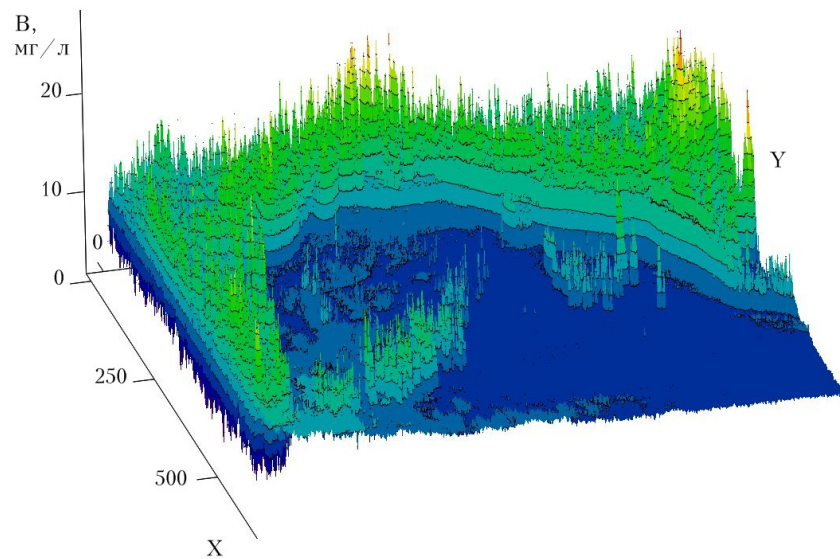
Таблиця 6.22 – Результати контролю токсичності ставкової води методом біотестування з використанням тест-об'єкту ряски малої (*Lemna minor* L.)

N	I, %	T, %
1	76,4	23,6
2	71,2	28,8
3	79,4	20,6
4	78,4	21,6
5	83,4	16,6
6	80,2	19,8
7	83,4	16,6
8	83,6	16,4
9	76,5	23,5
10	76,3	23,7

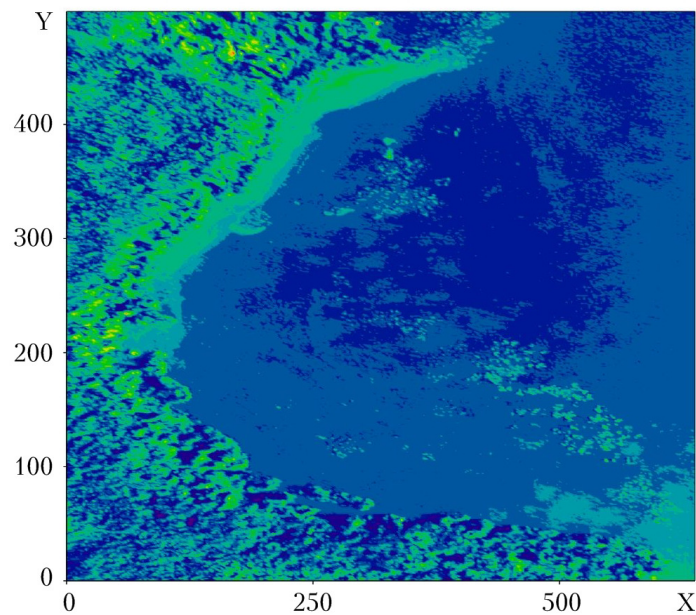
6.2.4 Експериментальні дослідження інтегральних параметрів якості поверхневих вод мультиспектральним методом з використанням біоіндикації по фітопланктону

При здійсненні контролю екологічного стану водних об'єктів з використанням біоіндикації за параметрами фітопланктону та запропонованого мультиспектрального методу та дослідних зразків технічних засобів контролю за допомогою квадрокоптера здійснюється розрахунок просторового розподілу таких параметрів фітопланктону, як біомаса у приповерхневому шарів води, а також співвідношення між пігментними параметрами, а саме між хлорофілом а та загальним хлорофілом, а також між каротиноїдами і загальним хлорофілом. За невеликої глибини водойми, вищої температури, низької швидкості течії та надходження біогенних речовин з поверхневим стоком у прибережній зоні водойми можуть створюватися сприятливі умови для масового розвитку фітопланктону, що негативно впливає на екологічний стан водного об'єкта. На рис. 6.21 наведено приклад результатів розрахунку біомаси

фітопланктону у приповерхневому шарі водного середовища у прибережній зоні за мультиспектральними зображеннями з квадрокоптера.



а)



б)

Рисунок 6.21 – Приклад розрахунку біомаси фітопланктону у приповерхневому шарі водного середовища: а) просторовий розподіл біомаси фітопланктону; б) сегментація поверхні водного об'єкта за параметром біомаси фітопланктону

Дослідження здійснюється на характеристичних довжинах хвиль пігментів фітопланктону, перш за все хлорофілу. У цьому випадку найбільш інформативними у видимій області спектра є фіолетово-синя область

420..460 нм і червона область 660..700 нм. При дистанційному мультиспектральному контролю екологічного стану водних об'єктів порівнюється яскравість випромінювання, що виходить з водного середовища в цих областях спектру. Складова сигналу яскравості, який формується за рахунок відбиття від поверхні водного об'єкта, несе інформацію про забруднення його поверхні. Це, в першу чергу, забруднення паливо-мастильними матеріалами, які доцільно досліджувати в діапазоні хвиль близько 400 нм. В якості потужних джерел випромінювання для цього діапазону використовують імпульсні лазери на рубіні з подвоєнням частоти (350 нм) або на ітрій-алюмінієвому гранаті з неодимом, які працюють на третій гармоніці (355 нм). Глибина на якій здійснюється дистанційний мультиспектральний контроль забруднення водних середовищ обмежується загасанням оптичного випромінювання в шарі товщиною $l = 3/\alpha = 3\lambda/4\pi k$, де α – коефіцієнт загасання, k – уявна частина комплексного показника переломлення. Цей приповерхневий шар водного середовища формує 95% випромінювання. Зміна довжини хвилі у видимому і ближньому інфрачервоному діапазоні дозволяє контролювати забруднення в приповерхневому шарі необхідної товщини.

Подальші дослідження забруднення водних об'єктів мультиспектральними методами пов'язані із застосуванням телевізійних засобів контролю і формуванням найбільш інформативних зображень шляхом оптимального вибору спектральних і поляризаційних фільтрів. При цьому порівнюється матриця зображень водного об'єкта, отриманих в декількох спектральних діапазонах. Кореляційна обробка масивів мультиспектральних зображень дозволяє з високою достовірністю локалізувати місце забруднення водного об'єкта і оцінити його величину.

6.3 Висновки

Розроблено науково-методичні рекомендації та здійснено експериментальні дослідження роботи технічних засобів

мультиспектрального екологічного вимірювального контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ за допомогою біотестування, а також оцінювання екологічного стану водних об'єктів з використанням біоіндикації по фітопланктону та вищим водним рослинам. Запропоновані методи та розроблені засоби мультиспектрального екологічного контролю дозволили оцінити комплексний вплив небезпечних компонентів відходів на екологічний стан водних об'єктів. Науково-методичні рекомендації застосування засобів мультиспектрального екологічного контролю відповідають вимогам чинних вітчизняних нормативних документів в галузі охорони водних ресурсів.

Розроблено методики та здійснено експериментальні дослідження технічних засобів мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів забруднення водних середовищ на прикладах контролю: інтегральних параметрів якості поверхневих вод водних об'єктів, токсичних сполук у складі питної води, токсичності стічних вод, концентрації небезпечних компонентів промислових та побутових відходів у водних середовищах.

Результати, викладені у розділі 6, опубліковані у роботах [258, 259, 266, 270, 284, 285, 288, 289, 291, 339–341, 344, 345, 347, 350–352, 546–564].

ВИСНОВКИ

За результатами дисертаційних досліджень, які є завершеною науковою працею, вирішено актуальну наукову проблему розвитку наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів контролю екологічного стану водних об'єктів, які враховують вплив їх характеристик і параметрів, на ефективність процесу контролю забрудненості водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів, що є передумовою та підґрунтям ефективного управління їх екологічною безпекою. Отже, основні наукові результати роботи такі:

1. В результаті аналізу наукової проблеми з'ясовано, що при оцінюванні комплексного впливу забруднюючих речовин на екологічний стан водного об'єкта, з використанням синергетичного підходу, необхідно обов'язково врахувати вплив на біологічні показники, зокрема, на показники біомаси і видового складу фітопланктону та вищих водних рослин. Крім того, відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС, контроль інтегральних показників забруднення вод повинен базуватись на їх екотоксичності, яка визначається за допомогою біотестування і дозволяє врахувати синергетичну взаємодію забруднюючих речовин. Було проаналізовано сучасні методи і засоби контролю параметрів забруднення водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів, що показало їх недосконалість та неспроможність вирішення задачі за рахунок низької достовірності контролю пов'язаної з недостатньою точністю вимірювання параметрів та зумовило необхідність вдосконалення методів і засобів мультиспектрального екологічного контролю.

2. Обґрунтовано методологію і методи проведення теоретичних та експериментальних досліджень, що включили теоретичні методи аналізу та узагальнення світового досвіду; методи теорії перенесення випромінювання у багатошарових світлорозсіювальних водних середовищах; методи математичної статистики для обробки параметрів водних середовищ та

оптимального вибору спектральних каналів технічних засобів контролю; методи математичного моделювання динаміки популяцій фітопланктону на основі систем рекурентних рівнянь; використання нейромереж та нейронечітких мережі для розв'язання оберненої задачі визначення параметрів водних середовищ; традиційні фізико-хімічні методи вимірювання параметрів забруднення водних середовищ; методи аналізу мультиспектральних зображень, їх сегментації та фільтрації для обробки експериментальних результатів; методи теорії вимірювань для оцінювання метрологічних характеристик та параметрів розроблених дослідних технічних засобів мультиспектрального контролю.

3. Вдосконалено математичні моделі водних середовищ з фітопланктоном та вищими водними рослинами для розв'язку прямої задачі формування їх мультиспектральних зображень технічними засобами мультиспектрального контролю. Зокрема, вдосконалено математичні моделі процесу світлорозсіювання у шарах водного середовища з фітопланктоном, що дозволило вперше виявити відносний його внесок окремих шарів у загальний коефіцієнт дифузного відбиття та розраховувати глибину водного об'єкта, на якій цей внесок матиме значення в межах похибки вимірювань. Також, вдосконалено математичну модель процесу поширення випромінювання у водних середовищах з вищими водними рослинами, що враховує ефект локалізованого поглинання випромінювання на їх спектральні характеристики, що дозволило ввести відповідні поправочні коефіцієнти, які враховують форму та розміри розсіювачів, і зменшити похибку вимірювань біомаси та співвідношення між пігментами.

4. На основі розв'язання оберненої задачі визначення параметрів забруднення водних середовищ і екологічного стану водних об'єктів за їх мультиспектральними зображеннями запропоновано методи мультиспектрального екологічного контролю поверхневих вод, зокрема:

– науково обґрунтовано та розроблено метод мультиспектрального контролю екотоксичності, як інтегрального показника забруднення

поверхневих вод, з використанням опосередкованого вимірювання концентрації частинок мікродоростей з обробленням результатів із застосуванням нейромережі та нейро-нечіткої мережі;

– науково обґрунтовано та запропоновано метод мультиспектрального контролю забруднення поверхневих вод водних об'єктів, сутність якого полягає у визначенні відносних розмірів сегментів поверхні водного середовища з вищими водними рослинам, які мають морфологічні зміни за результатами аналізу мультиспектральних зображень, отриманих ширококутковою цифровою камерою при освітленні поверхні водного середовища вузькосмуговими джерелами випромінювання;

– вдосконалено метод оцінювання екологічного стану водних об'єктів, що передбачає застосування мультиспектрального визначення видового складу фітопланктону з розрахунком індексів біорізноманіття;

– вдосконалено метод опосередкованого мультиспектрального вимірювання біомаси та співвідношення пігментних параметрів у приповерхневому шарі водних об'єктів з використанням запропонованих регресійних рівнянь;

– набуло подальшого розвитку застосування методу мультиспектрального контролю інтегральних параметрів забруднення стічних вод з використанням вищих водних рослин у очисному комплексі, що полягає у оцінюванні стану вищих водних рослин у біореакторі на основі аналізу їх мультиспектральних зображень з визначенням концентрацій основних пігментів із застосуванням запропонованої експертної системи на базі нечіткої логіки або нейромережі.

5. Науково обґрунтовано оптимальну кількість спектральних каналів та їх параметри для технічних засобів мультиспектрального контролю забрудненості водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів за допомогою покрокової множинної регресії з включенням незалежних змінних. Для розроблених засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ оцінена достовірність

контролю, що склала від 0,939 до 0,974 в залежності від спектральних характеристик вимірювальних каналів та їх кількості.

6. Науково обґрунтовано схемні рішення та виготовлено дослідні зразки удосконалених технічних засобів мультиспектрального екологічного контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів на основі опосередкованих вимірювань біомаси фітопланктону та вищих водних рослин, а також співвідношень між їх основними пігментами.

7. Розроблено програмне забезпечення Multispectral devices 1.029 для технічних засобів мультиспектрального контролю параметрів забруднення водних середовищ та екологічного стану водних об'єктів, що здійснює управління технічними засобами контролю, а також сегментацію та фільтрацію мультиспектральних зображень і їх обробку з використанням регресійних рівнянь, нейромережі та нейро-нечіткої мережі.

8. Розроблено науково-методичні рекомендації щодо реалізації запропонованих наукових основ використання мультиспектральних методів та технічних засобів, які враховують вплив їх характеристик і параметрів на ефективність процесу контролю забрудненості водних середовищ та оцінювання екологічного стану водних об'єктів, в системі управління їх екологічною безпекою.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Крайнюков О. М. Особливості системи нормування антропогенного забруднення поверхневих вод в Україні та країнах ЄС. *Молодий вчений*. 2016. №3 (30). С. 300–303.
2. Балтиев Ю. С., Усов Г. П. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности). Москва : Военное издательство, 2005. 119 с.
3. Крайнюков О. М., Тімченко В. Д. Удосконалення комплексної оцінки екологічного стану та якості води водних об'єктів. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна серія «Екологія»*. 2016. Вип. 14. С. 9–14.
4. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Биологические подходы к оценке экотоксикологического состояния водных экосистем. *Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки*. 2015. № 1. С. 72–83.
5. Крайнюков О. М. Регресійний аналіз взаємозв'язку результатів біотестування і вимірювання фізики-хімічного складу води. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2013. № 1–2. С. 68–73.
6. Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А. Методико-методологические аспекты оценки качества вод по комплексу биологических методов. *Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения. Всероссийская научная конференция с международным участием : сборник научных трудов*. (г. Сочи, РФ, 02–07 октября 2017 г.). Сочи. 2017. С. 293-298.
7. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке токсичности вод суши. Москва : Наука, 2006. 257 с.
8. Бакаева Е. Н. Методико-методологические аспекты биотестирования вод с использованием гидробионтов, обладающих гетерогонией. *III Всероссийская конференция по водной токсикологии “Антропогенное*

- влияние на водные организмы и экосистемы»* : матер. конф. (п. Борок, РФ, 11-16 ноября 2008 г). Борок, ООО «Ярославский двор». Ч. 3. С. 3–5.
9. Биоиндикация и биомониторинг : сб. ст. / отв. ред. Д. А. Криволуцкий. Москва : Наука, 1991. 288 с.
 10. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М., Игнатова Н. А. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов. *Вестник Южного научного центра*. 2009. Т. 5, № 2. С. 84–94.
 11. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке качества вод суши. Москва : Наука, 2006. 236 с.
 12. Бакаева Е. Н. Адекватная оценка состояния водных экосистем биологическими методами. *VI Всероссийский гидрологический съезд* : матер.съезда. (г. Санкт-Петербург, РФ, 28 сентября – 1 октября 2004 г.). Санкт-Петербург. 2004. С. 156–158.
 13. Никаноров А. М., Бакаева Е. Н., Хоружая Т. А. Результаты и перспективы использования экотоксикологических методов контроля в системах мониторинга поверхностных вод. *Десять лет сотрудничества России и Беларуси в области гидрометеорологии и мониторинга загрязнения природной среды и перспективы его дальнейшего развития* : матер. науч.-практ. конф. (г. Москва, РФ, 12–14 декабря 2006 г.). Москва, 2006. С. 33–35.
 14. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М., Игнатова Н. А. Динамика токсичности поверхностных вод бассейна реки Дон в пределах мегаполиса по многолетним данным биотестирования. *Водные ресурсы*. 2015. Т. 42, № 1. С. 70–77.
 15. Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А. Исследование состояния поверхностных вод на основе комплекса биологических методов. *V Всероссийская конференция по водной токсикологии “Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы»* : матер. конф. (п. Борок, РФ, 28 октября – 1 ноября 2014 г). Борок, Филигрань. Т. 2. С. 119–123.

16. Сазыкина М. А. Экоотоксикологическая оценка водных экосистем с использованием биосенсоров на основе люминесцентных бактерий: автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.02.08. Ростов-на-Дону, 2014. 49 с.
17. Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Бражникова Л. В., Жулидов А. В. Качество вод: оценка токсичности. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 2000. 159 с.
18. Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А. Эколого-токсикологическое состояние нижнего течения р. Дон. *III Всероссийская конференция по водной токсикологии "Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы"* : матер. конф. (п. Борок, РФ, 11-16 ноября 2008 г). Борок, ООО «Ярославский двор». С. 193–197.
19. Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А. Оценка токсичности вод методом биотестирования: вопросы методического обеспечения. *Экология. Экономика. Информатика* : матер. конф. (г. Ростов-на-Дону, РФ, 8-13 сентября 2008 г). Ростов-на-Дону. С. 93–95.
20. Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А. Динамика токсичности вод и донных отложений водного объекта рекреации. *Современные проблемы науки и образования*. 2011. № 6. URL: <http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=4997> (дата обращения: 12.11.2017).
21. Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А., Черникова Г. Г. Экоотоксичность вод приплотинного участка Цимлянского водохранилища. *Глобальная ядерная безопасность*. 2012. № 3. С. 5–10.
22. Олексів І. Т., Ялинська Н. С., Брагінський Л. П. та ін. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація: Теорія, методи, практика використання. Львів : Світ, 1995. 440 с.
23. Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. Пресноводный планктон в токсической среде. Киев : Наукова думка, 1987. 180 с.
24. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ : Ніка-Центр, 2001. 264 с.

25. Баринаова С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Телль Авив : PiliesStudio, 2006. 498 с.
26. Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М. та ін. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / під ред. В. Д. Романенко. Київ : Логос, 2006. 408 с.
27. Садчиков А. П. Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство. – Москва: Университет и школа, 2003. 157 с.
28. Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоёмов. *Биология внутренних вод*. 2000. № 1. С. 68–82.
29. Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений. Екатеринбург : Наука, 1994. 280 с.
30. Крайнюков О. М. Моделювання зв'язку результатів біотестування і компонентного складу води. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна серія «Екологія»*. 2013. Вип. 9. С. 55–58.
31. Левич А. П., Забурдаева Е. А., Максимов В. Н. и др. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов р. Дон). *Водные ресурсы*. 2009. Т. 36, №6. С. 730–742.
32. Конов В. В., Жариков Г. П., Шишкин В. Н., Кузнецов М. М. Комплексная оценка качества сточных вод промышленных предприятий по результатам аналитического и токсикологического контроля. *Актуальные проблемы экологии Ярославской области : Материалы Второй науч.-практич. конференции*. (Ярославль, РФ, 2002 г.). Том 1. Ярославль: ВВО РЭА, 2002. С. 241–244.
33. Крайнюков О. М. Показник токсичності в системі моніторингу і оцінки якості води транскордонних річок. *Науковий вісник Чернівецького університету : збірник праць. Сер.: Географія*. 2012. №1–2. С. 614–615.

34. Строганов Н. С. Краткий словарь терминов по водной токсикологии. Ярославль : ЯрГУ, 1982. 42 с.
35. Крайнюков О. М. Сучасний екологічний стан водних об'єктів басейну річки Сіверський Донець. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2015. №3–4. С. 71–77.
36. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. L. 327. 72 p.
37. Крайнюков О. М. Встановлення нормативів гранично допустимих рівнів токсичності стічних вод на основі застосування конструктивно–географічної методології суб'єкт-об'єктних відносин. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна серія «Екологія»*. 2017. Вип. 16. С. 22–28.
38. Правила ведення моніторингу та оцінки якості води транскордонних річок/ Схвалено комітетом СЕК. Гельсинки, 1996. 49 с.
39. Крайнюков О.М. Критерії оцінки чутливості організмів та ефективності методик біотестування для визначення токсичних властивостей води. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна серія «Екологія»*. 2013. Вип. 8. С. 80–85.
40. Azarov S., Zadunaj O. Analysis of the stability of water bodies to the action of destabilizing factors. *Екологічна безпека та природокористування*. 2018. Том 26, № 2. С. 34–42. URL: <http://www.es-journal.in.ua/index.php/esanr/article/view/11/4> (дата звернення: 17.10.2018).
41. Гродзинський М. Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. Київ : Лікей, 1995. 233 с.
42. Страшкраба М., Гнаук А. Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование. Пер. с англ. Москва : Мир, 1989. 376 с.
43. Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса (Новый диалог человека с природой). Москва : Едиториал УРСС, 2003. 310 с.

44. Пригожин И., Стенгерс И. *Время, хаос, квант* : пер. с англ. Москва : Издательская группа «Прогресс», 1999. 268 с.
45. Хакен Г. *Синергетика*. Пер. с англ. / под ред. Ю. Л. Климантовича, С. М. Осовца. Москва : Мир, 1980. 404 с.
46. Хакен Г. *Синергетика : Иерархия неустойчивостей в само организующихся системах и устройствах* : пер. с англ. Москва : Мир, 1985. 423 с.
47. Владимиров В. А., Воробьев Ю. Л., Салов С. С. и др. *Управление риском : Риск. Устойчивое развитие. Синергетика*. Москва : Наука, 2000. 431 с.
48. Азаров С. І., Сидоренко В. Л., Задунай О. С. Аналіз безпеки потенційно небезпечних об'єктів. *Техногенно-екологічна безпека*. 2017. № 1. С. 3–7. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/techecolsaf_2017_1_3 (дата звернення: 17.09.2018).
49. Пляцук Л. Д., Черниш Є. Ю. Синергетичний підхід до екологічної проблеми накопичення мулових осадів. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2015. № 2 (12). С. 94–100.
50. Пляцук Л. Д., Черниш Є. Ю. Формалізація нелінійних закономірностей розвитку екосистемних процесів при впливі антропогенезу. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2016. № 2/4(80). С. 25–31.
51. Николис Г., Пригожин И. *Познание сложного. Введение* : монография. Москва : Мир, 1990. 345 с.
52. Фритеф К. *Паутина жизни. Новое научное понимание живых систем* / пер. с англ. под ред. В. Г. Трилиса. Киев : София, 2003. 336 с.
53. Зимницкий П В. Единая модель природы – будущее современного моделирования. *Биосфера*. 2003. № 1. URL: <http://www.ihst.ru/~biosphere/03-1/Zimnigky.htm> (дата звернення: 17.10.2017).
54. Барский В. Г. Проект международной программы «Динамическая модель биосферы». *Биосфера*. 2002. № 1. URL: http://www.ihst.ru/~biosphere/Mag_1/model.htm (дата звернення: 17.10.2017).

55. Колесников А. А. Синергетические методы управления сложными системами: теория системного синтеза. Москва : Едиториал УРСС, 2005. 228 с.
56. Сидоренко Е. С., Халиль В. В. Фракталы в моделировании экологических систем. *Енергоефективність в будівництві та архітектурі*. 2013. № 5. С. 125–129.
57. Малинецкий Г. Г. Математические основы синергетики: хаос, структуры, вычислительный эксперимент. 6-е изд. Москва : Книжный дом «ЛИБРОКОМ», 2009. 312 с.
58. Малинецкий Г. Г. Синергетика – от прошлого к будущему. *Модел. и анализ информ. систем*. 2012. Т. 19, № 3. С. 5–31.
59. Wang S. L., Jin X. L., Huang Z. L., Cai G. Q. Break-out of dynamic balance of nonlinear ecosystems using first passage failure theory. *Nonlinear Dynamics*. 2015. Vol. 80, Issue 3. P. 1403–1411.
60. Mastruk V., Abdella K. Modelling the Effects of Pollution on a Population and a Resource in a Polluted Environment. *Applied Mathematics*. 2011. Vol. 2011. P. 1–31.
61. Tian D., Niu S., Pan Q. et al. Nonlinear responses of ecosystem carbon fluxes and water-use efficiency to nitrogen addition in Inner Mongolia grassland. *Functional Ecology*. 2015. Vol. 30, Issue 3. P. 490–499.
62. Destania Y., Jaharuddin, Sianturi P. Stability Analysis of Plankton Ecosystem Model: Affected by Oxygen Deficit. *Applied Mathematical Sciences*. 2015. Vol. 9, Issue 81. P. 4043–4052.
63. Братусь А. С., Новожилов А. С., Платонов А. П. Динамические системы и модели биологии. Москва : ФИЗМАТЛИТ, 2010. 400 с.
64. Братусь А. С., Новожилов А. С., Родина Е. В. Дискретные динамические системы и математические модели в экологии : уч. пос. Москва : МИИТ, 2005. 139 с.

65. Новожилов А. С. Математические модели взаимодействия загрязнения с окружающей средой: дис. ... канд. физ.-мат. наук : 05.13.18. Москва : МИИТ, 2002. 84 с.
66. Гордиенко В. А., Старкова М. В. Моделирование биосферных процессов и прогнозирование в экологии с позиций синергетики. *Физические проблемы экологии (экологическая физика)*. 2011. № 17. С. 98–117.
67. Пляцук Л. Д., Черныш Е. Ю. Синергетика: нелинейные процессы в экологии : монография. Сумы : Сумский государственный университет, 2016. 229 с.
68. Пляцук Л. Д., Черныш Е. Ю., Пляцук Д. Л. Синергетика: экосистемные процессы. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. 2014. № 6(89). Част. 1. С. 137–142.
69. Винберг Г. Г. Пути количественного исследования роли водных организмов как агентов самоочищения загрязненных вод. *Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии*. Москва–Ленинград : Наука, 1964. С. 117–134.
70. Nauhs M., Neal C., Hooper R., Christophersen N. Summary of a workshop on ecosystem modeling: The end of an era? *Science of the Total Environment*. 1996. Vol. 183. P. 1–5.
71. Вернадский В. И. Живое вещество. Москва : Наука, 1978. 358 с.
72. Загребин А. О., Румянцев В. А., Тонкопий В. Д. Использование методов биотестирования и биоидентификации ксенобиотиков для оценки состояния водных экосистем. *Общество. Среда. Развитие (Terra Humana)*. 2014. № 1 (30). С. 157–160.
73. Куценко С. А. Основы токсикологии. Санкт-Петербург : Наука, 2004. 504 с.
74. Никаноров А. М., Циркунов В. В. Системы мониторинга качества поверхностных вод. Ч.1. Система мониторинга качества поверхностных

- вод США и Канады и направление их эволюции. Ленинград : Гидрометиздат, 1994. 107 с.
75. Тонкопий В. Д., Загребин А. О. Обоснование разработки новых методов биоидентификации антихолинестеразных соединений в водной среде. *Журнал экол. химии*. 1993. № 2. С. 133–137.
76. Флеров Б. А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Ленинград : Наука, 1989. 141 с.
77. Frear H., Boyd J. Use of *Daphnia magna* for microbioassay of pesticides. *J. Econom. Entomol.* 1967. № 60. P. 1228–1236.
78. Tonkopii V., Zagrebin A., Iofina I. Bioidentification of xenobiotics as a basis of water management. *Sustainable use and development of watersheds*. Berlin: Springer, 2008. P. 349–353.
79. Моклячук Л. І., Ліщук А. М., Матусевич Г. Д. Аналіз міжнародної практики та методичних підходів щодо вивчення екологічних ризиків пестицидів. *Збалансоване природокористування*. 2012. № 1. С. 46–50.
80. Директива 2004/35/ЄС Європейського Парламенту та Ради «Про екологічну відповідальність за попередження та ліквідацію наслідків завданої навколишньому середовищу шкоди» від 21 квітня 2004 року URL: http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_965 (дата звернення: 15.11.2017).
81. Directive 2001/688/EC: Commission Decision of 28 August 2001 establishing ecological criteria for the award of the Community eco-label to soil improvers and growing media (notified under document number C (2001) 2597). *Official Journal of the European Communities*. L. 242, 12.9.2001. P. 17–22.
82. Working Document Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology in the context of the Directive 91/414/EEC. Sanco/3268/2001 rev.4 (final). 17 October 2002. 62 p.
83. Ecotoxicology, Ecological Risk Assessment and Multiple Stressors / Eds. G. Arapis, N. Goncharova, Ph. Baveye, NATO Security through Science

- Series – C: Environmental Security, Series IV: Earth and Environmental Series. Vol. 6. Springer, 2006. 382 p.
84. Ємельяненко В. В., Крайнюкова А. М., Катріченко Г. М., Васенко О. Г. Спосіб біологічної оцінки токсичності води та пристрій для біологічної оцінки токсичності води: пат. 8530 Україна. № 3470469/SU; заявл. 14.07.1982; опубл. 30.09.1996, Бюл. № 3. 8 с.
 85. Строганов Н. С. Методики биологических исследований по водной токсикологии. Москва : Наука, 1971. 298 с.
 86. Крайнюков О. М., Крайнюкова А. М. Спосіб біологічного тестування: пат. 45053 Україна. № u200904798; заявл. 15.05.2009; опубл. 26.10.2009, Бюл. № 20. 3 с.
 87. Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90. Москва : Гос. комитет СССР по охране природы, 1991. 48 с.
 88. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals / Section 2: Effects on Biotic Systems Test No. 202: *Daphnia* sp. Acute Immobilisation Test. Adopted: 13 April 2004. 12 p.
 89. Крайнюков О. М., Крайнюкова А. М. Спосіб визначення рівня гострої летальної токсичності зворотної води: пат. 65090 Україна. № u201105646; заявл. 04.05.2011; опубл. 25.11.2011, Бюл. № 22. 3 с.
 90. Крайнюков О. М., Крайнюкова А. М. Спосіб визначення рівня хронічної токсичності природної води: пат. 67014 Україна. № u201109029; заявл. 19.07.2011; опубл. 25.01.2012, Бюл. № 2. 3 с.
 91. Persoone G., Baudo R., Cotman M. et al. Review on the acute *Daphnia magna* toxicity test Evaluation of the sensitivity and the precision of assays performed with organisms from laboratory cultures or hatched from dormant eggs. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 2009. Vol. 393 (1). P. 1–29.
 92. Крайнюков О. М. Спосіб визначення ступеня ураженості водної екосистеми: пат. 85333 Україна. № u201308369; заявл. 03.07.2013; опубл. 11.11.2013, Бюл. № 21. 5 с.

93. Крайнюков О. М. Спосіб встановлення гранично допустимого рівня токсичності зворотної води: пат. 85348 Україна. № u201309275; заявл. 23.07.2013; опубл. 11.11.2013, Бюл. № 21. 5 с.
94. Ємельяненко В. В., Крайнюкова А. М., Алексахин Л. І., Кілячков П. П. Пристрій для біологічної оцінки токсичності води: пат. 7631 Україна. № 4341747/SU; заявл. 09.12.1987; опубл. 26.12.1995, Бюл. № 4. 4 с.
95. Колупаев Б. И., Андреев А. А., Самойленко К. К. Оптический метод регистрации сердечного ритма у дафний. *Гидробиологический журнал*. Вып. 3, Т. XI0. 1977. С.119–120.
96. Бузлама В. С., Ващенко Ю. Е., Востроилова Г. А., Титов Ю. Т. Способ биологического мониторинга экологических систем и объектов: пат. 2125261 РФ. № 97108740/13; заявл. 10.06.1997; опубл. 20.01.1999. 2 с.
97. РД 52.24.670-2005. Унифицированный метод определения острой токсичности проб поверхностных вод суши, содержащих взвешенные вещества. Росгидромет, 2005. 43 с.
98. Мацківський В. І., Чернишов С. І., Ластовський В. В. Лазерно-доплерівський пристрій для оцінки токсичності та біологічної активності хімічних речовин: пат. 45481 Україна. № 99084597; заявл. 10.08.1999; опубл. 15.04.2002, Бюл. № 4. 16 с.
99. Р 52.24.662-2004. Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методами биотестирования с использованием коловраток. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 2006. 60 с. URL: http://ipk.meteorf.ru/images/stories/literatura/rd/52.24.662_2004.pdf. (дата звернення: 15.11.2017).
100. Чуйко Г. М. Биомаркеры в гидроэкотоксикологии: принципы, методы и методология, практика использования. *Экологический мониторинг.. Современные проблемы мониторинга пресноводных экосистем* : учебное пособие / под ред. Д. Б. Гелашвили, Г. В. Шургановой. Нижний Новгород : Изд-во Нижегородского госуниверситета, 2014. С. 310–326.

101. Кацев А. М., Абдураманова Е. Р., Стародуб М. Ф. Спосіб визначення токсичності речовин у водних розчинах: пат. 24287 Україна. № u200701375; заявл. 09.02.2007; опубл. 25.06.2007, Бюл. № 9. 4 с.
102. Завильгельский Г. Б., Котова В. Ю., Манухов И. В. Сенсорные биолюминесцентные системы на основе lux оперонов для детекции токсичных веществ. *Химическая фізика*. 2012. Том 31, № 10. С. 15–20.
103. Грузіна Т. Г., Резніченко Л. С., Назаренко В. І. Спосіб експресного визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля: пат. 86175 Україна. № a201108519; заявл. 07.07.2011; опубл. 25.12.2013, Бюл. № 24. 10 с.
104. Грузіна Т. Г., Резніченко Л. С., Назаренко В. І. Пристрій для експресного визначення рівня інтегральної забрудненості, вмісту токсичних органічних сполук та важких металів в об'єктах довкілля: пат. 90605 Україна. № u201311195; заявл. 07.07.2011; опубл. 10.06.2014, Бюл. № 11. 9 с.
105. Multilabel Tester "TRIATHLER", Hidex, Finland URL: <http://www.hidex.com/media/8046/triathler2009.pdf> (дата звернення: 15.11.2017).
106. Прибор экологического контроля "Биотокс-10М" / ТУ-446-У-028-00-ОТУ. Сертификат RU.C.31.003.A № 21703.
107. Беспалов Ю.Г., Бондаренко Т.П., Дереча Л.М., Носов К.В., Псарьев В.О. Спосіб дослідження токсичності водного середовища: пат. 28938 Україна. № u200709895; заявл. 03.09.2007; опубл. 25.12.2007, Бюл. № 21. 4 с.
108. Оскольська О. І., Тимофєєв В. А., Бондаренко Л. В. Спосіб визначення токсичності морської води: пат. 34783 Україна. № 99073833; заявл. 06.07.1999; опубл. 15.03.2001, Бюл. № 2. 6 с.

109. Зайцева О. В. Экспресс-способ биотестирования пресных вод "Поведенческие реакции моллюсков" ("ПРМ-ТЕСТ"): пат. 2082167 РФ. № 92001891/13; заявл. 19. 10.1992; опубл. 20.06.1997. Бюл. № 17. 6 с.
110. Афанасьев С. О., Цибульській О. І., Усов О. Є., Шевцова Л. В. Спосіб визначення екологічного стану водойм: пат. 89288 Україна. № a200806287; заявл. 13.05.2008; опубл. 11.01.2010, Бюл. № 1. 3 с.
111. Беспалов Ю. Г., Висоцька О. В., Жолткевич Г. М. та ін. Спосіб дистанційного біологічного тестування наявності гострої токсичності водного середовища: пат. 115829 Україна. № u201612161; заявл. 30.11.2016; опубл. 25.04.2017, Бюл. № 8. 5 с.
112. Трусевич В. В., Гайский П. В., Кузьмин К. А. Автоматизированный биомониторинг водной среды с использованием реакций двустворчатых моллюсков. *Морской гидрофизический журнал*. 2010. № 3. С. 75–83.
113. Антонов С. В., Крайнюкова А. М., Беліченко Ю. П. та ін. Пристрій для оцінки токсичності стічних вод: пат. 8520 Україна. № 3472845/SU; заявл. 15.07.1982; опубл. 30.09.1996, Бюл. № 3. 6 с.
114. Катриченко Г. М., Васенко О. Г., Крайнюкова А. М., Антонов С. В. Пристрій для оцінки токсичності стічних вод: пат. 8529 Україна. № 3251904/SU; заявл. 19.02.1981; опубл. 30.09.1996, Бюл. № 3. 6 с.
115. Kurt Kerren Kunststoffe. Pat. 2170514 France. Priority date: 27.12.1971; Publication info: 14.09.1973.
116. Емельяненко В.В., Крайнюкова А. Н., Катриченко Г. Н., Васенко А. Г. Способ биологической оценки токсичности воды и устройство для биологической оценки токсичности воды: Авторское свидетельство 686698 СССР. № 3470469/28-13; заявл. 14.07.1982; опубл. 23.01.1984, Бюл. № 3. 6 с.
117. Руднева І. І., Вахтіна Т. Б., Скуратовська К. М. Спосіб біологічної оцінки токсичності морського середовища: пат. 27484 Україна. № a200603935; заявл. 10.04.2006; опубл. 12.11.2007, Бюл. № 18. 3 с.

118. Руднева І. І., Шайда В. Г., Кузьміна Н. С. Спосіб біологічної оцінки токсичності морського середовища: пат. 78606 Україна. № а200503910; заявл. 25.04.2005; опубл. 10.04.2007, Бюл. № 4. 3 с.
119. Thermometric 2277 Thermal Activity Monitor (TAM) System, American Laboratory Trading, USA URL: [http://americanlaboratorytrading.com/lab-equipment-products/thermometric-2277-thermal-activity-monitor-\(tam\)-system_10808](http://americanlaboratorytrading.com/lab-equipment-products/thermometric-2277-thermal-activity-monitor-(tam)-system_10808) (дата звернення: 15.11.2017).
120. Гончаренко Н. І. Спосіб біологічного контролю води на токсичність: пат. 92553 Україна. № а200903517; заявл. 13.04.2009; опубл. 10.11.2010, Бюл. № 21. 3 с.
121. Руупа М., Хейнонен П. Биологические методы исследования водоемов в Финляндии. Helsinki : Suomen Ymparistokeskus, 2006. 112 с.
122. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Фитопланктон и его продукция / под ред. Г. Г. Винберг. Ленинград : ГосНИОРХ, 1984. 31с.
123. Rodrigues-Mozaz S., Marco M.-P., Lopez de Alda M., Barcelo D. Biosensors for environmental applications. Future development trends. *Pure and Applied Chemistry*. 2004. V. 76, №4. P.723–752.
124. Vilarino N., Fonfria E., Louzao C., Botana L. Use of Biosensor as Alternatives to Current Regulatory Methods for Marine Biotoxins. *Sensors*. 2009. №9. P. 9414–9443.
125. Kiersch J., Siltanen Ch., Zhou Q. et al. Biosensor technology: recent advances in threat agent detection and medicine. *Chemical Society Review*. 2013. V. 42. P. 8733–8768.
126. Кузьміна Н. С. Спосіб визначення впливу токсичності стічних вод на водні солоні середовища: пат. 76248 Україна. № 20040604487; заявл. 09.06.2004; опубл. 17.07.2006, Бюл. № 7. 6 с.

127. КНД 211.1.4.047-95. Біотестування морської води та стічної, яка відводиться в море. Методика. Затв. наказом Мінекобезпеки України №46 від 30.05.1995 р. Київ. 1995. 37 с.
128. Р 52.24.690-2006. Оценка токсического загрязнения вод водотоков и водоемов различной солености и зон смешения речных и морских вод методами биотестирования. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 2006. 35 с. URL: http://ipk.meteorf.ru/images/stories/literatura/rd/52.24.690_2006.pdf. (дата звернення: 15.11.2017).
129. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. Москва : РЭФИА, НИА-Природа, 2002. 64 с.
130. Беспалов Ю. Г., Жолткевич Г. М., Коваленко М. В. та ін. Спосіб дослідження гострої токсичності водного середовища: пат. 61159 Україна. № u201015386; заявл. 20.12.2010; опубл. 11.07.2011, Бюл. № 13. 4 с.
131. Мусатова О. В. Биоиндикация и биоповреждения: методические рекомендации к лабораторным работам. Витебск : Издательство УО «ВГУ им. П.М. Машерова», 2006. 32 с.
132. Жукова І. О., Стегній Б. Т., Малінін О. О. Спосіб встановлення ступеня токсичності комбінованих пестицидів за допомогою визначення швидкості і ефективності дихання мітохондрій печінки: пат. 41847 Україна. № u200900369; заявл. 19.01.2009; опубл. 10.06.2009, Бюл. № 11. 3 с.
133. Березовский В. А., Бернштейн С. А., Гуревич М. И., Кочерга Д. А. Полярнографическое определение кислорода в биологических объектах. Київ : Наукова думка, 1974. 292 с.
134. Шкорбатов Ю. Г., Савенкова А. Л. Спосіб визначення токсичності водних розчинів за станом хроматину клітин людини: пат. 48139 Україна. № u200900369; заявл. 31.08.2009; опубл. 10.03.2010, Бюл. № 5. 4 с.

135. Біляєва О. О., Бойко І. І., Перепадя В. М., Беляєв В. В. Спосіб визначення токсичності біологічних середовищ: пат. 52951 А Україна. № 2001128944; заявл. 24.12.2001; опубл. 15.01.2003, Бюл. № 1. 3 с.
136. Столяр О. Б., Фальфушинська Г. І., Гнатишина Л. Л. Спосіб оцінки токсичності водного середовища: пат. 52992 Україна. № u201000637; заявл. 22.01.2010; опубл. 27.09.2010, Бюл. № 18. 6 с.
137. Сенік Ю. І., Хоменчук В. О., Курант В. З., Грубінко В. В. Спосіб оцінки токсичності водного середовища за допомогою ліпідів організму риб: пат. 86248 Україна. № u201306528; заявл. 27.05.2013; опубл. 25.12.2013, Бюл. № 24. 5 с.
138. Shckorbatov Y. G. He-Ne laser light induced changes in the state of chromatin in human cells. *Naturwissenschaften*. 1999, V. 86, № 9. P. 452–453.
139. Shckorbatov Y. G., Zhuravleva L. A., Navrotskaya V. V. et al. Chromatin structure and the state of human organism. *Cell Biol. Internat.* 2005. V. 29. P. 77–81.
140. Архипчук В. В., Гаранько Н. М., Гончарук В. В. Спосіб оцінки генотоксичності водного середовища: пат. 67315 Україна. № 2003088029; заявл. 28.08.2003; опубл. 15.02.2006, Бюл. № 2. 4 с.
141. Архипчук В. В., Гончарук В. В. Спосіб визначення цитотоксичності водних розчинів за морфологічними змінами ядер і ядерць клітин тваринних тест-організмів: пат. 71783 Україна. № 20031212052; заявл. 22.12.2003; опубл. 15.11.2006, Бюл. № 11. 3 с.
142. Архипчук В. В., Гончарук В. В. Спосіб оцінки цитотоксичності водного середовища: пат. 71793 Україна. № 20031212364; заявл. 25.12.2003; опубл. 15.06.2006, Бюл. № 6. 4 с.
143. Гончарук В. В., Верголяс М. Р. Спосіб визначення цито- та генотоксичності питної води: пат. 104175 Україна. № a201113123; заявл. 07.11.2011; опубл. 10.01.2014, Бюл. № 1. 8 с.

144. Секретарюк К. В., Лобойко Ю. В. Спосіб визначення ступеня забрудненості рибогосподарських водоймищ: пат. 53244А Україна. № 2002042964; заявл. 12.04.2002; опубл. 15.01.2003, Бюл. № 1. 2 с.
145. Гончарук В. В., Верголяс М. Р., Болтіна І. В. Спосіб визначення генотоксичності водного середовища: пат. 95717 Україна. № а201004569; заявл. 19.04.2010; опубл. 25.08.2011, Бюл. № 16. 4 с.
146. Водна Рамкова Директива. Спільна стратегія впровадження Водної Рамкової Директиви (2000/60/ЄС). Керівництво №7. Моніторинг відповідно до Водної Рамкової Директиви (частина). Люксембург: Офіс офіційних публікацій Європейського союзу, 2003. 126 с. URL: http://apena.com.ua/images/documents/translations/Guidance_07_Ukr.pdf
147. Порядок здійснення державного моніторингу вод. Затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF> (дата звернення: 01.10.2018).
148. Пилипенко Ю. В. Екологія малих водосховищ Степу України : монографія. Херсон : Олди-плюс, 2007. 303 с.
149. Гейны С., Сытник К. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. Киев : Наукова думка, 1993. 433 с.
150. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Ленинград : Наука, 1981. 187 с.
151. Алимов А. Ф. Общие основы учения биологической продуктивности водоемов. *Гидробиологический журнал*. 1988. Т. 24, № 3. С. 40–51.
152. Кокин К. А. Экология высших водных растений. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 2001. 160 с.
153. Балущкина Е. В. Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий. СПб. : ЗИН РАН, 1997. С. 266–292.
154. Пазич В. М. Ріст і розвиток ейхорнії прекрасної в забрудненому водному середовищі. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2010. № 2 (43). С. 383–386.

155. Васенков Г. І., Васильок Т. П., Дема В. М., Пазич В. М. Біофільтр для очистки стічних вод різного походження з використанням вищої водної рослинності виду *Eichornia crassipes*. *Наук. вісник ЖНАЕУ: зб.наук.-техн.праць*. 2009. Вип. 1. С. 283–289.
156. Єльнікова Т. О. Автоматизована система для вимірювання геометричних параметрів фітопланктону. *Вісник ЖДТУ*. 2009. № 1. С. 160–164.
157. Kudela R. M., Palacios S. L., Austerberry D. C. et al. Application of hyperspectral remote sensing to cyanobacterial blooms in inland waters. *Remote Sensing of Environment*. 2015. V. 167. P. 196–205.
158. Enriquez S. Light absorption efficiency and the package effect in leaves of the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress*. 2005. V. 289. P. 141–150.
159. Dell'Uomo A. Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives. *Use of algae for monitoring rivers*. Agence de l'Eau Artos-Picardie, 1997. P. 17–25.
160. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод. Минск : Орех, 2004. 125 с.
161. Олейниченко В. Д. Екологічна мережа як шлях до відтворення екологічної стабільності. *III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 1. С. 233–236.
162. Мовчан Я. І. Екомережа України: обґрунтування структури та шляхів втілення. *Конвенція про біологічне різноманіття: громадська обізнаність та участь*. Київ : Стилос, 1997. С. 98–110.
163. Кудінов В. О. Заповідна справа: навчальний посібник. Одеса : Наука і техніка, 2012. 163 с.
164. Національна доповідь про стан формування національної екологічної мережі України за 2006–2014 роки. Херсон : Грінь Д. С., 2014. 200 с.

165. Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки : Закон України від 21.09.2000 р. № 1989-III. *Відомості Верховної Ради України*. 2000. № 47. С. 405.
166. Всеєвропейська стратегія збереження біологічного та ландшафтного різноманіття. Київ: Авалон, 1998. – 52 с.
167. Стратегія сохрания биоразнообразия для Европейского и Центрально-Азиатского регионов. Всемирный Банк. 2003. 128 с.
168. Про екологічну мережу України : Закон України від 24.06.2004 р. № 1864-IV. *Відомості Верховної Ради України*. 2004. № 45. С. 502.
169. Формування регіональних схем екомережі (методичні рекомендації) / за ред. Ю. Р. Шеляга-Сосонко. Київ : Фітосоціоцентр, 2004. 71 с.
170. Розбудова екомережі України / наук. ред. Ю. Р. Шеляг-Сосонко. Київ : ПРООН, Проект "Екомережі", 1999. 127 с.
171. Стейн Ж. Всеєвропейська екологічна мережа. *Збереження та моніторинг біологічного та ландшафтного різноманіття в Україні* : матер. міжн. конф. (м. Київ, 19–20 червня 2000 р.). Київ, Національний екологічний центр України. С. 22–25.
172. *Conserving Europe's Natural Heritage. Towards a European Ecological Network* / Ed. by G. Behhett. London-Dordrecht-Boston, 1994. 334 p.
173. Костюшин В. А., Василюк О. В., Коломицев Г. О. Індикативна схема екологічної мережі басейну р. Південний Буг та методичні підходи до створення національної екомережі України. Київ : Інституту зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАНУ, Національний екологічний центр України, 2011. 28 с.
174. Яцентюк Ю. В. Сполучні території екомережі Вінницької області. *III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 1. С. 279–282.
175. Корогода Н. П. Використання ГІС при проектуванні екомереж. *Вісник КНУ імені Тараса Шевченка. Географія*. 2005. Вип. 51. С.47–48.

176. Крижанівський Є. М., Гребенюк Н. О. Створення схем екомереж обласного рівня із застосуванням сучасних технологій. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 63.
177. Корогода Н. П., Самойленко В. М. Методика геоінформаційного моделювання проектної регіональної екомережі. *Вісник геодезії та картографії*. 2005. № 2(37). С. 46–52.
178. Кондратюк Т. М. Організаційно-правове забезпечення формування екологічної мережі України. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія Право*. 2016. Вип. 41, Т. 1. С. 175–178.
179. Максименко М. І. Правове забезпечення оптимізації структури землекористування в Україні: дис. ... канд. юрид. Наук : 12.00.06. Київ : Київський національний університет імені Тараса Шевченка, 2013. 239 с.
180. Методичні рекомендації щодо розроблення регіональних та місцевих схем екологічної мережі: наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 13 листопада 2009 р. № 604. URL: <http://www.menr.gov.ua> (дата звернення: 17.10.2018).
181. Про затвердження Порядку включення територій та об'єктів до переліків територій та об'єктів екологічної мережі : постанова Кабінету Міністрів України від 16 грудня 2015 р. № 1196. Офіційний вісник України. 2016. № 17. С. 15.
182. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Гродзинский М. Д., Романенко В. Д. Концепция, методы и критерии создания экосети Украины. Киев : Фитосоциоцентр, 2004. 144 с.
183. Гудзевич А. В. Природно-заповідна Вінниччина. Вінниця : ТОВ «Консоль», 2002. 128 с.
184. Про затвердження регіональної схеми екологічної мережі Вінницької області. Затверджена Рішенням Вінницької обласної ради від

- 14.02.2012 р. № 282. URL: [https://vinrada.gov.ua/upload/file/6%20skl ikanna /10%20ses/282.rar](https://vinrada.gov.ua/upload/file/6%20skl%20ikanna%20ses/282.rar) (дата звернення: 01.10.2018).
185. Тучин В. В. Исследование биотканей методами светорассеяния. *Успехи физ. наук.* 1997. Т. 167, №5. С. 517–539.
186. Тучин В. В. Лазеры и волоконная оптика в биомедицинских исследованиях. Саратов : Изд-во СГУ, 1998. 452 с.
187. Посудин Ю. И. Лазерная фотобиология : учебное пособие для вузов. Київ : Вища школа, 1989. 248 с.
188. Лопатин В. Н., Приезжев А. В., Апонасенко А. Д. и др. Методы светорассеяния в анализе дисперсных биологических сред. Москва : Физматлит, 2004. 384 с.
189. Лопатин В. Н., Сидько Ф. Я. Введение в оптику взвесей клеток. Новосибирск : Наука, 1988. 240 с.
190. Борен К., Хафмен Д. Поглощение и рассеяние света малыми частицами. Москва : Мир, 1986. 664 с.
191. Mishchenko M. I., Travis L. D., Lacis A. A. Scattering, absorption, and emission of light by small particles. Cambridge : Cambridge University Press, 2002. 445 p.
192. Венгер Є. Ф., Гончаренко А. В., Дмитрук М. Л. Оптика малих частинок і дисперсних середовищ. Київ : Наукова думка, 1995. 346 с.
193. Шифрин К. С. Рассеяние света в мутной среде. Москва–Ленинград : ГИТТЛ, 1951. 288 с.
194. Pother T., Schmidt K. The discretized Mie-formalism for plane wave scattering on dielectric objects with nonseparable geometries. *JQSRT.* 1996. V. 55. P. 615–625.
195. Исимару А. Распространение света в случайно-неоднородных средах. Том 1. Москва : Мир, 1981. 280 с.
196. Ван де Хюлст Г. Рассеяние света малыми частицами: Пер. с англ. Москва : Из-во иностр. лит., 1961. 536 с.

197. Петрук В. Г. Оптичні методи та інтерактивні засоби контролю в діагностиці неоднорідних середовищ: дис. ... д-ра. тех. наук : 05.11.13. Вінниця : ВНТУ, 1998. 330 с.
198. Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Спектрополяриметричний контроль концентрацій частинок полідисперсних водних середовищ : монографія. Вінниця : ВНТУ, 2012. 156 с.
199. Roggan A., Minet O., Schroder O, Muller G. The determination of optical tissue properties with double integrating sphere technique and Monte Carlo simulations. *Proc. SPIE*. 1994. Vol. 2100. P. 42–56.
200. Pickering J. W., Moes C. J. M., Sterenborg H. J. C. M. et al. Two integrating spheres with an intervening scattering sample. *J. Opt. Soc. Am. A*. 1992. Vol. 9. P. 621–631.
201. Pickering J. W., Prahl S. A., van Wieringen N. et al. Doubling-integrating sphere system for measuring the optical properties of tissue. *Appl. Opt.* 1993. Vol. 32. P. 399–410.
202. Roggan A., Minet O., Schroder C, Muller G. Measurement of optical tissue properties using integrating sphere technique. *SPIE Inst. Ser.* 1993. Vol. 11. P. 149–165.
203. Star W. M. The relationship between integrating sphere and diffusion theory calculations of fluence rate at the wall of a spherical cavity. *Phys. Med. Biol.* 1995. Vol. 40. P.1–8.
204. Hammer M., Roggan A., Schweitzer D., Muller G. Optical properties of ocular fundus tissues – an in vitro study using the double-integrating-sphere technique and inverse Monte Carlo simulation. *Phys. Med. Biol.* 1995. Vol. 40. P. 963–978.
205. Beek J. F., Blokland P., Posthumus P. et al. In vitro double-integrating-sphere optical properties of tissues between 630 and 1064 nm. *Phys. Med. Biol.* 1997. Vol. 42. P. 2255–2261.
206. Kubelka P. New contributions to the optics of intensely light-scattering materials. Part 1. *J. Opt Soc. Am.* 1948. Vol. 38. P. 448–457.

207. Kubelka P. Nevi contributions to the optics of intensely light-scattering materials. Part II. *J. Opt Soc. Am.* 1954. Vol. 44. P. 330–335.
208. Кватернюк О. Є. Метод і засіб цифрової колориметрії поверхневих пошкоджень біотканин у судовій медицині: дис. ... канд. тех. наук : 05.11.17. Вінниця : ВНТУ, 2017. 186 с.
209. Rostom N. G., Shalaby A. A., Issa Y. M., Afifi A. A. Evaluation of Mariut Lake water quality using Hyperspectral Remote Sensing and laboratory works. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science.* 2017. Vol. 20, Supplement 1. P. S39–S48.
210. Alparslan E, Coskun G, Alganci U. Water quality determination of Küçükçekmece Lake, Turkey by using multispectral satellite data. *The Scientific World JOURNAL.* 2009. № 9. P. 1215–1229.
211. Kišević M., Morović M., Andričević R. The use of hyperspectral data for evaluation of water quality parameters in the River Sava. *Fresenius environmental bulletin.* 2016. № 25 (11). P. 4814–4822.
212. Dubucq D., Sicot G., Lennon M., Miegébielle V. Detection and discrimination of the thick oil patches on the sea surface. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences.* 2016. Vol. XLI-B8. P. 417–421.
213. Subiyanto S., Ramadhani Z. and Baktiar A. H. Integration of Remote Sensing Technology Using Sentinel-2A Satellite images For Fertilization and Water Pollution Analysis in Estuaries Inlet of Semarang Eastern Flood Canal. *The 2nd International Conference on Energy, Environmental and Information System (ICENIS 2017) E3S Web of Conferences : Conference Proceedings (Semarang, Indonesia, 15-16 August 2017).* 2018. Vol. 31, 12008. P. 1–6.
214. K. Vamshi Sharath Nath Integration of multispectral satellite and hyperspectral field data for aquatic macrophyte studies. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences.* 2014. Vol. XL-8. P. 581–588.

215. Trinh L., Zablotskii V. R., Le T. at al. Estimation of suspended sediment concentration using VNREDSat – 1A multispectral data, a case study in Red River, Hanoi, Vietnam. *Geography, Environment, Sustainability*. 2018. Vol. 11, № 3. P. 49–60.
216. Xiao X., Jian X., Xiongfei W. at al. Evaluation method of water quality for river based on multi-spectral remote sensing data. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. 2015. Vol. XL-7/W3. P. 1517–1523.
217. Wittke S. a, Karila K., Puttonen E. at al. Extracting urban morphology for atmospheric modeling from multispectral and sar satellite imagery. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. 2017. Vol. XLII-1/W1. P. 425–431.
218. Shi L., Mao Z., Wang Z. Retrieval of total suspended matter concentrations from high resolution WorldView-2 imagery: a case study of inland rivers. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2018. Vol. 121, 032036. P. 1–12.
219. Lega M., Endreny T. Quantifying the environmental impact of pollutant plumes from coastal rivers with remote sensing and river basin modelling. *International Journal of Sustainable Development and Planning*. 2016. Vol. 11, № 5. P. 651–662.
220. Teta R., Romano V., Della Sala G. at al. Cyanobacteria as indicators of water quality in Campania coasts, Italy: a monitoring strategy combining remote/proximal sensing and in situ data. *Environmental Research Letters*. 2018. Vol. 12, № 2. P. 1–12.
221. Nyström D. Colorimetric and Multispectral Image Acquisition: Licentiate Thesis. Norrköping, Sweden : Linköping University, 2006. 138 p.
222. Thanh Hai Bui. Group-Theoretical Structure in Multispectral Color and Image Databases: Dissertation. Norrköping, Sweden : Linköping University, 2005. 183 p.

223. Zhang D., Guo Z., Gong Y. *Multispectral Biometrics Systems and Applications*. Cham : Springer, 2016. 229 p.
224. Kumar N. *Multispectral image analysis using the object-oriented paradigm*. Boca Raton : CRC Press, Taylor & Francis Group, 2007. 204 p.
225. Cem Ünsalan, Kim L. Boyer *Multispectral Satellite Image Understanding From Land Classification to Building and Road Detection*. London : Springer, 2011. 185 p.
226. David A. Landgrebe *Signal Theory Methods in Multispectral Remote Sensing*. Hoboken, New Jersey : Wiley, 2003. 520 p.
227. Chein-I Chang. *Hyperspectral imaging techniques for spectral detection and classification*. New York : Springer, 2003. 370 p.
228. ISO 7724-1: 1984 *Paints and varnishes – Colorimetry – Part 1: Principals*. Edition: 1. Committee: ISO/TC 35/SC 9, 1984. 12 p.
229. 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.
230. ISO 3534-1:2006 *Statistics - Vocabulary and symbols - Part 1: General statistical terms and terms used in probability*. Edition: 1. Committee ISO/TC 69/SC 1, 2010. 105 p.
231. Шухостанов В. К., Ведешин Л. А., Цыбанов А. Г. *Гиперспектральная диагностика современной техносферы. Пятая юбилейная открытая Всероссийская конференция «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса»* : сборник тезисов конференции (г. Москва, 12–16 ноября 2007 г.). Москва : ИКИ РАН, 2007. С. 243–248.
232. Huang T., Xu X.-H. N. *Multicolored nanometre-resolution mapping of single protein–ligand binding complexes using far-field photo-stable optical nanoscopy (PHOTON)*. *Nanoscale*. 2011. № 3. P. 3567–3572.
233. РД 52.24.729-2010. *Дистанционная спектрометрическая съемка водных объектов в видимом диапазоне волн с мостовых переходов*. Ростов-на-

- Дону : Росгидромет, 2010. 23 с. URL: http://ipk.meteorf.ru/images/stories/literatura/rd/52.24.729_2010.pdf. (дата звернения: 15.11.2017).
234. Физический энциклопедический словарь. Москва : Советская энциклопедия, 1984. 944 с.
235. Шифрин К. С. Введение в оптику океана. Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. 278 с.
236. Кондратьев К. Я., Поздняков Д. В. Оптические свойства природных вод и дистанционное зондирование фитопланктона. Ленинград : Наука, 1988. 182 с.
237. Адаменко В. Н., Кондратьев К. Я., Поздняков Д. В., Чехин Л. В. Радиационный режим и оптические свойства озер. Ленинград : Гидрометеиздат, 1991. 300 с.
238. Васильков А. П., Кельбалиханов Б. Ф. Дистанционные оптические пассивные методы исследования океана. Сыктывкар, 1991. 108 с.
239. Сухоруков Б. Л., Гарбузов Г. П., Никаноров А. М. Оценка состояния водных объектов по спектрам коэффициентов яркости. *Водные ресурсы*. 2000. № 5, С. 579–588.
240. Garbuzov G. P., Sukhorukov B. L. Investigation of ecological state of water bodies according to the remotely sensing optical spectra. *1st Int. Airborne Remote Sensing Conf. and Exhibit. : Conference Proceedings*. (Strasbourg, France, 1994). 1994. Vol. 3. P. 37–45.
241. Биологический энциклопедический словарь / гл. ред. М. С. Гиляров. Москва : Советская энциклопедия, 1989. 864 с.
242. Р 52.24.844-2016. Оценка трофического статуса водных объектов по дистанционной спектрометрической информации видимого диапазона электромагнитного спектра. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 2016. 15 с. URL: http://ipk.meteorf.ru/images/stories/literatura/rd/52.24.844_2016.pdf. (дата звернения: 15.11.2017).

243. Оксюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. и др. Комплексная экологическая классификация поверхностных вод суши. *Гидробиологический журнал*. 1993. Т. 29, № 4. С. 62–76.
244. Даценко Ю. С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. Москва : ГЕОС, 2007. 252 с.
245. Одум Ю. Основы экологии. Москва : Мир, 1975. 740 с.
246. Никаноров А. М., Иваник В. М. Словарь – справочник по гидрохимии и качеству вод суши (понятия и определения). Ростов-на-Дону : ООО «Центр Печатных Технологий Арт Артель», 2014. 548 с.
247. РД 52.24.784-2013 Массовая концентрация хлорофилла "а". Методика измерений спектрофотометрическим методом с экстракцией этанолом. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 2013. 22 с. URL: http://ipk.meteor.ru/images/stories/literatura/rd/52.24.784_2013.pdf. (дата звернения: 15.11.2017).
248. ГОСТ 17.1.4.02-90 Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а. Москва : ИПК Издательство стандартов. 1991. 10 с.
249. ДСТУ ISO 10260:2007. Якість води. Вимірювання біохімічних параметрів. Спектрометричний метод визначання концентрації хлорофілу-а. Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2007. 11 с.
250. Richards F. A., Thompson T. G. The estimation and characterisation of plankton populations by pigment analysis. II Spectrophotometric method for estimation of plankton pigments. *Journal of Marine Research*. 1952. Vol. 11, № 2. P. 156–172.
251. Shi S., Song S., Gong W. et al. Improving Backscatter Intensity Calibration for Multispectral LiDAR. *Geoscience and Remote Sensing Letters, IEEE*. 2015. Vol. 12, № 7. P. 1421–1425.
252. Starovoitov V., Makarau A., Zakharov I. et al. Multispectral image enhancement based on fusion and super-resolution. *15th European Signal*

Processing Conference : Conference Proceedings (Poznan, Poland, 3–7 September 2007). Poznan, 2007. P. 2174–2178.

253. Сахацький О. І. Спосіб оцінки площинного розподілу вологи верхнього шару відкритого ґрунту за даними багатоспектральної аерокосмічної зйомки високої розрізненості: пат. 92970 Україна. № а200904948; заявл.19.05.2009; опубл. 27.12.2010, Бюл. № 24. 6 с.
254. Черноволик Г. О., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Мультиспектральний вимірювальний контроль та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ на основі нечіткої логіки : монографія. Вінниця : ВНТУ, 2015. 140 с.
255. Кватернюк С. М. Математичне моделювання переносу випромінювання у багат шарових неоднорідних біологічних середовищах для задач мультиспектрального вимірювального контролю та діагностики. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2016. № 2(32). С. 57–63.
256. Кватернюк С. М. Метод та засоби мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю стану неоднорідних біологічних середовищ. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 1. С. 15–22.
257. Кватернюк С. М. Аналіз структурних схем засобів мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2017. № 1. С. 54–60.
258. Kvaternyuk S. M. Multispectral television measuring control of integral parameters of pollution using higher aquatic plants in a complex for sewage treatment. *Environmental problems*. 2017. Vol. 2, No. 3. P. 121–126.
259. Kvaternyuk S. M. Multispectral control of pesticide concentrations in aquatic environments using bioindication on phytoplankton. *Environmental problems*. 2017. Vol. 2, No. 4. P. 205–210.
260. Кватернюк С. М. Контроль екологічної безпеки стічних вод за допомогою мультиспектрального методу та біоіндикації по

- фітопланктону. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 6. С. 26–33.
261. Кватернюк С. М. Математичне моделювання природних водних середовищ для задач екологічного контролю. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 2. С. 252–255.
262. Кватернюк С. М. Мультиспектральні вимірювання біомаси фітопланктону у водних середовищах для задач екологічного контролю. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2018. № 2. С. 7–13.
263. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю біомаси фітопланктону у водних середовищах. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 3. С. 275–278.
264. Кватернюк С. М. Мультиспектральні вимірювання пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах [Електронний ресурс] *Наукові праці Вінницького національного технічного університету*: електрон. наук. фахове вид. 2018. № 2. С. 1–8. URL: <https://praci.vntu.edu.ua/index.php/praci/article/view/545/530> (дата звернення: 17.10.2018).
265. 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.
266. Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Мультиспектральний екологічний контроль інтегральних параметрів забруднення водних об'єктів. *Екологічні науки*. 2018. № 2(21). С. 133–137.
267. Kvaternyuk S. M., Petruk V. G. Multispectral ecological control of biomass of phytoplankton in aqueous media in situ using quadrocopter. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3(2). P. 133–138.
268. Кватернюк С. М. Мультиспектральний екологічний контроль пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера. *Вчені записки Таврійського*

національного університету імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки. 2018. Том 29 (68), № 4. С. 47–52.

269. Іщенко В. А., Коріненко М. С., Кватернюк С. М. Розроблення схеми екологічної мережі Немирівського району Вінницької області. *Екологічна безпека та природокористування*. 2012. Вип. 11. С. 88–94.
270. Кватернюк С. М., Іщенко В. А., Кватернюк О. Є. Оцінювання екологічного стану водних об'єктів м. Вінниці на основі показників біоіндикації по фітопланктону. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2011. № 6. С. 13–16.
271. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Левченко О. Ю. та ін. Обробка зображень частинок для автоматизованого контролю забруднення водних середовищ. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2011. № 1(21). С. 44–50.
272. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Слободянюк А. О., Безусяк Я. І. Мульти-спектральний телевізійний вимірювальний контроль екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2015. № 1(29). С. 145–149.
273. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. та ін. Аналіз сучасного стану оптичних засобів вимірювального контролю та діагностування параметрів біотканин на основі цифрової колориметрії. *Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах*. 2015. № 1. С. 172–177.
274. Петрук В. Г., Кватернюк О. Є., Любчак Ю. С., Кватернюк С. М. Розвиток методу цифрової колориметрії біотканин та алгоритм опрацювання результатів. *Вісник ХНУ. Технічні науки*. 2015. № 3. С. 198–201.
275. Petruk V., Kvaternyuk S., Yasynska V. et al. The method of multispectral image processing of phytoplankton for environmental control of water pollution. *Proc. SPIE*. 2015. Vol. 9816, 98161N. P. 98161N-1–98161N-5. doi: 10.1117/12.2229202.

276. Petruk V., Kvaternyuk S., Kozachuk A. et al. Multispectral television measuring control of the ecological state of waterbodies on the characteristics macrophytes. *Proc. SPIE*. 2015. Vol. 9816, 98161Q. P. 98161Q-1–98161Q-4. doi: 10.1117/12.2229343.
277. Барун В. В., Иванов А. П., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Развитие оптических методов диагностики биологических тканей по рассеянному излучению. I. Спектры отражения. *Вестник Фонда фундаментальных исследований*. 2010. № 3. С. 90–98.
278. Барун В. В., Иванов А. П., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Развитие оптических методов диагностики биологических тканей по рассеянному излучению. II. Поляризационная пространственно-разрешающая спектроскопия. *Вестник Фонда фундаментальных исследований*. 2010. № 4. С. 79–89.
279. Kvaternyuk S., Pohrebennyk V., Petruk R. et al. Multispectral television measurements of parameters of natural biological media. *17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2017 : SGEM2017 Conference Proceedings*. (Albena, Bulgaria, June 29 – July 5, 2017). Issue 51, Vol. 17. P. 689–696. doi: 10.5593/sgem2017/51.
280. 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.
281. Kvaternyuk S., Pohrebennyk V., Petruk R., Kvaternyuk O. Increasing the accuracy of multispectral television measurements of phytoplankton parameters in aqueous media. *17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2017 : SGEM2017 Vienna GREEN Conference Proceedings*. (Vienna, Austria, 27–29 November, 2017). Vol. 17, Issue 33. P. 219–225. doi: 10.5593 /sgem2017H/33/S12.027.
282. Kvaternyuk S., Kvaternyuk O., Petruk R. et al. Indirect measurements of the parameters of inhomogeneous natural media by a multispectral method using

- fuzzy logic. *Proc. SPIE*. 2018. Vol. 10808, 108082P. P. 108082P-1–108082P-7.
283. Kvaterniuk S., Pohrebennyk V., Petruk V. et al. Mathematical modeling of light scattering in natural water environments with phytoplankton particles. *18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2018 : SGEM2018 Conference Proceedings*. (Albena, Bulgaria, 2–8 July, 2018). Vol. 18, Issue 2.1. P. 545–552. doi: 10.5593/sgem2018/2.1.
284. Martsenyuk V., Petruk V. G., Kvaterniuk S. M. et al. Multispectral control of water bodies for biological diversity with the index of phytoplankton. *2016 16th International Conference on Control, Automation and Systems (ICCAS 2016) : ICCAS 2016 Conference Proceedings*. (HICO, Gyeongju, Korea, Oct. 16-19, 2016). – P. 988–993. doi: 10.1109/ICCAS.2016.7832429.
285. Бондарчук О. В., Кватернюк С. М. Біотестування як інструмент екологічного моніторингу якості водних об'єктів річки Південний Буг. *Сучасний стан та якість навколишнього середовища окремих регіонів : матеріали міжнар. наук.-практ. конф. мол. вчених*. (м. Одеса, 1–3 червня 2016 р.). Одеса, 2016. С. 43–45.
286. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. Контроль екологічного стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів на основі цифрової колориметрії та мультиспектральних зображень. *Наука. Молодь. Екологія : матеріали міжнар. наук.-практ. конф в рамках I Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з міжнародною участю*. (м. Житомир, 21–23 травня 2014 р.). Житомир, 2014. С. 160–163.
287. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Козак Я. Л. Оптичні засоби та методи контролю концентрації фітопланктону у водних об'єктах. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : матеріали 3-го міжнар. конгресу*. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 45.
288. Петрук В., Кватернюк С., Васильківський І. та ін. Контроль забруднення водних об'єктів біогенними сполуками на основі дослідження

- фітопланктону. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2013)* : зб. тез доп. II-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 29–30 жовтня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 30.
289. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Вишневська Я. Ю. та ін. Методика оцінювання токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації по фітопланктону. *III-ій Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 2. С. 373–377.
290. 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.
291. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Гайдей Ю. А. Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів. *Екологічні науки*. 2012. № 1. С. 65–70.
292. Пушкарева А. Е. Методы математического моделирования в оптике биоткани : учебное пособие. Санкт-Петербург : СПбГУ ИТМО, 2008. 103 с.
293. Барун В. В., Иванов А. П., Петрук В. Г. и др. Моделирование влияния эпидермиса на перенос света и тепла в каждом покрове. *Проблемы оптической физики и биофотоники* : матер. 12-ой междунар. молодеж. науч. шк. по оптике, лазерной физике и биофотонике (Саратов, 23–26 сентября 2006 г.). Саратов : Изд-во «Новый ветер», 2009. С. 69–78.
294. Зега Э. П., Иванов А. П., Кацев И. Л. Перенос изображения в рассеивающей среде. Минск : Наука и техника, 1975. 327 с.
295. Trach I., Petruk V., Kvaternyuk S., Titov T. Mathematical modelling of the population dynamics of hunting mammals based on recurrent equation system. *Environmental problems*. 2016. Vol. 1, No. 2. P. 145–148.

296. Simpson E. H. Measurement of diversity. *Nature*. 1949. Vol. 163, № 4148. P. 688.
297. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти : ИЭВР РАН, 2003. 463 с.
298. 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.
299. Барун В. В., Кватернюк С. М., Иванов А. П. и др. Спектральные особенности распространения света в морской воде с сильно поглощающими водорослями. *Проблемы оптической физики и биофотоники* : матер. 12-ой междунар. молодеж. науч. шк. по оптике, лазерной физике и биофотонике (Саратов, 23–26 сентября 2006 г.). Саратов : Изд-во «Новый ветер», 2009. С. 78–85.
300. Barun V. V., Ivanov A. P. Effect of localized absorption by cylindrical blood vessels on optical characteristics of biological tissue. *7th Conf. Electromagnetic and Light Scattering by Nonspherical Particles* : conference proceedings. Bremen : Universitat Bremen, 2003. P. 41–44.
301. Барун В. В., Иванов А. П. Оценка вклада локализованного поглощения света кровеносными сосудами в оптические свойства биологической ткани. *Опт. спектр*. 2004. Т. 96, №6. С. 1019–1024.
302. Иванов А. П. Физические основы гидрооптики. Минск : Наука и техника, 1975. 504 с.
303. Копелевич О. В. Малопараметрическая модель оптических свойств морской воды. *Оптика океана. Т. 1. Физическая оптика океана* / под ред. А. С. Моница. Москва : Наука, 1983. Т. 1. С. 208–234.
304. Иванов А. П. Оптика рассеивающих сред. Минск : Наука и техника, 1975. 592 с.

305. Duysens L. N. M. The flattening of the absorption spectrum of suspensions, as compared to that of solutions. *Biochim. Biophys. Acta*. 1956. V. 19. P. 1–12.
306. Kirk J. T. O. A theoretical analysis of the contribution of algal cells to the attenuation of light within natural waters. II. Spherical cells. *New Phytol.* 1975. V. 75. P. 21–36.
307. Kirk J. T. O. A theoretical analysis of the contribution of algal cells to the attenuation of light within natural waters. III. Cylindrical and spheroidal cells. *New Phytol.* 1976. V. 77. P. 341–358.
308. Morel A., Bricaud A. Theoretical results concerning light absorption in a discrete medium, and application to specific absorption of phytoplankton. *Deep-Sea Res.* 1981. V. 28. P. 1375–1393.
309. Morel A., Bricaud A. Inherent optical properties of algal cells including picoplankton: theoretical and experimental results. *Can. Bull. Fish Aquat. Sci.* 1986. V. 214. P. 521–529.
310. Haardt H., Maske H. Specific in vivo absorption coefficient of chlorophyll a at 675 nm. *Limnol. Oceanogr.* 1987. V. 32. P. 608–619.
311. Verkruyse W., Lucassen G. W., de Boer J. F., et al. Modelling light distributions of homogeneous versus discrete absorbers in light irradiated turbid media. *Phys. Med. Biol.* 1997. V. 42. P. 51–65.
312. Talsma A., Chance B., Graaf R. Corrections for inhomogeneities in biological tissue caused by blood vessels. *JOSA A*. 2001. V. 18, No. 4. P. 932–939.
313. Кобленц-Мишке О. И., Семенова М. А. Пигменты фитопланктона мезотрофных и эвтрофных районов тропической Пацифики. *Труды Института океанологии*. 1975. Т. 102. С. 131–139.
314. Бекасова О. Д., Цветкова А. М., Евстигнеев В. Б. Об изменениях пигментной системы океанического фитопланктона. *Гидрофизические и оптические исследования в Атлантическом и Тихом океанах* / под ред. Л. М. Бреховских, К. С. Шифрина. Москва : Наука, 1975. С. 235–242.

315. Marine Enviromantal Protection of Northwest Pacific Region. URL: http://www.nowpap3.go.jp/jsw//eng/callender/sstdata_p02.html (дата звернення: 15.11.2017).
316. Кобленц-Мишке О. И., Ведерников В. И. Первичная продукция. *Биология океана*. Москва : Наука, 1977. Т. 2. С. 183–209.
317. Enriquez S., Agusti S., Duarte S. M. Light absorption by seagrass *Posidonia oceanica* leaves. *Marine Ecology Progress Series*. 1992. V. 86. P. 201–204.
318. Ерлов Н. Г. Оптика моря. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. 247 с.
319. Katsev I. L., Zege E. P., Prikhach A. S., Polonsky I. N. Efficient technique to determine backscattered light power for various atmospheric and oceanic sounding and imaging systems. *JOSA A*. 1997. V. 14, No. 6. P. 1338–1346.
320. Абрамович Н. Д., Барун В. В., Дик С. К. Аналитическая методика оценки контраста спекл-структуры светового поля, рассеянного мягкими биотканями. *V Троицкая конф. «Медицинская физика и инновации в медицине»* : сб. мат. (г. Троицк, 4-7 июня 2012 г.). Троицк, 2012. Т. 1. С. 212–214.
321. Долин Л. С. Уравнения для корреляционных функций волнового пучка в хаотически неоднородной среде. *Изв. Вузов. Радиофизика*. 1968. Т. 11. № 6. С. 840–849.
322. Zege E. P., Katsev I. L., Polonsky I. N. Multicomponent approach to light propagation in clouds and mists. *Appl. Optics*. 1993. Vol. 32, N. 15. P. 2803–2812.
323. Тучин В. В. Оптическая биомедицинская диагностика. Москва : Физматлит, 2006. Т. 1. 560 с.
324. Иванов А. П., Кацев Л. О спекл-структуре светового поля в дисперсной среде, освещенной лазерным излучением. *Квант. электрон.* 2005. Т. 35, № 7. С. 670–674.
325. Кватернюк С. М. Дослідження впливу ефекту локалізованого поглинання випромінювання у розсіювальних частинках на

- мультиспектральні вимірювання. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 5. С. 24–30.
326. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 5. С. 128–131.
327. Абрамович М. Д., Дік С. К., Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Вивчення глибинної структури когерентної складової і некогерентного фону багатократно розсіяного світлового поля при широкій варіації структурних і біофізичних параметрів біотканин. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2016. № 6. С. 90–95.
328. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. та ін. Математичне моделювання впливу параметрів окремих шарів на спектральні характеристики неоднорідних біотканин. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2015. № 3. С. 50–56.
329. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Колесник Т. В., Попапенко О. В. Математичне моделювання переносу оптичного випромінювання у водному середовищі з водоростями для задач екологічного контролю. *Екологічна безпека держави* : тези доп. ІХ Всеукр. наук.-практ. конф. мол. учених та студ. (м. Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 116.
330. Петрук В. Г., Моканюк О. І., Кватернюк С. М. та ін. Цифрова колориметрія приповерхневого прошарку полідисперсних природних середовищ. *Проблеми екології та енергозбереження в суднобудуванні* : матеріали VII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Миколаїв, 8–12 червня 2012 р.). Миколаїв, 2012. С. 176–177.
331. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Дубчак О. В. та ін. Математичне моделювання оптичних характеристик неоднорідних біологічних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XVI міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 16–17 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 30–31.

332. 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.
333. Тимофеева С. С. Биотехнология обезвреживания сточных вод. *Химия и технология воды*. 1995. Т.17, № 5. С. 525–532.
334. Samkaram Unni K., Philip S. Heavy metal uptake and accumulation by *Thypha angustifolia* from wetlands around thermal power station. *Int. J. Ecol. and Environ. Sci.* 1990. Vol. 16, № 2/3. P. 133–144.
335. Blankenberg A-G. B., Braskerud B. C. “Lierdammen” – a wetland testfield in Norway. Retention of nutrients, pesticides and sediments from a agriculture runoff. Diffuse Pollution and Basin Management : proceedings of the 7th International Specialised IWA Conference. (Dublin, Ireland, 17-21 August 2003). Dublin, 2003. P. 14-100–14-101.
336. Стольберг В. Ф., Ладыженский В. Н., Спирин А. И. Биоплато – эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2003. №3. С.32–34.
337. Бондар О. І., Крилюк В. М., Курилюк М. С. та ін. Ейхорнія-комплекс для очищення води від забруднень з підвищеною екологічною небезпекою АЛЕЙ-58: пат. 58969 Україна. № u201013161; заявл. 05.11.2010; опубл. 26.04.2011, Бюл. № 8. 5 с.
338. Демченко М. С. Спосіб діагностики біологічних об'єктів: пат. 37710 Україна. № u200807200; заявл. 26.05.2008; опубл. 10.12.2008, Бюл. № 23. 3 с.
339. Petruk V., Kvaternyuk S., Pohrebennyk V. et al. Experimental studies of phytoplankton concentrations in water bodies by using of multispectral images. *Water Supply and Wastewater Removal* : monograph / editors:

- Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. Lublin : Lublin University of Technology, 2016. P. 161–171.
340. Petruk V., Kvaternyuk S., Bondarchuk O. et al. Multispectral Methods and Means of Water Pollution Monitoring by Using Macrophytes for Bioindication. *Water Security* : monograph / editors: O. Mitryasova, C. Staddon. Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. P. 131–141.
341. Ishchenko V., Kvaternyuk S., Styskal O. Assessment of water pollution by bioindication method. *Water Security* : monograph / editors: O. Mitryasova, C. Staddon. Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. P. 21–30.
342. Petruk V. G., Kvaternyuk S. M., Denysiuk Y. M. et al. The spectral polarimetric control of phytoplankton in photobioreactor of the wastewater treatment. *Proc. SPIE*. 2012, Vol. 8698, 86980H. P. 86980H-1–86980H-4. doi: 10.1117/12.2019736.
343. 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.
344. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Використання мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю для дослідження угруповань макрофітів. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 245.
345. Petruk V., Kvaterniuk S., Pohrebennyk V., Bezusiak Ya. Multispectral control of water bodies for biological diversity with the index of phytoplankton. *New Trends in Ecological and Biological Research* : proc. of the intern. conf. (Presov, Slovak Republic, 9–11 September, 2015). Presov. 2015. P. 92.

346. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Петрова О. А. Методи та засоби контролю оптичних параметрів природних середовищ на основі мультиспектральних зображень. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 44.
347. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Сидорчук Ю. Ю. Контроль концентрації фітопланктону у фотобіореакторах. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 2-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 19–22 вересня 2012 р.). Львів, 2012. С. 46.
348. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Дубчак О. В. та ін. Вдосконалення засобів мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів неоднорідних біологічних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XVI міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 16–17 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 109–110.
349. Кватернюк С. М., Варущечкіна М. В., Мандебура С. В., Козачук А. Ю. Опосередковані мультиспектральні вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 241.
350. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Варущечкіна М. В. та ін. Мультиспектральний контроль інтегральних параметрів забруднення стічних вод з використанням вищих водних рослин. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 242.
351. Кватернюк С. М., Варущечкіна М. В., Мандебура С. В., Козачук А. Ю. Мультиспектральний телевізійний контроль середніх розмірів частинок у неоднорідних біологічних середовищах. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої

- міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.).
Вінниця, 2017. С. 243.
352. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Мандебура А. Ю., Мандебура С. В. Мультиспектральний вимірювальний контроль параметрів природних водних об'єктів для забезпечення їх екологічної безпеки. *Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка ОДС-2018»* : тез доп. VIII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Вінниця, 2 – 4 жовтня 2018 р.).
Вінниця, 2018. С. 192-193.
353. Петрук В.Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є., Петрук Р. В. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону: пат. 99580 Україна. № 201500058; заявл. 05.01.2015; опубл. 10.06.2015, Бюл. № 11. 5 с.
354. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Пристрій для контролю концентрацій частинок у полідисперсних водних середовищах: пат. 74380 Україна. № 201204439; заявл. 09.04.2012; опубл. 25.10.2012, Бюл. № 20. 6 с.
355. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Бондарчук О. В. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.): пат. 117336 Україна. № 201613426; заявл. 27.12.2016; опубл. 26.06.2017, Бюл. № 12. 6 с.
356. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ: пат. 124253 Україна. № 201711352; заявл. 20.11.2017; опубл. 26.03.2018, Бюл. № 6. 12 с.
357. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Комплекс для очищення стічних вод та мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю інтегральних параметрів забруднення з

- використанням вищих водних рослин: пат. 124230 Україна. № 201711020; заявл. 10.11.2017; опубл. 26.03.2018, Бюл. № 6. 5 с.
358. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Спосіб мульти-спектрального телевізійного контролю розмірів розсіювальних частинок у неоднорідних біологічних середовищах: пат. 124914 Україна. № 201711325; заявл. 20.11.2017; опубл. 25.04.2018, Бюл. № 8. 7 с.
359. ProLight PM2B-1LxE 1W Power LED Technical Datasheet. URL: <http://www.micropik.com/PDF/PM2B-1Lxx-Rx.pdf> (дата звернення: 15.11.2017).
360. IR-Lumineszenzdiode (850 nm) mit hoher Ausgangsleistung High Power Infrared Emitter (850 nm). SFH 4235 Technical Datasheet. URL: http://www.osram-os.com/Graphics/XPic3/00221909_0.pdf (дата звернення: 15.11.2017).
361. High Power Infrared Emitting Diode, 940 nm, GaAlAs/GaAs TSAL4400. Technical Datasheet. URL: <http://www.vishay.com/doc?81006> (дата звернення: 15.11.2017).
362. SONY Laser Diode 3236VF Technical Datasheet. URL: <http://www.datasheetspdf.com/datasheet/SLD3236VF.html> (дата звернення: 15.11.2017).
363. OSRAM Opto Semiconductors GmbH. PLT5 450B. Blue Laser Diode in TO56 Package Version 0.4 Technical Datasheet. URL: http://www.osram-os.com/Graphics/XPic3/00251627_0.pdf/PLT5%20450B.pdf (дата звернення: 15.11.2017).
364. OSRAM Opto Semiconductors GmbH. PLT5 488. Cyan Laser Diode in TO56 Package Preliminary Version 0.2 Technical Datasheet. URL: http://www.osramos.com/Graphics/XPic6/00206440_0.pdf (дата звернення: 15.11.2017).
365. OSRAM Opto Semiconductors GmbH. PL 515 PRELIMINARY. Green Laser Diode in TO38 ICut Package. Technical Datasheet. URL: http://www.semicomvisual.com/wp-content/uploads/2015/04/pl_515datasheet.pdf (дата звернення: 15.11.2017).

366. OSRAM Opto Semiconductors GmbH. PL 520B. Green Laser Diode in TO38 ICut Package Version 0.2. Technical Datasheet. URL: http://www.osram-os.com/Graphics/XPic7/00234693_0.pdf/PL%20520.pdf (дата звернення: 15.11.2017).
367. OSRAM Opto Semiconductors GmbH. PLT5 520_B1_2_3. Green Laser Diode in TO56 Package Version 0.1. Technical Datasheet. URL: <http://www.chips4light.com/assets/Uploads/PLT5-520-B1-2-3.pdf> (дата звернення: 15.11.2017).
368. Mitsubishi Laser Diode ML520G71. Technical Datasheet. URL: <http://www.laser66.com/html/ML520G71.pdf> (дата звернення: 15.11.2017).
369. Mitsubishi Laser Diode ML1xx29. Technical Datasheet. URL: <https://www.rairarubiabooks.com/related-pdf-datasheet-mitsubishi.html> (дата звернення: 15.11.2017).
370. SONY Laser Diode SLD231VL. Technical Datasheet. URL: <http://pdf.datasheetcatalog.com/datasheet/sony/a6802259.pdf> (дата звернення: 15.11.2017).
371. Roithner Laser Technik GmbH. Laser Diode RLCO-808-5000-TO3. Technical Datasheet. URL: http://www.roithner-laser.com/datasheets/ld_div/rlco-808-5000-to3.pdf (дата звернення: 15.11.2017).
372. Sharp Laser Diode GH0832BA2A. Technical Datasheet. URL: http://www.sesl-sharp.com/Products/pdf/led_laser201303_e.pdf (дата звернення: 15.11.2017).
373. ScoreTek Product Manual. SCOPETEK, 2015.116 p.
374. Большаков А. А., Каримов Р. Н. Методы обработки многомерных данных и временных рядов : учебное пособие для вузов. Москва : Горячая линия–Телеком, 2007. 522 с.
375. Дубровская Л. И., Князев Г. Б. Компьютерная обработка естественно-научных данных методами многомерной прикладной статистики : учебное пособие. Томск : ТМЛ-Пресс, 2011. 120 с.

376. Азарова А. О., Саченюк-Кавецька Н. В., Роїк О. М., Міронова Ю. В. Економетрія : навчальний посібник. Вінниця : ВНТУ, 2014. 304 с.
377. CMS: Multi-spectral camera. Product Manual. URL: <https://www.silios.com> (дата звернення: 15.11.2017).
378. Про метрологію та метрологічну діяльність : Закон України 5.06.2014 р. № 1314-VII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1314-18> (дата звернення: 15.11.2017).
379. ДСТУ 2681-94. Метрологія. Терміни та визначення. [Чинний від 1994-07-26]. Вид. офіц. Київ : Держстандарт України, 1994. 68 с.
380. МИ 1317-86. Результаты и характеристики погрешности измерений. Формы представления. Способы использования при испытаниях образцов продукции и контроля их параметров. Москва : Издательство стандартов. 1986. 30 с.
381. ГОСТ 8.010-90 Государственная система обеспечения единства измерений. Методики выполнения измерений. Москва : Госстандарт СССР. 1990. 17 с.
382. ГОСТ 8.207-76. Прямые измерения с многократными наблюдениями. Методы обработки результатов наблюдений. Основные положения. Москва : ИПК Издательство стандартов. 1990. 7 с.
383. Булатов В. Н. Элементы и узлы информационных и управляющих систем (основы теории и синтеза) : учебное пособие. Оренбург : ГОУ ВПО ОГУ, 2002. 200 с.
384. Денисенко В. Суммирование погрешностей измерений в системах автоматизации. *Современные технологии автоматизации*. 2012. №1. С. 92–100.
385. Stathaki T. Image fusion: algorithms and applications. New York : Academic Press, 2008. 500 p.
386. Никитин В. В., Цыцулин А. К. Телевидение в системах физической защиты. Санкт-Петербург : Изд-во СПбГЭТУ, 2001. 135 с.

387. Conrad Jeff. Depth of Field in Depth. URL: <https://www.largeformatphotography.info/articles/DoFinDepth.pdf>.
388. Иванов А. П., Барун В. В. Функция размытия света биотканью на поверхности кожи человека и ее использование для определения коэффициента отражения. *IX Международная конференции «Лазерная физика и оптические технологии»* : материалы конф. (г. Гродно, РБ, 30 мая – 2 июня 2012 г.). Гродно, 2012. С. 65–68.
389. Иванов А. П., Барун В. В., Кватернюк С. М. та ін. Особенности спектрофотометрической диагностики суспензии эритроцитов излучению. *II-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. стат. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2009 р.). Вінниця, 2009. С. 294–298.
390. 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.
391. Кватернюк С.М. Аналіз похибок засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2017. № 4. С. 116–119.
392. Кватернюк С. М. Аналіз похибок вимірювання площі ушкоджених ділянок неоднорідних біологічних середовищ мультиспектральним методом. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 4. С. 15–21.
393. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі. *Інформаційні технології та комп'ютерна інженерія*. 2017. № 3. С. 76–81.
394. Петрук В., Кватернюк С., Лука А., Юрченко Ю. Підвищення точності вимірювань спектрів дифузного відбивання природних полідисперсних

- середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2013)* : зб. тез доп. II-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 29–30 жовтня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 28–29.
395. Нейронные сети. STATISTACA Neural Networks: Методология и технологии современного анализа данных / под редакцией В.П. Боровикова. 2-е изд., перераб. и доп. Москва : Горячая линия – Телеком, 2008. 392 с.
396. Jang J.–S. R. ANFIS: Adaptive-Network-based Fuzzy Inference System. *IEEE Trans. Systems & Cybernetics*. 1993. Vol. 23. P. 665–685.
397. Graves D., Noppen J., Pedrycz W. Clustering with proximity knowledge and relational knowledge. *Pattern Recognition*. 2012. Vol. 45 (7), P. 2633–2644.
398. De A.T. de Carvalho F., Lechevallier Y., de Melo F. M. Relational partitioning fuzzy clustering algorithms based on multiple dissimilarity matrices. *Fuzzy Sets and Systems*. 2013, Vol. 215. P. 1–28.
399. Bargiela A., Pedrycz W. Optimised Information Abstraction in Granular Min/Max Clustering. *Smart Innovation, Systems and Technologies*. 2013, Vol. 13. P. 31–48.
400. Gaspar P., Carbonell J., Oliveira J. L. Parameter Influence in Genetic Algorithm Optimization of Support Vector Machines. *6th International Conference on Practical Applications of Computational Biology & Bioinformatics. Advances in Intelligent and Soft Computing* : conference Proceedings. Springer, Berlin, Heidelberg, 2012. Vol. 154. P. 43–51.
401. Wu Z., Zhang H., Liu J. A fuzzy support vector machine algorithm for classification based on a novel PIM fuzzy clustering method. *Neurocomputing*. 2014. Vol. 125, P. 119–124.
402. Mohammed M. F., Lim C. P. Improving the Fuzzy Min-Max neural network with a K-nearest hyperbox expansion rule for pattern classification. *Applied Soft Computing*. 2017. Vol. 52. P. 135–145.

403. Seera M., Lim C. P., Loo C. K., Singh H. A modified fuzzy min-max neural network for data clustering and its application to power quality monitoring. *Applied Soft Computing*. 2015. Vol. 28. P. 19–29.
404. Reyes-Galaviz O. F., Pedrycz W. Granular fuzzy modeling with evolving hyperboxes in multi-dimensional space of numerical data. *Neurocomputing*. 2015. Vol. 168, P. 240–253.
405. Petruk V., Kvaternyuk S., Kvaternyuk O. et al. Assessment of the validity of the diagnosis of damage of tissues by multispectral method using neural network. *Przegląd elektrotechniczny*. 2017. Vol. 93. № 5. P. 106-109. doi:10.15199/48.2017.05.21.
406. Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є., Варушечкіна М. В. та ін. Сегментація мультиспектральних зображень пошкоджених ділянок неоднорідних біологічних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 245.
407. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України № 400 від 12.05.2010. URL: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10/> (дата звернення: 15.11.2017).
408. ГОСТ 18190-72 Вода питьевая. Методы определения содержания активного хлора. Москва : Стандартиформ. 2009. 6 с.
409. Єдине міжвідомче керівництво по організації і здійснення державного моніторингу вод. Затверджено Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України 24.12.2001 N 485. [Втратило чинність від 2017-03-10] Київ : Мінекоресурсів України, 2001. 55 с. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/v0485556-01> (дата звернення: 15.11.2017).

410. ДСТУ 4004–2000. Сигналізатори токсичності природних та стічних вод біологічні. Загальні технічні вимоги та методи випробування. [Чинний від 2000-07-01]. Вид. офіц. Київ : Держстандарт України, 2001. 16 с.
411. Водний кодекс України. *Відомості Верховної Ради України*. 1995. № 24. С. 189. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80> (дата звернення: 15.11.2017).
412. Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення : Закон України від 10.01.2002 р. № 2918-III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2918-14> (дата звернення: 15.11.2017).
413. Порядок розроблення плану управління річковим басейном. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 18 травня 2017 р. № 336. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/336-2017-%D0%BF#n8> (дата звернення: 01.10.2018).
414. Про оцінку впливу на довкілля : Закон України від 23.05.2017 р. № 2059-VIII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2059-19> (дата звернення: 15.11.2017).
415. ГОСТ 17.1.5.04–81 Охрана природы. Гидросфера. Приборы и устройства для отбора, первичной обработки и хранения проб природных вод. Общие технические условия. Москва : ИПК Издательство стандартов. 2003. 7 с.
416. ДСТУ ISO 5667-1:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо проекту програм проведення відбирання проб. Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2003. 22 с.
417. ДСТУ ISO 5667-2:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 2. Настанови щодо методів відбирання проб. Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2003. 14 с.
418. ДСТУ ISO 5667-3-2003. Відбір проб. Частина 3. Керівництво з методів консервування та зберігання проб. Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2003. 38 с.

419. ДСТУ ISO 5667-4:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб із природних та штучних озер. Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2003. 11 с.
420. РД 52.24.620-2000 Методические указания. Охрана природы, Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 2001. 20 с.
421. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под ред. А. В. Абакумова. Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
422. Р 52.24.566-94. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. Москва : ФСР Госкомгидромета, 1994. 130 с. URL: <https://meganorm.ru/Data2/1/4293773/4293773616.pdf>. (дата звернення: 15.11.2017).
423. Р 52.24.695-2007. Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений водных экосистем по коэффициенту регенерации популяции. Ростов-на-Дону : ГХИ, 2008. 32 с. URL: http://ipk.meteorf.ru/images/stories/literatura/rd/52.24.695_2007.pdf. (дата звернення: 15.11.2017).
424. РД 52.24.669-2005. Унифицированные методы биотестирования для обнаружения токсического загрязнения поверхностных вод суши с использованием микрзоопланктона. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 2006. 23 с. URL: http://ipk.meteorf.ru/images/stories/literatura/rd/52.24.669_2005.pdf. (дата звернення: 15.11.2017).
425. ГОСТ 17.1.1.01-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения. Москва : Госстандарт СССР. 1977. 9 с.
426. Правила охраны поверхностных вод: типовые положения. Москва : Государственный комитет СССР по охране природы, 1991. 42 с. URL:

<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/n0002400-91>. (дата звернення: 15.11.2017).

427. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. *Зелёный мир*. 1994. № 12. С. 8.
428. РД 52.24.309-2016. Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 2016. 104 с.
429. Р 52.24.741-2010. Оценка токсичности поверхностных вод суши в условиях чрезвычайных ситуаций методом экспрессного биотестирования. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 2010. 24 с.
430. Р 52.24.756-2011. Критерии опасности токсического загрязнения поверхностных вод суши при чрезвычайных ситуациях (в случаях загрязнения). Ростов-на-Дону : Росгидромет, 2011. 43 с.
431. РД 52.24.633-2002. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем. Санкт-Петербург : Росгидромет, 2002. 32 с.
432. РД 52.24.565-96. Охрана природы. Гидросфера. Метод оценки загрязненности пресноводных экосистем по показателям развития зоопланктонных сообществ. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 1996. 16 с.
433. РД 52.24.564-96. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Метод оценки загрязненности пресноводных экосистем по показателям развития фитопланктонных сообществ. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 1996. 17 с.
434. Р 52.24.808-2014. Оценка токсичности поверхностных вод суши методом биотестирования с использованием хлорофилла а. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 2014. 27 с.
435. Р 52.24.809-2014. Рекомендации. Методы оценки токсического влияния фитоценозов планктона на формирование качества поверхностных вод суши. Ростов-на-Дону : Росгидромет, 2014. 43 с.

436. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.1-96 (ПНД Ф Т 16.2:2:2.1-96). Методика определения токсичности вод, почв и донных отложений по ферментативной активности бактерий (колориметрическая реакция). Москва : Минприроды России , 1996. 12 с.
437. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.2-98. Методика определения токсичности воды по хемотаксической реакции инфузорий. Москва : АОЗТ «Спектр-М» , 1998. 15 с.
438. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 (ПНД Ф 16.1:2.3:3.7-04). Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris beijer*). Москва : ФБУ «ФЦАО» России , 2004. 38 с.
439. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 (ПНД Ф 16.1:2.3:3.8-04). Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». Москва : ООО НЦ «Экологическая перспектива» , 2004. 18 с.
440. ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06 (ПНД Ф 16.1:2:3:3.9-06). Методика определения токсичности водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов, питьевой, сточной и природной воды по смертности тест-объекта *DAPHNIA MAGNA STRAUS*. Москва : ФБУ «ФЦАО» России , 2011. 45 с.
441. ПНД Ф Т 14.1:2:3.13-06 (ПНД Ф 16.1:2.3:3.10-06). Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *PARAMECIUM CAUDATUM Ehrenberg*. Москва : ЛЭТАП, МГУ, 2006. 30 с.
442. ПНД Ф Т 14.1:2.14-06 (ПНД Ф 16.1:3.11-06). Методика определения токсичности высокоминерализованных поверхностных и сточных вод,

- почв и отходов по выживаемости солоноватоводных рачков ARTEMIA SALINA L. Москва : ЛЭТАП, МГУ, ЭАЦ «Экотерра», 2006. 27 с.
443. ПНД Ф Т 16.2:2.2-98. Методика определения токсичности почвы и донных осадков по хемотаксической реакции инфузорий. Москва : МГУ, 1998. 12 с.
444. ПНД Ф 16.3.12-07. Методика определения токсичности золошлаковых отходов методом биотестирования на основе выживаемости парameций и цериодафний. Москва : МГУ, 2007. 30 с.
445. ISO 6341:2012. Water quality – Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) – Acute toxicity. test test. URL: <https://www.iso.org/standard/54614.html>. (дата звернения: 15.11.2017).
446. ISO 7346-1:1996. Water quality – Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)] – Part 1: Static method. URL: <https://www.iso.org/standard/14026.html>. (дата звернения: 15.11.2017).
447. ISO 7346-2:1996. Water quality – Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)] – Part 2: Semi-static method. URL: <https://www.iso.org/standard/14028.html>. (дата звернения: 15.11.2017).
448. ISO 7346-3:1996. Water quality – Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)] – Part 3: Flow-through method. URL: <https://www.iso.org/standard/14030.html>. (дата звернения: 15.11.2017).
449. ISO 8692:2012. Water quality – Fresh water algal growth inhibition test with unicellular green algae. URL: <https://www.iso.org/standard/54150.html>. (дата звернения: 15.11.2017).
450. ISO 9408:1999. Water quality – Evaluation of ultimate aerobic biodegradability of organic compounds in aqueous medium by determination

- of oxygen demand in a closed respirometer. URL: <https://www.iso.org/standard/28120.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
451. ISO 10707:1994. Water quality – Evaluation in an aqueous medium of the "ultimate" aerobic biodegradability of organic compounds – Method by analysis of biochemical oxygen demand (closed bottle test). URL: <https://www.iso.org/standard/18796.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
452. ISO 9887:1992. Water quality – Evaluation of the aerobic biodegradability of organic compounds in an aqueous medium – Semi-continuous activated sludge method (SCAS). URL: <https://www.iso.org/standard/17768.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
453. ISO 9888:1999. Water quality – Evaluation of ultimate aerobic biodegradability of organic compounds in aqueous medium – Static test (Zahn-Wellens method). URL: <https://www.iso.org/standard/28121.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
454. ISO 10229:1994. Water quality – Determination of the prolonged toxicity of substances to freshwater fish – Method for evaluating the effects of substances on the growth rate of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum (Teleostei, Salmonidae)). URL: <https://www.iso.org/standard/18265.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
455. ISO 10706:2000. Water quality – Determination of long term toxicity of substances to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). URL: <https://www.iso.org/standard/18795.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
456. ISO 10712:1995. Water quality – *Pseudomonas putida* growth inhibition test (*Pseudomonas* cell multiplication inhibition test). URL: <https://www.iso.org/standard/18800.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
457. ISO 11348-1:2007. Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) – Part 1: Method using freshly prepared bacteria. URL: <https://www.iso.org/standard/40516.html>. (дата звернення: 15.11.2017).

458. ISO 11348-2:2007. Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) – Part 2: Method using liquid-dried bacteria. URL: <https://www.iso.org/standard/40517.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
459. ISO 11348-3:2007. Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) – Part 3: Method using freeze-dried bacteria. URL: <https://www.iso.org/standard/40518.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
460. ISO 12890:1999. Water quality – Determination of toxicity to embryos and larvae of freshwater fish – Semi-static method. URL: <https://www.iso.org/standard/2171.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
461. ISO 15522:1999. Water quality – Determination of the inhibitory effect of water constituents on the growth of activated sludge microorganisms. URL: <https://www.iso.org/standard/27554.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
462. ISO 16240:2005. Water quality – Determination of the genotoxicity of water and waste water – Salmonella/microsome test (Ames test). URL: <https://www.iso.org/standard/32160.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
463. ISO 16266:2006. Water quality – Detection and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* – Method by membrane filtration. URL: <https://www.iso.org/standard/39272.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
464. ISO 20079:2005. Water quality – Determination of the toxic effect of water constituents and waste water on duckweed (*Lemna minor*) – Duckweed growth inhibition test. URL: <https://www.iso.org/standard/34074.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
465. ISO 21427-1:2006. Water quality – Evaluation of genotoxicity by measurement of the induction of micronuclei – Part 1: Evaluation of genotoxicity using amphibian larvae. URL: <https://www.iso.org/standard/39680.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
466. ISO 21427-2:2006. Water quality – Evaluation of genotoxicity by measurement of the induction of micronuclei – Part 2: Mixed population

- method using the cell line V79. URL: <https://www.iso.org/standard/39681.html>. (дата звернення: 15.11.2017).
467. ДСТУ 3041-95. Гідросфера, використання і охорона води. Терміни та визначення. [Чинний від 1996-07-01]. Вид. офіц. Київ : Держстандарт України, 1996. 37 с.
468. ГОСТ 17.1.1.02-77. Охрана природы. Гидросфера. Классификации водных объектов. Москва : Госстандарт СССР. 1977. 13 с.
469. Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення : Закон України від 24.02.1994 р. № 4004-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/4004-12> (дата звернення: 15.11.2017).
470. Порядок розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 1100 від 11.09.1996. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/1100-96-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).
471. Положення про державну систему моніторингу довкілля. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 391 від 30.03.1998. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/391-98-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).
472. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 465 від 25.03.1999. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/465-99-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).
473. ВНД 33-5.5-02-97. Якість води для зрошення. Екологічні критерії. Харків, 1998. 15 с.
474. ДСТУ 7286:2012. Якість природної води для зрошення. Екологічні критерії. [Чинний від 2013-07-01]. Вид. офіц. Київ : Мінекономрозвитку України, 2013. 14 с.

475. ДСТУ 2730:2015 Захист довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. [Чинний від 2016-07-01]. Вид. офіц. Київ : УкрНДНЦ, 2016. 9 с.
476. ДСТУ 7591:2014 Зрошення. Якість води для систем краплинного зрошення. Агрономічні, екологічні та технічні критерії. [Чинний від 2015-07-01]. Вид. офіц. Київ : Мінекономрозвитку України, 2015. 16 с.
477. ДСТУ 3831-98. Охорона навколишнього природного середовища. Автоматизовані системи контролю якості природних вод. Типи та основні вимоги. [Чинний від 1999-01-04]. Вид. офіц. Київ : Держстандарт України, 1999. 13 с.
478. ДСТУ 3832-98. Охорона навколишнього природного середовища. Автоматизовані системи контролю стічних вод. Типи та основні вимоги. [Чинний від 1999-01-04]. Вид. офіц. Київ : Держстандарт України, 1999. 13 с.
479. ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. Москва : Госстандарт СССР. 1982. 10 с.
480. ГОСТ 17.1.5.01-80. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. Москва : Госстандарт СССР. 1980. 6 с.
481. ГОСТ 27384-87. Вода. Нормы погрешности измерений показателей состава и свойств. Москва : Госстандарт СССР. 1987. 15 с.
482. ВБН 33-5.5-01-97. Організація і ведення екологомеліоративного моніторингу. Ч. 1. Зрошувані землі. Київ : Державний комітет України по водному господарству. 1997. 66 с.
483. ВБН 33-5.5-09-2001. Система контролю якості зрошувальних і забрудненості дренажних та скидних вод. Київ : Державний комітет України по водному господарству. 2001. 14 с.

484. ВНД 33-3.3-01-98. Переробка міських стічних вод та використання їх для зрошення кормових і технічних культур. Київ : Державний комітет України по водному господарству. 1998. 68 с.
485. ДК 019:2010. Національний класифікатор України. Класифікатор надзвичайних ситуацій. Прийнято та надано чинності наказом Держспоживстандарту України № 457 від 11.10.2010. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/va457609-10> (дата звернення: 15.11.2017).
486. КНД 211.0.0.061-97. Метрологічне забезпечення. Оцінка стану вимірювань в галузі охорони навколишнього природного середовища та раціонального використання природних ресурсів. Затв. наказом Мінекобезпеки України № 83 від 02.06.1997 р. 31 с.
487. КНД 211.1.4.059-97. Визначення токсичності води на інфузоріях *Tetrahymina pyriformis* (Ehrenberg) Schewiakoff. Затв. наказом Мінекобезпеки України № 68 від 21.05.1997 р. 15 с.
488. ДСТУ 4174:2003 Якість води. Визначення хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 10706:2000, MOD). [Чинний від 2004-07-01]. Вид. офіц. Київ : Держстандарт України, 2004. 26 с.
489. ВНД 33-1.1-15-2001. Методика зовнішнього контролю перевірки точності результатів вимірювань у лабораторіях Державного комітету України по водному господарству. Київ, 2001. 20 с.
490. КНД 211.1.0.009-94. Гідросфера. Відбір проб для визначення складу і властивостей стічних і технологічних вод. Основні положення. Затв. наказом Мінекобезпеки України № 125 від 28.12.1994 р. 20 с.
491. КНД 211.1.2.008-94. Гідросфера. Правила контролю складу і властивостей стічних та технологічних вод. Затв. наказом Мінекобезпеки України № 124 від 28.12.1994 р. 13 с.
492. КНД 211.1.4.044-95. Внутрішньолабораторний контроль похибок визначень складу проб вод. Методика. Київ, 1995. 20 с.

493. КНД 211.1.4.054-97. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. Київ, 1997. 92 с.
494. Методика визначення гострої летальної (КНД 211.1.4.055-97) і хронічної (КНД 211.1.4.056-97) токсичної води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljebord. Київ, 1997. 17 с.
495. КНД 211.1.4.057-97. Методика визначення гострої летальної токсичності води на рибах *Poecilia reticulata* Peters. Київ, 1997. 27 с.
496. КНД 211.1.4.058-97. Методика визначення гострої токсичності води на водоростях *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb. Затв. наказом Мінекобезпеки України № 68 від 21.05.1997 р. Київ, 1997. 15 с.
497. КНД 211.1.4.060-97. Методика визначення токсичності води на бактеріях *Photobacterium phosphoreum* (Cohn) Ford. Київ, 1997. 15 с.
498. Нормы точности при анализе подземных вод и классификация методов анализа по точности результатов. Гидрохимические методы: Методические указания НС АМ. Москва : ВИМС, 1987. 10 с.
499. МИ 2083-90. Государственная система обеспечения единства измерений. Измерения косвенные. Определение результатов измерений и оценивание их погрешностей. Москва : Комитет стандартизации и метрологии СССР. 1991. 11 с.
500. РД 52.24.66-86. Система контроля точности результатов измерений показателей загрязненности окружающей среды. Москва : Государственный комитет СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды, 1987. 19 с.
501. Методические указания по принципам организации системы наблюдений и контроля за качеством воды водоемов и водотоков Госкомгидромета в рамках ОГСНК. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1984. 40 с.
502. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных

- веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва : Минрыбхоз СССР, 1990. 44 с
503. Правила технічної експлуатації систем водопостачання та каналізації населених пунктів України. Затверджено наказом Держжитлокомунгоспу України 05.07.95 № 30. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/z0231-95> (дата звернення: 15.11.2017).
504. Рекомендации по применению обобщенного показателя для оценки уровня загрязненности природных вод – коэффициента загрязненности (КЗ). Утв. Минводхозом СССР N 13-3-05/532 от 28.05.82. Харьков : ВНИИВО, 1982. 10 с.
505. СанПиН № 4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. *Збірник важливих офіційних матеріалів з санітарних і протиепідемічних питань*. 1995. Том 1, Часть 1. С. 139–205. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/v4630400-88> (дата звернення: 17.10.2018).
506. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. [Чинний від 2014-10-23]. Вид. офіц. Київ : Мінекономрозвитку України, 2014. 16 с.
507. Водна Рамкова Директива. Спільна стратегія впровадження Водної Рамкової Директиви (2000/60/ЄС). Керівництво №10. Річки і озера – типологія, референційні умови і системи класифікації. Люксембург: Офіс офіційних публікацій Європейського союзу, 2003. 87 с. URL: https://213.156.91.32/sites/default/files/guidance_no10_ukr.pdf
508. Гриценко А. В., Васенко О. Г., Верніченко Г. А. та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Проект. Харків : УкрНДІЕП, 2012. 37 с. URL: http://www.niier.kharkov.ua/sites/default/files/metodika_2012_14_0.doc
509. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 24.06.1991 р. № 1264-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12> (дата звернення: 15.11.2017).

510. ДСТУ ISO 5667-10-2005. Якість води. Відбирання проб. Частина 10. Настанови щодо відбирання проб стічних вод. Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2007. 12 с.
511. ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2005. 6 с.
512. ДСТУ ISO 5667-15:2007. Якість води. Відбирання проб. Частина 15. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами мулу і осадів (ISO 5667-15:1999, IDT). Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2011. 8 с.
513. ДСТУ ГОСТ 30333:2009 Паспорт безпечності хімічної продукції. Загальні вимоги (ГОСТ 30333-2007, IDT). Видання офіційне. Київ : Держспоживстандарт України. 2011. 8 с.
514. Рекомендации ООН ST/SG/AC.10/30/Rev.1 «Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС)» («Globally Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals (GHS)»). Нью-Йорк – Женева : ООН. 2011. 684 с.
515. ГОСТ 17.1.3.08–82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества морских вод. Москва : Госстандарт СССР. 1981. 6 с.
516. ГОСТ 17.1.5.05–85 Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. Москва : Госстандарт СССР. 1985. 9 с.
517. ГОСТ 27065-86. Качество вод. Термины и определения. Москва : ИПК Издательство стандартов. 2003. 8 с.
518. МУ № 40. Методические указания по организации системы наблюдений и контроля за загрязнением морей и устьев рек. Москва : Гидрометеиздат, 1978. 15 с.
519. МУ № 46. Методические указания по химическому анализу распресненных вод, морских устьевых областей рек и эпиконтинентальных морей. Москва : Гидрометеиздат, 1984. 83 с.

520. Наставления гидрометеорологическим станциям и постам. Вып. 2, ч. II. Ленинград : Гидрометеиздат, 1975. 264 с.
521. Руководство по гидрологическим прогнозам. Вып.1. Долгосрочные прогнозы элементов водного режима рек и водохранилищ. Ленинград : Гидрометеиздат, 1989. 357 с.
522. Руководство по гидрологическим прогнозам. Вып. 2. Краткосрочный прогноз расхода и уровня воды на реках. Ленинград : Гидрометеиздат, 1989. 247 с.
523. Руководство по гидрологическим прогнозам. Вып. 3. Прогноз ледовых явлений на реках и водохранилищах. Ленинград : Гидрометеиздат, 1989. 169 с.
524. Кодекс цивільного захисту України. *Відомості Верховної Ради України*. 2013. № 34–35. С. 458. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/5403-17> (дата звернення: 15.11.2017).
525. Кодекс України про надра. *Відомості Верховної Ради України*. 1994. № 36. С. 340. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/132/94-%D0%B2%D1%80> (дата звернення: 15.11.2017).
526. Положення про державну систему моніторингу довкілля. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 391 від 30.03.1998. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/391-98-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).
527. Положення про єдину державну систему цивільного захисту. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 11 від 9.01.2014. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/11-2014-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).
528. Положення про Державну комісію з питань техногенно-екологічної безпеки та надзвичайних ситуацій. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 18 від 26.01.2015. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/18-2015-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).

529. Перелік інформаційних послуг загального користування, що надаються установами та організаціями Держгідромету. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 1724 від 2.11.1998. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/1724-98-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).
530. Перелік спеціалізованої інформації та інших послуг у сфері гідрометеорології, які надаються установами та організаціями Держгідромету України за плату. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 1724 від 2.11.1998. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/1724-98-%D0%BF> (дата звернення: 15.11.2017).
531. Цаценко Л. В., Перстенёва А. А., Гусев В. Г. Оценка фитотоксичности почвы на посевах подсолнечника с помощью биотеста ряски малой (*Lemna minor* L.). *Научный журнал КубГАУ*. 2010. № 59(05). С. 1–9. URL: <http://ej.kubagro.ru/2010/05/pdf/19.pdf> (дата звернення: 17.10.2018).
532. Субботин М. А., Григорьев Ю. С. Оценка токсического действия ионов меди на ряску малую (*Lemna minor* L.) методом регистрации замедленной флуоресценции. *Теоретическая и прикладная экология*. 2013. № 2. С. 34–38.
533. Александрова В. В. Биотестирование как современный метод оценки токсичности природных и сточных вод : монография. Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. гос. ун-та, 2013. 119 с.
534. Butyl Cellosolve. Comet Chemical Company Ltd. Safety data sheet. URL: <http://www.cometchemical.com/MSDS/Butyl%20CellosolveEN.pdf>. (дата звернення: 15.11.2017).
535. Roundup. MONSANTO Europe S.A. Material safety data sheet. URL: https://chemoventory.tcc.fl.edu/chemoventory/msds/_Monsanto_521.pdf. (дата звернення: 15.11.2017).

536. Бі-58. BASF. Паспорт безпеки. URL: https://m.agro.basf.ua/agroportal/mua/media/migrated/product_files/passport_safety/2016_1/Bi-58_New_Pasp2016.pdf. (дата звернення: 15.11.2017).
537. Petruk V., Bondarchuk O., Kvaterniyk S. Environmental safety of water bodies and coastal areas using the method of water environment bioindication by means of macrophytes. *Environmental problems*. 2016. Vol. 1(2). P. 163–168.
538. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Затв. наказом Мінекобезпеки України від 31.03.98 № 44. Київ : СИМВОЛ–Т, 1998. 28 с.
539. КНД 211.1.4.010-94. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Методика. Київ : Мінекобезпеки України, 1994. 27 с.
540. ГОСТ 17.1.5.02.80. Охрана природы. Гидросфера. Гигиенические требования к зонам рекреации водных объектов. Москва : Госстандарт СССР. 1980. 6 с.
541. ГОСТ 2761-84. Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора. Москва : Госстандарт СССР. 1984. 12 с.
542. Пазич В. М. Модель регулювання біомаси і продуктивності водного гіацинта. *Вісник ЖНАЕУ*. 2012. № 1. С. 363–369.
543. Westlake D. F. Comparisons of plant productivity. *Biological Reviews*. 1963. Vol. 38(3). P. 385–425.
544. Gopal B. Water hyacinth. *Aquatic Plant, Studies 1*. Amsterdam : Elsevier Science. 1987. 471 p.
545. Gutierrez L. E., Huerto R. D., Saldana F. P., Arreguin F. Strategies for waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in Mexico. *Hidrobiologia*. 1996. Vol. 340(1–3). P. 181–185.
546. Petruk R. V., Pohrebennyk V. D., Kvaterniyuk S. M. et al. Multispectral television monitoring of contamination of water objects by using

- macrophyte-based bioindication. *16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2016* : SGEM2016 Conference Proceedings. (Albena, Bulgaria, June 30 – July 6, 2016). Book 5, Vol. 2. P. 597–602. doi: 10.5593/sgem2016B52.
547. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Петрук Р. В. та ін. Телевізійний вимірювальний контроль забруднення води хлорорганічними сполуками методом біоіндикації по фітопланктону. *Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка ОДС-2015»* : тез доп. VII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Вінниця, 21–23 квітня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 120.
548. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Животун Я. І., Каська І. І. Екологічний контроль стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів на основі мультиспектральних зображень. *Екологічна безпека держави* : тези доп. IX Всеукр. наук.-практ. конф. мол. учених та студ. (м. Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 117.
549. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Мультиспектральний контроль забруднення атмосферного повітря з використанням біосенсорів та ліхеноіндикації. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 246.
550. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Іванов А. П. та ін. Дистанційний мультиспектральний телевізійний моніторинг забруднення за концентрацією частинок фітопланктону. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 247.
551. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Гончарук В. В., Гриник Л. І. Екологічний контроль забруднення р. Згар біогенними та токсичними речовинами методами біоіндикації по фітопланктону. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 46.

552. Петрук В. Г., Іщенко В. А., Кватернюк С. М., Майка Л. М. Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля методом біоіндикації по фітопланктону. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 29.
553. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Цимбалюк В. А. Контроль якості питної води м. Вінниці за вмістом нітратів. *IV-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. стат. (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 512–513.
554. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Контроль забруднення екосистеми р. Снівода за характеристиками макрофітів. *IV-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. стат. (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 513–515.
555. Цимбалюк В. А., Денисюк Ю. М., Кватернюк С. М. Контроль якості питної води у м. Вінниця за допомогою традиційних методів та біоіндикації. *Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів* : зб. тез доп. XXIII-ої всеукраїнської наук. конф. асп. і студ. (м. Донецьк, 16–18 квітня 2013 р.). Донецьк, 2013. С. 80–81.
556. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Слободиський А. П. Контроль забруднення водних середовищ у видимому та ближньому ІЧ діапазоні. *Контроль і управління в складних системах (КУСС-2012)* : матеріали XI міжнар. конф. (м. Вінниця, 9–11 вересня 2012 р.). Вінниця, 2012. С. 120–121.
557. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Барун В. В. и др. Оптический контроль содержания загрязняющих веществ в водных средах на основе метода биоиндикации по фитопланктону. *Медэлектроника–2012: Средства медицинской электроники и новые медицинские технологии* : тезисы

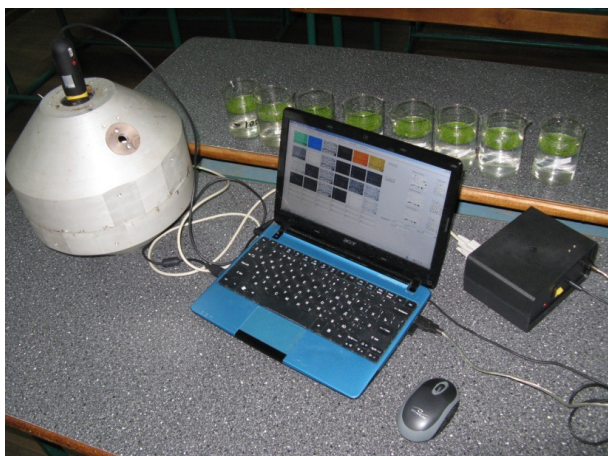
- докладов VII междунар. науч.-техн. конф. (г. Минск, Республика Беларусь, 13–14 декабря 2012 р.). Минск, 2012. С. 80–81.
558. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Контроль інтегрального рівня забруднення р. Південний Буг за характеристиками макрофітів. *III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 2. С. 377–380.
559. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. Контроль інтегрального рівня токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації по фітопланктону. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2011)* : зб. тез. доп. I-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 18–20 жовтня 2011 р.). Вінниця, 2011. С. 211.
560. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Вплив температури та освітлення на первинну продукцію фітопланктону на прикладі екосистеми річки Дохни. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 49.
561. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Визначення видової різноманітності фітопланктону. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 129.
562. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль параметрів біореактора для вирощування хлорели. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 168.
563. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Дослідження екологічного впливу пестицидних препаратів на фітопланктон. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 192.

564. Безусяк Я. І., Кватернюк С. М. Обґрунтування заходів екологічної безпеки та впливу небезпечних відходів на водні об'єкти методом біоіндикації по фітопланктону. *Екологія* : матеріали наук.-практ. конф. всеукр. конкурсу студ. наук. робіт. (м. Полтава, 28–30 березня 2018 р.). Полтава, 2018. С. 7.

ДОДАТКИ

Додаток А

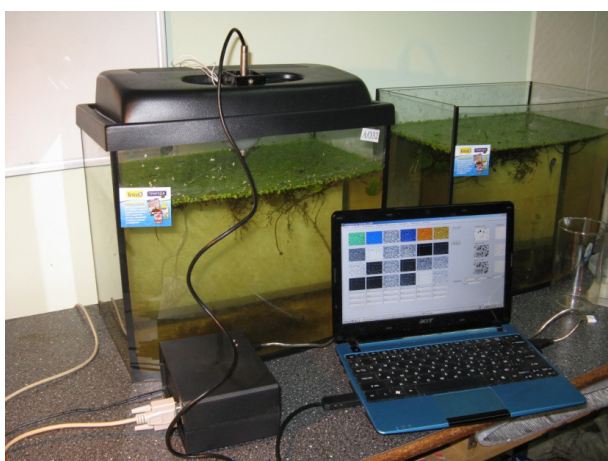
Зовнішній вигляд розроблених засобів контролю



а)



б)



в)



г)

Рисунок А.1 – Зовнішній вигляд розроблених дослідних зразків засобів мультиспектрального екологічного контролю: а) контролю екотоксиксності водних середовищ за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.); б) оцінювання екологічного стану водних об'єктів з використанням біоіндикації по фітопланктону; в) контролю інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин у комплексі для очищення стічних вод; г) оцінювання екологічного стану водних об'єктів з з використанням квадрокоптера

Додаток Б

Фрагмент лістингу програми мультиспектрального контролю параметрів
забруднення водних середовищ

```

unit main;
interface
uses
  Windows, Messages, SysUtils, Variants, Classes, Graphics,
  Controls, Forms,
  Dialogs, DSUtil, StdCtrls, DSPack, DirectShow9, Menus,
  ExtCtrls,
  CPortCtl, CPort, GR32_Image, ComObj, IniFiles;
type
  TVideoForm = class(TForm)
    FilterGraph: TFilterGraph;
    VideoWindow: TVideoWindow;
    MainMenu1: TMainMenu;
    Devices: TMenuItem;
    Filter: TFilter;
    Image: TImage;
    SampleGrabber: TSampleGrabber;
    Snapshot: TButton;
    Panel1: TPanel;
    CallBack: TCheckBox;
    ComPort1: TComPort;
    ComLed2: TComLed;
    Button1: TButton;
    Button2: TButton;
    Button3: TButton;
    Button4: TButton;
    Button5: TButton;
    Button6: TButton;
    Button7: TButton;
    Edit1: TEdit;
    Edit2: TEdit;
    Edit3: TEdit;
    Edit4: TEdit;
    Edit5: TEdit;
    Edit6: TEdit;
    Button8: TButton;
    Edit7: TEdit;
    N1: TMenuItem;
    N2: TMenuItem;
    N3: TMenuItem;
    Panel2: TPanel;
    Label2: TLabel;
    ComComboBox2: TComComboBox;
    ComComboBox1: TComComboBox;
    Label1: TLabel;
    ComComboBox3: TComComboBox;
    Label3: TLabel;
    ComComboBox4: TComComboBox;
    Label4: TLabel;
    Label5: TLabel;
    Label6: TLabel;
    ComComboBox5: TComComboBox;
    ComComboBox6: TComComboBox;
    Panel3: TPanel;
    Image321: TImage32;
    Image322: TImage32;
    Image323: TImage32;
    Image324: TImage32;
    Image325: TImage32;
    Image326: TImage32;
    Button9: TButton;
    N4: TMenuItem;
    Button10: TButton;
    Image327: TImage32;
    Image328: TImage32;
    Image329: TImage32;
    Image3210: TImage32;
    Image3211: TImage32;
    Image3212: TImage32;
    Image3213: TImage32;
    Image3214: TImage32;
    Image3215: TImage32;
    Image3216: TImage32;
    Image3217: TImage32;
    Image3218: TImage32;
    Image3219: TImage32;
    Image3220: TImage32;
    Image3221: TImage32;
    Image3222: TImage32;
    Image3223: TImage32;
    Image3224: TImage32;
    Image3225: TImage32;
    Label7: TLabel;
    Label8: TLabel;
    Label9: TLabel;
    Image3226: TImage32;
    Image3227: TImage32;
    Label10: TLabel;
    Image3228: TImage32;
    Image3229: TImage32;
    Image3230: TImage32;
    Edit8: TEdit;
    Label11: TLabel;
    Label12: TLabel;
    Label13: TLabel;
    Panel4: TPanel;
    Edit9: TEdit;
    Label14: TLabel;
    Label15: TLabel;
    Label16: TLabel;
    Edit10: TEdit;
    Edit11: TEdit;
    Label17: TLabel;
    Label18: TLabel;
    Label19: TLabel;
    Label20: TLabel;
    Label21: TLabel;
    Label22: TLabel;
    Edit12: TEdit;
    Edit13: TEdit;
    Edit14: TEdit;
    Edit15: TEdit;
    Label23: TLabel;
    Label24: TLabel;
    Edit16: TEdit;
    Edit17: TEdit;
    Button11: TButton;
    N5: TMenuItem;
    Panel5: TPanel;
    Image3231: TImage32;
    Image3232: TImage32;
    Image3233: TImage32;
    Label25: TLabel;
    Label26: TLabel;
    Label27: TLabel;
    Edit18: TEdit;
    Edit19: TEdit;
    Edit20: TEdit;
    Edit21: TEdit;
    Label28: TLabel;
    Label29: TLabel;
    Label30: TLabel;
    Label31: TLabel;
    Edit22: TEdit;
    Edit23: TEdit;
    Edit24: TEdit;
    Edit25: TEdit;
    Label32: TLabel;
    Label33: TLabel;
    Label34: TLabel;
  end;

```

```

Label35: TLabel;
Edit26: TEdit;
Label36: TLabel;
Label37: TLabel;
Edit27: TEdit;
Label38: TLabel;
Label39: TLabel;
Label40: TLabel;
Label41: TLabel;
Edit28: TEdit;
Edit29: TEdit;
Edit30: TEdit;
Edit31: TEdit;
Edit32: TEdit;
Edit33: TEdit;
Edit34: TEdit;
Edit35: TEdit;
Label42: TLabel;
Label43: TLabel;
Label44: TLabel;
Label45: TLabel;
Label46: TLabel;
Label47: TLabel;
Label48: TLabel;
Label49: TLabel;
Label50: TLabel;
Edit36: TEdit;
Edit37: TEdit;
Edit38: TEdit;
Edit39: TEdit;
Edit40: TEdit;
Label51: TLabel;
Label52: TLabel;
Label53: TLabel;
Label54: TLabel;
Edit41: TEdit;
Edit42: TEdit;
Edit43: TEdit;
Edit44: TEdit;
Label55: TLabel;
Edit45: TEdit;
N21: TMenuItem;
N6: TMenuItem;
Panel6: TPanel;
Image3234: TImage32;
Image3235: TImage32;
Image3236: TImage32;
Label56: TLabel;
Label57: TLabel;
Label58: TLabel;
Image3237: TImage32;
Image3238: TImage32;
Image3239: TImage32;
Label59: TLabel;
Label60: TLabel;
Label61: TLabel;
Label62: TLabel;
Label63: TLabel;
Edit46: TEdit;
Edit47: TEdit;
Edit48: TEdit;
Edit49: TEdit;
GroupBox1: TGroupBox;
GroupBox2: TGroupBox;
Label64: TLabel;
Label65: TLabel;
Label66: TLabel;
Label67: TLabel;
Edit50: TEdit;
Edit51: TEdit;
Edit52: TEdit;
Edit53: TEdit;
GroupBox3: TGroupBox;
Label68: TLabel;
Label69: TLabel;
Label70: TLabel;
Label71: TLabel;
Edit54: TEdit;
Edit55: TEdit;
Edit56: TEdit;
Edit57: TEdit;
Label72: TLabel;
Edit58: TEdit;
Label73: TLabel;
Label74: TLabel;
Label75: TLabel;
Label76: TLabel;
Label77: TLabel;
Label78: TLabel;
Label79: TLabel;
Label80: TLabel;
Label81: TLabel;
Label82: TLabel;
Label83: TLabel;
Label84: TLabel;
Label85: TLabel;
Label86: TLabel;
Label87: TLabel;
Label88: TLabel;
Label89: TLabel;
Edit59: TEdit;
Edit60: TEdit;
Edit61: TEdit;
Edit62: TEdit;
Edit63: TEdit;
Edit64: TEdit;
Edit65: TEdit;
Edit66: TEdit;
Edit67: TEdit;
Edit68: TEdit;
Edit69: TEdit;
Edit70: TEdit;
Edit71: TEdit;
Edit72: TEdit;
Edit73: TEdit;
Edit74: TEdit;
Edit75: TEdit;
Button12: TButton;
Label90: TLabel;
Edit76: TEdit;
Label91: TLabel;
Edit77: TEdit;
Label92: TLabel;
Edit78: TEdit;
Label93: TLabel;
Edit79: TEdit;
Button13: TButton;
Label94: TLabel;
Edit80: TEdit;
function Vmykannia_RSI(Kanal: byte): String;
procedure Pause(PauseCounter: integer);
procedure FormCreate(Sender: TObject);
procedure FormCloseQuery(Sender: TObject; var CanClose:
Boolean);
procedure SnapshotClick(Sender: TObject);
procedure SampleGrabberBuffer(sender: TObject; SampleTime:
Double;
pBuffer: PByte; BufferLen: Integer);
procedure Button1Click(Sender: TObject);
procedure Button2Click(Sender: TObject);
procedure Button3Click(Sender: TObject);
procedure Button4Click(Sender: TObject);
procedure Button5Click(Sender: TObject);
procedure Button6Click(Sender: TObject);
procedure Button7Click(Sender: TObject);
procedure Button8Click(Sender: TObject);
procedure N1Click(Sender: TObject);
procedure N2Click(Sender: TObject);
procedure Button9Click(Sender: TObject);
procedure N3Click(Sender: TObject);
procedure Button10Click(Sender: TObject);
procedure Button11Click(Sender: TObject);
procedure N4Click(Sender: TObject);
procedure N6Click(Sender: TObject);
procedure N21Click(Sender: TObject);
procedure N5Click(Sender: TObject);
procedure Button13Click(Sender: TObject);
procedure Button12Click(Sender: TObject);

```



```

private
  { Declarations privées }
public
  { Declarations publiques }
  procedure OnSelectDevice(sender: TObject);
end;
var
  VideoForm: TVideoForm;
  SysDev: TSysDevEnum;
  temp: string;
  ErrorPortG: integer;
  Pause3Counter, Pause2Counter, Pause4Counter, Pause5Counter,
  Pause6Counter: integer;
  C1_X, C1_Y, C2_X, C2_Y, C3_X, C3_Y, C4_X, C4_Y,
  Delta_X, Delta_Y, C0_control: integer;
  X_M, Y_M, Delta_X_M, Delta_Y_M, Class_makrophit: integer;
  MC0ef_0_R1, MC0ef_0_R2, MC0ef_0_R3: real;
  MC0ef_R1, MC0ef_R2, MC0ef_R3: Array [1..3, 1..6, 1..5] of
  real;
  M_R1, M_R2, M_R3: Array [1..3, 1..6, 1..5] of real;
implementation
  {$R *.dfm}
  procedure TVideoForm.FormCreate(Sender: TObject);
  var
    i: integer;
    Device: TMenuItem;
  begin
    Panel1.Visible:=False;
    Panel2.Visible:=False;
    Panel3.Visible:=False;
    Panel5.Visible:=False;
    SysDev:=
    TSysDevEnum.Create(CLSID_VideoInputDeviceCategory);
    if SysDev.CountFilters > 0 then
      for i := 0 to SysDev.CountFilters - 1 do
        begin
          Device := TMenuItem.Create(Devices);
          Device.Caption := SysDev.Filters[i].FriendlyName;
          Device.Tag := i;
          Device.OnClick := OnSelectDevice;
          Devices.Add(Device);
        end;
        C1_X:=160;
        C1_Y:=120;
        C2_X:=160;
        C2_Y:=360;
        C3_X:=480;
        C3_Y:=120;
        C4_X:=480;
        C4_Y:=120;
        Delta_X:=10;
        Delta_Y:=10;
        C0_control:=1;
        X_M:=100;
        Y_M:=100;
        Delta_X_M:=5;
        Delta_Y_M:=5;
        Class_makrophit:=1;
      end;
    procedure TVideoForm.OnSelectDevice(sender: TObject);
    begin
      FilterGraph.ClearGraph;
      FilterGraph.Active := false;
      Filter.BaseFilter.Moniker :=
      SysDev.GetMoniker(TMenuItem(Sender).tag);
      FilterGraph.Active := true;
      with FilterGraph as ICaptureGraphBuilder2 do
        RenderStream(@PIN_CATEGORY_PREVIEW, nil, Filter as
        IBaseFilter, SampleGrabber as IBaseFilter, VideoWindow as
        IBaseFilter);
      FilterGraph.Play;
    end;
    procedure TVideoForm.FormCloseQuery(Sender: TObject; var
    CanClose: Boolean);
    begin
      SysDev.Free;
      FilterGraph.ClearGraph;
      FilterGraph.Active := false;
    end;
  end;
  procedure TVideoForm.SnapShotClick(Sender: TObject);
  begin
    SampleGrabber.GetBitmap(Image.Picture.Bitmap);
  end;
  procedure TVideoForm.SampleGrabberBuffer(sender: TObject;
  SampleTime: Double; pBuffer: PByte; BufferLen: Integer);
  begin
    if CallBack.Checked then
      begin
        Image.Canvas.Lock;
        try
          SampleGrabber.GetBitmap(Image.Picture.Bitmap, pBuffer,
          BufferLen);
        finally
          Image.Canvas.Unlock;
        end;
      end;
  end;
  procedure TVideoForm.Pause(PauseCounter: integer);
  var
    TheTime: LongInt;
  begin
    TheTime := GetTickCount + PauseCounter;
    while GetTickCount < TheTime do
      begin
        end;
      end;
  end;
  function TVideoForm.Vmykannia_RSI(Kanal: byte): String;
  var ExB: word;
      result_x: String;
  begin
    ErrorPortG:=0;
    Pause3Counter:=200;
    Pause2Counter:=500;
    Pause(Pause3Counter);
    comPort1.ClearBuffer(True, True);
    Pause(Pause3Counter);
    if comPort1.Write(Kanal,1)<>1 then begin
      ExB:=MessageBox(handle,pchar('Немає зв'язку з
      мікроконтролером'+#13+#10+"),pchar('Увага!'),49);
      if Exb=IDCANCEL then begin
        ErrorPortG:=1; exit; end;
      end;
      result_x:=IntToStr(Kanal);
      result:= result_x;
    end;
  end;
  procedure TVideoForm.Button1Click(Sender: TObject);
  begin
    comPort1.Open;
    comPort1.ClearBuffer(True, True);
    comPort1.Close;
  end;
  procedure TVideoForm.Button2Click(Sender: TObject);
  begin
    edit1.Text:= 'вимірювання';
    comPort1.Open;
    comPort1.ClearBuffer(True, True);
    temp:= Vmykannia_RSI(1);
    comPort1.Close;
    Pause4Counter:=2000;
    Pause5Counter:=2000;
    Pause6Counter:=2000;
    Pause(Pause4Counter);
    SampleGrabber.GetBitmap(Image.Picture.Bitmap);
    Pause(Pause5Counter);
    Image.Picture.Bitmap.SaveToFile('1.bmp');
    Pause(Pause6Counter);
    edit1.Text:= temp;
  end;
  procedure TVideoForm.Button3Click(Sender: TObject);
  begin
    edit2.Text:= 'вимірювання';
    comPort1.Open;
    comPort1.ClearBuffer(True, True);
    temp:= Vmykannia_RSI(2);
    comPort1.Close;
    Pause4Counter:=2000;
    Pause5Counter:=2000;
    Pause6Counter:=2000;
  end;

```

Додаток В

Приклад структури файлу регресійної моделі

```

[desc]
program=Deductor_Studio_Academic_5.3
Standard_estimation_error=0,3229
degree_of_equation=2
number_of_coefficients=33
[Coef]
M0=430,6606335
M1_1q1=918,6119018
M2_1q1=-3545,878182
M3_1q1=7137,451434
M1_2q1=683,018367
M2_2q1=607,4017962
M3_2q1=531,4678495
M1_3q1=968,2177714
M2_3q1=-501,3480535
M3_3q1=1930,847051
M1_4q1=3,759718039
M2_4q1=-272,0779105
M3_4q1=573,966218
M1_5q1=0
M2_5q1=222,1608194
M3_5q1=30,11786937
M1_6q1=0
M2_6q1=-804,074833
M3_6q1=715,5504169
M1_1q2=-14875,4329
M2_1q2=1889,725802
M3_1q2=-216457,3334
M1_2q2=-446,5902916
M2_2q2=-834,2546715
M3_2q2=-5209,859035
M1_3q2=-794,0864493
M2_3q2=794,8926949
M3_3q2=-1566,464489
M1_4q2=317,4403748
M2_4q2=-218,734432
M3_4q2=-452,9272392
M1_5q2=0
M2_5q2=-1431,209048
M3_5q2=39,71803676
M1_6q2=0
M2_6q2=888,7477212
M3_6q2=-683,1338434
M1_1q3=0
M2_1q3=0
M3_1q3=0
M1_2q3=0
M2_2q3=0
M3_2q3=0
M1_3q3=0
M2_3q3=0
M3_3q3=0
M1_4q3=0
M2_4q3=0
M3_4q3=0
M1_5q3=0
M2_5q3=0
M3_5q3=0
M1_6q3=0
M2_6q3=0
M3_6q3=0
M1_1q4=0
M2_1q4=0
M3_1q4=0
M1_2q4=0
M2_2q4=0
M3_2q4=0
M1_3q4=0
M2_3q4=0
M3_3q4=0
M1_4q4=0
M2_4q4=0
M3_4q4=0
M1_5q4=0
M2_5q4=0
M3_5q4=0
M1_6q4=0
M2_6q4=0
M3_6q4=0
M1_1q5=0
M2_1q5=0
M3_1q5=0
M1_2q5=0
M2_2q5=0
M3_2q5=0
M1_3q5=0
M2_3q5=0
M3_3q5=0
M1_4q5=0
M2_4q5=0
M3_4q5=0
M1_5q5=0
M2_5q5=0
M3_5q5=0
M1_6q5=0
M2_6q5=0
M3_6q5=0

```

Додаток Г

Акти впровадження та використання результатів дисертаційної роботи

ЗАТВЕРДЖУЮ

В.о. начальника Вінницького
регіонального управління
водних ресурсів

А.О. Литвиненко

"28" 12 2017 р.



АКТ

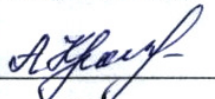

впровадження результатів дисертаційної роботи
Кватернюка Сергія Михайловича


Цим актом підтверджується, що у роботу Вінницького регіонального управління водних ресурсів впроваджено такі результати докторської дисертаційної роботи докторанта ВНТУ Кватернюка С.М.:

- метод та засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод;
- алгоритмічне і програмне забезпечення засобу мультиспектрального контролю токсичності;
- експериментальну методику контролю токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації.

При хімічному забрудненні води відбувається зміна її хімічного складу, що викликає зниження її якості і можливу небезпеку для здоров'я населення. Екотоксикологічний контроль здійснюється з метою регулярного спостереження за дотриманням нормативів якості навколишнього середовища і попередження потрапляння токсичних речовин у водні об'єкти. Токсичні ефекти, зареєстровані методами біотестування, включають комплексний синергічний, антагоністичний і додаткові впливи всіх хімічних, фізичних і біологічних компонентів, присутніх у досліджуваній воді, що несприятливо впливають на функції тест-організмів. Токсичність, що встановлюється методами біотестування, є інтегральним показником забруднення природних середовищ. Вдосконалений метод мультиспектрального контролю токсичності стічних вод дозволяє забезпечити їх екологічну безпеку. Отримане значення достовірності контролю підтверджує можливість використання розробленого засобу контролю токсичності у екологічних, санітарно-гігієнічних і токсикологічних лабораторіях природоохоронних установ та промислових об'єктів для контролю ступеня інтегральної токсичності стічних вод, водних витяжок з об'єктів навколишнього середовища (грунти і донні відкладення), різних хімічних матеріалів. Комісія підтверджує перспективність впровадження запропонованого засобу мультиспектрального вимірювального контролю токсичності.

Підписи членів комісії:

 Кравцова А.О.
 Марченко О.М.

ЗАТВЕРДЖУЮГолова Олевської об'єднаної
територіальної громади
О.В. Омельчук
" 5 " жовтня 2017 р.**АКТ****впровадження результатів дисертаційної роботи
Кватернюка Сергія Михайловича**

Цим актом підтверджується, що у роботу Олевської об'єднаної територіальної громади впроваджено такі результати докторської дисертаційної роботи докторанта ВНТУ Кватернюка С.М.:

- метод та засіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів;
- алгоритмічне і програмне забезпечення засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів;
- експериментальна методика мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів.

У зв'язку зі зміною морфологічного складу твердих побутових відходів зростає частка небезпечних компонент твердих побутових відходів, а саме, електронних відходів, непридатних лікарських засобів, продуктів нафтохімії, миючих засобів та інших ПАР, що шкідливо впливають на довкілля. Вказані небезпечні компоненти твердих побутових відходів забруднюють ґрунт на територіях прилеглих до сміттєзвалищ та сміттєпереробних комплексів, а також поверхневі та підземні води. Запропонований метод та засіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів дозволяє оцінити їх комплексний антропогенний та техногенний вплив з використанням біоіндикації по фітопланктону. Це дасть можливість суттєво підвищити ефективність екологічного контролю впливу на довкілля сміттєзвалищ та сміттєпереробних комплексів. Експериментальна методика екологічного контролю дозволяє швидко оцінити токсичність небезпечних компонент твердих побутових відходів. Весь процес дослідження повністю автоматизований та комп'ютеризований, що дозволяє здійснювати вимірювальний контроль персоналу без спеціальної технічної освіти та досвіду роботи з вимірювальним обладнанням.

Комісія підтверджує перспективність впровадження запропонованого засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент твердих побутових відходів.

Підписи членів комісії:


Колбасюк В.В.

Козловеч П.О.

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

Директор ПП «Інтер-Еко»

В.В. Гончарук

2018 р.

АКТ

**впровадження результатів дисертаційної роботи
Кватернюка Сергія Михайловича**


Цим актом підтверджується, що у роботу ПП «Інтер-Еко» впроваджено такі результати докторської дисертаційної роботи докторанта ВНТУ Кватернюка С.М.:

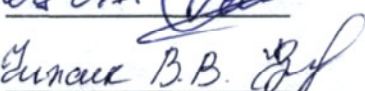
- методи та засоби мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент промислових відходів та оцінювання їх комплексного техногенного впливу на водні об'єкти;
- алгоритмічне і програмне забезпечення засобу мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент промислових відходів;
- експериментальна методика мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент промислових відходів.

Комісія констатує, що внаслідок діяльності підприємств радіоелектронної промисловості м. Вінниці утворились досить великі об'єми промислових відходів, зокрема, непридатні хімічні реактиви, шлам гальванічного виробництва тощо. Після реорганізації цих підприємств та зміни їх виду діяльності такі відходи тривалий час зберігалися на території підприємств правонаступників. При цьому не досліджувався комплексний техногенний вплив небезпечних компонент цих промислових відходів на довкілля та їх токсичність. Запропоновані методи та засоби мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонент промислових відходів дозволяють оцінити їх комплексний техногенний вплив з використанням біоіндикації по фітопланктону та вищим водним рослинам, а експериментальна методика екологічного контролю дозволяє оперативно оцінити токсичність небезпечних компонентів промислових відходів.

Комісія підтверджує факт впровадження запропонованих засобів мультиспектрального екологічного вимірювального контролю токсичності небезпечних компонентів промислових відходів.

Підписи членів комісії:

Ющ О.Б. 

Гончак В.В. 



ЗАТВЕРДЖУЮ

перший проректор з науково-педагогічної роботи по організації навчального процесу та його науково-методичного забезпечення Вінницького національного технічного університету

О. М. Васілевський

“ 3 ” вересня 2018 р.

**АКТ
впровадження результатів докторської дисертаційної роботи
Кватернюка Сергія Михайловича
у навчально-методичний процес**

Цим актом підтверджується, що у Вінницькому національному технічному університеті під час виконання лабораторних та практичних робіт у період 2015-2018 рр. для студентів спеціальності 101 “Екологія”, 183 “Технології захисту навколишнього середовища” були впроваджені в навчально-методичний процес такі результати докторської дисертаційної роботи Кватернюка С.М.:

- метод та засоби мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів неоднорідних водних середовищ;
- алгоритмічно-програмне забезпечення для мультиспектрального контролю параметрів фітопланктону у водних середовищах;
- експериментальні методики контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ.

Таким чином, комісія підтверджує, що вказані результати докторської дисертаційної роботи Кватернюка С.М. використовуються у навчально-методичному процесі під час викладання таких дисциплін: “Методи вимірювань параметрів в екології”, “Прилади та методи контролю параметрів навколишнього середовища”, “Аналіз якості навколишнього середовища”.

Голова комісії:
завідувач кафедри ЕЕБ,
к.т.н., доцент

В. А. Іщенко

Члени комісії:
завідувач кафедри ХХТ,
д.х.н., професор

А.П. Ранський

перший заступник директора ІнЕБМД
з науково-методичної роботи,
к.т.н., доцент

Г. В. Васильківський

Додаток Е

Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію результатів дисертації

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Черноволик Г. О., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Мультиспектральний вимірювальний контроль та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ на основі нечіткої логіки : монографія. Вінниця : ВНТУ, 2015. 140 с.
2. Petruk V., Kvaternyuk S., Pohrebennyk V. et al. Experimental studies of phytoplankton concentrations in water bodies by using of multispectral images. *Water Supply and Wastewater Removal* : monograph / editors: Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. Lublin : Lublin University of Technology, 2016. P. 161–171.
3. Petruk V., Kvaternyuk S., Bondarchuk O. et al. Multispectral Methods and Means of Water Pollution Monitoring by Using Macrophytes for Bioindication. *Water Security* : monograph / editors: O. Mitryasova, C. Staddon. Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. P. 131–141.
4. Ishchenko V., Kvaternyuk S., Styskal O. Assessment of water pollution by bioindication method. *Water Security* : monograph / editors: O. Mitryasova, C. Staddon. Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. P. 21–30.
5. Кватернюк С. М. Математичне моделювання переносу випромінювання у багатошарових неоднорідних біологічних середовищах для задач мультиспектрального вимірювального контролю та діагностики. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2016. № 2(32). С. 57–63.
6. Кватернюк С. М. Метод та засоби мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю стану неоднорідних біологічних середовищ. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 1. С. 15–22.
7. Кватернюк С. М. Аналіз структурних схем засобів мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2017. № 1. С. 54–60.

8. 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.
9. Кватернюк С.М. Аналіз похибок засобу мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів та діагностування стану неоднорідних біологічних середовищ. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2017. № 4. С. 116–119.
10. Кватернюк С. М. Аналіз похибок вимірювання площі ушкоджених ділянок неоднорідних біологічних середовищ мультиспектральним методом. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 4. С. 15–21.
11. Кватернюк С. М. Дослідження впливу ефекту локалізованого поглинання випромінювання у розсіювальних частинках на мультиспектральні вимірювання. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 5. С. 24–30.
12. Kvaternyuk S. M. Multispectral television measuring control of integral parameters of pollution using higher aquatic plants in a complex for sewage treatment. *Environmental problems*. 2017. Vol. 2, No. 3. P. 121–126.
13. Kvaternyuk S. M. Multispectral control of pesticide concentrations in aquatic environments using bioindication on phytoplankton. *Environmental problems*. 2017. Vol. 2, No. 4. P. 205–210.
14. Кватернюк С. М. Контроль екологічної безпеки стічних вод за допомогою мультиспектрального методу та біоіндикації по фітопланктону. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2017. № 6. С. 26–33.
15. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності контролю токсичності стічних вод мультиспектральним методом з використанням нейромережі. *Інформаційні технології та комп'ютерна інженерія*. 2017. № 3. С. 76–81.
16. Кватернюк С. М. Математичне моделювання природних водних середовищ для задач екологічного контролю. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 2. С. 252–255.
17. Кватернюк С. М. Мультиспектральні вимірювання біомаси фітопланктону у водних середовищах для задач екологічного контролю. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2018. № 2. С. 7–13.

18. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю біомаси фітопланктону у водних середовищах. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 3. С. 275–278.
19. Кватернюк С. М. Мультиспектральні вимірювання пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах [Електронний ресурс] *Наукові праці Вінницького національного технічного університету*: електрон. наук. фахове вид. 2018. № 2. С. 1–8. URL: <https://praci.vntu.edu.ua/index.php/praci/article/view/545/530> (дата звернення: 17.10.2018).
20. 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.
21. Кватернюк С. М. Оцінювання достовірності мультиспектрального екологічного контролю пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах. *Вісник ХНУ. Серія: Технічні науки*. 2018. № 5. С. 128–131.
22. Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Мультиспектральний екологічний контроль інтегральних параметрів забруднення водних об'єктів. *Екологічні науки*. 2018. № 2(21). С. 133–137.
23. Kvaternyuk S. M., Petruk V. G. Multispectral ecological control of biomass of phytoplankton in aqueous media in situ using quadrocopter. *Environmental problems*. 2018. Vol. 3(2). P. 133–138.
24. Кватернюк С. М. Мультиспектральний екологічний контроль пігментних параметрів фітопланктону у водних середовищах з використанням квадрокоптера. *Вчені записки Таврійського національного університету імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2018. Том 29 (68), № 4. С. 47–52.
25. Іщенко В. А., Коріненко М. С., Кватернюк С. М. Розроблення схеми екологічної мережі Немирівського району Вінницької області. *Екологічна безпека та природокористування*. 2012. Вип. 11. С. 88–94.
26. Кватернюк С. М., Іщенко В. А., Кватернюк О. Є. Оцінювання екологічного стану водних об'єктів м. Вінниці на основі показників біоіндикації по фітопланктону. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2011. № 6. С. 13–16.

27. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Левченко О. Ю. та ін. Обробка зображень частинок для автоматизованого контролю забруднення водних середовищ. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2011. № 1(21). С. 44–50.
28. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Слободянюк А. О., Безусяк Я. І. Мульти-спектральний телевізійний вимірювальний контроль екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону. *Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології*. 2015. № 1(29). С. 145–149.
29. Абрамович М. Д., Дік С. К., Кватернюк С. М., Петрук В. Г. Вивчення глибинної структури когерентної складової і некогерентного фону багатократно розсіяного світлового поля при широкій варіації структурних і біофізичних параметрів біотканин. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2016. № 6. С. 90–95.
30. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. та ін. Аналіз сучасного стану оптичних засобів вимірювального контролю та діагностування параметрів біотканин на основі цифрової колориметрії. *Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах*. 2015. № 1. С. 172–177.
31. Петрук В. Г., Кватернюк О. Є., Любчак Ю. С., Кватернюк С. М. Розвиток методу цифрової колориметрії біотканин та алгоритм опрацювання результатів. *Вісник ХНУ. Технічні науки*. 2015. № 3. С. 198–201.
32. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. та ін. Математичне моделювання впливу параметрів окремих шарів на спектральні характеристики неоднорідних біотканин. *Вісник Вінницького політехнічного інституту*. 2015. № 3. С. 50–56.
33. Petruk R. V., Pohrebennyk V. D., Kvaternyuk S. M. et al. Multispectral television monitoring of contamination of water objects by using macrophyte-based bioindication. *16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2016 : SGEM2016 Conference Proceedings*. (Albena, Bulgaria, June 30 – July 6, 2016). Book 5, Vol. 2. P. 597–602. doi: 10.5593/sgem2016B52. ISBN 978-619-7105-66-7. ISSN 1314-2704.
34. Petruk V., Kvaternyuk S., Yasynska V. et al. The method of multispectral image processing of phytoplankton for environmental control of water pollution.

- Proc. SPIE.* 2015. Vol. 9816, 98161N. P. 98161N-1–98161N-5. doi: 10.1117/12.2229202. ISSN 0277-786X.
35. Petruk V., Kvaternyuk S., Kozachuk A. et al. Multispectral televisional measuring control of the ecological state of waterbodies on the characteristics macrophytes. *Proc. SPIE.* 2015. Vol. 9816, 98161Q. P. 98161Q-1–98161Q-4. doi: 10.1117/12.2229343. ISSN 0277-786X.
36. Petruk V. G., Kvaternyuk S. M., Denysiuk Y. M. et al. The spectral polarimetric control of phytoplankton in photobioreactor of the wastewater treatment. *Proc. SPIE.* 2012, Vol. 8698, 86980H. P. 86980H-1–86980H-4. doi: 10.1117/12.2019736. ISSN 0277-786X.
37. Барун В. В., Иванов А. П., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Развитие оптических методов диагностики биологических тканей по рассеянному излучению. I. Спектры отражения. *Вестник Фонда фундаментальных исследований.* 2010. № 3. С. 90–98. ISSN 1818-9830.
38. Барун В. В., Иванов А. П., Петрук В. Г., Кватернюк С. М. Развитие оптических методов диагностики биологических тканей по рассеянному излучению. II. Поляризационная пространственно-разрешающая спектроскопия. *Вестник Фонда фундаментальных исследований.* 2010. № 4. С. 79–89. ISSN 1818-9830.
39. Petruk V., Kvaternyuk S., Kvaternyuk O. et al. Assessment of the validity of the diagnosis of damage of tissues by multispectral method using neural network. *Przegląd elektrotechniczny.* 2017. Vol. 93. № 5. P. 106-109. doi:10.15199/48.2017. 05.21. ISSN 0033-2097.
40. Kvaternyuk S., Pohrebennyk V., Petruk R. et al. Multispectral television measurements of parameters of natural biological media. *17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2017 : SGEM2017 Conference Proceedings.* (Albena, Bulgaria, June 29 – July 5, 2017). Issue 51, Vol. 17. P. 689–696. doi: 10.5593/sgem2017/51. ISBN 978-619-7105-66-7. ISSN 1314-2704.
41. 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. doi: 10.1117/12.2501590. ISSN 0277-786X.

42. Kvaternyuk S., Pohrebennyk V., Petruk R., Kvaternyuk O. Increasing the accuracy of multispectral television measurements of phytoplankton parameters in aqueous media. *17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2017* : SGEM2017 Vienna GREEN Conference Proceedings. (Vienna, Austria, 27–29 November, 2017). Vol. 17, Issue 33. P. 219–225. doi: 10.5593/sgem2017H/33/S12.027. ISBN 978-619-7408-27-0. ISSN 1314-2704.
43. Kvaternyuk S., Kvaternyuk O., Petruk R. et al. Indirect measurements of the parameters of inhomogeneous natural media by a multispectral method using fuzzy logic. *Proc. SPIE*. 2018. Vol. 10808, 108082P. P. 108082P-1–108082P-7. doi: 10.1117/12.2501636. ISSN 0277-786X.
44. Kvaternyuk S., Pohrebennyk V., Petruk V. et al. Mathematical modeling of light scattering in natural water environments with phytoplankton particles. *18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2018* : SGEM2018 Conference Proceedings. (Albena, Bulgaria, 2–8 July, 2018). Vol. 18, Issue 2.1. P. 545–552. doi: 10.5593/sgem2018/2.1. ISBN 978-619-7408-39-3. ISSN 1314-2704.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

45. Martsenyuk V., Petruk V. G., Kvaternyuk S. M. et al. Multispectral control of water bodies for biological diversity with the index of phytoplankton. *2016 16th International Conference on Control, Automation and Systems (ICCAS 2016)* : ICCAS 2016 Conference Proceedings. (HICO, Gyeongju, Korea, Oct. 16-19, 2016). – P. 988–993. doi: 10.1109/ICCAS.2016.7832429. ISBN: 978-89-93215-11-3.
46. Бондарчук О. В., Кватернюк С. М. Біотестування як інструмент екологічного моніторингу якості водних об'єктів річки Південний Буг. *Сучасний стан та якість навколишнього середовища окремих регіонів* : матеріали міжнар. наук.-практ. конф. мол. вчених. (м. Одеса, 1–3 червня 2016 р.). Одеса, 2016. С. 43–45.
47. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Петрук Р. В. та ін. Телевізійний вимірювальний контроль забруднення води хлорорганічними сполуками методом біоіндикації по фітопланктону. *Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка ОДС-2015»* : тез доп. VII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Вінниця, 21–23 квітня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 120.

48. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Колесник Т. В., Попапенко О. В. Математичне моделювання переносу оптичного випромінювання у водному середовищі з водоростями для задач екологічного контролю. *Екологічна безпека держави* : тези доп. ІХ Всеукр. наук.-практ. конф. мол. учених та студ. (м. Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 116.
49. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Животун Я. І., Каська І. І. Екологічний контроль стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів на основі мультиспектральних зображень. *Екологічна безпека держави* : тези доп. ІХ Всеукр. наук.-практ. конф. мол. учених та студ. (м. Київ, 16 квітня 2015 р.). Київ, 2015. С. 117.
50. 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.
51. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Використання мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю для дослідження угруповань макрофітів. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 245.
52. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Мультиспектральний контроль забруднення атмосферного повітря з використанням біосенсорів та ліхеноіндикації. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 246.
53. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Іванов А. П. та ін. Дистанційний мультиспектральний телевізійний моніторинг забруднення за концентрацією частинок фітопланктону. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 23–26 вересня 2015 р.). Вінниця, 2015. С. 247.
54. Petruk V., Kvaterniuk S., Pohrebennyk V., Bezusiak Ya. Multispectral control of water bodies for biological diversity with the index of phytoplankton. *New Trends in Ecological and Biological Research* : proc. of the intern. conf. (Presov, Slovak Republic, 9–11 September, 2015). Presov. 2015. P. 92.

55. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. Контроль екологічного стану водних об'єктів за характеристиками макрофітів на основі цифрової колориметрії та мультиспектральних зображень. *Наука. Молодь. Екологія* : матеріали міжнар. наук.-практ. конф в рамках I Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з міжнародною участю. (м. Житомир, 21–23 травня 2014 р.). Житомир, 2014. С. 160–163.
56. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Петрова О. А. Методи та засоби контролю оптичних параметрів природних середовищ на основі мультиспектральних зображень. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 44.
57. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Козак Я. Л. Оптичні засоби та методи контролю концентрації фітопланктону у водних об'єктах. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 45.
58. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Гончарук В. В., Гриник Л. І. Екологічний контроль забруднення р. Згар біогенними та токсичними речовинами методами біоіндикації по фітопланктону. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 46.
59. Петрук В. Г., Іщенко В. А., Кватернюк С. М., Майка Л. М. Дослідження впливу хімічних сполук у складі косметичних миючих засобів на довкілля методом біоіндикації по фітопланктону. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 3-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 17–19 вересня 2014 р.). Львів, 2014. С. 29.
60. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Києнко-Романюк Є. С., Бучинський С. А. Засоби телевізійного вимірювального контролю забруднення водних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 23-24 квітня 2013 р.). Київ, 2013. С. 162–163.
61. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Цимбалюк В. А. Контроль якості питної води м. Вінниці за вмістом нітратів. *IV-ий*

- Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. стат. (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 512–513.
62. Петрук В. Г., Кватернюк С.М., Васильківський І.В. та ін. Контроль забруднення екосистеми р. Снивода за характеристиками макрофітів. *IV-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. стат. (м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 513–515.
63. Петрук В., Кватернюк С., Лука А., Юрченко Ю. Підвищення точності вимірювань спектрів дифузного відбивання природних полідисперсних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2013)* : зб. тез доп. II-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 29–30 жовтня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 28–29.
64. Петрук В., Кватернюк С., Васильківський І. та ін. Контроль забруднення водних об'єктів біогенними сполуками на основі дослідження фітопланктону. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2013)* : зб. тез доп. II-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 29–30 жовтня 2013 р.). Вінниця, 2013. С. 30.
65. Цимбалюк В. А., Денисюк Ю. М., Кватернюк С. М. Контроль якості питної води у м. Вінниця за допомогою традиційних методів та біоіндикації. *Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів* : зб. тез доп. XXIII-ої всеукраїнської наук. конф. асп. і студ. (м. Донецьк, 16–18 квітня 2013 р.). Донецьк, 2013. С. 80–81.
66. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Сидорчук Ю. Ю. Контроль концентрації фітопланктону у фотобіореакторах. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : матеріали 2-го міжнар. конгресу. (м. Львів, 19–22 вересня 2012 р.). Львів, 2012. С. 46.
67. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В., Слободиський А. П. Контроль забруднення водних середовищ у видимому та ближньому ІЧ діапазоні. *Контроль і управління в складних системах (КУСС-2012)* : матеріали XI міжнар. конф. (м. Вінниця, 9–11 вересня 2012 р.). Вінниця, 2012. С. 120–121.
68. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Барун В. В. и др. Оптический контроль содержания загрязняющих веществ в водных средах на основе метода биоиндикации по фитопланктону. *Медэлектроника–2012: Средства*

медицинской электроники и новые медицинские технологии : тезисы докладов VII междунар. науч.-техн. конф. (г. Минск, Республика Беларусь, 13–14 декабря 2012 р.). Минск, 2012. С. 80–81.

69. Петрук В. Г., Моканюк О. І., Кватернюк С. М. та ін. Цифрова колориметрія приповерхневого прошарку полідисперсних природних середовищ. *Проблеми екології та енергозбереження в суднобудуванні* : матеріали VII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Миколаїв, 8–12 червня 2012 р.). Миколаїв, 2012. С. 176–177.

70. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Вишневська Я. Ю. та ін. Методика оцінювання токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації по фітопланктону. *III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 2. С. 373–377.

71. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Контроль інтегрального рівня забруднення р. Південний Буг за характеристиками макрофітів. *III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст. (м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р.). Вінниця, 2011. Том 2. С. 377–380.

72. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є. Контроль інтегрального рівня токсичності стічних вод за допомогою біоіндикації по фітопланктону. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2011)* : зб. тез. доп. I-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 18–20 жовтня 2011 р.). Вінниця, 2011. С. 211.

73. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Дубчак О. В. та ін. Вдосконалення засобів мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю параметрів неоднорідних біологічних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XVI міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 16–17 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 109–110.

74. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Дубчак О. В. та ін. Математичне моделювання оптичних характеристик неоднорідних біологічних середовищ. *Приладобудування: стан і перспективи* : тези доп. XVI міжнар. наук.-техн. конф. (м. Київ, 16–17 квітня 2017 р.). Київ, 2017. С. 30–31.

75. Кватернюк С. М., Варушечкіна М. В., Мандебура С. В., Козачук А. Ю. Опосередковані мультиспектральні вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 241.
76. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Варушечкіна М. В. та ін. Мультиспектральний контроль інтегральних параметрів забруднення стічних вод з використанням вищих водних рослин. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 242.
77. Кватернюк С. М., Варушечкіна М. В., Мандебура С. В., Козачук А. Ю. Мультиспектральний телевізійний контроль середніх розмірів частинок у неоднорідних біологічних середовищах. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 243.
78. Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є., Варушечкіна М. В. та ін. Сегментація мультиспектральних зображень пошкоджених ділянок неоднорідних біологічних середовищ. *Вимірювання, контроль та діагностика в технічних системах (ВКДТС–2017)* : зб. тез. доп. IV-ої міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 31 жовтня – 2 листопада 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 245.
79. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безуськ Я. І. Вплив температури та освітлення на первинну продукцію фітопланктону на прикладі екосистеми річки Дохни. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 49.
80. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безуськ Я. І. Визначення видової різноманітності фітопланктону. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 129.
81. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безуськ Я. І. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль параметрів біореактора для

вирощування хлорели. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 168.

82. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Безусяк Я. І. Дослідження екологічного впливу пестицидних препаратів на фітопланктон. *VI-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. праць. (м. Вінниця, 20–22 вересня 2017 р.). Вінниця, 2017. С. 192.

83. Безусяк Я. І., Кватернюк С. М. Обґрунтування заходів екологічної безпеки та впливу небезпечних відходів на водні об'єкти методом біоіндикації по фітопланктону. *Екологія* : матеріали наук.-практ. конф. всеукр. конкурсу студ. наук. робіт. (м. Полтава, 28–30 березня 2018 р.). Полтава, 2018. С. 7.

84. 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.

85. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Мандебура А. Ю., Мандебура С. В. Мультиспектральний вимірювальний контроль параметрів природних водних об'єктів для забезпечення їх екологічної безпеки. *Оптоелектронні інформаційні технології «Фотоніка ОДС-2018»* : тез доп. VIII міжнар. наук.-техн. конф. (м. Вінниця, 2 – 4 жовтня 2018 р.). Вінниця, 2018. С. 192-193.

86. 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.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

87. Петрук В.Г., Кватернюк С. М., Кватернюк О. Є., Петрук Р. В. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону: пат. 99580 Україна. № 201500058; заявл. 05.01.2015; опубл. 10.06.2015, Бюл. № 11. 5 с.

88. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Васильківський І. В. та ін. Пристрій для контролю концентрацій частинок у полідисперсних водних середовищах: пат. 74380 Україна. № 201204439; заявл. 09.04.2012; опубл. 25.10.2012, Бюл. № 20. 6 с.
89. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Бондарчук О. В. Спосіб мульти-спектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.): пат. 117336 Україна. № 201613426; заявл. 27.12.2016; опубл. 26.06.2017, Бюл. № 12. 6 с.
90. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Спосіб мульти-спектрального телевізійного вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ: пат. 124253 Україна. № 201711352; заявл. 20.11.2017; опубл. 26.03.2018, Бюл. № 6. 12 с.
91. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Комплекс для очищення стічних вод та мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин: пат. 124230 Україна. № 201711020; заявл. 10.11.2017; опубл. 26.03.2018, Бюл. № 6. 5 с.
92. Кватернюк С. М., Петрук В. Г., Кватернюк О. Є. Спосіб мульти-спектрального телевізійного контролю розмірів розсіювальних частинок у неоднорідних біологічних середовищах: пат. 124914 Україна. № 201711325; заявл. 20.11.2017; опубл. 25.04.2018, Бюл. № 8. 7 с.
93. Петрук В. Г., Кватернюк С. М., Гайдей Ю. А. Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів. *Екологічні науки*. 2012. № 1. С. 65–70.

Додаток Е
Копії патентів





УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **117336** (13) **U**

(51) МПК

G01N 21/25 (2006.01)**G01N 33/18** (2006.01)

МІНІСТЕРСТВО
ЕКОНОМІЧНОГО
РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ
УКРАЇНИ

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2016 13426	(72) Винахідник(и): Петрук Василь Григорович (UA), Кватернюк Сергій Михайлович (UA), Бондарчук Ольга Володимирівна (UA)
(22) Дата подання заявки: 27.12.2016	(73) Власник(и): ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ, Хмельницьке шосе, 95, м. Вінниця, 21021 (UA)
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 26.06.2017	
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 26.06.2017, Бюл.№ 12	

(54) СПОСІБ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ТЕЛЕВІЗІЙНОГО ВИМІРЮВАЛЬНОГО КОНТРОЛЮ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ РЯСКИ МАЛОЇ (LEMNA MINOR L.)

(57) Реферат:

Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna minor* L.), який полягає в тому, що рослини ряски поміщають у модельні водні середовища та складають шкалу забруднення, причому модельні водні середовища з листцями ряски малої витримують протягом 7-14 діб при заданій температурі і освітленні, при цьому кожної доби за допомогою апаратно-програмного блока керування та обробки мультиспектральних зображень визначають відносні розміри зон водного середовища, які відповідають листцям ряски без морфологічних змін, з морфологічними змінами і чистій поверхні води за допомогою аналізу мультиспектральних зображень, які отримують за допомогою широкосмугової CCD-камери при освітленні поверхні водних середовищ світлодіодними джерелами на характеристичних довжинах хвиль хромофорів ряски, а концентрацію забруднюючої речовини у досліджуваній пробі визначають за допомогою регресії результатів експериментальних досліджень залежності відносних розмірів зон водного середовища від концентрації забруднюючих речовин на основі мультиспектральних досліджень ряду проб з відомими концентраціями.

UA 117336 U



МІНІСТЕРСТВО
ЕКОНОМІЧНОГО
РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ
УКРАЇНИ

УКРАЇНА

(19) UA (11) 124253 (13) U
(51) МПК
G01N 21/25 (2006.01)

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2017 11352	(72) Винахідник(и): Кватернюк Сергій Михайлович (UA)
(22) Дата подання заявки: 20.11.2017	(73) Власник(и): ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ, Хмельницьке шосе, 95, м. Вінниця, 21021 (UA)
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 26.03.2018	
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 26.03.2018, Бюл.№ 6	

(54) СПОСІБ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ТЕЛЕВІЗІЙНОГО ВИМІРЮВАННЯ БІОФІЗИЧНИХ І СТРУКТУРНИХ ПАРАМЕТРІВ НЕОДНОРІДНИХ БІОЛОГІЧНИХ СЕРЕДОВИЩ

(57) Реферат:

Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ включає біофізичні дослідження неоднорідних біологічних середовищ, аналіз їх мультиспектральних зображень, отриманих за допомогою дифузного освітлювача, об'єктиву, перестроюваного фільтра та ПЗЗ-камери, аналіз мультиспектральних зображень за допомогою блока керування та обробки зображень, встановлення біофізичних і структурних параметрів шляхом верифікації отриманих показників з результатами мультиспектральних вимірювань модельних (еталонних) неоднорідних біологічних середовищ з відомими параметрами. За допомогою блока керування та обробки зображень здійснюють покрокову множинну регресію для оптимального вибору довжин хвиль і спектральних діапазонів для роботи дифузного освітлювача та перестроюваного фільтра і опосередкованого вимірювання біофізичних і структурних параметрів неоднорідних біологічних середовищ з використанням регресійних рівнянь, що пов'язують ці параметри з результатами мультиспектральних вимірювань.

UA 124253 U



УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **124230** (13) **U**

(51) МПК

G02F 3/32 (2006.01)**G01N 21/25** (2006.01)

МІНІСТЕРСТВО
ЕКОНОМІЧНОГО
РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ
УКРАЇНИ

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

<p>(21) Номер заявки: u 2017 11020</p> <p>(22) Дата подання заявки: 10.11.2017</p> <p>(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 26.03.2018</p> <p>(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 26.03.2018, Бюл.№ 6</p>	<p>(72) Винахідник(и): Кватернюк Сергій Михайлович (UA), Петрук Василь Григорович (UA), Кватернюк Олена Євгенівна (UA)</p> <p>(73) Власник(и): ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ, Хмельницьке шосе, 95, м. Вінниця 21021 (UA)</p>
---	---

(54) КОМПЛЕКС ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ТА МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ТЕЛЕВІЗІЙНОГО ВИМІРЮВАЛЬНОГО КОНТРОЛЮ ІНТЕГРАЛЬНИХ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ З ВИКОРИСТАННЯМ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН

(57) Реферат:

Комплекс для очищення стічних вод та мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю інтегральних параметрів забруднення з використанням вищих водних рослин складається із корпусу біореактора з термоізолюючого матеріалу, заповненого водою і шаром вищих водних рослин, пристроїв штучного освітлення, трубопроводів подачі води на очищення та відводу очищеної води, системи терморегулювання внутрішнього простору і води, плаваючого термоізолюючого матеріалу. Як пристрої штучного освітлення використано світлодіодні освітлювачі. Крім цього введено ПЗЗ-камеру, блок імпульсного керування освітлювачами, мікроконтролерний пристрій, блок керування та обробки мультиспектральних зображень. При цьому світлодіодні освітлювачі підключені до блока імпульсного керування освітлювачами. ПЗЗ-камера з'єднана з входом блока керування та обробки мультиспектральних зображень на базі персонального комп'ютера, який під'єднано через мікроконтролерний пристрій до блока імпульсного керування освітлювачами та системи терморегулювання внутрішнього простору і води.

UA 124230 U



МІНІСТЕРСТВО
ЕКОНОМІЧНОГО
РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ
УКРАЇНИ

УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **124914** (13) **U**
(51) МПК
G01N 21/25 (2006.01)

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2017 11325	(72) Винахідник(и): Кватернюк Сергій Михайлович (UA)
(22) Дата подання заявки: 20.11.2017	(73) Власник(и): ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ, Хмельницьке шосе, 95, м. Вінниця, 21021 (UA)
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 25.04.2018	
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 25.04.2018, Бюл.№ 8	

(54) СПОСІБ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО ТЕЛЕВІЗІЙНОГО КОНТРОЛЮ РОЗМІРІВ РОЗСІЮВАЛЬНИХ ЧАСТИНОК У НЕОДНОРІДНИХ БІОЛОГІЧНИХ СЕРЕДОВИЩАХ

(57) Реферат:

Спосіб мультиспектрального телевізійного контролю розмірів розсіювальних частинок у неоднорідних біологічних середовищах включає відбір проб, визначення якісного та кількісного складу завислих частинок за допомогою проточного мультиспектрального телевізійного вимірювального аналізу частинок неперервної дії, порівняння отриманих даних з нормованими значеннями. Формують мультиспектральні зображення поверхні неоднорідних біологічних середовищ з розсіювальними частинками на довжинах хвиль 300, 370, 440, 510, 580, 650, 720, 790, 860, 930 та 1100 нм за допомогою ширококутової ПЗЗ-камери, барабанного вузькосмугового оптичного фільтра, що перемикається, 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 середніх розмірів розсіювальних частинок у кожному фрагменті зображення з використанням регресійного рівняння, яке пов'язує розміри частинок з результатами мультиспектральних вимірювань.

UA 124914 U