

Національний університет водного господарства та природокористування
Міністерство освіти і науки України
Національний університет водного господарства та природокористування
Міністерство освіти і науки України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ІЛЬКІВ ІГОР ВАСИЛЬОВИЧ

УДК 004.932.2:519.62:532.5:681.516.75

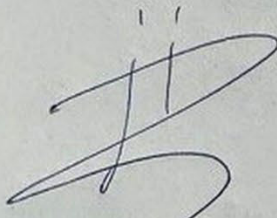
ДИСЕРТАЦІЯ

**Методи і їх алгоритмічна, програмна та технічна реалізація
побудови інформаційної системи біологічного очищення стічних
вод**

12 – Інформаційні технології

122 – Комп'ютерні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії. Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело



І.В. Ільків

Науковий керівник:

Сафоник Андрій Петрович

доктор технічних наук, професор

Рівне – 2023

АНОТАЦІЯ

Ільків І. В. Методи і їх алгоритмічна, програмна та технічна реалізація побудови інформаційної системи біологічного очищення стічних вод. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 122 – комп'ютерні науки.

Національний університет водного господарства та природокористування, Рівне, 2023.

Дисертаційна робота присвячена розв'язанню актуальної науково-прикладної задачі розроблення модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмна реалізації інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод.

Висока структурно-функціональна складність аналізованих біотехнічних об'єктів і відсутність повного формального опису процесів, що відбуваються в них, з урахуванням стану біомаси обмежує використання існуючих сучасних цифрових інформаційних технологій та керування в діючих промислових системах очищення стічних вод. Тому розробка модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації побудови інформаційної системи біологічної очистки для формування та реалізації науково обґрунтованих управлінських впливів, спрямованих на підтримку необхідної якості очищення та запобігання небажаним переходам у позаштатні та аварійні стани є новим та актуальним завданням, вирішення якого дозволить підвищити також технічну та екологічну безпеку локальних очисних споруд промислових підприємств.

У першому розділі викладено огляд та проведено аналіз систем біологічної очистки стічних вод як об'єкта функціонування апаратно-програмного комплексу інформаційної системи СБО, запропоновано модель її життєвого циклу. Показано, що: промислові системи біологічного очищення

стічних вод являють собою складну, багатокомпонентну та багатозв'язну біотехнічну систему, для забезпечення безпеки, надійності та ефективності якої необхідно здійснювати безперервний контроль стану; найскладнішим і найменш вивченим з точки зору розробки модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки та підтримки прийняття рішень елементом є біореактор; сучасні підходи до моніторингу та аналізу стану в аналізованій предметній галузі використовуються недостатньо. Сформульовано вимоги до структури та функціонування системи моніторингу при біологічному очищенні стічних вод. Обґрунтовано необхідність спільного розгляду фізичних та біохімічних процесів очищення стічних вод з метою розробки узагальненої математичної моделі як основи побудови комп'ютерної моделі невимірюваних безпосередньо процесів та синтезу автоматизованої інформаційної системи для широкого класу конструкцій біореакторів. Проведено короткий огляд програмних комплексів типу HYDRUS, NADRA-3D, ORCHESTRA та PFLOTRAN з точки зору їх функціоналу, математичного апарату, архітектури та відкритості програмного коду і показано про відсутність об'єктно-орієнтованого підходу при проектуванні класів математичних моделей та велика кількість полів класів є однією із проблем, адже такий стиль програмування протирічить підходам керування. Завдяки такому аналізу було виділено їх позитивні сторони та недоліки.

У другому розділі побудовано математичну модель структурних зв'язків та взаємного впливу основних параметрів процесу біологічного очищення стічних вод, життєдіяльності анаеробного біоценозу, технічних та технологічних особливостей організації процесу очищення та конструктивних рішень використовуваного обладнання, що дозволяє виділити контрольовані ознаки, що застосовуються для аналізу узагальненого стану системи біологічної очистки стічних вод. Розроблено узагальнену математичну модель процесу очищення стічних вод в біореакторі, яка пов'язує системотехнічні, фізичні та біохімічні процеси, враховує їхній взаємний вплив. Узагальнена

математична модель включає конструктивні параметри біореактора лише на рівні визначення початкових та граничних умов, що дозволило використовувати її для більшості конструкцій анаеробних біореакторів, а облік впливу різнорідних факторів на процес очищення дозволило провести вибір та аналіз параметрів, значущих для визначення спостережуваного стану СБО. Адаптовано числово-асимптотичний метод розв'язання узагальненої модельної задачі біологічного очищення, що лягло в основу розробки алгоритму для розв'язання задачі СБО. Розв'язки узагальненої математичної модель покладені основою системи моніторингу узагальненого стану СБО при доповненні її експертними знаннями та інформацією, накопиченою в процесі експлуатації станції біологічного очищення, що дозволило вибирати ефективні рішення при управлінні технологічним процесом, будувати прогноз розвитку стану системи, оцінювати ризики при виникненні позаштатних ситуацій, таких, як пікові навантаження, аварійні викиди забруднень, а також враховувати вплив цих факторів при розробці конструкції анаеробного біореактора та його проектуванні.

В третьому розділі розроблено алгоритмічне забезпечення чисельного розв'язку узагальненої моделі СБО для комп'ютерного моделювання СБО, яке надало можливість розраховувати значення діагностичних ознак у різних типах станів системи. Результати, отримані в ході моделювання, були використані при розробці алгоритмів аналізу генералізованого стану забруднень з тривалим терміном служби. Запропоновано алгоритми аналізу узагальненого стану СБО, які дозволили приймати рішення про працездатність системи з урахуванням ступеня деградації біомаси та причин інгібування мікроорганізмів за обмеженим набором діагностичних ознак, оптимальних з точки зору вартості та інформативності перевірок. Розроблені алгоритми були покладені в основу модуля аналізу вимірюваної в процесі роботи інформації в системі диспетчерського керування процесом біологічної очистки стічних вод, а також використані на стадії проектування системи очистки для реалізації необхідних вузлів установки контрольно-

вимірювальної апаратури, що забезпечило керованість біореактора при синтезі автоматизованої інформаційної системи. Розроблені алгоритми розрахунку неспостережуваних параметрів СБО показують їх ефективність.

Через недосконалість існуючих моделей СБО (прогнозування, керування та оперативних методів контролю), багато відповідних характерних параметрів не враховуються або задаються довільно. Є мало розробленими, безсистемними або, взагалі відсутніми механізми, що дають можливість ідентифікувати відповідні значення коефіцієнтів в реальному часі, що знижує продуктивність відповідних систем. Так в четвертому розділі було розроблено апаратно-програмну реалізацію автоматизованої інформаційної системи біологічної очистки стічних вод, що лягло в основу проведення розрахунків розподілу концентрації забруднень з урахуванням зміни технічних параметрів, пов'язаних з життєдіяльністю біомаси та впливу несправностей технічних підсистем очисних споруд на біохімічні процеси. Отримані результати надали змогу більш детально та комплексно прогнозувати та автоматизувати технологічні процеси очищення стічних вод. Розроблено лабораторну установку для визначення залізовмісного коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу, що складається з непрозорої проточної кювети, через яку з постійною швидкістю пропускається досліджувана рідина, а також блоку обробки та зберігання інформації. В основі експериментальної лабораторної установки лежить апаратно-програмний комплекс на основі мікрокомп'ютера Raspberry Pi 4 і підключеного датчика кольору TCS230, який аналізує колір та інтенсивність світла в режимі реального часу. За допомогою сенсора кольору визначаються параметри кольору: R, G, B, які на основі штучної нейронної мережі транслуються в колірний простір HSL результати останнього визначають корисний елемент (Fe^{3+}). Розроблене програмне забезпечення для визначення концентрації заліза в коагулянті за допомогою штучного інтелекту, являє собою веб-додаток для відображення параметрів кольору коагулянту, визначеної концентрації заліза в коагулянті, а також збереження історії усіх вимірювань у базі даних. Розроблена автоматизована

інформаційна система визначення концентрації заліза в залізовмісному коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу надала змогу мінімізувати участь людини в процесі вимірювання, а також забезпечила безперервність вимірювання концентрації коагулянту.

Дисертаційна робота є завершеним науковим дослідженням, у якому розв'язано важливу науково-прикладну задачу розробки модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки стічних вод для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод.

Розроблені методи, методики, алгоритми та програмні комплекси були використані фаховими організаціями і впроваджені у виробництво (Департаментом екології та природних ресурсів Львівської облдержадміністрації, Державним агентством водних ресурсів України Регіональним офісом водних ресурсів у Рівненській області, ТОВ “Е.Т.Е. – Ecology Tech Energy”). Результати дисертації дозволило знизити собівартість очищення води, оцінити ефективність інновацій споруд водопідготовки та каналізаційних очисних споруд й термін їх окупності, запобігти забрудненню поверхневих і підземних вод скидами забруднюючих речовин.

Одержані в роботі результати впроваджені в навчальному процесі при підготовці спецкурсів «Числові методи», «Числові методи в електроенергетиці», «Штучний інтелект в робототехніці» (кафедра автоматизації, електротехнічних та комп'ютерно-інтегрованих технологій НУВГП) для студентів Національного університету водного господарства та природокористування МОН України.

Ключові слова: комп'ютерне моделювання, керування процесом очищення, штучна нейронна мережа, модельно-алгоритмічне забезпечення, апаратно-програмна реалізація інформаційної системи біологічної очистки стічних вод.

ABSTRACT

Ilkiv I. V. Methods and their algorithmic, software, and technical implementation of creating an information system for biological wastewater treatment. – Qualifying scientific work on the rights of a manuscript.

Thesis for a PhD Degree by Field of Study 122 - computer science.

National University of Water and Environmental Engineering, Rivne, 2023.

The dissertation is devoted to the solution of the current scientific and applied problem of developing model-algorithmic support and hardware-software implementation of the information system of biological treatment for making informed decisions about ensuring and maintaining the required quality of wastewater treatment.

The high structural and functional complexity of the analyzed biotechnical objects and the lack of a full formal description of the processes taking place in them taking into account the state of the biomass, limits the use of existing modern digital information technologies and management in operating industrial wastewater treatment systems. Therefore, the development of model-algorithmic support and hardware-program implementation of the construction of an information system of biological purification for the formation and implementation of scientifically based management influences aimed at maintaining the necessary quality of purification and preventing unwanted transitions to non-stationary and emergency states is a new and urgent task, the solution of which will allow to increase as well as technical and environmental safety of local sewage treatment plants of industrial enterprises.

In the first chapter, an overview and analysis of biological wastewater treatment systems as an object of operation of the hardware and software complex of the BTS information system is presented, and a model of its life cycle is proposed. It is shown that: industrial systems of biological wastewater treatment represent a complex, multi-component and multi-connected biotechnical system, to ensure safety, reliability and efficiency it is necessary to carry out continuous monitoring of the condition; the most complex and least studied element from the point of view of the development of model-algorithmic support and hardware-software

implementation of the information system of biological purification and decision-making support is the bioreactor; modern approaches to monitoring and analysis of the state in the analyzed subject area are insufficiently used. The requirements for the structure and functioning of the monitoring system for biological wastewater treatment have been formulated. The need for joint consideration of the physical and biochemical processes of wastewater treatment in order to develop a generalized mathematical model as a basis for building a computer model of unmeasurable processes and synthesizing an automated information system for a wide class of bioreactor structures is substantiated. A brief review of software complexes such as HYDRUS, NADRA-3D, ORCHESTRA, and PFLOTRAN was conducted from the point of view of their functionality, mathematical apparatus, architecture, and openness of the software code, and it was shown that there is no object-oriented approach when designing classes of mathematical models, and a large number of class fields are one of the problems because this style of programming contradicts management approaches. Thanks to this analysis, their pros and disadvantages were highlighted.

In the second chapter, a mathematical model of structural connections and mutual influence of the main parameters of the process of biological wastewater treatment, life activity of anaerobic biocenosis, technical and technological features of the organization of the treatment process and constructive solutions of the used equipment is constructed. This makes it possible to identify controlled features that are used to analyze the general state of the biological water treatment system. A generalized mathematical model of the process of wastewater treatment in a bioreactor has been developed, which connects system technical, physical and biochemical processes, taking into account their mutual influence. The generalized mathematical model includes the design parameters of the bioreactor only at the level of determining the initial and boundary conditions, which made it possible to use it for most designs of anaerobic bioreactors, and accounting for the influence of various factors on the purification process allowed for the selection and analysis of parameters significant for determining the observed state of BTS. The numerical

asymptotic method of solving the generalized model problem of biological treatment was adapted, which formed the basis of the development of the algorithm for solving the BTS problem. The solutions of the generalized mathematical model are the basis of the monitoring system of the generalized state of BTS, while supplementing it with expert knowledge and information accumulated during the operation of the biological treatment station, which made it possible to choose effective solutions in the management of the technological process, to build a forecast of the development of the system state, to assess risks in the event of external situations, such as peak loads, emergency emissions of pollutants, and also take into account the influence of these factors when developing the design of the anaerobic bioreactor and its design.

In the third section, the algorithmic support for the numerical solution of the generalized BTS model for computer simulation of BTS was built, which made it possible to calculate the values of diagnostic signs in different types of system states. The results obtained during the simulation were used in the development of algorithms for the analysis of the generalized state of pollution with long service life. Algorithms for the analysis of the generalized state of the SBO were proposed, which made it possible to make decisions about the efficiency of the system taking into account the degree of biomass degradation and the reasons for the inhibition of microorganisms based on a limited set of diagnostic signs that are optimal from the point of view of the cost and informativeness of the checks. The developed algorithms were the basis of the module for the analysis of the information measured during operation in the dispatching control system of the biological wastewater treatment process and were also used at the stage of the design of the treatment system to implement the necessary nodes of the installation of control and measuring equipment, which ensured the controllability of the bioreactor during the synthesis of an automated information system. The developed algorithms for calculating unobservable parameters of BTS show their effectiveness.

Due to the imperfection of the existing BTS models (forecasting, management, and operational control methods), many relevant parameters are not

taken into account or are set arbitrarily. There are poorly developed, unsystematic, or completely absent mechanisms that make it possible to identify the relevant values of the coefficients in real-time, which reduces the performance of the corresponding systems. Thus, in the fourth chapter, the hardware and software implementation of the automated information system of biological water treatment was developed, which is the basis for calculating the concentration distribution due to changes in technical parameters related to the vital activity of biomass and the impact of malfunctions of technical subsystems of treatment plants on biochemical processes. The obtained results could predict and automate technological processes of wastewater treatment in more detail and comprehensively. A laboratory setup for the determination of iron-containing coagulant based on photocalorimetric analysis was developed, consisting of an opaque flow cuvette through which the tested liquid is passed at a constant speed, as well as an information processing and storage unit. The experimental laboratory setup is based on a hardware and software complex based on a Raspberry Pi 4 microcomputer and a connected TCS230 color sensor, which analyzes the color and intensity of light in real-time. With the help of a color sensor, color parameters are determined: R, G, B, which are translated into the HSL color space based on an artificial neural network, the results of the latter determine a useful element (Fe^{3+}). The developed software for determining the concentration of iron in the coagulant using artificial intelligence is a web application for displaying the parameters of the color of the coagulant, the determined concentration of iron in the coagulant, as well as saving the history of all measurements in the database. The developed automated information system for determining the concentration of iron in an iron-containing coagulant based on spectrophotometric analysis made it possible to minimize human participation in the measurement process, and also ensured the continuity of the measurement of the concentration of the coagulant.

The dissertation is a completed scientific study in which the important scientific and applied task of developing model-algorithmic support and hardware-software implementation of the biological wastewater treatment information system

for making informed decisions on ensuring and maintaining the required quality of wastewater treatment is solved.

The developed methods, techniques, algorithms and software complexes were used by professional organizations and implemented in production (Department of Ecology and Natural Resources of the Lviv Regional State Administration, the State Agency of Water Resources of Ukraine the Regional Office of Water Resources in the Rivne Region, LLC "E.TE. – Ecology Tech Energy"). The results of the dissertation made it possible to reduce the cost of water treatment, evaluate the effectiveness of innovations in water treatment facilities and sewage treatment facilities and their payback period, and prevent pollution of surface and underground waters by discharging of pollutants.

The results obtained in the work were implemented in the educational process during the preparation of special courses "Numerical Methods", "Numerical Methods in electric power", and "Artificial Intelligence in Robotics" (Department of Automation, Electrical Engineering and Computer-Integrated Technologies of NUWEE) for students of the National University of Water and Environmental Engineering of the Ministry of Education and Culture of Ukraine.

Keywords: computer modeling, control of the cleaning process, artificial neural network, model-algorithmic support, hardware-software implementation of the information system of biological wastewater treatment.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Публікації в періодичних наукових виданнях, що індексуються в наукометричних базах Scopus, Web of Science:

1. Ilkiv I., Zhukovsky V., Zhukovska N., & Safonyk, A. (2022). Construction of a mathematical model and numerical study of interaction between moisture-, heat-, and mass transfer processes of salt solutions in an unsaturated soil layer. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 5(10 (119), 23–31. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2022.265809> **Scopus** (0.92/0.23 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму та чисельне дослідження взаємовпливу процесів волого- тепло- масоперенесення сольових розчинів у ненасиченому шарі ґрунту).
2. Safonyk A., Ihor I. Analysis of spatial nonlinear systems of diffusion type with delay \ Andrii Safonyk, Ihor Ilkiv \ International Journal of Applied Mathematics. - Volume 34 No. 5 2021, 1013-1029. doi: <http://dx.doi.org/10.12732/ijam.v34i5.9> **Scopus** (0.66/0.33 д.а.; авторський внесок – аналіз просторових нелінійних систем дифузійного типу із запізненням).
3. Safonyk A. Mathematical modeling of the water purification process taking into account the inverse effect of the process characteristics on the characteristics of the environment \ Safonyk A., Zhukovska N., Khrystyuk A., Koziar M., Ilkiv I. \ International Journal of Applied Mathematics. - Volume 35 No. 3 2022, 459-472. doi: <http://dx.doi.org/10.12732/ijam.v35i3.8> **Scopus** (0.75/0.15 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму та дослідження процесу очищення води з урахуванням зворотного впливу характеристик процесу на характеристики середовища).

Статті у фахових наукових виданнях України:

4. Сафоник А.П. Інформаційна технологія визначення заліза в коагулянті на основі нейронної мережі / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук,

- І.В. Ільків // АСУ та прилади автоматики: наук.-техн. Журнал. - 2021. - 177. - С. - 35-43.
<https://openarchive.nure.ua/server/api/core/bitstreams/3ce5b0ac-7a8e-4cad-bd6e-ca7663fedd5a/content> (0.48/0.12 д.а.; авторський внесок – опис інформаційної технології визначення заліза в коагулянті та розробка нейронної мережі).
5. Сафоник А.П. Апаратно-програмний комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В. Ільків // Ел. Модел: наук.-техн. Журнал. - 2021. – вип. 43, №4. - С. - 89-102. <https://www.emodel.org.ua/uk/archive-ukr/2021/43-4-u/c-89-102> (0.8/0.2 д.а.; авторський внесок – аналіз та підбір апаратно-програмного комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу).
6. Сафоник А.П. Інформаційна система електрохімічного отримання коагулянту на основі фотоколориметричного аналізу / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В. Ільків // Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах: наук.-техн. Журнал. - 2021. - №1. - С. 97-104. <https://vottp.khmnu.edu.ua/index.php/vottp/article/view/25> (0.56/0.14 д.а.; авторський внесок – проведення числового експерименту взаємозв'язаних процесів волого- і тепломасоперенесення в ненасиченому шарі ґрунту).
7. Сафоник А.П. Динамічна оптимізація системи автоматичного керування технологічним процесом очищення води / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, І.М. Таргоній, І.В. Ільків // Біоніка інтелекту: наук.-техн. Журнал. - 2021. - №2(97). - С. - 50-61. <http://bionica-scimag.com/ua/archive/2021/97> (0.4/0.1 д.а.; авторський внесок – динамічна оптимізація системи автоматичного керування процесом підготовки технологічної води).
8. Сафоник А.П., Присяжнюк О.В., Ільків І.В. Моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури // Вісник НУВГП. – 2022. Т. 2, № 98. - С. 275-287.

<https://visnyk.nuwm.edu.ua/index.php/tehn/issue/view/80> (0.39/0.13 д.а.; авторський внесок – моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури).

9. Сафоник А.П., Присяжнюк О.В., Ільків І.В., Ластовецький Д.О. Нелінійна сингулярно збурена математична модель процесу фільтрування з урахуванням температурного режиму // Вісник НУВГП. – 2022. Т. 3, № 99. - С. 82-90. <https://visnyk.nuwm.edu.ua/index.php/tehn/issue/view/87> (0.28/0.07 д.а.; авторський внесок – моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури).

Статті у інших наукових виданнях України:

10. Власюк А., Ільків І., Цветкова Т. Математичне і комп'ютерне моделювання взаємозв'язаних процесів волого- і тепломасоперенесення в ненасиченому шарі ґрунту // Фізико-математичне моделювання та інформаційні технології. – 2021. №32. С. 75-79. <https://doi.org/10.15407/fmmit2021.32.075> (0.24/0.08 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму та дослідження впливу інфільтрації на масообмін в шаруватих ґрунтах в умовах теплообміну).

Публікації в матеріалах конференцій (тези доповідей):

11. Andrii Safonyk, Ivan Tarhonii, Ivanna Hrytsiuk, Andrii Rudyk, Ihor Ilkiv (2021). Dynamic optimization of the technological water treatment process automatic control system. Conference Paper 11th International Conference on Advanced Computer Information Technologies (ACIT2021), Deggendorf, Germany, Pp. 13-18. DOI: 10.1109/ACIT52158.2021.9548486 **Scopus** (0.5/0.1 д.а.; авторський внесок – аналіз та підбір апаратно-програмного комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу).
12. Anatoliy Vlasyuk, Tetiana Tsvietkova, Ihor Ilkiv, Viktor Ogiychuk (2021). Mathematical modelling of the infiltration impact on heart mass transfer in

- layered soils under conditions of heat transfer. Conference Paper 11th International Conference on Advanced Computer Information Technologies (ACIT2021), Deggendorf, Germany, Pp. 9-12. DOI: 10.1109/ACIT52158.2021.9548542 **Scopus** (0.56/0.14 д.а.; *авторський внесок – чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу*).
13. Сафоник А. П., Ільків І. В. Оптимізація системи автоматизованого керування процесом очищення води / "Інформаційні технології та комп'ютерне моделювання" матеріали міжнародної науково-практичної конференції 5-10 липня 2021 року Івано-Франківськ, С. 164-165. <https://item.comp-sc.if.ua/itcm-2021/> (0.16/0.08 д.а.; *авторський внесок – розрахунок розподілу концентрації забруднення*).
14. Власюк А.П., Ільків І.В. Чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу // Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації : тези доповідей 9-ї Міжнародної наукової конференції. — Кам'янець-Подільський: Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка, 2020. — С. 33-35. <https://drive.google.com/file/d/1Vaq696j1qltZr5nu5nJ8xVWlQilrECNz/view?usp=sharing> (0.02/0.01 д.а.; *авторський внесок – розробка алгоритму розв'язання задачі перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах*).
15. Vlasyuk A.P., Ilkiv I.V. Numerical modeling of the interconnected processes moisture and heat and mass transfer in two-layer soil, XXXV International conference problems of decision making under uncertainties, Sheki, Republic of Azerbaijan., May 11-15, 2020, 104-105. <https://drive.google.com/file/d/1Kbu09IDiorFrHrIhDQdhJa5ym8E-WlIgR/view?usp=sharing> (0.02/0.01 д.а.; *авторський внесок – чисельне*

моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу).

16. Vlasyuk, A., & Ilkiv, I. (2019). Mathematical and Computer Simulation of the Interconnected Processes Mass, Heat and Moisture Transfer in Horizontal Soil Media. Modeling, Control and Information Technologies: Proceedings of International Scientific and Practical Conference, (3), 82–83. <https://doi.org/10.31713/MCIT.2019.49> (0.2/0.1 д.а.; авторський внесок – чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу).
17. Vlasyuk A.P. Mathematical modelling of salt transfer to system of horizontal drains in zones of complete and incomplete saturation under nonisothermal conditions / A.P. Vlasyuk, I.V. Ilkiv// Abstract Internat. Conf. «Problems of decision making under uncertainties». – XXXII International Conference PDMU, Czech Republic, Prague, August 27–31, 2018. – P. 132. https://drive.google.com/file/d/1_skj7HmuJzo_bDb2a0s0p2HJZzt7xp1V/view?usp=sharing (0.02/0.01 д.а.; авторський внесок – чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу).
18. Власюк А.П. Математичне та комп'ютерне моделювання перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах / А.П. Власюк, І.В. Ільків // Тез. доп. Міжн. наук. конф. «Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації». Кам'янець-Подільський, 2018. – С. 22. <https://drive.google.com/file/d/1kAR9Wrx1jTEsSlBvpLdKgJyLgvaC4J-i/view?usp=sharing> (0.02/0.01 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму розв'язання задачі перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах).

ЗМІТ

ВСТУП.....	27
РОЗДІЛ 1. АСПЕКТИ ПОБУДОВИ АПАРАТНО-ПРОГРАМНОГО КОМПЛЕКСУ ІНФОРМАЦІЙНОЇ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД.....	34
1.1. Загальна структура та особливості систем водовідведення та водоочищення.....	34
1.2. Обґрунтування вимог до інформаційної системи та прийняття управлінських рішень на основних етапах життєвого циклу системи біологічного очищення.....	41
1.3. Формалізація моніторингу узагальненого стану системи біологічного очищення стічних вод.....	47
1.4. Ефективність очищення виробничих стічних вод.....	56
1.5. Сучасний стан досліджень щодо проблеми керування біореакторами, основні напрями досліджень у світовій науці.....	63
1.6. Аналіз програмних продуктів та інформаційних систем процесів моніторингу СБО.....	69
Висновки до розділу 1	77
РОЗДІЛ 2. МОДЕЛЬНО-МЕТОДОЛОГІЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЛЯ ПОБУДОВИ ІНФОРМАЦІЙНОЇ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ	78
2.1. Модель структурних зв'язків параметрів процесу біологічного очищення	78
2.2. Розробка модельно-алгоритмічного комплексу системи аеробного очищення стічних вод.....	83
2.3. Розробка модельно-алгоритмічного комплексу системи анаеробного очищення стічних вод.....	93
Висновки до розділу 2	102
РОЗДІЛ 3. РОЗРОБКА АЛГОРИТМУ УЗАГАЛЬНЕНОГО СТАНУ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ	104

3.1. Особливості моніторингу узагальненого стану систем біологічної очистки	104
3.2. Аналіз загального стану СБО з урахуванням можливої деградації біомаси	107
3.3. Алгоритми аналізу узагальненого стану СБО з урахуванням деградації біомаси.....	116
3.4. Комп'ютерне моделювання СБО.....	123
Висновки до розділу 3	126
РОЗДІЛ 4. РОЗРОБКА АПАРАТНО-ПРОГРАМНОЇ РЕАЛІЗАЦІЇ ІНФОРМАЦІЙНОЇ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ	
4.1. Розробка алгоритму електрокоагуляційного очищення стічних вод	128
4.2. Інформаційна система електрохімічного отримання коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу	137
4.3. Апаратно-програмний комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу.....	146
4.4. Розробка програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки стічних вод	160
Висновки до розділу 4	168
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ	170
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	175
ДОДАТОК А. СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА	199
ДОДАТОК Б. АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ.....	204
.....	204

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

ADAR	Analytical Design of Aggregated Regulators
ADM1	Anaerobic digestion model 1
ASM1	Activated sludge model 1
FB	Fluidized bed reactor, біореактор із псевдозрідженим шаром
NAD	Nonlinear adaptation
SCADA	Supervisory control and data acquisition
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket, біореактор з гранульованим мулом
АСАР	Аналітичний синтез агрегованих регуляторів
АК	Автоматизоване керування
АСК ТП	Автоматизована система керування технологічним процесом
БСК	Біологічне споживання кисню
ЗДР	Звичайне диференціальне рівняння
УММ	Узагальнена математична модель
СБО	Система біологічного очищення
ДсанПіН	Державні санітарні правила і норми
СВ	Стічні води
СОСВ	Система очистки стічних вод
ХПК	Хімічне споживання кисню
ТО	Технічне обслуговування
C_{out}	Залишкова концентрація забруднень у очищеній воді
Q_{in}, Q_{out}	Витрата стічної води на вході та виході системи очищення
V_G	Продуктивність системи з біогазу
C_{norm}	Задана максимальна концентрація забруднень у очищеній воді
V_{cp}	Середній розрахунковий вихід біогазу
Q_{Poz}	Витрата рідини, передбачена технологічним процесом
CH_4	Вміст метану в біогазі
T	час спостереження об'єкту

X	Множина змінних стану об'єкта
Z	Множина вхідних сигналів
Y	Множина вихідних сигналів
g	Оператор, що описує механізм формування вихідного сигналу як реакції об'єкта на тестові та робочі дії або внутрішні збурення, наприклад, відмови окремих елементів
$M_{ДО} = \langle T, Z, Y, X, g \rangle$	Модель системи анаеробного біологічного очищення
$M_{ОА} = \langle St, \Pi, L, \Phi \rangle$	Модель системи анаеробної біологічної очистки як об'єкта аналізу
$St = \{St_i i = \overline{1, m}\}$	Множина станів для аналізу СБО
$\Pi = \{\pi_j j = \overline{1, n}\}$	Множина діагностичних ознак СБО, що забезпечує повноту спостереження
$L = \{l_{ij} i = \overline{1, m}; j = \overline{1, n}\}$	Множина інтервалів на дійсній часовій осі, кожен з яких визначає розкид ознак $\pi_j \in \Pi$ в $St_i \in St$
$\Phi: St \times \Pi \rightarrow L$	Відображення, за яким для кожної ознаки $\pi_j \in \Pi$ в кожному із станів $St_i \in St$ задається діапазон значень l_{ij}
x(t)	Вектор стану СБО
y(t)	Вектор змінних СБО
$\xi(t)$	Вектор збурень
u(t)	Керуючий вплив
C	Концентрація органічних забруднень (субстрату) у стічних водах
P	Концентрація проміжних продуктів біохімічного перетворення субстрату
θ	Температура
B	Концентрація біомаси у біореакторі

$\frac{\partial C}{\partial t}$	Швидкість перетворення забруднень стічної води
W, W_x	Швидкість потоку рідини у біореакторі
η	Ступінь очищення стічної води
C_{in}	Концентрація органічних забруднень у стічній воді, що надходить на очистку
HRT	Час перебування стоку на очищенні
V	Об'єм біореактора
Q	Швидкість розведення, або швидкість подачі стоку в біореактор
OLR	Навантаження на біореактор по органічній речовині
QM	Критерій інтенсивності утворення біогазу в системі очищення
μ_{max}	Максимальна швидкість росту бактерій
B_0	Граничний вихід біогазу з 1 кг органічних забруднень стічної води
$\frac{\rightarrow}{\delta}$	Середнє значення інтенсивності виходу біогазу з одиниці об'єму субстрату в одиницю часу
δ_{max}	Максимальне значення інтенсивності виходу біогазу
E_{ff}	Критерій енергоефективності
E_G	Кількість енергії, яку потенційно можна отримати з біогазу
$\frac{\rightarrow}{E_G}$	Питома теплота згоряння біогазу
ККД	Коефіцієнт корисної дії когенераційної установки
$E_{heating}$	Енергія, що витрачається для обігріву біореактора
E_{ap}	Кількість теплоти на нагрівання апарату
E_G	Кількість теплоти, що приділяється з виробленим біогазом

E_B	Кількість теплоти, що відводиться з відпрацьованим мулом
E_{CBin}	Кількість теплоти, що вноситься в біореактор з стічною водою
E_{CBout}	Кількість теплоти, що виноситься з очищеною водою з біореактора
E_{OC}	Тепловтрати в навколишнє середовище
E_p	Кількість тепла, що виділяється при реакції розкладу забруднень і синтезі біогазу
Q_{ual}	Показник якості очищення стічних вод
I_{COD}	Інтенсивність видалення органічних забруднювачів в системі
I_G	Інтенсивність утворення біогазу
C	Вектор параметрів, що характеризують концентрації різних речовин в воді, що очищається
C_{in}, C_{out}, C_X	Вектори параметрів, що характеризують концентрації різних речовин в воді, що очищається, концентрації речовин, на вході, виході системи очищення, і в робочій зоні відповідно
S_N	Концентрація органічного азоту у стічній воді
S_{Alc}	Лужність стічної води
S_{Reag}	Концентрація реагентів, що вносяться
S_{tox}	Концентрація токсичних речовин у стічній воді
pH	Кислотність стічної води
B	Вектор параметрів стану біомаси
B_{in}, B_{out}, B_X	Вектор параметрів стану біомаси на вході, виході системи анаеробного очищення, та у робочій зоні відповідно
b_1	Наведена концентрація біомаси
b_2	Ступінь активності біомаси

b_3	Наведена питома швидкість споживання субстрату
b_4	Наведена питома швидкість утворення продуктів метаболізму
θ	Вектор параметрів, що характеризують теплові потоки в системі
$\theta_{in}, \theta_{out}, \theta_X$	Вектор параметрів, що характеризують теплові потоки в системі на вході, виході системи очищення, та у робочій зоні відповідно
$\theta_{то}$	Температура теплоносія у теплообмінних пристроях
$\theta_{навк}$	Температура навколишнього середовища
$\Delta\theta$	Швидкість зміни температури стічної води
$X_{out}^{(G)}$	Множина вихідних параметрів біогазу
CO_2	Вміст метану в біогазі
H_2	Вміст водню в біогазі
$X_{out}^{(OB)}$	Множина вихідних параметрів стічної води
E	Кількість енергії, що виділяється в процесі біохімічного перетворення органічних речовин внаслідок життєдіяльності біомаси
P_X	Множина концентрацій продуктів розкладання органічного забруднення стічної води
K	Вектор конструктивних параметрів СБО
P_r	Вектор параметрів насосного обладнання
$Term$	Вектор параметрів теплообмінного обладнання
$p_{БР}$	Тиск над рідиною в біореакторі
Δp	Втрати тиску в біореакторі
B_1	Концентрація кислотогенної біомаси у біореакторі
B_2	Концентрація метаногенної біомаси у біореакторі
G	Концентрація біогазу в біореакторі

μ_1	Питома швидкість росту кислотогенної біомаси
μ_{max1}	Максимальна питома швидкість росту кислотогенної біомаси
μ_2	Питома швидкість зростання метаногенної біомаси
μ_{max2}	Максимальна питома швидкість зростання метаногенної біомаси
k_{d1}	Швидкість відмирання кислотоутворюючих бактерій
k_{d2}	Швидкість відмирання метаногенних бактерій
Y_{x1}	Максимальний приріст біомаси кислотоутворюючих бактерій, які споживають глюкозу
Y_{x2}	Максимальний приріст біомаси для метаногенних бактерій, які споживають оцтову кислоту
K_m	Константа насичення виробництва метану (виражена як іонізована оцтова кислота)
K_{S1}	Константа напівнасичення для кислотоутворюючих бактерій
K_{S2}	Константа напівнасичення для метаноутворюючих бактерій
K_{im}	Константа інгібування процесу виробництва метану оцтовою кислотою
K_{mx1}	Константа насичення у вираженні споживання глюкози для перетворення в енергію, необхідну для підтримки життєдіяльності кислотоутворюючих мікроорганізмів
K_{mx2}	Константа насичення у вираженні споживання оцтової кислоти для перетворення на енергію, необхідну підтримки життєдіяльності метаногенних мікроорганізмів

K_{mx2}	Константа насичення у вираженні споживання оцтової кислоти для перетворення на енергію, необхідну підтримки життєдіяльності метаногенних мікроорганізмів
K_{Sx1}	Константа насичення у вираженні росту кислотоутворюючих бактерій
K_{Sx2}	Константа насичення у вираженні росту метаногенних бактерій
Y_{s1}	Питома швидкість перетворення глюкози на кислоту
Y_{s2}	Питома швидкість перетворення оцтової кислоти на метан
V_{mmax}	Максимальна швидкість виробництва метану 1г метаногенних бактерій на добу
Y_{CO2S}	Питома швидкість перетворення глюкози на вуглекислий газ
Y_{CO2P}	Питома швидкість перетворення оцтової кислоти на вуглекислий газ
M_B	Молярна маса біомаси
D_C	Коефіцієнт молекулярної дифузії речовини С у стічній воді
D_S	Коефіцієнт молекулярної дифузії глюкози у стічній воді
D_P	Коефіцієнт молекулярної дифузії оцтової кислоти у стічній воді
D_G	Коефіцієнт молекулярної дифузії біогазу у стічній воді
x, y, z	Осі координат
r_1	Швидкість поглинання компонента анаеробною біомасою

r_2	Швидкість утворення компонента анаеробною біомасою
θ_{\min}	Мінімальна температура, при якій може існувати та розвиватися мікробна популяція
θ_{\max}	Максимальна температура, при якій може існувати та розвиватися мікробна популяція
δ	Відстань між носіями мікрофлори в анаеробному біореакторі з прикріпленою біомасою
L_F	Товщина біоплівки
ρ	Густина
ν	Коефіцієнт кінематичної в'язкості рідини
VFA	Концентрація летких жирних кислот
P_n	Тиск, що створюється насосним обладнанням
$\Psi_1^*(t), \Psi_2^*(t)$	Цільові інваріанти для системи біологічного очищення

ВСТУП

Актуальність теми. Сучасні підприємства для забезпечення екологічної безпеки обладнуються системами очищення стічних вод, зокрема системами біологічної очистки (СБО), що знижують концентрації органічних забруднень до рівня, допустимого системою водовідведення. Важливим і значущим завданням будь-якої галузі де існує потреба в очистці води є забезпечення їх працездатності при тривалій експлуатації та зниження ризику аварійних ситуацій. Особливістю СБО є необхідність спільного обліку характеристик нестійких біохімічних процесів поряд із фізичними та технічними параметрами для коректного аналізу стану системи. Тому СБО слід розглядати як складний біотехнічний об'єкт, а різні набори значень фізичних, технічних та біохімічних параметрів СБО характеризують узагальнені стани такого об'єкта. Висока структурно-функціональна складність аналізованих біотехнічних об'єктів і відсутність повного формального опису процесів, що відбуваються в них, з урахуванням стану біомаси обмежує використання існуючих сучасних цифрових технологій інтелектуального моніторингу та керування в діючих промислових системах очищення стічних вод. Тому розробка модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації побудови інформаційної системи біологічної очистки для формування та реалізації науково обґрунтованих управлінських впливів, спрямованих на підтримку необхідної якості очищення та запобігання небажаним переходам у позаштатні та аварійні стани є новим та актуальним завданням, вирішення якого дозволить підвищити технічну та екологічну безпеку локальних очисних споруд промислових підприємств.

Питанням математичного моделювання та аналізу стану систем біологічної очистки як складних біотехнічних об'єктів присвячені дослідження провідних фахівців у галузі процесів очищення. Розробка математичного опису біохімічних процесів проводилася в дослідженнях [1-16], на основі яких було розроблено моделі кінетики процесів очищення стічних вод, однак,

наведені моделі недостатньо враховують спільний вплив біохімічних, тепломасообмінних, гідродинамічних та системотехнічних процесів в біореакторі.

У роботах [17 - 23] вивчалися вимірювані параметри процесів біологічної очистки, що несуть інформацію про стан системи, а у роботах [24-27] наведено нові методики та прилади для вимірювання параметрів процесу. Також у [21, 26, 28] розробляються алгоритми моніторингу стану СБО, відшукування причин дестабілізації процесів очищення та їх впливу на параметри процесу, що спостерігаються. Однак методологія системного аналізу розробки інформаційних систем та діагностики складних технічних систем у наведених дослідженнях використовується недостатньо або і взагалі є відсутньою.

Використання зазначених підходів для досліджуваних складних біотехнічних систем характеризується відсутністю загальних (універсальних) математичних моделей процесів, що відбуваються в біореакторах різних конструкцій, а також відповідних комп'ютерних моделей для прогнозування узагальненого стану системи та вироблення рекомендацій щодо керування відповідними процесами.

Питанням автоматизованого керування біохімічними реакторами для біологічного очищення стічних вод присвячено цілий ряд робіт, зокрема [11, 22, 28], в яких наведено приклади синтезу безперервних нелінійних регуляторів на базі аналітичного проектування агрегованих регуляторів, отримані в умовах повного опису простору станів для моделей процесів очищення стічних вод, проте дані роботи також не враховують комплекс взаємопов'язаних факторів, що зобов'язує використання розроблених моделей лише для часткових випадків автоматизації, а не комплексно.

Таким чином, у сучасних умовах тематика дисертаційного дослідження, присвяченого розробці модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації побудови інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення

та підтримання необхідної якості очищення та запобігання переходу складного біотехнічного об'єкта в небажані стани, є актуальною. При цьому під станами СБО у дисертації у загальному випадку розуміються їх узагальнені стани, що характеризуються взаємопов'язаною сукупністю фізичних, технічних та біохімічних параметрів.

Мета і задачі дослідження. Метою роботи є розробка модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмна реалізація інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод.

Для досягнення мети ставились наступні завдання:

1. Провести аналіз аспектів побудови апаратно-програмного комплексу стану СБО як складного біотехнічного об'єкта, в якому одночасно протікають фізичні, біохімічні та технічні процеси.

2. Розробити узагальнену математичну модель СБО стічних вод як складного біотехнічного об'єкта з урахуванням взаємопов'язаних процесів волого- тепло- масоперенесення.

3. Побудувати ефективні обчислювальні алгоритми для чисельного розв'язання модельних задач СБО.

4. Розробити апаратно-програмну реалізацію інформаційної системи біологічної очистки на цій основі провести чисельні експерименти та виконати аналіз отриманих результатів дослідження.

5. Впровадити результати роботи в діяльність відповідних установ та організацій.

Об'єкт дослідження – процес функціонування апаратно-програмного комплексу інформаційної системи біологічної очистки стічних вод.

Предмет дослідження – моделі, методи та алгоритми для побудови апаратно-програмного комплексу інформаційної системи біологічної очистки стічних вод.

Методи дослідження. Для вирішення поставлених завдань дисертаційного дослідження використано методи системного аналізу, методи

аналізу тепло- масообмінних процесів у складних біотехнічних системах, математичного, чисельного та комп'ютерного моделювання, методи технічної діагностики складних технічних систем, методологію та технологію комплексного моделювання, методи машинного навчання.

Наукова новизна отриманих результатів:

Вперше:

- розроблено апаратно-програмну реалізацію автоматизованої інформаційної системи біологічної очистки стічних вод в основі якої лежить штучна нейронна мережа, що дає змогу мінімізувати участь людини в процесі вимірювання, а також забезпечує безперервність вимірювань в реальному часі.

Удосконалено:

- математичну модель системи біологічної очистки, що описує її як складний біотехнічний об'єкт і відрізняється від відомих урахуванням взаємного впливу тепло-, масообмінних процесів та біохімічного перетворення забруднюючих речовин відповідно до використовуваного обладнання. Адаптовано числово-асимптотичний метод розв'язання удосконаленої модельної задачі біологічного очищення, що лягло в основу розробки алгоритму для розв'язання задачі СБО.

Набуло подальшого розвитку:

- алгоритмічне забезпечення чисельного розв'язку узагальненої моделі СБО, що відрізняється від існуючих урахуванням зміни технічних параметрів, пов'язаних з життєдіяльністю біомаси та впливу несправностей технічних підсистем очисних споруд на біохімічні процеси з метою своєчасного ухвалення управлінських рішень, спрямованих на підтримку працездатності системи у процесі експлуатації.

Практичне значення одержаних результатів. Розробка модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмна реалізація інформаційної системи біологічної очистки надає можливість винесення обґрунтованих

рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод. Отримані теоретичні результати та розроблені методи та алгоритми є основою для розв'язання низки прикладних задач, а саме:

- розроблення прикладних програм, які дозволяють оперативно розраховувати параметри взаємопов'язаних тепло-, волого- масообмінних процесів та біохімічного перетворення;
- заміна натурних експериментів на комп'ютерні, що зменшить затрати на виробничі потужності в галузях ресурсозберігання, захист довкілля, енергетика тощо.
- визначення невідомих параметрів відповідних процесів;
- алгоритми та реалізуюче їх програмне забезпечення для оцінювання узагальненого стану біотехнічних підсистем в обладнанні біологічного очищення дозволяють скоротити кількість діагностичних ознак, що перевіряються за критеріями мінімальної вартості та максимальної інформативності.

Розроблені методики, алгоритми та програмні комплекси були використані фаховими організаціями і впроваджені у виробництво (Департаментом екології та природних ресурсів Львівської облдержадміністрації, Державним агентством водних ресурсів України Регіональним офісом водних ресурсів у Рівненській області, ТОВ «E.T.E. – Ecology Tech Energy»). Результати дисертації дозволило знизити собівартість очищення води, оцінити ефективність інновацій споруд водопідготовки та каналізаційних очисних споруд й термін їх окупності, запобігти забрудненню поверхневих і підземних вод скидами забруднюючих речовин.

Одержані в роботі результати впроваджені в навчальному процесі при підготовці спецкурсів «Числові методи», «Числові методи в електроенергетиці», «Штучний інтелект в робототехніці» (кафедра автоматизації, електротехнічних та комп'ютерно-інтегрованих технологій НУВГП) для студентів Національного університету водного господарства та природокористування МОН України.

Особистий внесок здобувача. Всі результати дисертаційної роботи одержано автором самостійно. У публікаціях, написаних у співавторстві, здобувачеві належить: [46] – розробка алгоритму та чисельне дослідження взаємовпливу процесів волого- тепло- масоперенесення сольових розчинів у ненасиченому шарі ґрунту; [86] – аналіз просторових нелінійних систем дифузійного типу із запізненням; [88] – розробка алгоритму та дослідження процесу очищення води з урахуванням зворотного впливу характеристик процесу на характеристики середовища; [161] – динамічна оптимізація системи автоматичного керування процесом підготовки технологічної води; [134] – розробка алгоритму та дослідження впливу інфільтрації на масообмін в шаруватих ґрунтах в умовах теплообміну; [163] – проведення числового експерименту взаємозв'язаних процесів волого- і тепломасоперенесення в ненасиченому шарі ґрунту; [164] – опис інформаційної технології визначення заліза в коагулянті та розробка нейронної мережі; [159] – розрахунок розподілу концентрації забруднення; [6, 160] – аналіз та підбір апаратно-програмного комплексу для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу; [113] – розробка системи автоматичного керування технологічним процесом очищення води; [166, 167] – моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури; [5, 112, 114] – чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу, [139, 140] – розробка алгоритму розв'язання задачі перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах.

Апробація результатів дисертації. Основні наукові результати роботи доповідалися і обговорювалися на наукових конференціях і семінарах різного рівня, зокрема: 11th International Conference on Advanced Computer Information Technologies (Deggendorf, Germany, 2021), Міжнародній науково-практичній конференції «Інформаційні технології та комп'ютерне моделювання» (Івано-Франківськ, 2021), 7 та 9 Міжнародній науковій

конференції «Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації» (Кам'янець-Подільський, 2018, 2020), XXXII та XXXV International conference «Problems of decision making under uncertainties» (Prague, 2018, Sheki, 2018), Міжнародній науково-практичній конференції «Modeling, Control and Information Technologies: Proceedings» (Рівне, 2019).

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами і темами.

Результати дисертаційної роботи отримані в рамках науково-дослідних тем, в яких здобувач був виконавцем, а саме:

1. «Розробка комплексних рішень для систем промислової автоматизації процесів очищення води за критеріями енергоефективності» (№ держ. реєстр. 0122U000190);
2. «Розробка та дослідження автоматичних та електротехнічних елементів і систем» (№ держ. реєстр. 0116U000281).

Публікації. За результатами досліджень було опубліковано 18 наукових робіт, з яких 6 статті у фахових українських виданнях 1 стаття в інших українських виданнях; 1 стаття в українському виданні, що входить до першого-третього квартилів (Q1Q3) відповідно до класифікації SC Imago Journal and Country Rank або Journal Citation Reports наукометричної бази Scopus; 2 іноземні статті, що входить до наукометричної бази Scopus; 8 матеріалів та тез міжнародних науково-практичних конференцій 2 з яких індексуються наукометричною базою Scopus.

Структура та обсяг роботи. Дисертація складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків, списку використаних джерел із 182 найменувань на 21 сторінках, додатків на 24 сторінках. Обсяг роботи складає 208 сторінок, в тому числі основного тексту 140 сторінок, 67 рисунків та 6 таблиць.

РОЗДІЛ 1. АСПЕКТИ ПОБУДОВИ АПАРАТНО-ПРОГРАМНОГО КОМПЛЕКСУ ІНФОРМАЦІЙНОЇ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

1.1. Загальна структура та особливості систем водовідведення та водоочищення

Діяльність людини пов'язана з використанням водних ресурсів, в результаті чого вода змінює свої природні властивості і може стати небезпечною з санітарної точки зору, містити токсичні речовини та збудників інфекційних захворювань. Води, що змінили свої фізико-хімічні показники в результаті господарсько-побутової або промислової діяльності людини, що вимагають відведення та очищення, прийнято називати стічними водами. Комплекси спеціальних споруд, які називають водовідвідною системою, вирішують завдання відведення, очищення, знезараження стічних вод, знешкодження утворених при цьому опадів, подальшого використання очищеної води або її скидання в навколишнє середовище.

Залежно від походження, стічні води поділяють на господарсько-побутові (стійкий склад та невеликі коливання витрати), виробничі (суттєва відмінність складу та витрати, що залежить від специфіки та потужностей підприємства) та атмосферні (нерівномірне утворення, є джерелами забруднення водойм) (рисунок 1.1.) [3, 14, 20].

Залежно від принципів, покладених в основу видалення забруднень стічної води, способи очищення поділяють на механічні, фізико-хімічні та біологічні (рисунок 1.2). Сучасні системи очищення стічних вод є промисловими комплексами, що виробляють очищену воду, та використовують комбінацію різних способів очищення.



Рисунок 1.1. Класифікація стічних вод

Джерело: складено автором на основі [3, 14, 20]

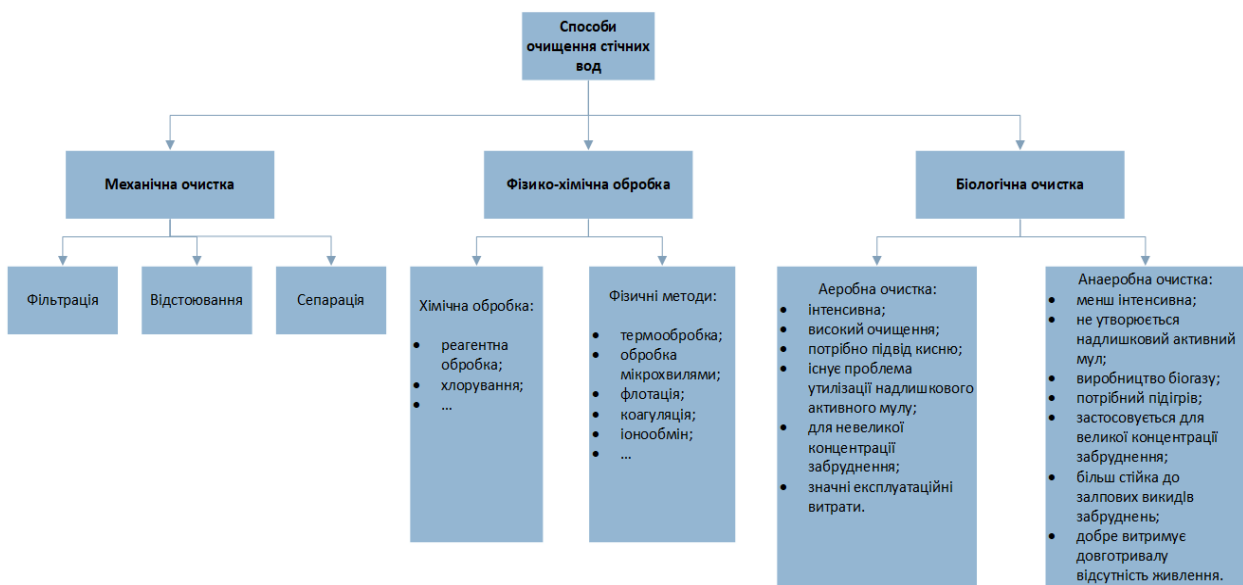


Рисунок 1.2. Способи очищення стічних вод

Джерело: розроблено автором

Типи забруднень стічних вод обумовлюють відповідні методи їх утилізації. Показники очищеної води регламентуються нормативною документацією [143-147] і залежить від місця скидання стоків. Різномірність складу стічних вод вимагає найчастіше їх роздільного збору та попереднього очищення перед скиданням в систему міської каналізації (рис. 1.3).

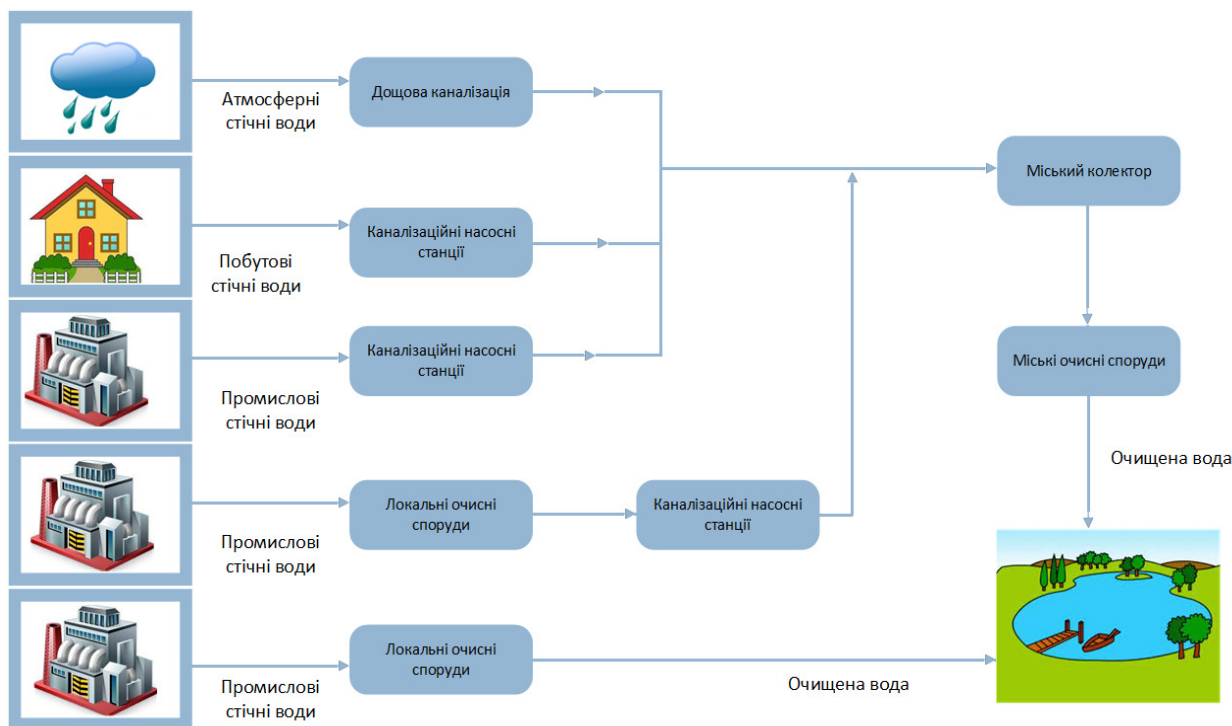


Рисунок 1.3. Загальна структура системи водовідведення

Джерело: складено автором на основі [143-147]

Особливостями наведеної системи водовідведення є такі:

- 1) територіальний розподіл системи, обумовлений безліччю джерел утворення стічних вод та єдиною кінцевою станцією водоочищення;
- 2) необхідність організації локальних систем попереднього очищення стоків перед скиданням у каналізацію або повного очищення у разі скидання води у водоймища різного призначення для ряду промислових, сільськогосподарських та обслуговуючих підприємств;
- 3) відмінність використовуваних технологій для організації збору та утилізації стічних вод, багатостадійність та тривалість самого процесу очищення;
- 4) необхідність безперервного контролю стану системи як з погляду задоволення вимог нормативів, і з погляду запобігання аварійних ситуацій.

Аналіз діючих систем водовідведення та очисних споруд на сьогоднішній день показує:

- більшість із них використовує застарілі технології;

- багато станцій очищення малоефективні через тривалий термін експлуатації;
- недостатній рівень автоматизації та контролю процесу, що, зрештою, призводить до недоочищення стоку, збільшення ймовірності виникнення аварійних викидів забруднень;
- 17% стічних вод скидаються у довкілля без обробки, і лише 12% – задовольняють усім вимогам, встановленим нормативами (згідно з офіційними даними [32]);

У великих містах, де системи водовідведення та водоочищення були модернізовані з використанням сучасних технологій автоматизації та керування технологічним процесом, досягнуто більш високих показників ефективності очищення та надійності системи. Однак для локальних очисних споруд сучасні технології автоматизованого контролю та керування використовуються обмежено.

Локальні станції очищення виробничих стічних вод, основним завданням яких є зниження концентрації забруднень у стоку до допустимого для скидання в каналізацію або поверхневі води рівня, розташовані безпосередньо на підприємствах, є складовою загально регіональної системи водовідведення та водоочищення та орієнтовані на специфіку виробництва.

Локальна система очищення стічних вод підприємства має задовольняти ряд зазвичай суперечливих вимог.

1. ДсанПіН [143] регламентують показники складу та властивостей стічних вод, скидаються в муніципальну каналізацію або у відкриті водоймища, дотримання яких має забезпечуватись у всіх режимах роботи підприємства.

2. Організація процесу очищення та використовувани технології суттєво залежать від санітарно-хімічного складу стічних вод, що переробляються. Це призводить до великого розмаїття використовуваних принципів роботи та очисних пристроїв споруд, орієнтованих специфіку складу стічних вод конкретного підприємства, які у систему очищення.

3. Продуктивність підприємства та номенклатура продукції можуть змінюватися в залежності від сезонності та тимчасових параметрів, що призводить до нерівномірного утворення стічних вод. Необхідно передбачати можливості залпових та аварійних викидів забруднень. Ці фактори не повинні впливати на задану якість очищення.

4. Очисні споруди мають тривалий термін експлуатації, що становить десятки років, протягом якого вони повинні працювати безперервно, що висуває підвищені вимоги до надійності як безпосередньо системи очищення, так і системи керування нею. У процесі експлуатації з'являються досконаліші технології, по-друге, зазвичай стають жорсткішими вимоги до якості очищення. Все це потребує регулярної модернізації системи.

5. Важливе значення мають вартісні показники очищення. Капітальні витрати на будівництво та комплектацію обладнанням очисних споруд значною мірою визначаються їх розмірами та займаною площею. У цьому спостерігається тенденція зростання експлуатаційних витрат за економії ресурсів під час будівництва.

Очисні споруди належать до екологічно небезпечних технічних систем, котрим аварійні ситуації чи пікові навантаження можуть призвести до значних матеріальних збитків і погіршення екологічної обстановки регіону. Своєчасне обслуговування та діагностика очисних споруд, реконструкція та модернізація обладнання дозволяє знизити ризик виникнення подібних ситуацій.

До проблем проектування та будівництва локальних очисних споруд належать

- відсутність єдиної методики проектування систем очищення;
- практична неможливість проведення експериментальних досліджень для вибору та обґрунтування технічних рішень із потрібною частотою для вироблення надійних рекомендацій;
- облік повною мірою енергії в апаратурі системи очищення, у тому числі виробленої за рахунок побічних продуктів технологічного процесу (біогазу та ін.).

Загальна структура локальних очисних споруд, розроблена на основі аналізу існуючих підходів до побудови подібних систем [32, 57-59], наведена на рисунку 1.4 і в цілому застосовується до широкого класу очисних споруд.

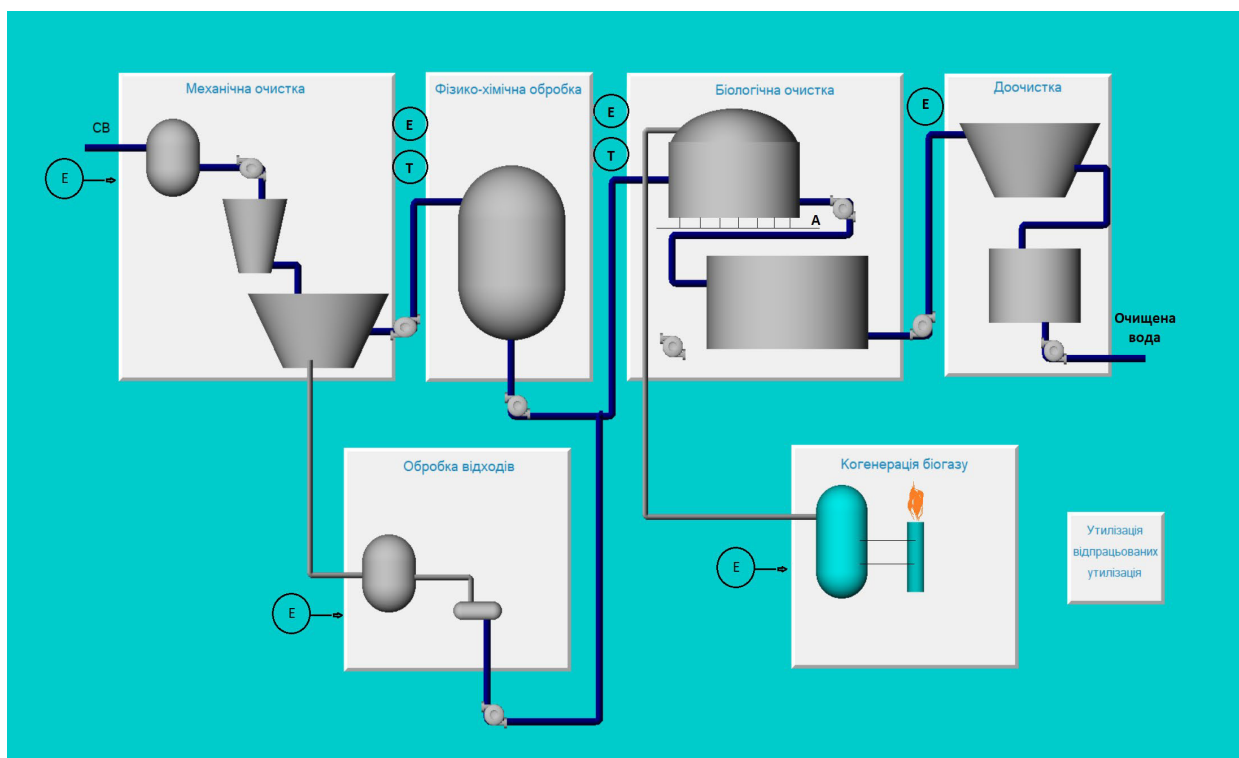


Рисунок 1.4. Загальна структура локальної системи очищення стічних вод
Джерело: складено автором на основі [32, 57-59]

Процес очищення стічних вод (рисунок 1.4) передбачає такі основні етапи.

1. Механічна очистка, необхідна здебільшого видалення нерозчинних домішок із вхідного потоку стічної води (збірники-накопичувачі, що забезпечують вирівнювання обсягу та складу стічних вод, що надходять на очищення, пісколовки, відстійники та інше обладнання механічного очищення).

2. Фізико-хімічна обробка, що реалізує поєднання фізичних та хімічних методів очищення для видалення специфічних забруднень, зміни рН стоку, внесення реагентів; включає попередню фізичну обробку (термовитримка при підвищеному тиску, обробка мікрохвилями або ультразвуком). Залежно від

складу забруднень стічної води може використовуватися таке технологічне обладнання, як флотатори, іонообмінні установки, електрокоагулятори тощо.

3. Біологічне очищення, що дозволяє видалити зі стічних вод органічні забруднення, сполуки азоту та фосфору, використовуючи спеціальні групи мікроорганізмів. У структурі системи очищення (рисунок 1.4) використовується анаеробне очищення та аеробне доочищення стоку.

Анаеробне очищення реалізується анаеробними мікроорганізмами без доступу кисню і дозволяє синтезувати біогаз - енергоносіє, що забезпечує систему очищення енергією [123, 125, 126, 135].

При аеробному доочищенні розкладання органічного забруднення відбувається аеробними мікроорганізмами у присутності кисню, що подається через газорозподільні пристрої. Процеси біологічного очищення реалізують у спеціалізованих апаратах – біореакторах, у яких створюються та підтримуються найкращі умови для активної життєдіяльності мікробної спільноти.

4. Доочищення стічних вод, що служить для підготовки очищеної води до скидання. Вибір методів очищення та обладнання, що використовуються на цьому етапі, залежить як від походження стічних вод, так і від місця скидання очищеної води: каналізація, поверхневі води, водойми різного призначення.

На рисунку 1.4 відображено необхідне для забезпечення основного циклу очищення допоміжне обладнання: установки для обробки опадів, утворених на основних етапах очищення та підготовки їх до утилізації. У ряді випадків можливо використання опадів у сільському господарстві.

При використанні анаеробної біологічної очистки виділяється біогаз, який значною мірою складається з метану. У сучасних системах очищення використовуються когенераційні установки для спалювання біогазу з виробленням електро- та теплової енергії. Насосні станції забезпечують функціонування всієї системи.

Стічні води підприємств різних галузей промисловості значно відрізняються за складом забруднень, що визначає технології очищення, що використовуються [57-59, 119].

1.2. Обґрунтування вимог до інформаційної системи та прийняття управлінських рішень на основних етапах життєвого циклу системи біологічного очищення

Системний аналіз системи біологічної очистки (СБО) доцільно ґрунтувати на моделі її життєвого циклу [146], що відповідає загальноприйнятим етапам, передбаченим вітчизняними та міжнародними стандартами [147]. До системи біологічної очистки стічних вод застосовна каскадна модель життєвого циклу, представлена на рисунках 1.5-1.6, що має такі специфічні особливості, що визначають алгоритми моніторингу стану та підтримки прийняття рішень.

1. Відсутність єдиних стандартизованих методик проектування СБО, а існуючі системи автоматизованого проектування що неспроможні врахувати особливості конкретної конструкції біореактора.

2. Тривалий час виходу на встановлений режим роботи під час запуску очисних споруд, перезапуск системи у зв'язку з модернізацією, проведенням ремонтних робіт чи післяаварійних ситуацій.

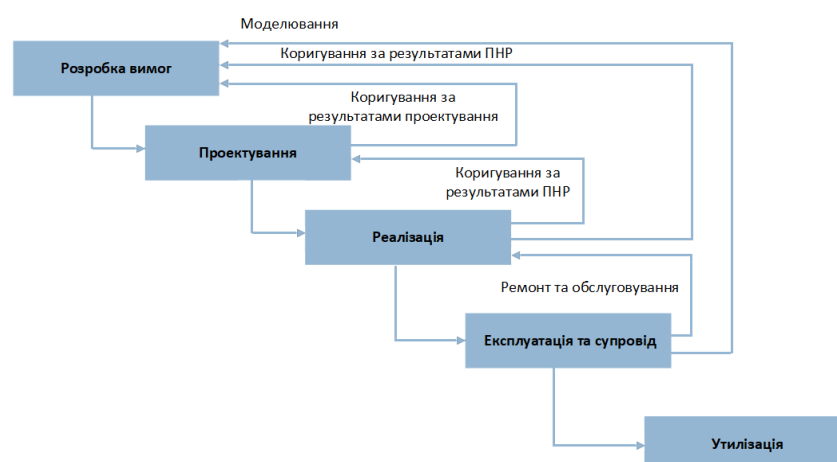


Рисунок 1.5. Модель життєвого циклу системи біологічного очищення стічних вод

Джерело: складено автором на основі [147]



Рисунок 1.6. Етап експлуатації та супроводу життєвого циклу системи біологічного очищення

Джерело: складено автором на основі [147]

Для промислових установок цей час становить від кількох тижнів до кількох місяців, що пов'язано з необхідністю адаптації мікробної популяції до умов біореакторі. У зв'язку з цим при експлуатації СБО важливіше не допустити виходу з ладу біореактора, ніж досягти високих показників очищення в умовах нормального функціонування. Велику роль для запуску та подальшої експлуатації системи має якість та біологічні властивості використовуваного інокулянта. (Інокулянт - це біопрепарат, що містить живі спеціально відібрані культури мікроорганізмів, з яких розвивається популяція біомаси в біореакторі, і вноситься при запуску або обслуговуванні апарату.)

3. Підвищена чутливість до зовнішніх факторів та обурюючих впливів, що призводять до проблеми підтримки стабільної роботи СБО на протязі усього терміну експлуатації.

4. Параметричні флуктуації та зміна в часі характеристик біомаси, обумовлених як природними процесами розвитку популяції, так і адаптацією мікроорганізмів до умов навколишнього середовища (наприклад, при сезонній зміні асортименту продукції підприємства та відповідних забруднювачів стічних вод).

5. Необхідність вирішення завдання безперервного контролю активності та життєздатності біомаси, виявлення та своєчасного усунення причин пригнічення мікроорганізмів.

6. Високий ступінь інертності біологічних процесів у СБО, що призводять до втрати працездатності, виявлення якої пов'язане із запізненням. У зв'язку з цим важливе значення має рання діагностика стану дестабілізації процесу анаеробного очищення та прогноз розвитку стану СБО.

7. Обмежений набір керуючих параметрів (температура процесу, швидкість потоку рідини в біореакторі, додавання реагентів) та меж, за якими їх значення можуть суперечити фізичному змісту при конструюванні регуляторів технологічних процесів у СБО. Особливості мікробної популяції, прихильність локальних очисних споруд до виробничого процесу для підприємства, накладають обмеження використання зазначених управляючих параметрів.

8. Неповна спостережуваність об'єкта, обумовлена складністю біохімічних процесів у СБО. Вимірюванню піддаються обмежена кількість зовнішніх параметрів, що несуть непряму інформацію про стан системи. Для багатьох параметрів, що характеризують процес анаеробного зброджування (зміст ацетатів або пропіонатів в воді, що очищається), розроблені тільки лабораторні способи контролю, що вимагають періодичного відбору проб і наявності кваліфікованого персоналу на підприємстві.

Наведені особливості системи біологічної очистки стічних вод на різних етапах життєвого циклу визначають цілі та завдання інформаційної системи біологічної очистки стічних вод.

Нині найпоширенішим підходом побудови системи моніторингу СБО є впровадження SCADA-систем у рамках АСУ ТП диспетчерського керування, в яких основний наголос робиться на подання інформації про стан системи диспетчеру для ухвалення відповідних рішень.

Основний недолік існуючих підходів до автоматизації систем очищення полягає у слабкій формалізації основних різномірних по суті процесів і, як

наслідок, значна частина рішень, що інтуїтивно приймаються в умовах обмеженої кількості інформативних параметрів.

У роботах [98-100] для складних технічних систем пропонується підхід інтелектуального моніторингу, що поєднує використання формалізованих експертних знань та методів математичного моделювання для підтримки ухвалення управлінських рішень. Що стосується системи біологічної очистки, процес функціонування апаратно-програмного комплексу інформаційної системи біологічної очистки стічних вод відповідно до зазначеної моделі представлений на рисунку 1.7.

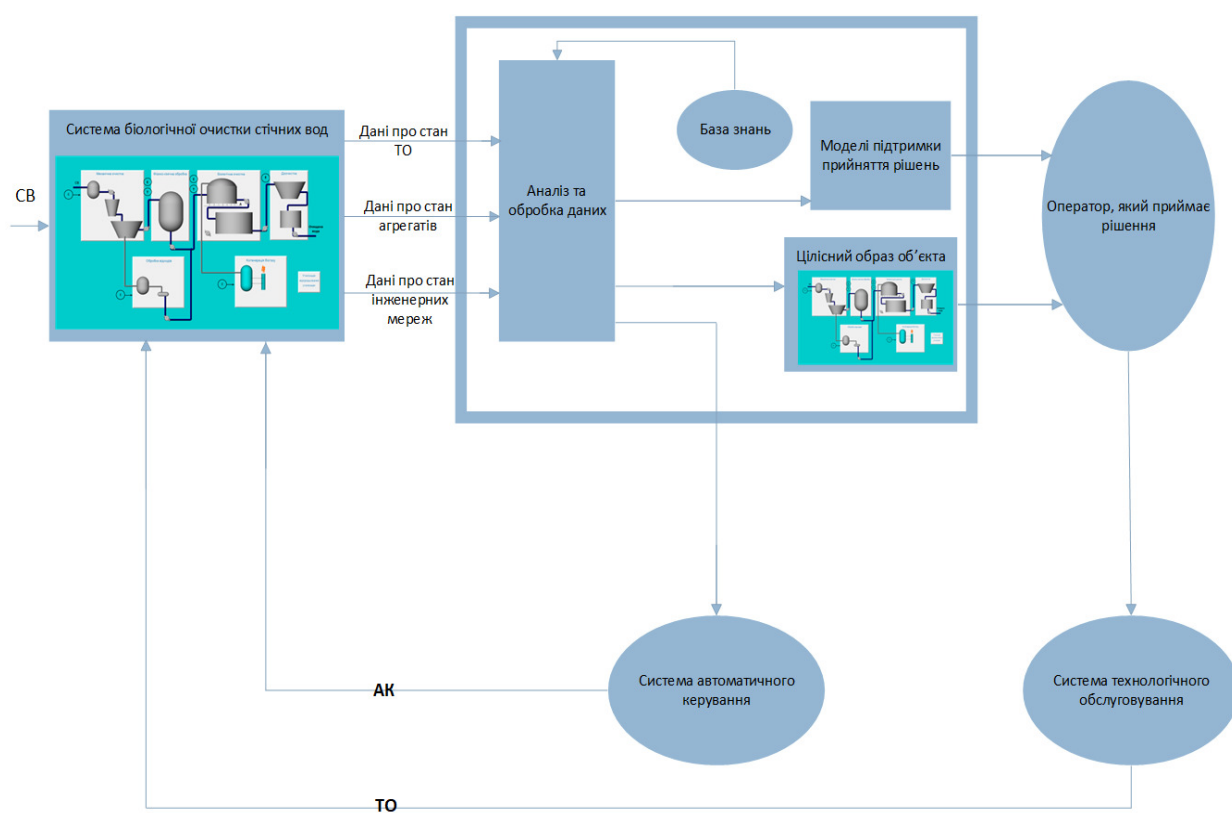


Рисунок 1.7. Структура інформаційної системи біологічної очистки стічних:

АК – автоматизоване керування, ТО – технічне обслуговування,

СВ – стічна вода

Джерело: складено автором на основі [98-100]

Поділ на групи елементів системи, що характеризують різні сторони функціонування СБО дозволить розробити окремі контури моніторингу стану, виділити класи станів, що мають місце при відмовах кожної з наступних груп.

1. Агрегати - реактори-змішувачі, відстійники-усереднювачі, фільтри, накопичувачі біогазу, когенераційні установки, теплообмінники та ін., під технічним станом яких мається на увазі їх функціональна придатність та працездатність (цілісність, герметичність тощо), що забезпечує процес очищення стічних вод та допоміжні стадії.

2. Інженерні мережі, що включають в тому числі водовідвідні системи, насосні станції, електроустаткування, які забезпечують роботу системи очищення; для цієї групи обладнання добре вивчені причини відмов, способи їх визначення та усунення.

3. Біореактор. Видалення органічних забруднень за рахунок життєдіяльності біомаси в біореакторі є основою технологічного процесу анаеробного біологічного очищення стічних вод. На сьогоднішній день виконуються теоретичні та експериментальні дослідження стану анаеробної біомаси у різних режимах роботи системи, розробляються та впроваджуються нові інструментальні засоби контролю показників технологічного процесу анаеробного бродіння [2, 13, 26, 51, 79, 67, 84, 118].

Таким чином, основним елементом СБО, що найбільше впливає на працездатність усієї системи та визначає її функціональну придатність, є біореактор, що поєднує в собі особливості як складної технічної системи, так і біологічної, підпорядкованої законам розвитку популяції. Тому СБО слід як складний біотехнічний об'єкт.

Безперервний моніторинг стану біореактора, що включає контроль активності та життєдіяльності біомаси, дозволить

- своєчасно прийняти рішення щодо збереження працездатності системи, підтримання найкращих умов для розвитку та життєдіяльності біомаси;

- попередити виникнення аварійних та непрацездатних станів системи, пов'язаних із пригніченням мікроорганізмів;

- забезпечити безпеку процесу очищення, запобігти екологічним ризикам у разі раннього виявлення відхилень станів системи від нормального функціонування.

На основі аналізу особливостей життєвого циклу систем біологічної очистки стічних вод сформулюємо завдання безперервного моніторингу стану системи біологічної очистки:

- 1) оперативний контроль параметрів технологічного процесу та критичних параметрів СБО у реальному режимі функціонування системи;

- 2) побудова коректної оцінки стану СБО та її невимірюваних параметрів;

- 3) віднесення спостережуваного стану системи до одного із заздалегідь визначених видів станів для своєчасного виявлення режимів роботи, які можуть привести в аварійній ситуації та несправностей підсистем СБО;

- 4) прогноз розвитку стану системи для своєчасного прийняття рішення щодо її експлуатації, технічного обслуговування та керування з метою формування керуючого впливу, що забезпечує досягнення необхідного режиму функціонування СБО, та/або прийняття оперативного рішення щодо необхідності вибору: технічного обслуговування, ремонту, модернізації системи, що повертає систему в бажаний справний та працездатний стан; при цьому рішення про бездіяльність є допустимою реакцією системи моніторингу на справний, працездатний стан системи, що забезпечує задану якість очищення стічних вод.

У процесі тривалої експлуатації системи очищення, на основі даних системи моніторингу та наявної бази знань, необхідно своєчасно приймати рішення:

- 1) про необхідність коригування технологічного процесу, проведення профілактичного обслуговування вузлів системи, поточного чи капітального ремонту обладнання;

- 2) необхідність модернізації системи;

- 3) попередження зниження якості очищення;

- 4) спрямовані на зниження ймовірності аварійних ситуацій;

5) про вжиття заходів щодо недопущення скидання недоочищеного стоку.

Ефективність реалізації алгоритмів моніторингу та керування на етапі експлуатації СБО безпосередньо залежить від якості аналізу стану системи, що спостерігається.

1.3. Формалізація моніторингу узагальненого стану системи біологічного очищення стічних вод

СБО є складним динамічним об'єктом (ДО). Під складним динамічним об'єктом розумітимемо об'єкт, характеризується властивостями: 1) відсутність (недостатність апріорної інформації для побудови адекватної реальному об'єкту моделі) або неможливість (структурно складний об'єкт) повного аналітичного опису; 2) нелінійність наявних моделей опису; 3) динамічна нестационарність супроводжує його поведінку процесу [124, 136].

У подальшому викладі будемо використовувати такі позначення:

- **A, a** (прямий напівжирний шрифт) – позначення векторів;
- $A_{\langle n \rangle}, a_{\langle n \rangle}$ (підрядковий індекс вектора у кутових дужках) – розмірність вектора, яка в контексті матеріалу, що викладається, може бути опущена;
- **A** (прямий шрифт, нежирне зображення, велика літера) – позначення множин;
- *A, a* (курсив для латиниці або кирилиці) або α (нежирне представлення, нижній регістр для грецьких літер) – позначення скалярних величин;
- $\mathbf{A} = (a_1, a_2, \dots, a_n)$ – перерахування елементів вектора **A**;
- $\mathbf{A} = \{a_1, a_2, \dots, a_n\}$ – перерахування елементів множини **A**;
- $\mathbf{A} = \{a\}$ – вказівка, що множина **A** містить усі можливі значення змінної *a*.

Для розгляду моделі СБО як складної динамічної системи СБО_{до}, зручний теоретико-множинний підхід, згідно з яким [109-111] об'єкт, що досліджується, може бути формалізований у вигляді впорядкованої множини:

$$\text{СБО}_{\text{до}} = \langle T, Z, Y, X, g \rangle \quad (1.1)$$

де g – оператор перетворення вхідних впливів $z \in Z$ (поєднують характеристики стічної води, що піддається очищенню, керуючі та збурюючі впливів) у вихідні змінні $y \in Y$, для стану системи $x \in X$ у моменти часу $t \in T$, у які спостерігається об'єкт ($g: T \times X \times Z \rightarrow Y$). z, y, x – вектори вхідних, вихідних змінних та змінних стану, $Z = \{z\}$, $Y = \{y\}$, $X = \{x\}$, $T = \{t\}$ – відповідні безлічі значень векторів вхідних, вихідних змінних, вектора змінних стану та моментів часу спостереження об'єкта відповідно.

Множина T є підмножина безлічі дійсних чисел (скінченний або нескінченний інтервал числової осі). Ввжатимемо, що $z = z(t)$, $y = y(t)$, $x = x(t)$, $t \in T$, оскільки система СБО_{до} – тимчасова система, X – безліч можливих значень вектора станів, $X = \{x(t), t \in T\}$.

Під станом СБО розумітимемо набір таких змінних $x_i(t), i = \overline{1, n}$, що змінюються у часі під впливом зовнішніх впливів або внутрішніх збурень, що повністю визначають положення об'єкта у заданому просторі станів у певний час. Набір значень змінних стану у кожний момент часу $t \in T$ формує вектор стану $x(t) = (x_1(t), x_2(t), \dots, x_n(t))'$ («'» – оператор транспонування). При цьому під станами СБО у загальному випадку розуміються їх узагальнені стани, що характеризуються взаємопов'язаною сукупністю фізичних, технічних та біохімічних параметрів.

Під моніторингом стану системи очищення будемо розуміти складний процес, в рамках якого здійснюється спільне вирішення завдань контролю, оцінювання, діагностики та прогнозування узагальненого стану складного біотехнічного об'єкта, результати якого є основою вибору відповідних управлінських рішень щодо забезпечення режиму функціонування об'єкта та керування з необхідною якістю.

Для складних динамічних об'єктів до складу керуючої системи входять підсистеми моніторингу стану об'єкта та визначення керуючих впливів на основі даних про стан.

З точки зору забезпечення працездатності об'єкта, що розглядається, і керування в процесі експлуатації, найбільший інтерес становлять не конкретний узагальнений стан системи $x(t)$, а деяка область фазового простору, якому воно належить. Виходячи з цього, вся множина X значень вектора стану x згідно з деяким відношенням еквівалентності за властивістю O умовно розбита на непересічні підмножини X/O ($v: X \rightarrow X/O$), в однозначну відповідність (бієкцію) яким поставимо множину Ω ($X/O \leftrightarrow \Omega$), елементи якої зіставлені різним видам станів СБО з властивостями, що дозволяють їх відрізнити один від одного, і що охоплюють всі можливі стани СБО, як стаціонарні, і перехідні з-поміж них.

Під видом стану СБО будемо розуміти такі його узагальнені стани, про які може бути прийнято одне й те саме рішення, узгоджене з метою проведеного контролю та керування [69].

У множині $\Omega = \{\Omega_q, q \geq 1\}$ виділимо підмножину стаціонарних видів станів $St = \{St_i \mid i = \overline{1, m}\}$, $St \subset \Omega$ властивості яких експертно визначені. Набір станів St і причинно-наслідкові взаємозв'язки між ними є об'єктом аналізованої системи моніторингу.

Оскільки не всі змінні, що визначають стан системи x , піддаються безпосередньому спостереженню при моніторингу СБО, і ми змушені мати справу з вимірюваними параметрами y , то ставляться завдання класифікації стану СБО по вимірним значенням параметрів і вироблення рішення про належність стану об'єкта одному із заданих видів станів.

Тоді поряд з описом СБО як динамічної системи (1.1), її модель як об'єкта моніторингу узагальненого стану, представлимо у вигляді агрегованої моделі $СБО_{OA}$, що задається впорядкованими множинами [109-111]:

$$СБО_{OA} = \langle St, \Pi, L, P, \Phi \rangle \quad (1.2)$$

де $\Pi = \{\pi_j | j = \overline{1, k}\}$ – множина діагностичних ознак, що забезпечують повну спостережуваність системи; $L = \{l_{ij} | i = \overline{1, m}, j = \overline{1, k}\}$ – множина інтервалів на числовій осі, кожен з яких задає діапазон значень ознаки $\pi_j \in \Pi$ в стані $St_i \in St, i = \overline{1, m}, j = \overline{1, k}$; $P = \left\{ P(St_i) \middle| \sum_{i=1}^m P(St_i) = 1 \right\}$ – множина ймовірностей видів станів St ; $\Phi : St \times \Pi \rightarrow L$ – відображення, за яким для кожної ознаки $\pi_j \in \Pi$ у кожному з видів станів $St_i \in St$ задається діапазон значень $l_{ij} \in L$.

Процес аналізу стану СБО полягає у реєстрації значень вихідних параметрів системи $y = (y_1, y_2, \dots, y_r)'$, проведення перевірок діагностичних ознак $\Pi = \{\pi_j | j = \overline{1, k}\}$, які співвідносять виміряні значення із заданими інтервалами L , та прийняття рішення з множини D про стан системи. Формально процес аналізу описується кортежем: [111]:

$$\text{СБО}_{\text{ПА}} = \langle Y, \Gamma, P_{\Gamma}, \Pi, D \rangle \quad (1.3)$$

де Γ – сигма-алгебра підмножин множини St , D – підмножина Γ , кожен елемент якої відповідає $D = \{St_i\}, i = \overline{1, m}$ (St – множина видів станів, формально заданих модельними значеннями діагностичних ознак, D – множина рішень про реальний стан об'єкта, з урахуванням помилок 1-го та 2-го роду, похибок вимірювання та перешкод), P_{Γ} – ймовірнісна міра на множині Γ .

У процесі аналізу стану СБО, шляхом проведення перевірок діагностичних ознак, вибираються відповідні елементи множини Γ , які на кожному кроці реалізації алгоритмів аналізу мають меншу потужність, доки не буде обрано єдиний вид стану об'єкта.

Множина L з (1.2) по суті передбачає подальше застосування алгоритму інтервального оцінювання ознак за спостереженням. Однак, при побудові моделі в силу неминучості шумів виміру та внутрішніх збурень, не можна заперечувати імовірнісний характер динаміки СБО, що враховується в (1.3).

Таким чином розрізняється опис об'єкта та опис процесу прийняття рішень у формулі (1.3).

Процес прийняття рішення про стан об'єкта можна подати у вигляді комутативної діаграми (рисунок 1.8).

$$\begin{array}{ccccccc} T \times Z \times X & \xrightarrow{h} & Y & \xrightarrow{\eta} & St & \xrightarrow{\psi} & D \\ & & & & \swarrow \chi & & \\ & & X & \xrightarrow{\vartheta} & X/O & & \end{array}$$

Рисунок 1.8. Комутативна діаграма реалізації моніторингу та прийняття рішення про стан системи біологічного очищення

Джерело: складено автором на основі [109-111]

На рисунку 1.8 класифікації стану СБО за вимірними значеннями параметрів та прийняття рішення про належність стану об'єкта одному із заданих видів станів відповідають відображення: $\eta: Y \rightarrow St$, $\psi: St \rightarrow D$.

Таким чином, розробка системи моніторингу стану СБО вимагає вирішення наступних завдань:

1) сформулювати математичну модель, яка описує зміну змінних стану при різних впливах, що дозволяє реалізувати відображення $g: T \times X \times Z \rightarrow Y$;

2) розробити комп'ютерну модель роботи СБО на основі математичної моделі з метою розрахунку модельних значень діагностичних ознак у виділених для аналізу видах станів;

3) отримати агреговану модель СБО як об'єкта моніторингу відповідно до уявлень (1.2)-(1.3);

4) сформулювати вирішальні правила, які дозволять виконати відображення $\upsilon: X \rightarrow X/O$, $\chi: St \leftrightarrow X/O$;

5) розробити алгоритми класифікації стану, що реалізують відображення $\eta: Y \rightarrow St$.

6) розробити алгоритми реалізації відображення $\psi: St \rightarrow D$ з урахуванням помилок 1-го та 2-го роду.

Для реалізації першого з поданих завдань – формулювання математичного моделі СБО, представимо її як об'єкт класу динамічних систем СБО – система динамічна, причому характеризується складною динамікою, наявністю стійких і нестійких станів та перехідними режимами між ними. Так, трофічний ланцюг двостадійного процесу анаеробного бродіння має ієрархічний вигляд (знаком «•» тут позначено взаємозв'язок у парі «хижак-жертва»):

Кислотогенез. Субстрат-жертва(S)•Біомаса-хижак (B1)→Продукт (P);

Метаногенез. Продукт-жертва(P)•Біомаса-хижак (B2)→Газ (G).

Як відомо, математична модель «хижак-жертва» структурно нестійка: незначна зміна параметрів правої частини може призвести до якісної зміни поведінки.

Невизначеність у математичній моделі складних об'єктів нерідко задається у формі визначення множини можливих значень параметрів об'єкта, що неминуче флюктують у біологічних системах. Нам буде зручно для «стикування» динамічної та теоретико-множинної моделей СБО використовувати невизначеність інтервального типу.

Стан СБО $\mathbf{x}(t)$ як стан динамічного об'єкта є сукупність певних величин $\mathbf{x}(t) = (x_1(t), \dots, x_n(t))'$, зміна у часі яких підпорядковується деякому закону еволюції початкового стану системи $\dot{\mathbf{x}}(t) = f_t(\mathbf{x}(t_0))$, $t > t_0$, що становлять систему рівнянь:

$$\begin{cases} \dot{\mathbf{x}}(t) = F(\mathbf{x}(t), z(t), P(t)), \mathbf{x} \in \mathbb{R}^n, t \in [t_0, T_{\text{до}}], \\ \mathbf{y}(t) = H(\mathbf{x}(t)) + \xi(t), \end{cases} \quad (1.4)$$

де $F()$ – нелінійна вектор-функція, що описує характер зміни змінних узагальненого стану, причому для частини координат закон їх зміни не є відомим; $H()$ – вектор-функція, що описує механізм отримання вихідних змінних в умовах невизначеності ξ , $P(t) \in P_{\text{par}} \in \mathbb{R}^w$ – вектор параметрів об'єкта, серед компонентів якого можуть бути і постійні. Зміни узагальненого

стану в часі $x(t)$ зіставлено рух точки $(x_1(t), \dots, x_n(t))$ у фазовому просторі об'єкта.

Оскільки має місце параметрична невизначеність $P = P(t) \in P_{\text{par}}$, то всеможливі рішення (1.4) підпорядковуються диференційному включенню:

$$\dot{x}(t) \in F(x(t), z(t), P(t)), x(t_0) = x_0, \quad (1.5)$$

Насправді повний облік елементів систем типу СБО може привести до числа в кілька десятків і, можливо, сотень змінних, вплив кожної з яких на загальну поведінку системи врахувати дуже важко.

На стан СБО $x(t)$ можуть впливати зовнішні дії (наприклад, керування, зміна умов зовнішнього середовища) або внутрішні збурення (зміна характеристик об'єкта внаслідок динамічної динаміки).

Як і в будь-якій складній системі, складовою якої є біохімічні процеси, безпосередньому виміру в процесі моніторингу доступна лише частина характеристик як значень деяких вхідних змінних (формують вектор $z(t)$), так і вихідних змінних (формують вектор $y(t)$).

Позначимо вектор вимірів $y(t)$ і відзначимо, що структурно $y(t)$ складається з частини координат векторів $z(t)$, $x(t)$, доступних для спостереження апаратними засобами контролю або під час проведення лабораторних досліджень.

Розробка системи моніторингу узагальненого стану СБО забезпечується, таким чином, формуванням:

- 1) набору виділених станів об'єкта та обґрунтуванням складу цього набору;
- 2) мінімального набору найбільш інформативних діагностичних ознак для аналізу та визначення виду поточного стану об'єкта;
- 3) навчальної вибірки;
- 4) дискретного плану (програми) проведення перевірок значень цих ознак та коректної обробки результатів для своєчасного виявлення факторів, що дестабілізують анаеробне бродіння;

5) вирішального правила прийняття рішення про вид стану.

Вирішення зазначених локальних завдань стало можливим завдяки розробці узагальненої математичної моделі основних процесів (розділ 2, розділ 3), що протікають у системі біологічного очищення, побудови моделі на її основі та проведення статистичних експериментів на її основі. Для цього проведено докладний аналіз структури технологічного процесу біологічного очищення як об'єкта моніторингу [4, 37, 75, 66, 61, 68, 104-106] та аналіз сучасних конструкцій біореакторів [104-106].

Варто відмітити, що проведення натурних експериментів на вирішення аналогічних завдань, вимагає: а) значних матеріальних витрат; б) тривалого спостереження за характером перехідних процесів між режимами функціонування; в) істотних додаткових витрат задля забезпечення безаварійності натурального експерименту; г) залучення дороговартісного обладнання та проведення досліджень в лабораторних умовах. Останній пункт вносить особливі корективи в розробку інформаційної системи біологічної очистки стічних вод, адже унеможливорює функціонування такої системи в реальному часі. Вирішенню цієї задачі присвячений розділ 4 даного дисертаційного дослідження.

Для складних технічних систем, як правило, виділяють такі види технічних станів відповідно до [144, 145]:

- працездатне;
- частково працездатне;
- непрацездатне.

Демо визначення видів станів СБО, що становлять практичний інтерес, стосовно системи біологічної очистки як до об'єкту функціонування апаратно-програмного комплексу інформаційної системи біологічної очистки стічних вод.

Працездатним вважатимемо такий стан СБО, в якому вона забезпечує:

- задану якість очищення, що характеризується залишковою концентрацією забруднень в очищеній воді C_{out} ;

- задану продуктивність системи Q_{in} , що визначається кількістю стічних вод, що надходять з підприємства на очищення в одиницю часу;
- задану продуктивність системи з біогазу V_G , достатню для подальшої когенерації вмісту метану в ньому (зазвичай більше 60%).

Невиконання хоча б одного з перерахованих завдань виводить систему з працездатного стану.

Частково працездатним називатимемо стан, при якому концентрація забруднень у вихідному потоці очищеної води C_{out} задовольняє встановленим вимогам, але принаймні один із сформульованих показників працездатності (Q_{in} , V_G , CH_4) знаходиться в неприпустимому для працездатного стану діапазоні.

Непрацездатним станом СБО вважатимемо таке, у якому не забезпечується задану якість очищення стічної води.

Працездатність СБО визначається працездатністю її підсистем (рисунок 1.4).

Відмінною особливістю оцінювання узагальненого стану СБО є суттєвий вплив умов життєдіяльності, структури та стану біомаси в біореакторі. Повну інформацію про стан біомаси, як правило, не вдається отримати за допомогою приладових та навіть лабораторних спостережень.

З урахуванням специфіки роботи біореактора пропонується наступна структурна модель аналізу узагальненого стану СБО (рисунок 1.9): C_{out} - залишкова концентрація забруднень в очищеній воді, $C_{норм}$ - задана максимальна концентрація забруднень в очищеній воді, V_G - продуктивність системи біогазу, V_{cp} - середній розрахунковий вихід біогазу для цього типу сировини, Q_{in} - кількість стічних вод, що надходять із підприємства на очищення в одиницю часу, Q_p - множина значень витрати рідини, передбаченого технологічним процесом, CH_4 - вміст метану у біогазі.

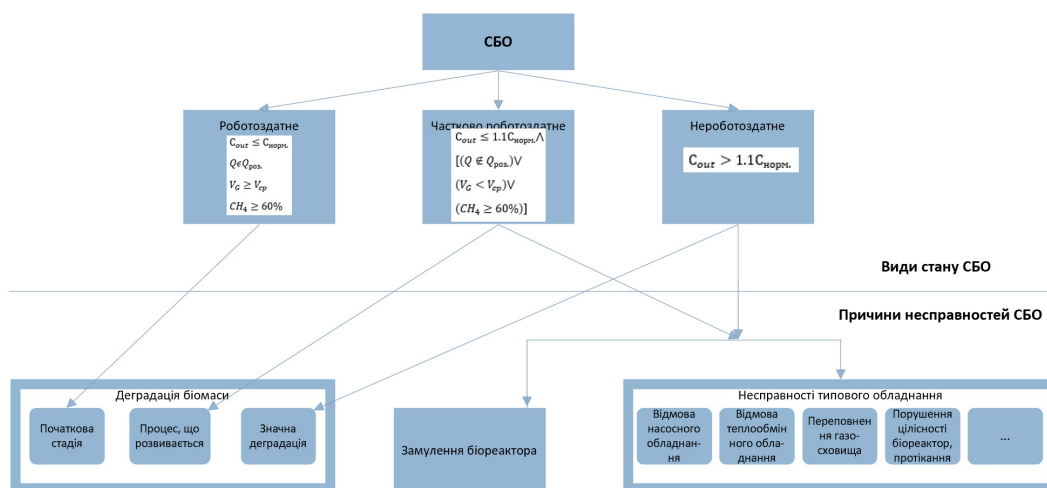


Рисунок 1.9. Структура аналізу узагальненого стану системи біологічної очистки

Джерело: складено автором на основі [29-30]

На додаток до класичного поділу стану на працездатний, частково непрацездатне та непрацездатне, сформульованому зокрема в роботах [29, 30], для анаеробних біореакторів тут запроваджується оцінка станів, при яких спостерігається деградація біомаси, що умовно визначається зниженням активності мікроорганізмів, зменшенням питомої швидкості їх росту та розвитку популяції і, щодо СБО, що призводить до ланцюжка переходів від працездатного стану біореактора до частково працездатного та непрацездатного.

На сьогоднішній день для розробки систем моніторингу узагальненого стану СБО застосовуються методи математичного моделювання [2, 65], експертних оцінок [84, 79] та обробки накопичених даних з експлуатації аналогічних систем [26, 51, 97].

1.4. Ефективність очищення виробничих стічних вод

Загальноприйнятим є розгляд ефективності технологічного процесу як співвідношення між досягнутим результатом роботи системи та використаними задля досягнення результату ресурсами [116, 127-134].

Результатом роботи системи біологічного очищення є

- зниження концентрації забруднень стічної води до заданого рівня;
- утворення біогазу та/або вироблення теплової та електроенергії з виробленого біогазу.

- економія енергоресурсів за рахунок керування енергозатратним обладнанням.

На досягнення результатів роботи системи витрачаються такі ресурси, як стічна вода, що піддається очищенню, капітальні витрати на будівництво очисних споруд, експлуатаційні та тимчасові витрати на очищення.

Виділимо найчастіше використовувані показники ефективності очищення [25, 69, 85].

1. Ступінь очищення стічної води характеризує зниження концентрації забруднень вихідного стоку в системі $\eta = \frac{C_{in} - (C_{out} + P_{out})}{C_{in}} 100\%$. Тут C_{in} – концентрація забруднень у стічній воді та $(C_{out} + P_{out})$ – концентрація забруднень у очищеній воді, що становить неперероблене вихідне забруднення стічної води C_{out} та проміжні органічні продукти P_{out} .

2. Гідравлічний час перебування стоку на очищенні (Hydraulic Retention Time, HRT) становить середню тривалість обробки стічної води в біореакторі, $HRT = \frac{V}{Q}$, де V – об'єм біореактора, Q – швидкість розведення, або швидкість подачі стоку в біореактор. Показник HRT може значно впливати на капітальні витрати під час будівництва системи очищення. Більше часу витримки субстрату у біореакторі потребує більшого обсягу апарату. Зменшення HRT із збереженням якості очищення призводить до необхідності використання досконаліших технологій або додаткових експлуатаційних витрат.

3. Навантаження органічної речовини (Organic Load Rate, OLR) характеризує кількість забруднень, що обробляються в системі в одиницю часу та виражених у величині ХПК, $OLR = \frac{C_{in}}{HRT} = \frac{C_{in}Q}{V}$.

4. Енергоспоживання системи враховує частину експлуатаційних витрат на очищення. Для більшості систем очищення характерні негативні значення енергоспоживання, оскільки використання біогазу, що виробляється в процесі перекриває витрати на обігрів біореактора і енергетичне забезпечення очищення.

5. Продуктивність системи з біогазу та метану є важливими показниками ефективності очищення. При цьому оцінюється питома продуктивність біогазу та метану, віднесена до одиниці об'єму біореактора, одиниці об'єму оброблених стічних вод або одиниці маси віддаленого органічного забруднення.

Критерій інтенсивності утворення біогазу в системі очищення [85], що відображає ступінь перетворення органічного забруднення стічної води в біореакторі, має вигляд:

$$QM = \frac{\bar{\delta}(\tau, V, C_{in}, HRT, \mu_{max}, B_0)}{\delta_{max}(C_{in}, HRT, \mu_{max}, B_0)}, \quad \text{де}$$

$\bar{\delta} = \bar{\delta}(\tau, V, C_{in}, HRT, \mu_{max}, B_0)$ – середнє значення інтенсивності виходу біогазу з одиниці об'єму субстрату за одиницю часу; $\delta_{max} = \delta_{max}(C_{in}, HRT, \mu_{max}, B_0)$ – максимальне значення інтенсивності виходу біогазу, μ_{max} – максимальна швидкість росту метаноутворюючих бактерій, B_0 – граничний вихід біогазу з 1 кг органічних забруднень стічної води.

6. На основі аналізу особливостей процесів анаеробного бродіння при очищенні стічних вод в біореакторі пропонується використовувати критерій енергоефективності

$$E_{ff} = \frac{E_G - E_h}{E_h}$$

отримати з біогазу, що дорівнює $E_G = KKD \times \bar{E}_G V_G$, де \bar{E}_G – питома теплота згоряння біогазу, V_G – продуктивність системи з біогазу, KKD – коефіцієнт корисної дії когенераційної установки. Енергія E_h , що витрачається для обігріву біореактора, загальному випадку визначається кількістю теплоти, що вноситься через теплообмінні пристрою та визначається з рівняння теплового балансу системи

$$E_h = E_{ap} + E_G + E_B + E_{CB_{out}} + E_{OC} - E_{CB_{in}} - E_p,$$

де E_{ap} - кількість теплоти на нагрівання апарату; E_G – кількість теплоти, яка відводиться із виробленим біогазом; E_B – кількість теплоти, яка відводиться з відпрацьованим мулом; $E_{CB_{in}}$ та $E_{CB_{out}}$ – кількість теплоти, що вноситься в біореактор зі стічною водою та виноситься з очищеною водою відповідно; E_{OC} – тепловтрати в навколишнє середовище; E_p – кількість теплоти, що виділяється під час реакцій розпаду забруднень та синтезу біогазу.

Теплової та електричної енергії, що виділяються при когенерації біогазу, часто достатньо для забезпечення енергетичних потреб не тільки біореактора, а й усієї системи очищення. Підвищення кількості біогазу, що виділяється з 1 м³ субстрату, та покращення його якості (збільшення вмісту метану) зменшує загальні витрати на очищення. Отже, збільшення параметра E_{ff} є кращим під час експлуатації системи.

7. Під якістю очищення стічних вод розумітимемо ступінь досягнення заданої для системи концентрації забруднень в очищеній воді. Як основний показник якості очищення пропонується розглядати відношення

$$Q_u = \frac{C_{in} - (C_{out} + P_{out})}{C_{in} - C_{norm}}.$$

Досягнення заданої якості очищення відповідають

значенню коефіцієнта $Q_u \geq 1$. Чим глибше здійснюється очищення стічних вод від органічних забруднень, тим вища якість очищення та більше значення коефіцієнта Q_u . Однак підвищення якості очищення передбачає великі ресурси, тому економічно вигідніше, якщо коефіцієнт Q_u прагне праворуч одиниці, $Q_u \rightarrow 1+0$.

8. Інтенсивність процесів при очищенні стічних вод визначається продуктивністю систем до одиниці робочого об'єму апарату. Інтенсивність

видалення органічних забруднень у системі $I_{COD} = \frac{Q_{in} C_{in} - Q_{out} C_{out}}{V},$

інтенсивність утворення біогазу $I_G = \frac{V_G}{V}.$

Перераховані критерії ефективності, якості та інтенсивності біологічного очищення дозволяють:

- порівняти різні технічні та технологічні рішення при проектуванні систем очищення;
- вибрати та обґрунтувати вимоги до системи контролю та керування процесом очищення стічних вод у біореакторі;
- сформулювати так звані цільові бажані макростани (як експертно задаються функції від змінних стану), що є основою аналітичного синтезу законів керування біореактором.

Важливо, що алгоритм нелінійної адаптації [18], що нижче застосовується для конструювання керування біореактором, може гарантувати забезпечення m цільових макростанів (не суперечать один одному в наборі) в умовах розмірності керування, що дорівнює m і дотримання обмежень, пов'язаних з коректністю застосування методу аналітичного конструювання оптимальних регуляторів (АКОР) [19].

Формалізація цільових макростанів біологічного очищення під час експлуатації СБО. Будемо використовувати такі поняття та визначення у вигляді подальшого застосування алгоритму АКОР та його розширення на об'єкти з невизначеністю в описі – алгоритму нелінійної адаптації [18, 19], що дозволяють аналітичний синтез регуляторів на цільовій різноманітності. Для коректного застосування цього апарата потрібні аналітично задані макрозмінні $\Psi(x(t))$ (функції від $x(t)$ стану СБО), рівність нулю яких в асимптотиці і дають так звані інваріантні різноманіття.

Саме поняття «інваріантність» [19] визначається через «фазовий потік» $x_f(t_0, t)$ як відображення початкового стану $x_0=x(t_0)$, $t_0>0$ в стан $x(t)$, $t>0$ і означає тут наступне: множина $\Psi=\Psi(x(t))$, $t\rightarrow\infty$ інваріантне по відношенню до фазового потоку $x_f(t_0, t)$, якщо для будь-яких $x_0\in\Psi$ і для всіх $t>t_0$ $x_f(t_0, t)\in\Psi$. Іншими словами, довільна траєкторія, що має хоча б одну загальну точку з цією множиною, цілком їй належить.

Цільовим макростаном будемо називати деяку область фазового простору СБО, що задається умовою $\Psi(\mathbf{x}(t))=0, t \rightarrow \infty$, де $\Psi(\mathbf{x}(t))$ - цільова макрозмінна (функція стану $\mathbf{x} \in \mathbb{R}^n$ об'єкта керування).

Нижченаведені алгоритми керування на основі синергетичної теорії керування припускають збіг розмірностей векторів керування та макрозмінної.

Стаціонарний асимптотично стійкий макростан з атрактивним властивістю є інваріант динамічної системи.

Відповідно до синергетичної теорії керування [19] керування конструюється в просторі станів об'єкта із заданим цільовим макростаном, що володіє бажаною технологічною властивістю, природною для даного об'єкта та властивістю атрактивності.

Сформулюємо двовимірні макрозмінні $\psi \in \mathbb{R}^2$ для випадку $u \in \mathbb{R}^2$ (наприклад, за змінними θ (температура) та Q_{in} (витрата стічної води в біореакторі)).

1. Основною метою функціонування біореактора в системі очищення стічних вод є зниження концентрації органічного забруднення стічної води до (або нижче) заданого нормативного значення S_{norm} . При цьому бажано максимально повно перетворити забруднення на біогаз. Якщо G^* – розрахункова кількість біогазу, яку можна отримати із заданої сировини, для системи анаеробного біологічного очищення, то метою керування даним процесом буде:

$$\begin{aligned} \psi_1^*(t) &= Q_u(t) \rightarrow 1; \\ \psi_2^*(t) &= G_{out}(t) - G^* \rightarrow 0, t \rightarrow \infty. \end{aligned} \tag{1.6}$$

2. Збільшення кількості газу не завжди призводить до підвищення енергоефективності $E_{ff}(t)$ системи через збільшення витрат на обігрів біореактора [141-142]. Формалізація цільового макростану для системи очищення стічних вод через запропоновані критерії якості та енергоефективності СБО, набуде вигляду:

$$\begin{aligned}\psi_1^*(t) &= Q_u(t) \rightarrow 1; \\ \psi_2^*(t) &= E_{ff}(t) \rightarrow \max, t \rightarrow \infty.\end{aligned}\tag{1.7}$$

3. Одним з основних факторів, які негативно впливають на життєдіяльності анаеробної біомаси є вміст у реакційному середовищі високих концентрацій органічних кислот P_x , що є проміжним продуктом процесу. Для анаеробної біомаси можна визначити граничне значення концентрації органічних кислот P^* в робочій зоні біореактора, при якому починається пригнічення процесу очищення. Тому відповідні цілі керування:

$$\begin{aligned}\psi_1^*(t) &= Q_u(t) \rightarrow 1; \\ \psi_2^*(t) &= P_x(t) - P^* \rightarrow 0, t \rightarrow \infty, (P(t) \leq P^*).\end{aligned}\tag{1.8}$$

4. Локальні очисні споруди встановлюються безпосередньо на території підприємства, тому важливим є скорочення розмірів анаеробного біореактора. Відповідно, зменшення часу HRT , що визначає розмір біореактора, при забезпеченні заданої якості очищення при мінливих вхідних параметрах системи може розглядатися як мета керування:

$$\begin{aligned}\psi_1^*(t) &= Q_u(t) \rightarrow 1; \\ \psi_2^*(t) &= HRT - HRT^* \rightarrow 0, t \rightarrow \infty.\end{aligned}\tag{1.9}$$

Сформульовані цільові макростани (1.6)-(1.9), що задають бажані закони функціонування системи анаеробної біологічної очистки стічних вод, покладено основою синтезу систем керування станами біореактора.

Під системою керування будемо розуміти систему, що складається з керуючої підсистеми (зокрема, регулятора) та об'єкта керування. Тут до складу керуючої підсистеми входять підсистеми моніторингу стану об'єкта та формування керуючих впливів.

Метою керування анаеробним біореактором на основі (1.6)-(1.9) є

- стабілізація концентрації органічних забруднень на виході з біореактора на заданому рівні при впливі факторів, що збурують, дестабілізують процес очищення,

• збільшення виходу біогазу при збереженні допустимої якості очищення, забезпечується у вигляді найбільш прийнятних для біологічних систем алгоритмів керування.

1.5. Сучасний стан досліджень щодо проблеми керування біореакторами, основні напрями досліджень у світовій науці

Через складність об'єкта дослідження загальна методологія системного аналізу, оцінювання стану та керування на принципах зворотного зв'язку складних технічних систем у існуючих на даний момент дослідженнях відсутня.

Відомо велику кількість методів управліннь, побудованих на базі систем нелінійних різницевих чи диференціальних рівнянь, нестійких у розімкненому стані в тому числі (наприклад, [8 55-57]).

Перерахуємо спочатку методи досліджень у контексті керування процесами біореактори, пов'язані із застосуванням алгоритмів керування біохімічними системами, з урахуванням різноманітності принципів роботи локальних споруд залежно від фізико-хімічного складу забруднень та специфіки технологічного процесу підприємств:

1) використання принципу максимуму Понтрягіна; синтез оптимального керування за температурою [11];

2) релейне керування зі швидкості зворотного мулового потоку в моделі Лотки-Вольтерра з метою впливу зміни чисельності популяцій (хижаків, жертв) [28]; при цьому стверджується, що вимога асимптотичної стійкості щодо Ляпунова для аналізованої складної системи неможлива;

3) оптимальне керування зміною кількості включених повітродувок подачею кисню в моделі очищення в коридорному реакторі [29];

4) дослідження можливості побудови закону керування на основі методу аналітичного проектування агрегованих регуляторів для нелінійної моделі Кенейла із застосуванням нелінійного спостерігача [117], проте фізичність керування за допомогою зміни концентрації вхідної речовини практично

непросто здійсненна та викликає багато питань у спеціалістів; [9] на основі цього ж методу конструювання регуляторів розглянуто векторне завдання стабілізації на заданому рівні цільового компонента та температури в біореакторі;

5) дискретне оптимальне керування за кількістю перемикачів турбін, що подають повітря в однозонний реактор (модель ASM1) [19];

6) ПІ-регулювання [19] та його порівняння з алгоритмом (Nonlinear Model Predictive Control, NMPC) в однозонному реакторі (модель Моно); показано його неадаптивність;

7) нелінійне спостережувальне NMPC-керування [19], вимагає необхідності лінеаризації моделі об'єкта на кожному кроці оптимізації: ставляться і вирішуються завдання отримання оптимальних траєкторій у часі; по відхилення вимірюваних вихідних значень проводиться оцінка невимірюваних вхідних дій;

8) NMPC-керування для лінеаризованої моделі ASM1-об'єкта [117]; неважко переконатися, що лінеаризація нелінійної моделі повинна мати серйозне обґрунтування на умови рівня збурень та навряд чи застосовна для оцінки та прогнозування станів; автором показані фазові області, де керування нефізичне;

9) двоконтурне керування киснем і нітратами щодо витрати повітря та мулової суміші у зворотному потоці ASM1-моделі, що не враховує можливий взаємозв'язок між керованими параметрами, хоча вона має місце [101,108];

10) умови стійкості (за Ляпуновим) для найпростіших біохімічних моделей розглядаються в задачі накопичення продукту реакції [109];

11) ковзні режими швидкості розчинення в моделях Холдейна, Людекінга і Піре з метою регулювання концентрації субстрату;

12) керування процесом біоочищення з одночасним спостерігачем станів [29, 117, 107, 73 39 110].

Основні положення існуючих підходів, що стосуються об'єкта дослідження, можуть бути сформульовані наступним чином:

1) безпосереднє коректне застосування класичних методів теорії оптимального керування можливе тільки для добре формалізованих лінеаризованих об'єктів з усіма побічними ефектами, що впливають від операції лінеаризації;

2) всі системи біологічного очищення мають нелінійний опис та наявність збурень по ряду параметрів, динаміка часткових процесів підпорядковується системам рівнянь у частинних похідних, що призводить або до неможливості застосування класичних алгоритмів керування, або до громіздкості обчислювальних процедур при використанні у реальному режимі часу;

3) не існує універсального загального підходу до керування з одночасною оцінкою стану складного об'єкта; мають місце: складність практичної реалізації; часткова нефізичність та неінтерпретованість отриманих управлінь; облік спостереження всіх змінних у процесі побудови регуляторів; неадаптивність керування; необхідність параметризації лінеаризації при спробі врахування нелінійності вихідного опису в регуляторі.

Мотивація до застосування методів АКОР та нелінійної адаптації на його основі для вирішення завдання керування об'єктом СБО зумовлена такими положеннями:

1) одержані системи керування забезпечують:

а) регульований час перехідних процесів;

б) максимальну енергоефективність з допомогою цілеспрямованої самоорганізації об'єкта керування;

в) гранично малий окіл цільового стану в режимі (висока точність забезпечення технологічних вимог);

г) компенсацію зовнішніх найгірших збурень;

2) успішність прецедентів вирішення завдань керування для біохімічних [4, 42, 106] та імунологічних об'єктів [13], в описі яких присутні моделі «хижак-жертва» (основа процесів у СБО);

3) відповідність принципам фізичної теорії керування через функціонал якості спеціального виду, що залежить від мети керування та від особливостей самого об'єкта, що призводить до цілеспрямованої самоорганізації ОК та, отже, забезпечує не силовий вплив на об'єкт, а «обережний» з урахуванням його фізичних властивостей;

4) можливість аналітичного конструювання векторного регулятора з отриманням формул для організації зворотного зв'язку;

5) логічність та інженерна простота використовуваного аналітичного апарату, заснований на варіаційному принципі.

Набуття об'єктом керування заданих експертом властивостей [55, 56] надає цьому підходу певну перевагу перед класичними методами керування [52, 53].

До основних найбільш ідейно близьких досліджень слід віднести приклади синтезу безперервних нелінійних регуляторів на основі керування в ковзному режимі та на базі АКОР, однак отриманих в умовах повного опису в просторі станів для часткових процесів, істотно відмінних від моделі біореактора (за складністю математичного опису).

Задача синтезу системи керування у просторі станів для динамічного об'єкта виду (див. рис. 1.10), функціонуючого за умов невизначеностей, на характер яких впливає і неповнота опису, і наявність внутрішніх та зовнішніх збурень має наступний вигляд:

$$\begin{aligned} \dot{x} &= F(x, P, \zeta) + u, \quad \hat{x} = h(x), \\ u &= u(\psi, \hat{x}), \quad \psi = \psi(\hat{x}), \quad \dim(u) = \dim(\psi) = m < n, \end{aligned} \quad (1.10)$$

де \hat{x} – вектор оцінки стану, $h()$ – функція отримана на основі вимірюваних змінних (спостерігач стану), $\psi(\hat{x})$ – цільова макрозмінна, умова $\psi(\hat{x}(t)) = 0$, $t \rightarrow \infty$ визначає так званий цільовий макростан (різноманітність або інваріант системи у разі його аттрактивних властивостей) для об'єкта керування $\dot{x} = F(x, P, \zeta) + u$; u – керування, конструкція якого має забезпечувати

асимптотичну стійкість системи керування (1.10) загалом із заданим часом перехідних процесів у ній.

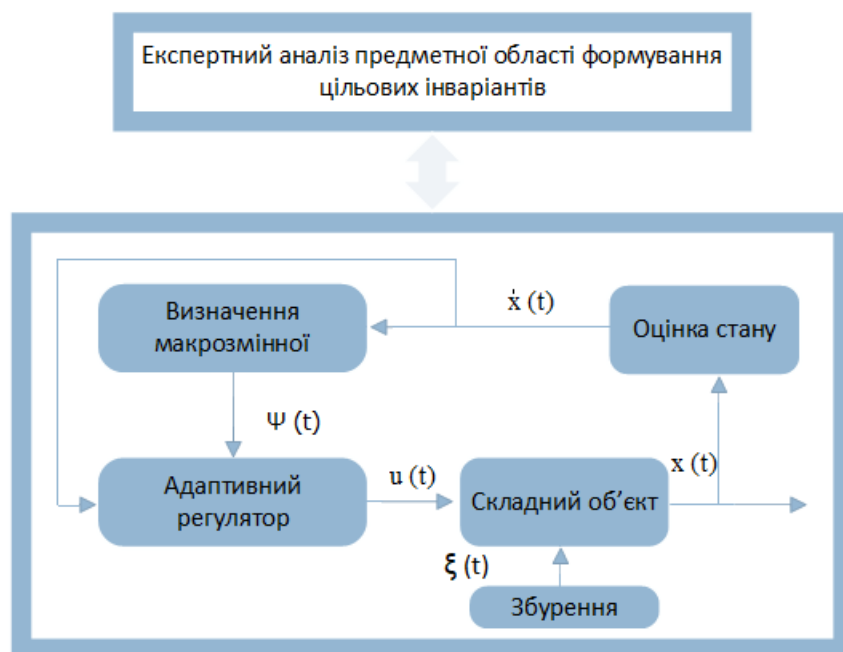


Рисунок 1.10. Структурна схема системи адаптивного керування

Джерело: складено автором на основі [52-56]

Таким чином, під керуванням СБО (як складним об'єктом) будемо розуміти з одного боку, низку необхідних та невідкладних робіт щодо запобігання передаварійним або аварійним станам, які можуть включати:

- коригування технологічного процесу (наприклад, організація рециркуляції стічної води),
- увімкнення резервних потужностей,
- технічне обслуговування та ремонт обладнання;

з іншого боку, цілеспрямована зміна стану $x(t)$ для досягнення заданих характеристик цільової системи за допомогою зміни керуючих характеристик об'єкта, таких як температура, витрата стічної води, концентрація субстрату, додавання реагентів [151, 153].

Модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації побудови інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості

очищення стічних вод, конструювання ефективних та екологічно безпечних локальних біологічних очисних споруд складають (рис. 1.11):

1) модель структурних зв'язків параметрів процесу біологічного очищення та узагальнена математична модель біореактора (розділ 2);

2) комп'ютерна модель анаеробного біореактора для очищення стічних вод та алгоритми розрахунку показників внутрішнього стану системи анаеробного біологічного очищення на основі вимірюваних параметрів процесу (розділ 3);

4) апаратно-програмна реалізація інформаційної системи біологічної очистки з можливістю роботи в реальному режимі часу (розділ 4).

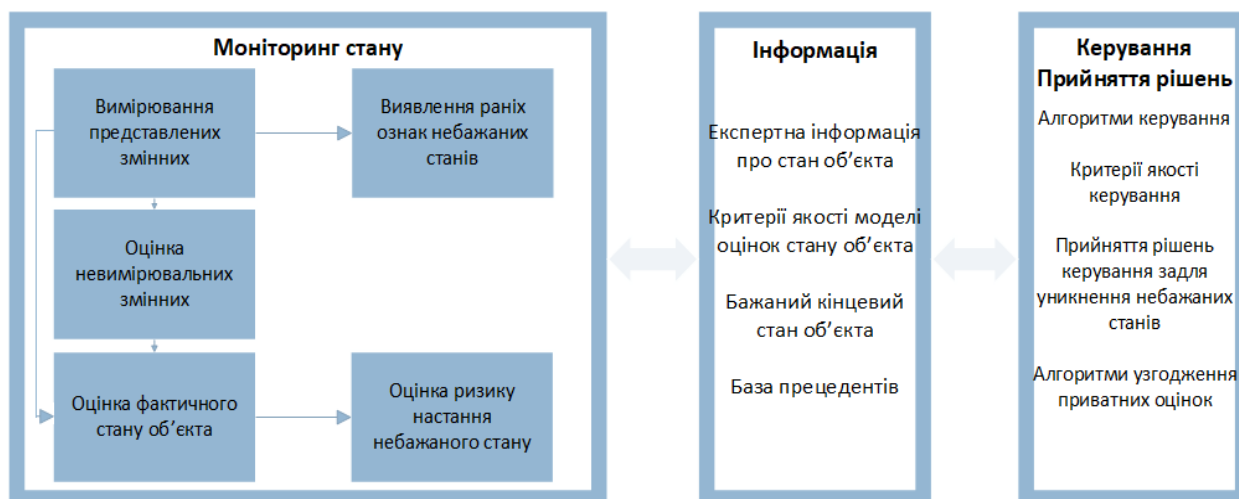


Рисунок 1.11. Структурна схема взаємодії двох систем моніторингу стану СБО та керування

Джерело: складено автором на основі [151-153]

Схема рисунку 1.11 є основою розробки відповідних алгоритмів реалізації кожного положення та їх інформаційної взаємодії в організацію прийняття управлінських рішень стосовно складної системи СБО і має мету:

- скорочення витрат на безаварійне обслуговування системи;
- запобігання небажаним станам СБО за рахунок раннього виявлення їх передумов (ознак);
- зменшення збитків від екологічних контамінацій у разі неминучості аварійної ситуації;

- мінімізацію тривалості керуючих впливів для цільової зміни стану СБО;
- скорочення часу реакції оперативного втручання обслуговуючого персоналу для корекції параметрів СБО.

1.6. Аналіз програмних продуктів та інформаційних систем процесів моніторингу СБО

Для розв'язання задач моніторингу СБО як правило використовуються пакети прикладних програм, такі як Matlab, Maple та MathCAD. Ці програми дозволяють проводити експерименти згідно з обраним чисельним методом. Однак з появою математичного та комп'ютерного моделювання, з'явилися інтегровані середовища, такі як Comsol, RSOFT FemSIM, FreeFem+ і багато інших, які дозволяють вирішувати складні задачі теорії пружності, електромагнетизму, динаміки рідин та газів і моделювання механічної взаємодії та масопереносу. Ці пакети підходять для інженерів, які бажають застосовувати прості математичні моделі до певних умов.

Незважаючи на це, дослідники прагнуть вдосконалити існуючі математичні моделі геофізики, щоб враховувати різноманітні фактори. Ці колективи науковців створюють власні програмні продукти, щоб моделювати складні динамічні процеси (NADRA-3D [168], ORCHESTRA [169], PHREEQC [170], HPx [171], PHT3D [172], OpenGeoSys (OGS) [174], HYTEC [175], HYDRUS [176], TOUGHREACT [177], eSTOMP [178], HYDROGEOCHEM [179], CrunchFlow [180], MIN3P [181], PFLOTRAN [182] та інші). Ці програмні продукти є вузькоспеціалізованими і вимагають додаткових знань з проектування та конструювання програмного забезпечення.

В наукових статтях і технічній документації [168, 174] є опис деяких з цих програмних продуктів, їхній історичний розвиток, список математичних моделей, що використовуються в них, та їхні властивості та порівняння з іншими програмами.

Програмний комплекс NADRA-3D (рис.1.12) було створено в Інституті кібернетики імені В.М. Глушкова НАН України. Він призначений для комп'ютерного моделювання процесів фільтрації, дифузії та зміни напружено-деформованого стану в багатокомпонентних тривимірних об'єктах з тонкими включеннями [178]. Основу математичного апарату складають математичні моделі просторових процесів, які представлені у вигляді систем диференціальних рівнянь в частинних похідних.

Завдання програмного комплексу полягає в моделюванні складних тривимірних об'єктів за допомогою методу скінченних елементів. Для цього створюється модель, яка описує геометрію та фізичні властивості області. Потім область розбивається на скінченні елементи, і формується система алгебраїчних рівнянь, яку розв'язують за допомогою методу скінченних елементів. Результати обчислень представляються користувачеві.

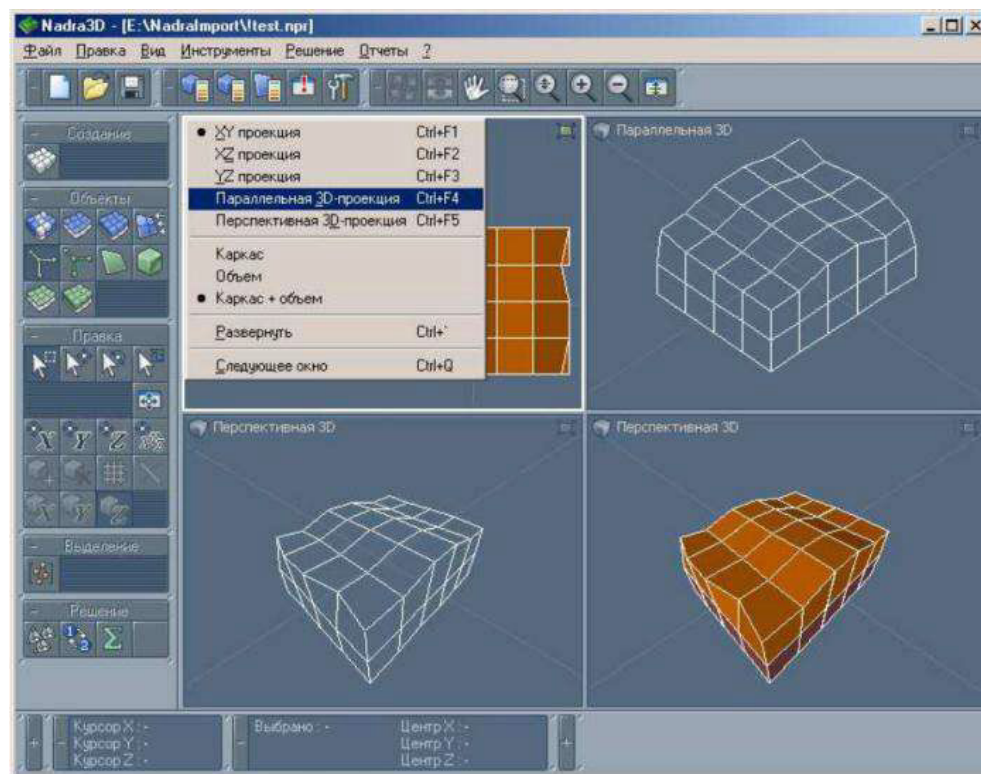


Рис. 1.12. Користувачський інтерфейс NADRA-3D

Джерело: складено автором на основі [168]

Хоча вихідний код програмного комплексу не доступний для вільного використання, у літературі є детальний опис методології ООП, яка

використовується для опису складних тривимірних об'єктів. Також надано відповідну ієрархію класів та колекцій для геометричних областей та фізичних властивостей моделі [174]. У літературі також представлена схема взаємодії модулів, діаграма класів, опис файлів даних та алгоритмів розв'язування методом скінченних елементів.

Фреймворк ORCHESTRA (Objects Representing CHEmical Speciation and TRANsport) призначений для моделювання хімічних процесів. На відміну від інших програм, які мають строго запрограмовані математичні рівняння, ORCHESTRA дозволяє користувачеві легко маніпулювати рівняннями, які розташовані у звичайних текстових файлах (рис.1.13). Це дозволяє користувачам зручно створювати та редагувати математичні моделі, а також розширювати їх.

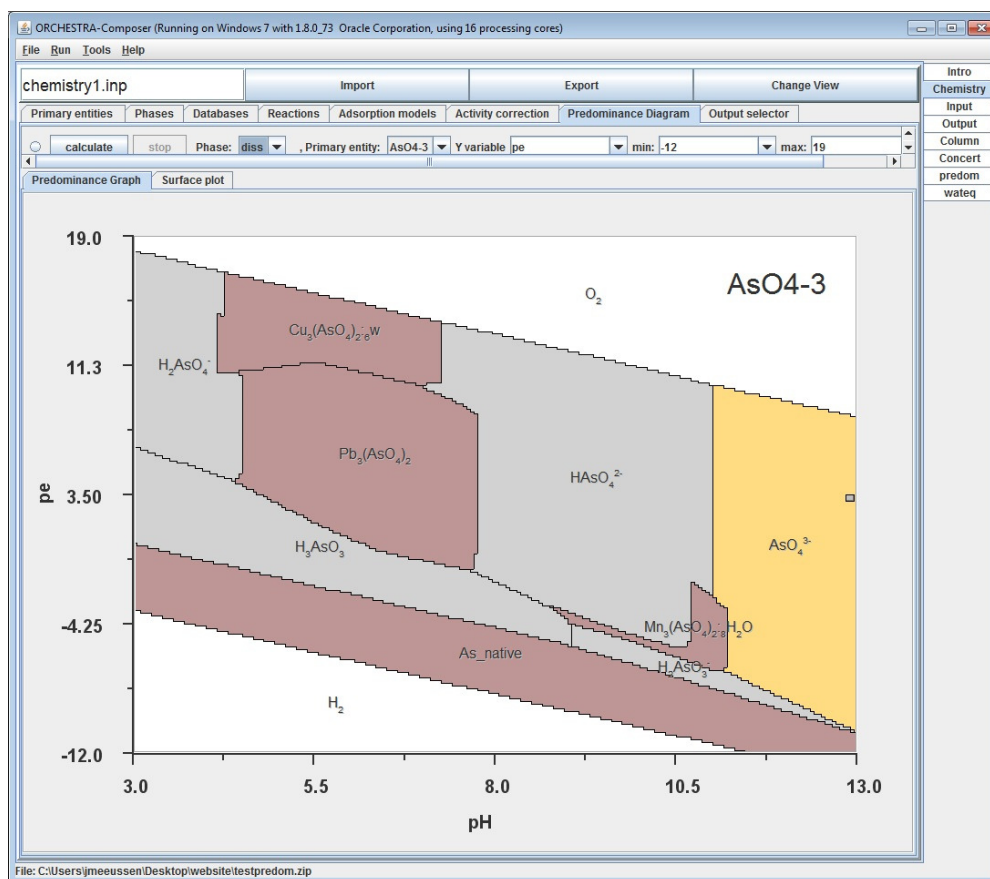


Рис. 1.13. Інтерфейс програми ORCHESTRA

Джерело: складено автором на основі [169]

Даний фреймворк складається з двох частин: модуля обчислень на мові програмування Java та файлу з хімічними моделями у текстовому форматі. Використання об'єктно-орієнтованого підходу до задання хімічної моделі дозволяє користувачеві створювати зрозумілу ієрархію класів. Основними класами, на яких ґрунтується цей фреймворк, є суб'єкт (entity), реакція (reaction) та фаза (phase) (рис.1.14).

Фреймворк написаний на мові програмування Java та має досить гарні ідеї, які знайшли своє застосування в інших фреймворках (наприклад, в PROOST [176]).

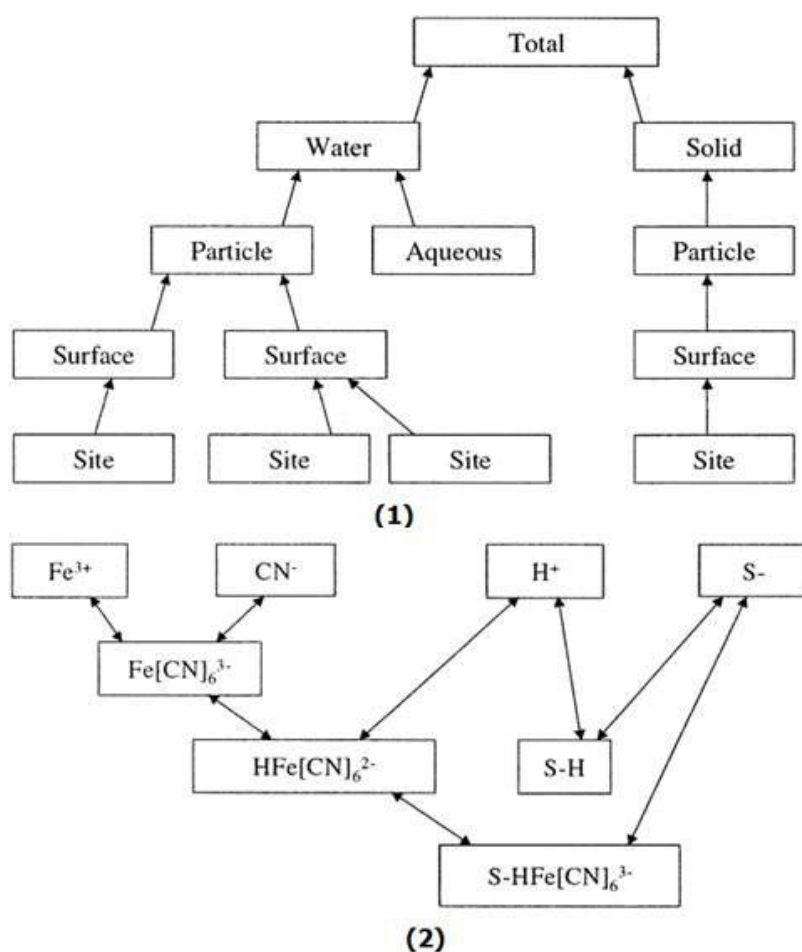


Рис.1.14. Приклад ієрархії фаз (1) та ієрархії суб'єктів (2) в програмі ORCHESTRA

Джерело: складено автором на основі [170]

Ще одним прикладом таких програм є продуктів - HYDRUS, який було розроблено декількома науковими групами з США, Чеської республіки,

Ізраїлю, Бельгії та Нідерландів. Цей продукт може аналізувати фізичні та хімічні процеси, які не знаходяться в рівновазі. HYDRUS широко використовується для дослідження фільтрації сольових розчинів в зоні між поверхнею ґрунту і ґрунтовими водами (в насичених та ненасичених системах). Крім того, HYDRUS містить багато математичних моделей, що дозволяє їх використовувати для вирішення проблем, пов'язаних з сільським господарством, промислом та екологією. Продукт також надає можливість розв'язувати задачі в оберненій постановці [179].

HYDRUS - це програмний комплекс, який містить програми HUDRUS-1D та HUDRUS (2D/3D). Вони дозволяють розв'язувати задачі тепло- та масопереносу в різноманітних середовищах в одно- (HUDRUS-1D), дво- та тривимірних постановках (HUDRUS (2D/3D)). Базові версії програми розв'язують рівняння Річардса для насичено-ненасиченого водного потоку та рівняння адвекційно-дисперсійного типу для тепло- і масопереносу. Крім того, комплекс містить різні модулі, такі як Wetland, HP1/2, UnsatChem, DualPerm, Meteo та C-Ride, які розширюють функціональні можливості програм. Наприклад, додаткові модулі дозволяють враховувати процес поглинання води корінням рослин, рух за рахунок теплопровідності та адвекцію з проточною водою.

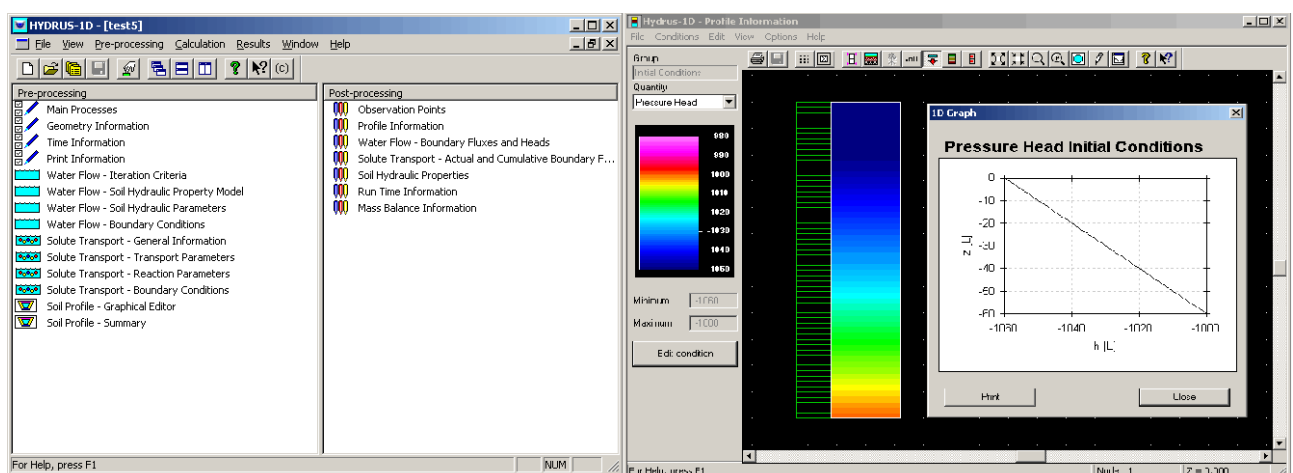


Рис.1.15. Інтерфейс програми HYDRUS-1D

Джерело: складено автором на основі [171]

Основні рівняння адвекційно-дисперсійних процесів в комплексі HYDRUS мають загальний вигляд і дозволяють моделювати нерівноважні процеси між твердою і рідкою фазами, а також рівноважні реакції між рідкою і газовою фазами. Моделі масопереносу враховують процеси адвекції та дисперсії в рідкій формі, а також дифузії в газовій формі, що дозволяє моделювати переміщення розчинів в обох середовищах одночасно. HYDRUS дозволяє розглядати до 15 розчинів, які можуть фільтруватися незалежно один від одного або бути з'єднані в однонаправлений фільтраційний потік.

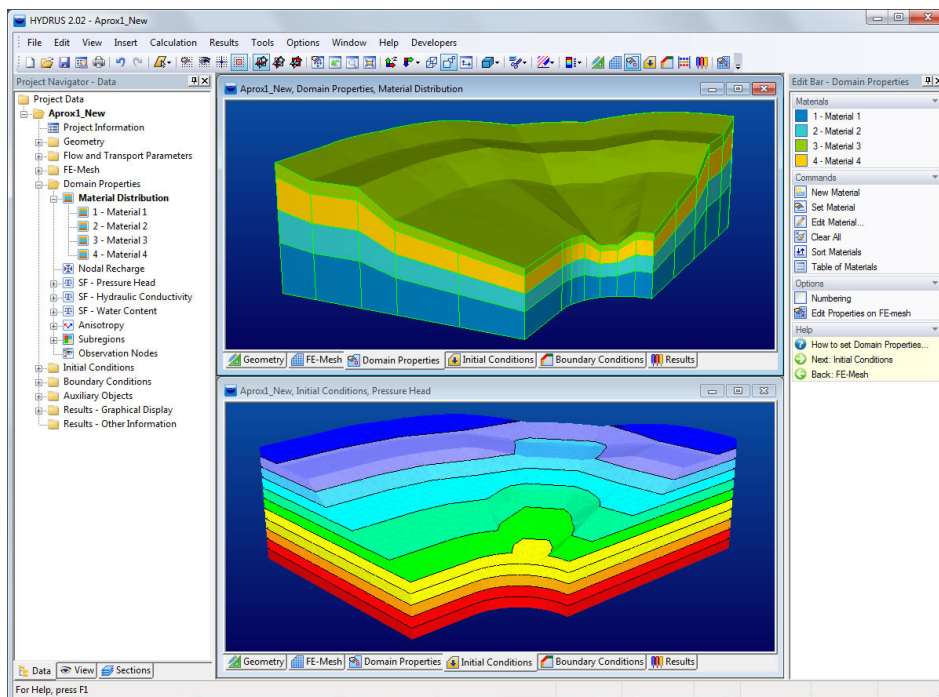


Рис.1.16. Інтерфейс програми HYDRUS (2D/3D)

Джерело: складено автором на основі [172]

У даному програмному комплексі користувачам не дозволяється змінювати математичні моделі, які були строго запрограмовані. Вони можуть лише вибрати одну з доступних моделей у спеціальних вікнах. Останні версії комплексу мають оновлення, які пов'язані з використанням розподілених обчислень. Хоча багато публікацій було написано на тему використання програмного комплексу HYDRUS для математичного моделювання, архітектура комплексу не була описана. Однак, можна отримати вихідний код HYDRUS-1D мовою FORTRAN станом на 2009 рік та здійснити його аналіз самостійно.

Програмний комплекс PHREEQC здатен моделювати різноманітні геохімічні процеси, які включають воду, мінерали, іони, тверді розчини та гази. Крім того, в програмі задані закони кінетики, що дозволяють моделювати нерівноважні процеси, такі як розчинення та кристалізація мінералів, розкладання органічних сполук та інші кінетичні реакції.

Інтерфейс введення даних програмного комплексу (зображений на рис. 1.17) потребує від користувача знань з хімії та теорії взаємодії іонів. Наприклад, математичне моделювання процесів багатокомпонентної дифузії в глині відповідно до закону Фіка потребує написання спеціального коду, що не полегшує користування програмою [182]. Однак, це свідчить про те, що програмний комплекс спрямований на вузькопрофільних фахівців, які можуть розширити наявні математичні моделі з власними процесами. Таким чином, частину задач моделювання покладено на програмний комплекс, а частину – на дослідника.

Для аналізу доступні вихідні коди мовою C/C++. Незважаючи на довгий час розробки (з 1997 року і до сьогодні), в кодї програми помітна комбінація структурної та об'єктно-орієнтованої методологій розробки. Це ускладнює розуміння архітектури програми іншими програмістами. Тому з'являється необхідність в СОМ інтерфейсах для інтеграції модулів PHREEQC з іншими системами [180].

PFLOTRAN є програмним комплексом з відкритим вихідним кодом, який постійно розвивається та може розв'язувати системи нелінійних диференціальних рівнянь, що описують різноманітні фізичні та хімічні процеси. Серед основних можливостей комплексу - розв'язання рівнянь Річардса, робота з багатофазним суперкритичним CO₂, термо-гідро-хімічні реакції, кристалізація та розчинення мінералів, а також багатокомпонентні термо- та гідропроееси в пористому середовищі. Для розв'язання процесів тепло- та масопереносу використовується неявний метод Ейлера, що базується на ітераціях Ньютон-Крилова.

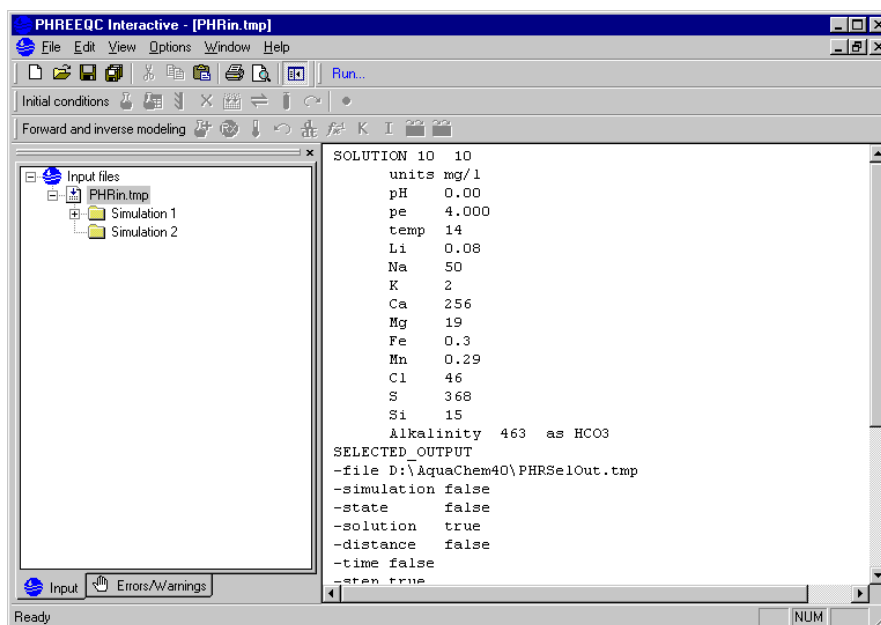


Рис. 1.17. Інтерфейс програми PHREEQC в операційній системі Windows

Джерело: складено автором на основі [173]

PFLOTRAN є потужним програмним комплексом для розв'язання різних фізичних та хімічних процесів в пористих середовищах, написаним на мові програмування Fortran 2003. Вибір цієї мови був обумовлений необхідністю залучення та співпраці з досвідченими науковцями, які забезпечують математичну основу програмного комплексу. Розпаралелювання досягається через декомпозицію задачі з використанням PETSc бібліотек. Програма не містить графічного інтерфейсу, а вихідні дані для чисельних експериментів отримуються зі спеціального текстового файлу.

Код програми чітко структурований і в ньому легко орієнтуватися. Проте, відсутність підходу наслідування та декомпозиції при описі класів математичних моделей може ускладнювати розуміння фізичного процесу, оскільки велика кількість параметрів може бути трудомісткою для користувача при додаванні нового класу чи модернізації вже існуючого. Система контролю версій Mercurial дозволяє відслідковувати зміни у кодї програми. Користувачам необхідно мати детальні знання про формат вихідного файлу, що задає процес, щоб правильно використовувати PFLOTRAN для своїх наукових досліджень.

Висновки до розділу 1

1. Проведено аналіз систем біологічної очистки стічних вод як об'єкта функціонування автотурно-програмного комплексу інформаційної системи СБО, запропоновано модель її життєвого циклу. Показано, що: промислові системи біологічного очищення стічних вод являють собою складну, багатокомпонентну та багатозв'язну біотехнічну систему, для забезпечення безпеки, надійності та ефективності якої необхідно здійснювати безперервний контроль стану; найскладнішим і найменш вивченим з точки зору розробки модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки та підтримки прийняття рішень елементом є біореактор; сучасні підходи до моніторингу та аналізу стану в аналізованій предметній галузі використовуються недостатньо.

2. Сформульовано вимоги до структури та функціонування системи моніторингу при біологічному очищенні стічних вод.

3. Обґрунтовано необхідність спільного розгляду фізичних та біохімічних процесів очищення стічних вод з метою розробки узагальненої математичної моделі як основи побудови комп'ютерної моделі невимірюваних безпосередньо процесів та синтезу автоматизованої системи керування для широкого класу конструкцій біореакторів.

4. Проведено короткий огляд програмних комплексів типу HYDRUS, NADRA-3D, ORCHESTRA та PFLOTRAN з точки зору їх функціоналу, математичного апарату, архітектури та відкритості програмного коду і показано про відсутність об'єктно-орієнтованого підходу при проектуванні класів математичних моделей та велика кількість полів класів є однією із проблем. Адже такий стиль програмування протирічить підходам керування складністю. Завдяки такому аналізу було виділено їх позитивні сторони та недоліки.

РОЗДІЛ 2. МОДЕЛЬНО-МЕТОДОЛОГІЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЛЯ ПОБУДОВИ ІНФОРМАЦІЙНОЇ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ

2.1. Модель структурних зв'язків параметрів процесу біологічного очищення

Відповідно до теоретико-множинного підходу [1, 10, 12] (1.1) у загальному випадку СБО можна подати у вигляді перетворювача вхідного потоку стічної води, під впливом допустимого керування та збурюючих впливів, \mathbf{z} , вихідні потоки очищеної води $\mathbf{x}_{out}^{(OB)}$ і біогазу $\mathbf{x}_{out}^{(G)}$ (рисунок 2.1). Для параметрів, доступних безпосередньому виміру в процесі безперервного моніторингу стану СБО, введено позначення $(\)_M$ (measured) і недоступних для безпосереднього виміру – $(\)_{eM}$ (unmeasured).

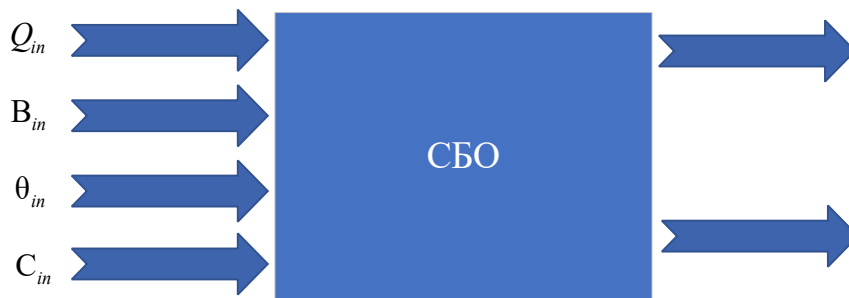


Рисунок 2.1. Загальне уявлення процесу очищення стічної води в біореакторі

Джерело: розроблено автором

Взаємозв'язок одночасно протікаючих і взаємовпливаючих системотехнічних, біохімічних та фізичних процесів зручно ілюструвати (рисунок 2.2) на основі аналізу взаємозв'язків змінних внутрішнього стану системи, що призводить до необхідності декомпозиції процесу очищення з метою виділення основних факторів взаємодії між локальними підпроцесами. На рисунку 2.2 \mathbf{K} – вектор конструктивних та технічних параметрів СБО, \mathbf{Pr} – вектор параметрів насосного обладнання, \mathbf{Term} – вектор параметрів теплообмінного обладнання, V_B – обсяг біомаси в біореакторі, L_F – товщина

біоплівки. Індекси in , out , X вказують на значення змінних на вході, виході системи та у робочій зоні біореактора.

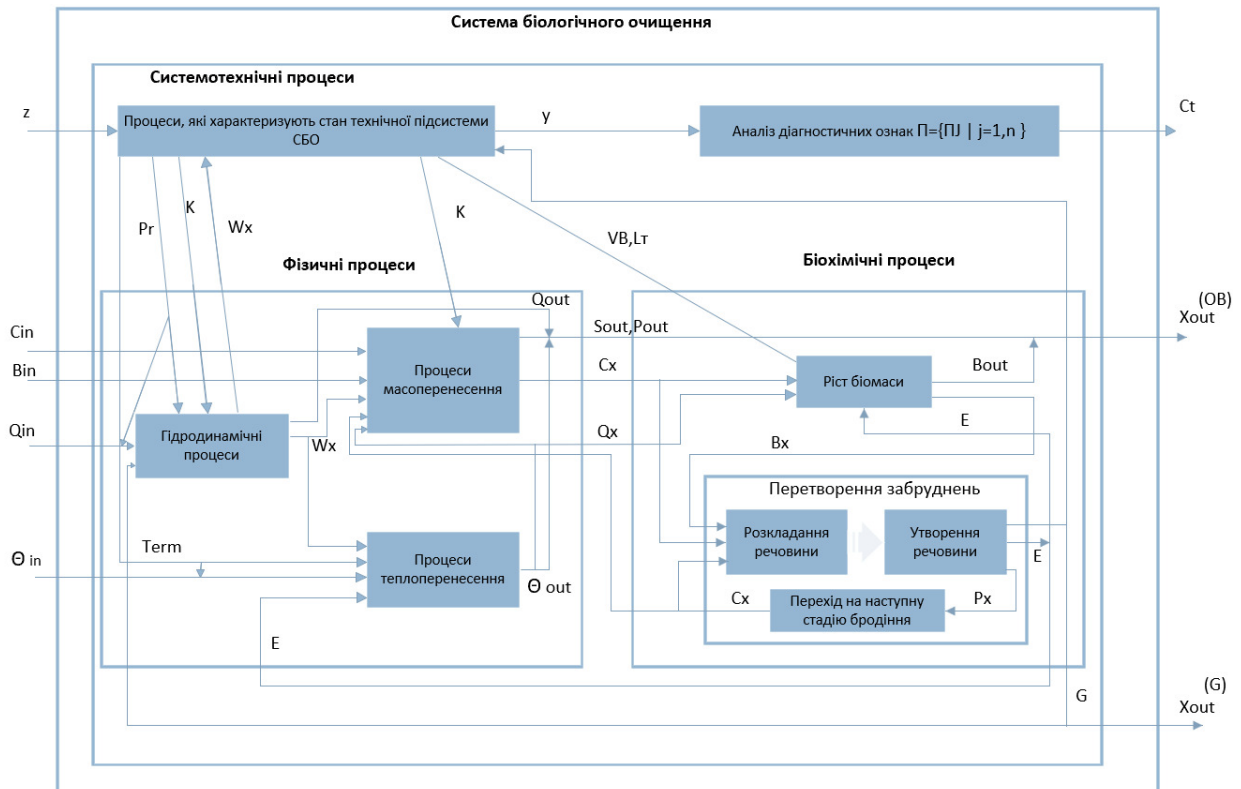


Рисунок 2.2. Взаємозв'язок системотехнічних, фізичних та біохімічних процесів у СБО

Джерело: розроблено автором

Змінні стани – показники (характеристики) процесів у СБО (вимірювані/невимірювані), для яких заданий закон їх зміни у часі (наприклад, $C(t)$, $P(t)$, $CH_4(t)$, $CO_2(t)$ тощо).

Під параметрами СБО як динамічного об'єкта, що функціонує в часі, будемо розуміти, з одного боку, і коефіцієнти, що традиційно розуміються в правій частині опису системи диференціальних рівнянь (1.4) при змінних станах або їх суперпозиціях; з іншого боку, це будь-які показники (характеристики, змінні за фіксованого часу, зокрема) досліджуваних процесів щодо поняття «моніторинг». Параметри можуть бути як постійними (в рамках аналізованого відрізка часу), так і залежними від інших змінних, часу та випадкових факторів (параметричні флуктуації).

Стан x СБО містить як доступні для вимірювання в процесі експлуатації змінні (параметри), так і ті, які неможливо або важко оцінювати при безперервному моніторингу стану СБО. Зокрема, характеристики, що не вимірюються, \mathbf{V}_x анаеробної біомаси в робочій зоні біореактора визначають не тільки ефективність очищення стічних вод, але і можливість системи реалізовувати свої функції.

На основі аналізу досліджень особливостей життєдіяльності анаеробної популяції [1, 4, 9, 21, 24, 34-37, 38, 52, 53, 61-63, 66, 68, 71, 81, 106, 144, 145, 146] виділимо сукупність параметрів життєдіяльності біомаси, що характеризує її стан.

Нехай стан біомаси характеризується множиною змінних станів $\mathbf{V}(t) = \{b_1(t), b_2(t), \dots, b_i(t)\}$. Як елемент вектора стану біомаси \mathbf{V} будемо використовувати такі:

$$1) \text{ наведена концентрація біомаси в біореакторі } b_1(t) = \frac{C_{BM}(t)}{C_{BM \max}(t)}, \text{ що}$$

дорівнює відношенню спостережуваної концентрації біомаси C_{BM} до очікуваної відповідно до розрахунків концентрації біомаси $C_{BM \max}$ для заданого технологічного режиму роботи системи анаеробного очищення та віку активного мулу;

$$2) \text{ ступінь активності біомаси } b_2(t) = \frac{\mu(t)}{\mu_{\max}}, \text{ як відношення питомої}$$

швидкості зростання популяції μ до максимальної питомої швидкості зростання μ_{\max} аналізованої групи мікроорганізмів;

3) наведена питома швидкість споживання субстрату

$$b_3(t) = \frac{1}{Y_{C \max}} \int_0^t \frac{C(t)}{C_{BM}(t)} dt, \text{ як кількість забруднення } C, \text{ споживана біомасою з}$$

концентрацією C_{BM} за час t до максимальної швидкості споживання субстрату

$Y_{C \max}$;

4) наведена питома швидкість утворення продуктів метаболізму

$$b_4(t) = \frac{1}{Y_{P_{\max}} t} \int_0^t \frac{P(t)}{C_{BM}(t)} dt, \text{ як кількість продукту метаболізму } P, \text{ що виробляється}$$

біомасою з концентрацією C_{BM} за час t до максимальної швидкості виробництва продуктів метаболізму $Y_{P_{\max}}$.

Зміна стану біомаси відбувається у відповідь на зміну умов в робочій зоні біореактора під впливом характеристик стічної води $\mathbf{z}^{(CB)} = (z^{(CB)}(t), \dots, z^{(CB)}(t))$, керуючих впливів $\mathbf{z}^{(KB)} = (z^{(KB)}(t), \dots, z^{(KB)}(t))$, збурень $\mathbf{z}^{(3)} = (z^{(3)}(t), \dots, z^{(3)}(t))$,

$$\text{де: } z_1^{(CB)}(t) = S_{in}(t), z_2^{(CB)}(t) = P_{in}(t), z_3^{(CB)}(t) = pH_{in}(t), z_4^{(CB)}(t) = B_{in}(t),$$

$$z_1^{(KB)}(t) = \theta_{TO}(t), z_2^{(KB)}(t) = Q_{in}(t), z_3^{(KB)}(t) = S_p(t), z_1^{(3)}(t) = \zeta_{in}(t), z_2^{(3)}(t) = \zeta_{env}(t).$$

Тут ζ_{in} – випадкові коливання вхідних змінних, наприклад концентрацій забруднень S_{in} , витрати стічної води Q_{in} , ζ_{env} – випадкові коливання умов довкілля, наприклад, температури θ_{TO} .

Таким чином, динаміка внутрішнього стану біомаси є деяким функціоналом від перерахованих змінних:

$$\frac{\partial B(t)}{\partial t} = f(b_1(t) \dots b_4(t), z_1^{(CB)}(t) \dots z_4^{(CB)}(t), z_1^{(KB)}(t) \dots z_3^{(KB)}(t), z_1^{(B)}(t), z_4^{(B)}(t)).$$

На рисунку 2.2 кольором виділені різні рівні декомпозиції процесів анаеробному біореакторі. Фізичні процеси, що включають масоперенесення, теплоперенесення та гідродинамічні процеси, що мають безпосередній вплив на зростання, розвиток біомаси \mathbf{B} та перетворення нею органічних забруднень:

1) температурний режим θ багато в чому визначає видовий склад популяції мікроорганізмів, швидкості біохімічних процесів;

2) масообмінні процеси здійснюють підведення поживних речовин \mathbf{C} до клітин та відведення продуктів метаболізму \mathbf{P} ;

3) структура потоків рідини W_X у біореакторі впливає як на інтенсивність тепломасообмінних процесів, так і на форму існування клітинних агрегатів у біореакторі.

У свою чергу, утворені в результаті біохімічних процесів речовини та енергія E беруть участь у фізичних процесах.

Модель взаємозв'язків процесів в анаеробному біореакторі (рисунок 2.2) дозволяє класифікувати (з точки зору задачі синтезу системи моніторингу) основні змінні процесу, що характеризують узагальнені стани СБО таким чином [167]:

1) вимірювані та дають пряме уявлення про будь-яку властивість узагальненого стану системи (концентрація речовин у стічній воді, кількісний вміст різних компонент біогазу і т.д.);

2) вимірювані, але дають непряме уявлення про будь-яку властивість узагальненого стану системи (кислотність середовища в біореакторі, концентрація біомаси в очищеній воді);

3) обчислювані (оцінювані, що спостерігаються), які важко чи неможливо виміряти, але можна отримати на основі вимірюваних параметрів (концентрація окремих видів летких жирних кислот, швидкість процесів масопереносу);

4) невимірювані та необчислювані, дані про які фізично неможливі, проте для їх оцінки в деяких випадках допустимо використовувати підхід спрощень (розподіл концентрації різних мікробних груп біомаси за перерізом біореактора, кількість різних видів мікроорганізмів, ступінь активності біомаси).

Структурна модель (рисунок 1.4, 2.2) СБО як багатовимірною, багатозв'язною, нестационарною біотехнічного об'єкта є мотивація для адаптації базової математичної моделі анаеробного бродіння ADM1 [4, 45, 106] до запропонованої схеми (рисунок 1.8, 1.9) та основа для формалізації та вирішення наступних нижче розв'язуваних завдань:

1) побудова формальної моделі, що узагальнює модель ADM1, для опису процесів анаеробних біореакторів різного принципу дії, зокрема витіснювачів або апаратів з прикріпленою біомасою; далі будемо її називати узагальненою

математичною моделлю системи анаеробного біологічного очищення та посилатися як на модель або об'єкт СБО;

2) розробка комплексу алгоритмів для обчислення параметрів процесу очищення на основі вимірюваних параметрів та моделі СБО;

3) формалізація доцільних (бажаних) макростанів СБО та інваріантів СБО як стійких станів, постановка завдання керування для їх досягнення;

4) розробка комп'ютерної моделі системи анаеробної біологічної очистки з метою формування мінімального набору спостережуваних параметрів та діагностичних ознак, створення моделі класифікації станів СБО та оцінювання характеру їх зміни у часі;

5) формулювання рекомендацій щодо проектування анаеробного біореактора та способів досягнення бажаних станів об'єкта СБО.

2.2. Розробка модельно-алгоритмічного комплексу системи аеробного очищення стічних вод

Давайте розглянемо процес очищення рідин від органічних забруднень за допомогою біопрепарату. Згідно з літературними джерелами, складові цього процесу включають розкладання органічних забруднень бактеріями, ріст та відмирання бактерій, вироблення поверхнево-активних речовин бактеріями, перетворення органічних забруднень на біологічно неокислені речовини, перенесення бактерій з урахуванням їх сорбції й десорбції, перенесення біологічно неокисленої речовини з рідиною з урахуванням її сорбції й десорбції та дифузії (див. рис. 2.3). Для опису динаміки бактеріальної популяції з урахуванням відмирання клітин мікроорганізмів можна використовувати рівняння, схожі на рівняння Моно [86, 111].

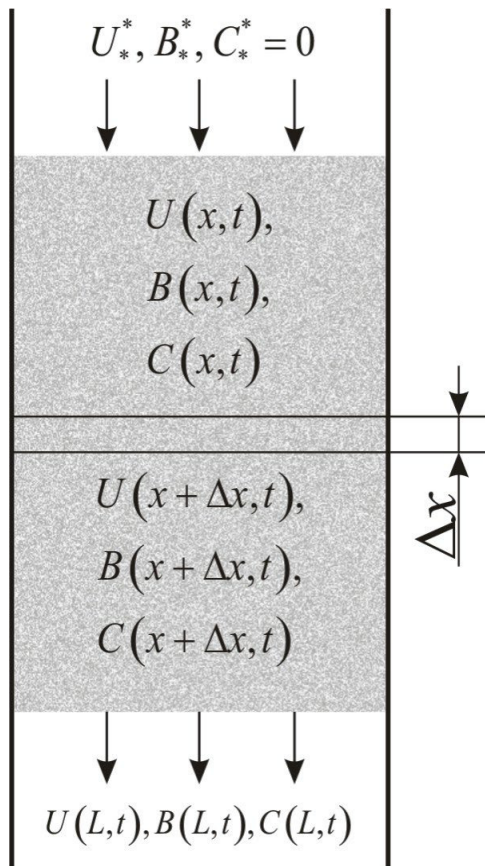


Рисунок 2.3. Схематичне зображення процесу аеробного очищення

Джерело: розроблено автором

адсорпції бактерій, ρ – густина середовища, σ – пористість).

Процес очищення рідини від забруднень включає в себе їх розкладання бактеріями та фільтрування біологічно неокислювальних речовин, що призводить до зниження їх вмісту. Розкладання може бути описане за допомогою рівняння типу Моно, а вимивання – рівнянням конвективного переносу [121]. Комбінація цих процесів дозволяє описати зміну концентрації забруднення з часом:

$$\frac{\partial U}{\partial t} = -\frac{1}{q} \frac{\mu_m U}{U + K_s} B - \frac{v\sigma}{\rho} \frac{\partial C}{\partial x}, \quad (2.3)$$

$$\frac{\partial B}{\partial t} = \frac{\mu_{\max} U}{U + K_s} B - \lambda B, \quad (2.1)$$

де B – концентрація бактерій, μ_{\max} – максимальна швидкість їх росту, U – концентрація забруднення (субстракту) в рідині, K_s – константа спорідненості субстрату до мікроорганізму, λ – швидкість відмирання клітин.

Якщо врахувати, що бактерії переміщуються разом із забрудненням у пористому середовищі, то можна отримати наступне рівняння для опису росту, відмирання та перенесення бактерій, аналогічне рівнянню [107]:

$$\frac{\partial B}{\partial t} = \frac{\mu_{\max} U}{U + K_s} B - \lambda B - \frac{v}{\sigma_e} \frac{\partial B}{\partial x}, \quad (2.2)$$

де v – швидкість руху, σ_e – ефективна пористість ($\sigma_e = k_a \rho + \sigma$, k_a – коефіцієнт

У даному рівнянні q - коефіцієнт, який встановлює пропорційність між кількістю клітин, що утворюються при поглинанні субстрату, C - концентрація біологічно неокисненої речовини.

Зазвичай можна припустити, що бактерії синтезують поверхнево-активні речовини одночасно з розкладанням вуглеводнів, тобто деяка частина вуглеводнів використовується для виробництва поверхнево-активних речовин. Аналогічно до попереднього рівняння, застосовуючи функцію Моно, можна записати рівняння, яке описує зміну концентрації біологічно неокислювальної речовини:

$$\sigma \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{\rho q_S} \frac{\mu_m U}{K_S + U} B - v \frac{\partial C}{\partial x} - \beta C + D_C \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, \quad (2.4)$$

В даному рівнянні, q_S - це коефіцієнт, який встановлює зв'язок між кількістю органічної неокисної речовини, яка формується з поглинутого субстрату, β - це коефіцієнт, що визначає кількість частинок біологічної неокисної речовини, які захоплюються фільтром [89, 149, 152, 155]. Також в рівнянні присутній коефіцієнт дифузії - D_C і $D_C = b_C \varepsilon$, $0 < b_C \leq 1$, ε - малий параметр.

Комплексна зміна концентрації бактерій, органічної та біологічно неокисної речовини в пористому середовищі описується системою диференціальних рівнянь (2.2), (2.3) та (2.4). Для врахування різноманітних взаємовпливів характеристик середовища та процесу доцільно використовувати запізнення за часом у відповідних рівняннях. Це дозволяє розщепити початкову "сильно нелінійну" задачу на більш прості нелінійні задачі. Запізнення завжди присутнє у реальних системах, викликане різними причинами, наприклад, перенесення забрудненої речовини вимагає часу. У цій модельній задачі з урахуванням запізнення, будь-яка зміна зовнішніх факторів, така як збільшення концентрації забруднення чи бактерій, відбувається лише після закінчення певного часу (часу запізнення $\tau > 0$).

$$\begin{cases} \frac{\partial B}{\partial t} = \Phi(U(x, t - \tau))B - \lambda B - \frac{v}{\sigma_e} \frac{\partial B}{\partial x}, \\ \frac{\partial U}{\partial t} = -\frac{1}{q} \Phi(U(x, t - \tau))B - \frac{v\sigma}{\rho} \frac{\partial C}{\partial x}, \\ \sigma \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{\rho q_s} \Phi(U(x, t - \tau))B - v \frac{\partial C}{\partial x} - \beta C + D_C \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, \end{cases} \quad (2.5)$$

$$\begin{aligned} B|_{x=0} &= B_*(t), \quad U|_{x=0} = U_*(t), \quad C|_{x=0} = 0, \\ \frac{\partial B}{\partial x}|_{x=L} &= 0, \quad \frac{\partial U}{\partial x}|_{x=L} = 0, \quad \frac{\partial C}{\partial x}|_{x=L} = 0, \\ B|_{t=0} &= 0, \quad C|_{t=0} = 0, \quad U|_{t=\tilde{t}} = 0, \quad -\tau \leq \tilde{t} \leq 0, \end{aligned} \quad (2.6)$$

де L – довжина фільтра, $\Phi(U) = \frac{\mu_{\max} U}{U + K_s}$.

Послідовність дій для розв'язання задачі (2.5)-(2.6) зображена на схемі 2.4 і може бути описана наступним чином:

1. Сформулюємо задачу, включаючи рівняння, початкові умови та граничні умови.
2. Задаємо кількість систем рівнянь n , на основі асимптотичного методу.
3. Застосуємо асимптотичний метод та отримаємо систему PDE.
4. Виберемо часовий інтервал.
5. Розв'яжемо систему PDE з пункту 3 за допомогою `pdere` в Matlab.
6. У разі виникнення помилки в процесі розрахунку, намагатимемося скоротити часовий інтервал з пункту 4 для отримання задовільного розв'язку на більш короткому часовому інтервалі.
7. У кінці отримаємо значення шуканої функції на всіх часових шарах, абсолютні та відносні похибки на точному розв'язку (якщо він відомий), графіки та анімації числового розв'язку (з точним розв'язком, якщо він відомий).

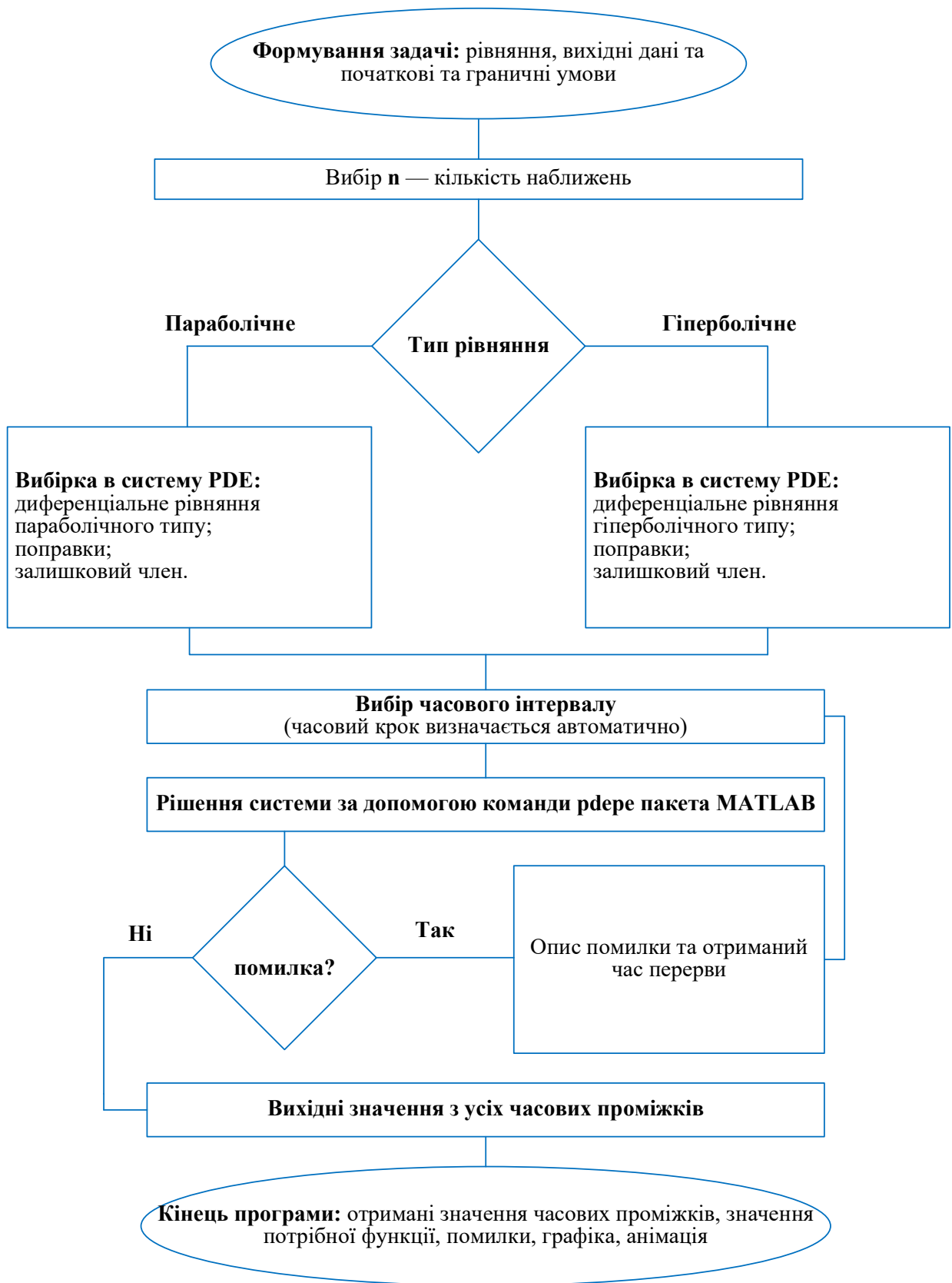


Рисунок 2.4. Алгоритм розв’язування дифузійної задачі

Джерело: розроблено автором

Для розв'язування задачі (2.6)-(2.7) з запізненням τ на часових проміжках $[(n-1)\tau, n\tau]$ ($n = 1, 2, \dots$) замінимо його послідовним розв'язанням n задач без запізнення [86,107].

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial B^{[n]}}{\partial t} = (\Phi_{n\tau} - \lambda) B^{[n]} - \frac{\nu}{\sigma_e} \frac{\partial B^{[n]}}{\partial x}, \\ \frac{\partial U^{[n]}}{\partial t} = -\frac{1}{q} \Phi_{n\tau} B^{[n]} - \frac{\nu\sigma}{\rho} \frac{\partial C^{[n]}}{\partial x}, \\ \sigma \frac{\partial C^{[n]}}{\partial t} = \frac{1}{\rho q_s} \Phi_{n\tau} B^{[n]} - \nu \frac{\partial C^{[n]}}{\partial x} - \beta C + \varepsilon b_c \frac{\partial^2 C^{[n]}}{\partial x^2}, \\ B^{[n]} \Big|_{x=0} = B_*^*(t), \quad U^{[n]} \Big|_{x=0} = U_*^*(t), \quad C^{[n]} \Big|_{x=0} = 0, \\ B^{[n]} \Big|_{t=0} = 0, \quad C^{[n]} \Big|_{t=0} = 0, \quad U^{[n]} \Big|_{t=\tilde{t}} = 0, \quad -\tau \leq \tilde{t} \leq 0, \\ \Phi_{n\tau} = \Phi(x, t) = \Phi(U^{[n-1]}(x, t - \tau)), \quad U^{[0]}(x, 0) = 0. \end{array} \right. \quad (2.7)$$

Тут $B^{[n]}$, $U^{[n]}$, $C^{[n]}$, — відповідно концентрації бактерій, органічної і біологічно неокисної речовини в пористому середовищі на часовому проміжку $[(n-1)\tau, n\tau]$.

Розв'язок задачі (2.7) з точністю $O(\varepsilon^{m+1})$ шукаємо у вигляді асимптотичних рядів за степенями малого параметра ε [111]

$$\begin{aligned} B^{[n]}(x, t) &= B_0^{[n]}(x, t) + \sum_{i=1}^m \varepsilon^i B_i^{[n]}(x, t) + R_B^{[n]}(x, t, \varepsilon), \\ U^{[n]}(x, t) &= U_0^{[n]}(x, t) + \sum_{i=1}^m \varepsilon^i U_i^{[n]}(x, t) + R_U^{[n]}(x, t, \varepsilon), \end{aligned} \quad (2.8)$$

$$C^{[n]}(x, t) = C_0^{[n]}(x, t) + \sum_{i=1}^m \varepsilon^i C_i^{[n]}(x, t) + \sum_{i=0}^m \varepsilon^i \tilde{C}_i^{[n]}(\tilde{\mu}, t) + R_C^{[n]}(x, t, \varepsilon),$$

де $R_B^{[n]}, R_U^{[n]}, R_C^{[n]}$ — залишкові члени, $B_i^{[n]}(x, t)$, $U_i^{[n]}(x, t)$, $C_i^{[n]}(x, t)$ ($i = \overline{0, m}$) — члени регулярних частин асимптоти, $\tilde{C}_i^{[n]}(\tilde{\mu}, t)$ ($i = \overline{0, m}$) — функції типу примежового шару (відповідно поправки на виході фільтраційної речовини), $\tilde{\mu} = (L - x) \cdot \varepsilon^{-1}$ — відповідні регуляризуючі перетворення [150].

Після підстановки формули (2.8) у (2.7) та застосування «стандартної процедури» прирівнювання [111, 156], ми отримуємо наступні задачі для визначення функцій $B_i^{[n]}(x,t)$, $U_i^{[n]}(x,t)$, $C_i^{[n]}(x,t)$ ($i = \overline{0, m}$):

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial B_0^{[n]}}{\partial t} = (\Phi_{n\tau} - \lambda) B_0^{[n]} - \frac{v}{\sigma_e} \frac{\partial B_0^{[n]}}{\partial x}, \\ \frac{\partial U_0^{[n]}}{\partial t} = -\frac{1}{q} \Phi_{n\tau} B_0^{[n]} - \frac{v\sigma}{\rho} \frac{\partial C_0^{[n]}}{\partial x}, \\ \sigma \frac{\partial C_0^{[n]}}{\partial t} + v \frac{\partial C_0^{[n]}}{\partial x} + \beta C_0^{[n]} = \frac{1}{\rho q_S} \Phi_{n\tau} B_0^{[n]}, \\ B_0^{[n]} \Big|_{x=0} = B_*^*(t), \quad U_0^{[n]} \Big|_{x=0} = U_*^*(t), \quad C_0^{[n]} \Big|_{x=0} = 0, \\ B_0^{[n]} \Big|_{t=0} = 0, \quad C_0^{[n]} \Big|_{t=0} = 0, \quad U_0^{[n]} \Big|_{t=\tilde{t}} = 0, \quad -\tau \leq \tilde{t} \leq 0, \\ \Phi_{n\tau} = \Phi(U^{[n-1]}(x, t - \tau)), \quad U^{[0]}(x, 0) = 0, \end{array} \right.$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial B_i^{[n]}}{\partial t} = \Phi \left(\sum_{i=1}^m U_{i-1}^{[n]} \right) B_{i-1}^{[n]} - \lambda B_i^{[n]} - \frac{v}{\sigma_e} \frac{\partial B_i^{[n]}}{\partial x}, \\ \frac{\partial U_i^{[n]}}{\partial t} = \Phi \left(\sum_{i=1}^m U_{i-1}^{[n]} \right) B_{i-1}^{[n]} - \frac{v\sigma}{\rho} \frac{\partial C_i^{[n]}}{\partial x}, \\ \sigma \frac{\partial C_i^{[n]}}{\partial t} + v \frac{\partial C_i^{[n]}}{\partial x} + \beta C_i^{[n]} = \Phi \left(\sum_{i=1}^m U_{i-1}^{[n]} \right) B_{i-1}^{[n]} + b_C \frac{\partial^2 C_{i-1}^{[n]}}{\partial x^2}, \\ B_i^{[n]} \Big|_{x=0} = 0, \quad U_i^{[n]} \Big|_{x=0} = 0, \quad C_i^{[n]} \Big|_{x=0} = 0, \quad B_i^{[n]} \Big|_{t=0} = 0, \quad U_i^{[n]} \Big|_{t=0} = 0, \quad C_i^{[n]} \Big|_{t=0} = 0. \end{array} \right.$$

Розв'язавши їх, отримаємо:

$$B_0^{[n]}(x,t) = \begin{cases} B_*^* \left(t - \frac{\sigma_e x}{v} \right) \cdot e^{\frac{\sigma_e}{v} \int_0^x (\lambda - \Phi_{n\tau}(\tilde{x}, t)) d\tilde{x}}, & t \geq \frac{\sigma_e x}{v}, \\ 0, & t < \frac{\sigma_e x}{v}, \end{cases}$$

$$B_i^{[n]}(x,t) = \begin{cases} \frac{\sigma_e}{v} e^{\frac{\lambda \sigma_e x}{v}} \cdot \int_0^x e^{-\frac{\lambda \sigma_e \tilde{x}}{v}} g_i^{[n]} \left(\tilde{x}, t + \frac{\sigma_e}{v} (\tilde{x} - x) \right) d\tilde{x}, & t \geq \frac{\sigma_e x}{v}, \\ \frac{e^{\lambda t}}{\sigma_e} \cdot \int_0^t e^{-\lambda \tilde{t}} g_i^{[n]} \left(\frac{v}{\sigma_e} (\tilde{t} - t) + x, \tilde{t} \right) d\tilde{t}, & t < \frac{\sigma_e x}{v}, \end{cases}$$

$$C_i^{[n]}(x,t) = \begin{cases} \frac{\sigma}{v} e^{\frac{\beta\sigma x}{v}} \cdot \int_0^x e^{-\frac{\beta\sigma \tilde{x}}{v}} W_i^{[n]} \left(\tilde{x}, t + \frac{\sigma}{v} (\tilde{x} - x) \right) d\tilde{x}, & t \geq \frac{\sigma x}{v}, \\ \frac{e^{\beta t}}{\sigma} \cdot \int_0^t e^{-\beta \tilde{t}} W_i^{[n]} \left(\frac{v}{\sigma} (\tilde{t} - t) + x, \tilde{t} \right) d\tilde{t}, & t < \frac{\sigma x}{v}, \quad i = \overline{0, m}, \end{cases}$$

$$U_0^{[n]}(x,t) = \int_0^t G_0^{[n]}(x, \tilde{t}) d\tilde{t} + U_*^*(t) - \int_0^t G_0^{[n]}(0, \tilde{t}) d\tilde{t},$$

$$U_i^{[n]}(x,t) = \int_0^t G_i^{[n]}(x, \tilde{t}) d\tilde{t},$$

$$\text{де } g_i^{[n]} = \Phi \left(\sum_{i=1}^m U_{i-1}^{[n]} \right) B_{i-1}^{[n]}, \quad W_0^{[n]} = \frac{1}{\rho q_s} \Phi_{nr} B^{[n]}, \quad G_0^{[n]} = -\frac{1}{q} \Phi_{nr} B^{[n]} - \frac{v\sigma}{\rho} \frac{\partial C_0^{[n]}}{\partial x}$$

$$, \quad W_i^{[n]} = \Phi \left(\sum_{i=1}^m U_{i-1}^{[n]} \right) B_{i-1}^{[n]} + b_c \frac{\partial^2 C_{i-1}^{[n]}}{\partial x^2}, \quad G_i^{[n]} = -\Phi \left(\sum_{i=1}^m U_{i-1}^{[n]} \right) B_{i-1}^{[n]} - \frac{v\sigma}{\rho} \frac{\partial C_i^{[n]}}{\partial x}, \quad i = \overline{1, m}.$$

Функції $\tilde{C}^{[n]} = \sum_{i=0}^m \tilde{C}_i^{[n]} \varepsilon^i$ ($i = \overline{0, m}$) призначені для вирішення проблем, які

виникають через неузгодженості між побудованими регулярними частинами

$C^{[n]}(x,t) = \sum_{i=0}^m C_i^{[n]} \varepsilon^i$ в околі точки $x = L$ (виходу фільтраційної течії), тобто

забезпечують виконання умови: $\frac{\partial}{\partial x} (C^{[n]} + \tilde{C}^{[n]}) = O(\varepsilon^{m+1})$. Для знаходження

цих функцій необхідно вирішити наступні задачі:

$$\begin{cases} b_c \frac{\partial^2 \tilde{C}_0^{[n]}}{\partial \tilde{\mu}^2} + v \frac{\partial \tilde{C}_0^{[n]}}{\partial \tilde{\mu}} + \beta \tilde{C}_0^{[n]} = 0, \\ \tilde{C}_0^{[n]} \xrightarrow{\tilde{\mu} \rightarrow \infty} 0, \quad \tilde{C}_{0\tilde{\mu}}^{[n]}(L,t) = C_{0x}^{[n]}(L,t), \end{cases} \quad (2.9)$$

$$\begin{cases} b_c \frac{\partial^2 \tilde{C}_i^{[n]}}{\partial \tilde{\mu}^2} + v \frac{\partial \tilde{C}_i^{[n]}}{\partial \tilde{\mu}} + \beta \tilde{C}_i^{[n]} = \sigma \frac{\partial \tilde{C}_{i-1}^{[n]}}{\partial t}, \\ \tilde{C}_i^{[n]} \xrightarrow{\tilde{\mu} \rightarrow \infty} 0, \quad \tilde{C}_{i\tilde{\mu}}^{[n]}(L,t) = C_{ix}^{[n]}(L,t), \quad i = \overline{1, m}. \end{cases} \quad (2.10)$$

Оскільки формули (2.9)-(2.10) є звичайними диференціальними рівняннями першого порядку та параболічними рівняннями зі сталими

коєфіцієнтами, розв'язки відповідних задач можна записати у явному вигляді. Оцінка залишкових членів проводиться за аналогією з [107].

Наведемо результати розрахунків за формулами (2.8) при $B_*^*(t) = 10$ кл/мл, $U_*^*(t) = 0.005$ г/г, $L = 5$ м, $v = 5$ м/год, $\beta = 36^{-1} \text{с}^{-1}$, $\lambda = 0.06$ доб $^{-1}$, $\sigma_e = 5$, $\sigma = 0.37$, $\mu_m = 2.5$ доб $^{-1}$, $K_S = 0.1$ г/г, $b_U = 1.25 \cdot 10^{-4}$ м 2 /год, $b_C = 2 \cdot 10^{-4}$ м 2 /год, $\rho = 1.5$ г/см 3 , $q = 2 \cdot 10^{-9}$ кл/г, $q_S = 4 \cdot 10^{11}$ кл/г.

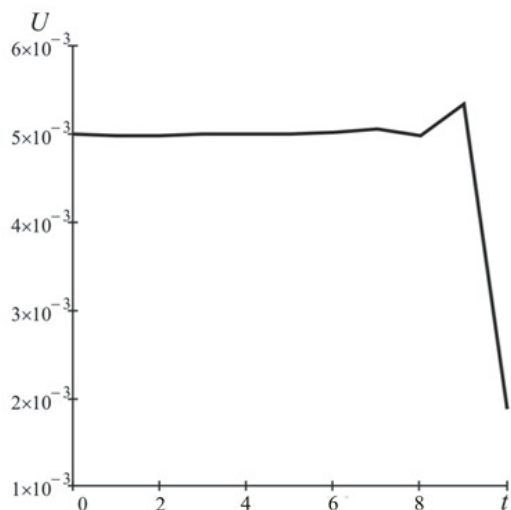


Рисунок 2.5. Розподіл концентрації забруднення на виході фільтра протягом 9 год

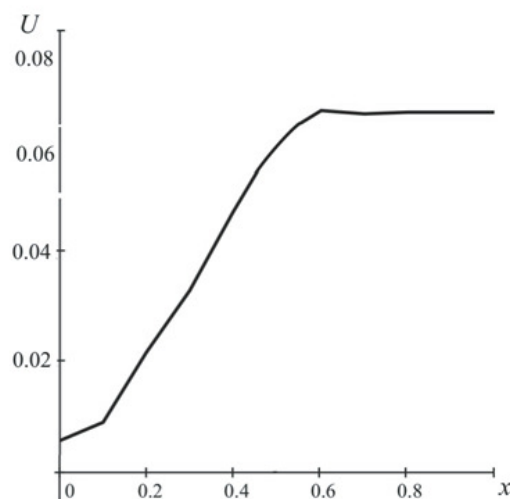


Рисунок 2.6. Розподіл концентрації забруднення вздовж фільтра у момент часу 9

Джерело: розроблено автором

На рисунках 2.5 та 2.6 зображений розподіл концентрації забруднення на виході з фільтра та вздовж нього відповідно. Як видно з графіків, протягом 9 годин фільтр практично не виконує своїх функцій, цей проміжок часу називається "зарядкою" фільтра. За цей час утворюються біологічно активні елементи, які сприяють процесу очищення стічних вод (див. рисунки 2.7 та 2.8). Починаючи з цього моменту, бактерії починають інтенсивно розмножуватися, тому можна призупинити їх подачу.

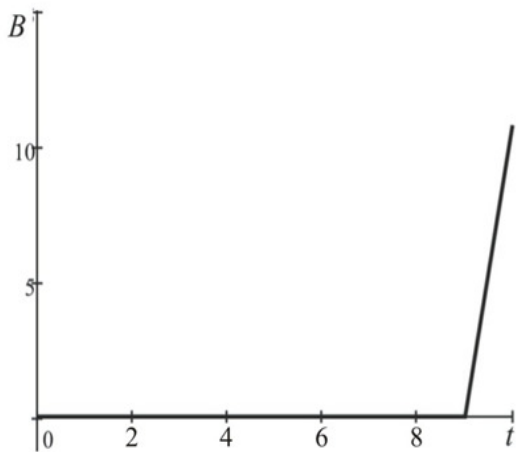


Рисунок 2.7. Розподіл концентрації бактерій на виході фільтра протягом 9 год

Джерело: розроблено автором

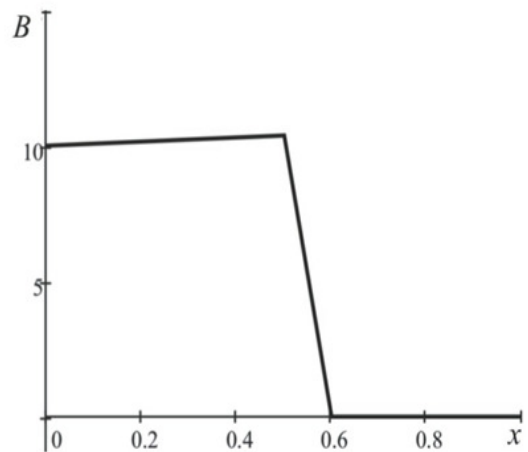


Рисунок 2.8 Розподіл концентрації бактерій вздовж фільтра у момент часу 9 год

З рисунків 2.9 та 2.10 видно, що протягом 9 годин концентрація біологічно неокисної речовини на виході фільтра майже не змінювалась, тоді як уздовж фільтра на момент 9 години концентрація збільшилась практично за лінійним законом [89-92, 154, 157]. Це пояснюється тим, що зріст кількості бактерій, які утворилися протягом періоду "зарядки" фільтра (див. рис. 2.7 та 2.8), призвів до збільшення кількості біологічно неокисної речовини.

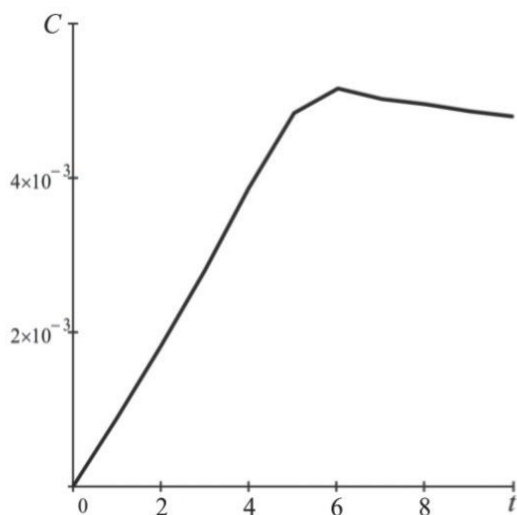


Рисунок 2.9. Розподіл концентрації біологічно неокисної речовини на виході фільтра протягом 9 год

Джерело: розроблено автором

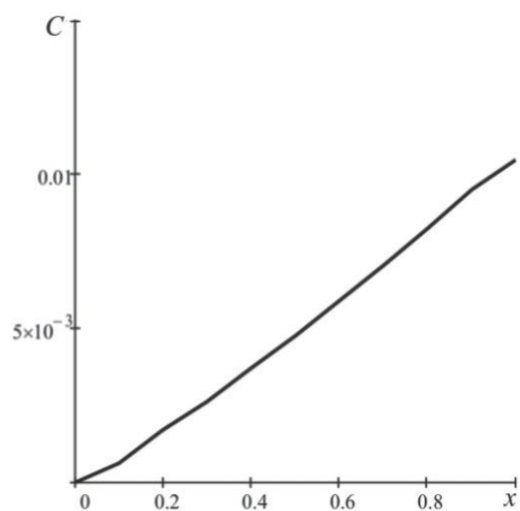


Рисунок 2.10 Розподіл концентрації біологічно неокисної речовини вздовж фільтра у момент часу 9 год

2.3. Розробка модельно-алгоритмічного комплексу системи анаеробного очищення стічних вод

Розробка алгоритмів аналізу стану систем анаеробної біологічної очищення передбачає можливість спостереження поведінки системи у різних видах станах Ω (наявність навчальної вибірки).

Зважаючи на раніше зазначені проблеми реалізації натурних експериментів (див. перший розділ) вище було наведено обґрунтування необхідності створення такої математичної моделі, що відображає закономірності протікання взаємовпливових процесів анаеробного бродіння, яка відповідала б таким вимогам:

1) повнота відображення природи процесів у системі, достатня для практично прийнятної якості систем моніторингу та керування, що розробляються;

2) адекватність опису внутрішнього стану системи як за нормальної роботи системи, і у разі виникнення несправностей різного роду, включаючи фактори, що призводять, з одного боку, до активності та життєздатності біомаси; з інший – до пригнічення мікроорганізмів;

3) облік впливу вхідних та обурювальних впливів Z на зміну стану біомаси в біореакторі та перебіг процесу анаеробного очищення стічних вод;

4) відображення взаємозв'язку спостережуваних і неспостережуваних параметрів процесу анаеробного бродіння та анаеробної біомаси для реалізації можливості оцінювання параметрів, що не спостерігаються, на основі вимірюваних;

5) універсальність та застосовність для різних конструктивних рішень анаеробних біореакторів.

В основу проектування сучасних анаеробних систем очищення стічних вод зазвичай покладено модель ADM1, розроблена міжнародною робочою групою IWA Task Group [4, 106, 112].

Модель ADM1:

1) докладно описує основні та проміжні етапи перетворення органічної речовини анаеробним біоценозом, розглядаючи п'ятистадійну модель анаеробного бродіння;

2) широко використовує емпірично отримані залежності кінетичних параметрів анаеробного бродіння, які безпосередньо залежать від складу та умов розвитку конкретної популяції мікроорганізмів і на порядки відрізняються в різних дослідженнях [74, 101, 106, 112], що свідчить про відсутність єдиного підходу до проведення досліджень та ін ;

3) передбачає, що процес анаеробного бродіння відбувається в біореакторі типу «ідеальний змішувач» з миттєвим вирівнюванням концентрацій речовин та біомаси за обсягом робочої зони апарату;

4) враховує перенесення речовин у біореакторі балансовими рівняннями, що допустимо для моделі «ідеального змішування»;

5) не враховує наявність застійних зон та нерівномірний розподіл речовин та біомаси в анаеробному біореакторі, що характерно для апаратів великого об'єму з низькою інтенсивністю перемішування, обумовленої особливостями життєдіяльності мікробної популяції;

6) вимагає уточнення для використання в реальних анаеробних біореакторах- змішувачів або апаратів-витісників.

У подальшій роботі для опису процесів очищення стічних вод в анаеробному біореакторі пропонується спільний розгляд моделі анаеробної кінетики бродіння ADM1 та рівнянь конвективного масопереносу, теплоперенесення та гідродинаміки газорідного середовища, що дозволяють врахувати вплив фізичних процесів на мікробну популяцію, а також уточнити обмежуючу дію масових, теплових потоків та гідродинамічної обстановки на процес очищення в біореакторі.

Зазначимо, що існуючі [1, 7, 11, 31, 42 49, 50, 54, 61, 66, 74, 75, 101, 103] математичні моделі не дозволяють врахувати взаємозв'язки безлічі хіміко-фізичних та біологічних процесів, і орієнтовані різні конструкції біореакторів.

Розроблена узагальнена модель [33, 40, 112] дозволить розробити загальний підхід до опису процесів у різних біореакторах, що дозволить виділити загальні закономірності процесу та виробити приватні рекомендації для її використання стосовно конкретної конструкції апарату.

Розроблювана математична модель анаеробного біореактора повинна найбільш повно відображати взаємозв'язки фізичних, технічних та біохімічних процесів для подальшого визначення на її основі параметрів процесу очищення на етапах проектування, формалізації діагностичних ознак узагальнених станів системи, розробки системи моніторингу стану об'єкта, а також оцінювання невимірюваних параметрів анаеробного бродіння за параметрами, що характеризують функціонування СБО як технічного об'єкта. Для цього необхідний облік зміни технічних параметрів, пов'язаних із життєдіяльністю біомаси, з одного боку, та облік впливу несправностей технічних підсистем очисних споруд на біохімічні процеси СБО, інший.

Розглядаючи процес очищення стічних вод в анаеробному біореакторі, необхідно враховувати особливості поетапного перетворення органіки різними групами мікроорганізмів біомаси. У процесі анаеробного бродіння однієї стадії є субстратом для наступної, зрештою розкладаючи органічне забруднення стічної води до біогазу.

Незважаючи на різноманітність конструкцій анаеробних біореакторів, у загальному випадку можна уявити його як ємність (рисунок 2.3), оснащену пристроями для підведення стічної води, відведення очищеної води і біогазу. У робочій зоні біореактора розташовується активна мікрофлора, що окислює органічне забруднення стічної води. Крім того, біореактор може бути оснащений теплообмінними пристроями, що забезпечують робочу температуру процесу зброджування, контрольно-вимірювальними приладами, у деяких конструкціях – пристроями для перемішування рідини [113].

Аналіз моделей анаеробного бродіння [24], заснованих на різних підходах до моделювання процесів та застосування моделі ADM-1, показує, що для опису роботи анаеробного біореактора достатньо розгляд двостадійної

моделі процесу [1, 7, 11, 21, 31, 42, 49, 50, 54, 61, 66, 74]. На вхід до біореактора подається стічна вода з еквівалентною концентрацією глюкози S_{in} . Глюкоза на першій стадії процесу поглинається групою кілотогенних мікроорганізмів з концентрацією B_1 і розкладається ними до органічних кислот, що подаються у вигляді еквівалентної концентрації оцтової кислоти P . Оцтова кислота є поживною речовиною для метаногенів, концентрація яких в біореакторі дорівнює B_2 , і розкладається G . Біогаз мало розчинний у рідині і відводиться з біореактора в об'ємі V_G через газовідвідні пристрої. Очищена вода містить залишкове забруднення, представлене сумою залишкових концентрацій глюкози S_{out} і оцтової кислоти P_{out} , яка повинна перевищувати заданого нормативами чи технологічними регламентами значення, т. е. $S_{out} + P_{out} \leq S_{norm}$.

Двостадійний процес анаеробного бродіння протікає за схемою: $S + B_1 \rightarrow P$, $P + B_2 \rightarrow G$ і може бути представлений як (рисунок 2.11).

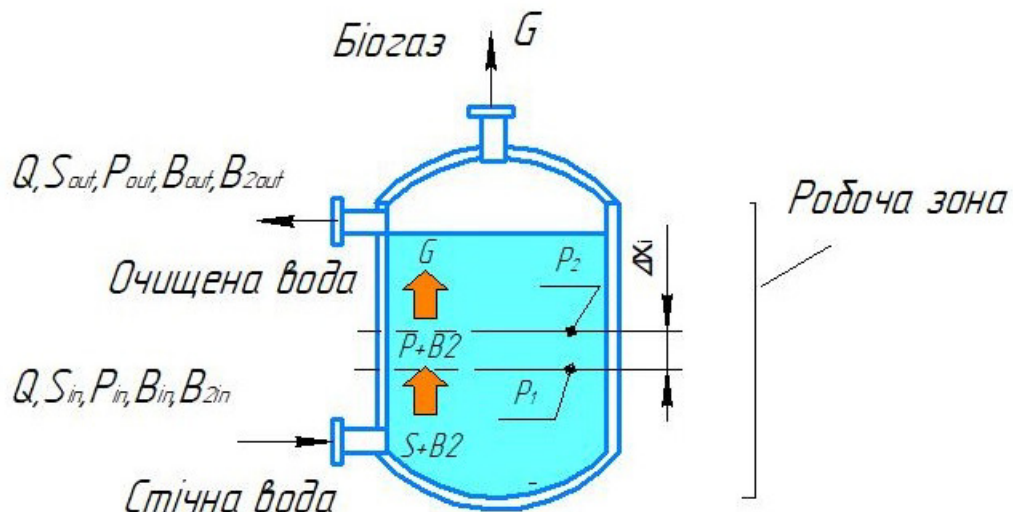


Рисунок 2.11. Схема процесів перетворення органічного забруднення стічної води в анаеробному біореакторі

Джерело: розроблено автором

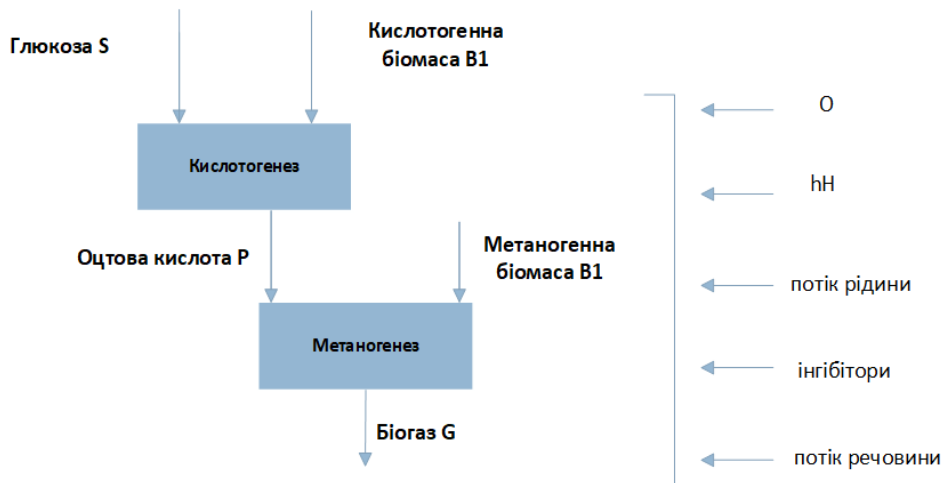


Рисунок 2.12. Схема двостадійного процесу анаеробного розкладання органічного забруднення стічної води анаеробному біореакторі

Джерело: розроблено автором

Стадії кислотогенезу та метаногенезу відбуваються значно повільніше за інші та визначають загальну швидкість процесу [6], впливом на них можна збільшити інтенсивність та ефективність очищення, підняти концентрацію метану в утвореному біогазі, використовуючи різні конструктивні рішення та змінюючи умови у робочій зоні біореактора. Так само, зміни показників саме цих стадій може найбільшою мірою свідчити про порушення технологічного процесу очищення та бути необхідною інформацією для ухвалення рішення щодо повернення системи у працездатний стан.

Дослідження та моделювання різних процесів в анаеробних біореакторах наведені в [21, 31, 42 49, 50, 54, 70, 83, 102, 120] і зводяться до того, що швидкість зміни в часі концентрації кожного з цих компонентів описується рівнянням масового балансу апарату, що враховує фізичні процеси транспорту та розподілу речовини та біохімічні процеси її перетворення анаеробною біомасою:

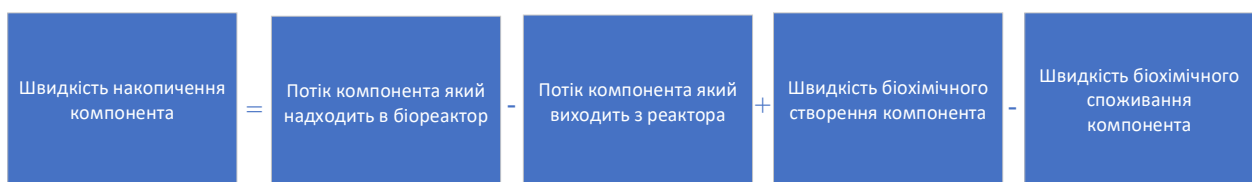


Рисунок 2.13. Схема процесу в анаеробних біореакторах

Джерело: розроблено автором

Для основних параметрів анаеробного бродіння запишемо модельну задачу на основі рівняння масового балансу та відповідних фізичних процесів у наступній формі [4, 16, 70, 83, 102, 106]:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial C}{\partial t} = f_C \left(C, \frac{\partial C}{\partial x}, \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, W, \theta \right) - r_{S1}(B_1, C, K_1), \\ \frac{\partial P}{\partial t} = f_P \left(P, \frac{\partial P}{\partial x}, \frac{\partial^2 P}{\partial x^2}, W, \theta \right) - r_{P1}(B_2, P, K_2) + r_{P2}(B_1, C, K_1), \\ \frac{\partial G}{\partial t} = f_G \left(G, C, \frac{\partial C}{\partial x}, \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, \frac{\partial G}{\partial x}, \frac{\partial^2 G}{\partial x^2}, W \right) + r_{G1}(B_2, P, K_2), \\ \frac{\partial B_1}{\partial t} = f_{B1} \left(B_1, \frac{\partial B_1}{\partial x}, \frac{\partial^2 B_1}{\partial x^2}, Q, W, \theta \right) + r_{B1}(B_1, C, K_1), \\ \frac{\partial B_2}{\partial t} = f_{B2} \left(B_2, \frac{\partial B_2}{\partial x}, \frac{\partial^2 B_2}{\partial x^2}, Q, W, \theta \right) + r_{B2}(B_2, C, K_2), \\ \frac{\partial \theta}{\partial t} = f_\theta \left(\theta, \frac{\partial \theta}{\partial x}, \frac{\partial^2 \theta}{\partial x^2}, W \right), \\ \frac{\partial W}{\partial t} = f_W(W, Q, p). \end{array} \right. \quad (2.11)$$

$$\begin{aligned} C|_{x=0} &= C_{in}(t), \quad P|_{x=0} = P_{in}(t), \quad G|_{x=0} = 0, \quad B_1|_{x=0} = B_{1in}(t), \quad B_2|_{x=0} = B_{2in}(t), \quad \theta|_{x=0} = \theta_{in}(t), \\ \frac{\partial C}{\partial x} \Big|_{x=L} &= 0, \quad \frac{\partial P}{\partial x} \Big|_{x=L} = 0, \quad \frac{\partial G}{\partial x} \Big|_{x=L} = G^{out}, \quad \frac{\partial B_1}{\partial x} \Big|_{x=L} = 0, \quad \frac{\partial B_2}{\partial x} \Big|_{x=L} = 0, \quad \frac{\partial \theta}{\partial x} \Big|_{x=L} = 0, \\ C|_{t=0} &= 0, \quad P|_{t=0} = 0, \quad G|_{t=0} = 0, \quad G|_{t=0} = 0, \quad B_1|_{t=0} = 0, \quad B_2|_{t=0} = 0, \quad \theta|_{t=0} = 0, \end{aligned} \quad (2.12)$$

У системі (2.11) функції $f_S, f_P, f_G, f_{B1}, f_{B2}$ задають розподіл концентрацій глюкози, оцтової кислоти, біогазу, кислотогенної та метаногенної біомаси в біореакторі і описується рівняннями дифузійно-конвективного масопереносу. Вигляд цих рівнянь залежить від конструкції біореактора та відповідних значень вектора \mathbf{K} . f_θ, f_W – функції, що визначають поле температур і гідродинамічний стан біореактора, відповідно, що включають компоненти векторів \mathbf{P}_r і \mathbf{T}_{erm} , і вид яких визначається конструктивним виконанням \mathbf{K} біореактора. Функції $r_{S1}, r_{P1}, r_{P2}, r_G, r_{B1}, r_{B2}$ визначають біохімічні процеси при анаеробному очищенні стічних вод:

розкладання органічної речовини, утворення продуктів мікробіологічної реакції та зростання популяції мікроорганізмів. Вектори $\mathbf{K}_1 = (\mu_1, Y_{X1}, K_{SX1}, K_{mX1}, K_{S1}, Y_{S1})$ і $\mathbf{K}_2 = (\mu_2, Y_{X2}, K_{SX2}, K_{mX2}, K_{S2}, Y_{S2}, V_{mmax}, K_m, K_{im})$ являють собою набір кінетичних параметрів, характеризують особливості життєдіяльності відповідно кислотогенної та метаногенної популяцій мікроорганізмів. Ці параметри залежать від видового складу біомаси, умов її розвитку та життєдіяльності, найбільшою мірою від температури θ_x у робочій зоні біореактора, і визначаються емпірично або зі стехіометричних співвідношень.

Запропонований формальний запис математичної моделі (2.11) дозволяє спільно розглянути фізичні та біохімічні процеси та їх взаємний вплив при анаеробному біологічному очищенні стічних вод. При цьому розподіл речовин та біомаси по біореактору описується відомими рівняннями масопереносу та матеріального балансу, доповненими компонентами біохімічної реакції.

Відмінності моделі СБО (2.11) від відомих характеризуються наступними положеннями.

1. Модель враховує основні процеси, що відбуваються в біореакторі та визначають його конструктивні та експлуатаційні параметри, що важливо як для проектування систем анаеробного біологічного очищення, так і для розробки алгоритмів прийняття управлінських рішень у системі моніторингу локальних очисних споруд.

2. Модель описує внутрішній стан системи анаеробного очищення стічних вод, що визначається концентраціями речовин та біомаси, а також кінетичними параметрами, що характеризують активність мікроорганізмів.

3. Модель відображає вплив вхідних параметрів системи, а саме концентрації органічних речовин у вхідному потоці стічної води, кислотності стоку, температури процесу, швидкості розведення, витрати стічної води в апараті, на стан системи, що призводить до можливості побудови алгоритмів

обчислення параметрів, що не спостерігаються. основі вимірювань у процесі анаеробного бродіння.

4. Початкові та граничні умови для вирішення системи (2.11) визначаються конкретною конструкцією та принципом дії біореактора, що дозволяє використовувати її для різних конструктивних виконань систем анаеробного очищення.

5. Модель є основою побудови комп'ютерної моделі СБО, включеної в структуру системи моніторингу узагальненого стану СБО, що розробляється далі, оскільки поряд з частково невимірюваними біохімічними характеристиками, містить доступні до вимірювання технічні параметри СБО (як компоненти векторів **Pr**, **Term**, **K**):

Зазначені особливості моделі (2.11) розкривають термін узагальнена, оскільки дозволяють використовувати її для більшості типів анаеробних біореакторів.

Щодо певних конструкцій анаеробних біореакторів аналогічні (2.11) рівняння відомі [14, 58, 78, 116]. Як правило, їх аналітичне рішення утруднене чи неможливо, що призводить до необхідності використання чисельних методів та побудови комп'ютерних моделей анаеробного біореактора.

За підсумками аналізу узагальненої математичної моделі (2.11) можна вирішити такі завдання.

1. Визначення необхідних керуючих впливів системи автоматизованого/автоматичного керування анаеробним біореактором.

Так,

- змінюючи температуру в робочій зоні біореактора, можна впливати на швидкість перетворення забруднень мікробною популяцією;

- зміна витрати рідини, що очищається в анаеробному біореакторі, дозволяє керувати часом перебування стоку на очищенні, тим самим збільшуючи або зменшуючи ступінь розкладання органічних забруднень;

- введення реагентів на основі даних контрольно-вимірювальної апаратури дозволяє (при відхиленнях значень контрольованих параметрів) стабілізувати процес очищення.

2. Синтез системи автоматичного керування анаеробним біореактором для заданих керуючих та керованих змінних, що використовує систему рівнянь (2.11) як модель об'єкта керування.

3. Вибір та аналіз змінних процесу, значущих для визначення спостережуваного стану системи завдяки врахуванню впливу різнорідних факторів на технологічний процес очищення для широкого класу конструкцій анаеробних біореакторів.

4. Побудова системи моніторингу стану та підтримки прийняття рішення для споруд анаеробного біологічного очищення, при доповненні експертними знаннями та інформацією, накопиченою в процесі експлуатації станцій біологічного очищення,

5. Вибір ефективних рішень при управлінні технологічним процесом, прогноз розвитку стану системи, оцінка ризиків у разі позаштатних ситуацій, таких, як пікові навантаження, аварійні викиди забруднень, а також облік впливу цих факторів при розробці конструкції анаеробного біореактора та його проектуванні.

На основі математичної моделі СБО забезпечується

- оцінювання невимірюваних параметрів, що характеризують стан біомаси,

•формування набору діагностичних ознак системи для синтезу алгоритмів аналізу стану анаеробної біомаси та СБО в цілому.

Однією з серйозних умов застосування на практиці запропонованої моделі є наявність сформульованих початкових та граничних умов для конкретного конструктивного вирішення анаеробного біореактора, що найчастіше важко реалізується і вимагає проведення низки лабораторних досліджень, використання методів та принципів теорії подібності тепло-масообмінних процесів, а також прийомів спрощень та припущень [15-17, 114, 122]. Деякі з них показані нижче на прикладах анаеробних біореакторів із зважено-седиментованою біомасою та із закріпленою на нерухомих носіях біомасою.

Висновки до розділу 2

1. Розроблено модель структурних зв'язків та взаємного впливу основних параметрів процесу біологічного очищення стічних вод, життєдіяльності анаеробного біоценозу, технічних та технологічних особливостей організації процесу очищення та конструктивних рішень використовуваного обладнання, що дозволяє виділити контрольовані ознаки, що застосовуються для аналізу узагальненого стану системи біологічної очистки стічних вод.

2. Розроблено узагальнену математичну модель процесу очищення стічних вод в біореакторі, яка пов'язує системотехнічні, фізичні та біохімічні процеси, враховує їхній взаємний вплив. Узагальнена математична модель включає конструктивні параметри біореактора лише на рівні визначення початкових та граничних умов, що дозволяє використовувати її для більшості конструкцій анаеробних біореакторів, а облік впливу різнорідних факторів на

процес очищення дозволяє провести вибір та аналіз параметрів, значущих для визначення спостережуваного стану СБО.

3. Отримана узагальнена математична модель покладена основою системи моніторингу узагальненого стану СБО при доповненні її експертними знаннями та інформацією, накопиченою в процесі експлуатації станції біологічного очищення, що дозволяє вибирати ефективні рішення при управлінні технологічним процесом, будувати прогноз розвитку стану системи, оцінювати ризики при виникненні позаштатних ситуацій, таких, як пікові навантаження, аварійні викиди забруднень, а також враховувати вплив цих факторів при розробці конструкції анаеробного біореактора та його проектуванні.

РОЗДІЛ 3. РОЗРОБКА АЛГОРИТМУ УЗАГАЛЬНЕНОГО СТАНУ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ

3.1. Особливості моніторингу узагальненого стану систем біологічної очистки

Окремою складовою частиною дослідження є визначення рівня деградації біомаси на різних її рівнях. Як відомо з розділу 1, системи складної структури можуть перебувати в стані робочої здатності, часткової робочої здатності або неробочої здатності. У даному дослідженні пропонується додатково оцінювати стан біомаси у біореакторі.

Робоча здатність біологічної очистки в цілому залежить від робочої здатності її підсистем, які зображені на рисунку 1.4 розділу 1. Біологічні процеси є основою очистки стічних вод. Вони характеризуються високою інертністю та чутливістю біомаси до багатьох факторів, що спричиняють її деградацію.

Параметри стану біомаси в сучасних системах зазвичай визначаються у лабораторних умовах, і можливості їх постійного контролю суттєво обмежені. У частково робочому стані концентрація забруднень у вихідному потоці очищеної води повинна задовольняти встановленим вимогам, причому інші параметри можуть перебувати в діапазонах, неприйнятних для робочого стану.

Наприклад, накопичення летючих жирних кислот VFA в робочій зоні біореактора може призвести до зменшення інтенсивності виходу біогазу, але запропонована якість очистки все ж забезпечується. У деяких випадках неробочий стан може призвести до ризику аварійних ситуацій, пов'язаних з виходом з ладу супутнього обладнання системи.

Несправності типового обладнання (насоси, теплообмінники тощо) виявляються відомими методами і нарешті впливають на параметри ефективності процесу очищення через порушення технологічного процесу. У межах цієї роботи вплив цих несправностей не розглядається.

Найскладнішою та мало вивченою причиною несправностей анаеробних систем очищення є порушення нормальної життєдіяльності біомаси, процесів розвитку популяції та деградації популяції мікроорганізмів. Фізико-хімічні процеси в біореакторі та умови проведення технологічного процесу очищення безпосередньо впливають на стан мікроорганізмів. Наявність кількох груп мікроорганізмів, що здійснюють поетапну трансформацію органічних забруднень стічних води та в різній мірі чутливих до умов навколишнього середовища, обумовлює особливості прояву станів деградації біомаси через дію різних негативних факторів.

На початкових етапах деградації біомаси вплив негативних факторів на мікроорганізми не впливає на якість очищення. Однак своєчасне виявлення та усунення причин пригнічення мікробної популяції дозволяє коригування параметрів технологічного процесу найбільш ефективно (за критерієм безвідмовної роботи) та малозатратно відновити активну життєдіяльність біомаси та запобігти втраті працездатності системи.

Процес деградації біомаси, що розвивається, проявляється у зниженні показників ефективності, зокрема, у зниженні якості очищення Q_{qual} , у зменшенні вмісту метану CH_4 в біогазі та інтенсивності виробництва біогазу I_G .

На цьому етапі популяція мікроорганізмів може перейти в стан значної деградації, що викликає нероботоздатний стан системи та необхідність проведення складних заходів щодо відновлення її працездатності.

Стан біомаси є найважливішою характеристикою всіх процесів в СБО, високочутливою до змін технологічного процесу очищення, включаючи аварійні ситуації, а також до несправностей технічних підсистем очисних споруд. При відсутності явних порушень технологічного режиму очищення (залпові викиди стічних вод за об'ємом і/або концентрацією, викиди токсичних речовин та ін.), деградація біомаси свідчить про несправності технічних підсистем очисних споруд:

1. наявність підвищеної концентрації органічних речовин - несправності усереднювачів, обладнання фізико-хімічної обробки стічних вод;

2. недостатнє живлення біомаси - несправності насосного обладнання та трубопроводів, усереднювачів, обладнання фізико-хімічної обробки стічних вод, заливання біореактора;

3. руйнування клітинних агрегатів - несправності насосного обладнання, обладнання механічної очистки;

4. вихід з температурного режиму - несправності теплообмінного обладнання;

5. недостатність часу HRT обробки стічних вод - несправності насосного обладнання, заливання біореактора;

Наразі проводяться дослідження різних аспектів анаеробного бродіння, зокрема анаеробної біомаси:

- в роботах [59, 80] аналізуються особливості різних видів анаеробних мікроорганізмів та їх застосовність в процесах очищення стічних вод різного походження;
- розробляються біологічно активні добавки, що дозволяють збільшити активність анаеробної біомаси [108,115];
- вдосконалюються конструкції анаеробних біореакторів [53, 62, 81, 105];
- велика увага приділяється методам аналізу стану процесу анаеробного бродіння [2, 13, 26, 51, 60, 65, 67, 79, 84, 97, 118], а також розробці приладів неперервного контролю його параметрів [67, 118];
- в роботах [41, 60, 63, 65, 67, 79, 84, 97, 118] показано, що стан біомаси можливо оцінювати за непрямими параметрами, які піддаються вимірюванню в процесі анаеробного бродіння.

Параметри, що характеризують стан біомаси В (розділ 2), не підлягають безпосередньому приладовому вимірюванню та вимагають значних зусиль при лабораторних дослідженнях. Показники біохімічних процесів, такі як

концентрація біомаси в біореакторі b_1 , швидкість деградації або розвитку популяції b_2 , рівень її активності b_3 , b_4 , потребують спостерегачів стану, оскільки їх не можна безпосередньо виміряти в процесі експлуатації.

3.2. Аналіз загального стану СБО з урахуванням можливої деградації біомаси

Вибір діагностичних ознак при аналізі узагальненого стану СБО з урахуванням можливої деградації біомаси. Діагностичними ознаками називають показники властивостей об'єкта, доступні для спостереження та використовувані для визначення його стану [27]. Завданням вибору діагностичних ознак є визначення множини вимірюваних параметрів СБО, яка забезпечує повну спостережливість заданих видів станів. Стан об'єкта називається спостережливим, якщо він відрізняється від інших станів на множині діагностичних ознак [27]. З економічної точки зору, кількість параметрів, за якими оцінюється стан об'єкта, повинна бути мінімальною. Запропоновано наступний алгоритм вибору мінімального набору діагностичних ознак при аналізі узагальненого стану СБО (алгоритм 3.1).

Алгоритм 3.1. Вибір мінімального набору діагностичних ознак загального стану СБО з урахуванням можливої деградації біомаси.

Кроки алгоритму	Пояснення
Крок 1. Формалізація видів станів СБО.	Формалізувати види станів на основі структури аналізу стану СБО (рисунок 1.8) та виявлених причин деградації біомаси
Крок 2. Визначення діапазонів значень змінних станів у заданих видах станів.	Визначити діапазони значень змінних стану, зокрема, біомаси, що дозволять віднести спостережуваний стан СБО до одного з заданих видів станів.

Крок 3. Формування вибірки спостережуваних станів СБО на комп'ютерній моделі.	Провести розрахунки на комп'ютерній моделі для різних значень параметрів системи з метою формування вибірки спостережуваних станів СБО
Крок 4. Формулювання правил прийняття рішень щодо віднесення спостережуваного стану до одного з заданих видів станів.	Розбити множину отриманих на моделі спостережуваних станів СБО на виділені види станів відповідно до діапазонів значень параметрів біомаси та параметрів, що характеризують роботоздатність системи S_{out} , Q_{in} , VG , CH_4
Крок 5. Класифікація спостережуваних станів з отриманої вибірки.	
Крок 6. Визначення діапазонів значень діагностичних ознак в виділених видах станів.	Визначити діапазони значень діагностичних ознак системи в різних станах та сформуванати таблицю станів СБО з урахуванням життєдіяльності біомаси на основі даних комп'ютерного моделювання
Крок 7. Вибір мінімального набору діагностичних ознак, що оптимальний за заданим критерієм.	Вибрати мінімальний набір діагностичних ознак, оптимальний за заданим критерієм (мінімальна вартість проведення перевірок, максимальна інформативність), що дозволить віднести спостережуваний стан СБО до одного з заданих видів станів.
Крок 8. Перевірка значимості мінімального набору діагностичних ознак.	
Вихід: мінімальний набір діагностичних ознак при оцінці стану СБО, що є оптимальним за обраним критерієм.	

Джерело: розроблено автором

На основі алгоритму 3.1 може бути сформована агрегована модель СБО як об'єкта аналізу стану, що містить мінімальний набір діагностичних ознак. Така модель може бути використана при розробці алгоритмів підтримки прийняття рішень, застосовуваних в інформаційних системах біологічної очистки води чи SCADA системах диспетчерського керування системою анаеробної біологічної очистки.

Класифікація станів анаеробного біореактора на основі причин пригнічення біомаси. Як було показано раніше, загальноприйнятим підходом до класифікації видів станів складних технічних систем, до яких відносяться і системи анаеробної біологічної очистки, є визначення працездатності системи та аналіз причин втрати працездатності. Основною підсистемою СБО, що найбільш впливає на її працездатність, є біореактор. На основі виділених у дослідженні груп несправностей технічних підсистем, що призводять до деградації найбільш чутливого елемента біореактора - біомаси, сформовано множину $St = \{St_i, i = 1, 16$ видів станів біореактора (таблиця 3.1) без урахування часового фактора (похідні за часом основних показників СБО дорівнюють нулю).

Таблиця 3.1

Класифікація видів стану анаеробного біореактора з урахуванням деградації біомаси

Позначення виду стану	Група станів	Вид стану
St_1	Робочий стан з нормальною активністю біомаси.	Робочий стан з нормальною активністю біомаси.
St_2	Працездатний стан з ознаками початку дестабілізації анаеробної біомаси	Вплив високих концентрацій субстрату з ознаками закислення біореактора
St_3		Недостатнє живлення
St_4		Руйнування клітинних агрегатів
St_5		Вихід із температурного режиму
St_6		Підвищене навантаження по стічних вод

Продовження таблиці 3.1.

St ₇	Частково робочий стан з ознаками розвиваючої деградації анаеробної біомаси.	Вплив високих концентрацій субстрату з ознаками закислення біореактора.
St ₈		Недостатнє живлення
St ₉		Руйнування клітинних агрегатів
St ₁₀		Вихід із температурного режиму
St ₁₁		Підвищене навантаження по стічних вод
St ₁₂	Непрацездатний стан зі значною деградацією анаеробної біомаси	Вплив високих концентрацій субстрату з ознаками закислення біореактора.
St ₁₃		Недостатнє живлення
St ₁₄		Руйнування клітинних агрегатів
St ₁₅		Вихід із температурного режиму
St ₁₆		Підвищене навантаження по стічних вод

Джерело: розроблено автором

Основою наведеного розподілу на види станів є ступінь деградації біомаси, параметри якої не можуть бути прямо виміряні, але їх значення в різних станах системи можуть бути обчислені під час комп'ютерного моделювання процесів СБО [138-140].

Визначення діапазонів значень параметрів біомаси для різних станів. Стан біомаси характеризується рядом показників, які не піддаються прямому спостереженню в процесі анаеробної очистки та формують вектор стану біомаси **В**.

Діапазони значень параметрів вектора **V** для різної ступені деградації біомаси є одним з основних ознак для віднесення аналізованого стану СБО до одного з заданих видів станів.

У відомих дослідженнях виділення подібних діапазонів не виконується, проте, узагальнюючи дані робіт [1, 4, 10, 42, 47, 66, 75, 103, 106], приймемо наступну умовну класифікацію станів біомаси:

- нормальний розвиток мікробної популяції, якщо значення всіх елементів вектора **V** $b_i \geq 70\%$;
- початковий період деградації мікробної популяції, якщо значення елементів вектора **V**, $b_i \geq 50\%$ і принаймні одного з них $50\% \leq b_i < 70\%$;
- розвинута деградація мікробної популяції, якщо значення вектора **V**, $b_i < 50\%$ і принаймні одного з них $50\% \leq b_i < 70\%$;
- значна деградація мікробної популяції, якщо значення всіх елементів вектора **V**, $b_i < 50\%$.

Виділення спостережуваних параметрів під час моніторингу стану біореактора. Для спостереження за станом біореактора при анаеробному очищенні стічних вод розроблені прилади неперервного контролю деяких параметрів (розхідоміри, термодатчики, рН-метри, аналізатори), автоматизовані пробовідбірники з наступним напівавтоматичним аналізом проб, а також методики лабораторних досліджень проб, що потребують наявності кваліфікованого персоналу та обладнаної лабораторії.

Серед доступних для вимірювання параметрів процесу в системі біологічного очищення, на основі моделі структурних зв'язків процесів при анаеробному бродінні та аналізу математичної моделі СБО, виділені параметри, які можуть дотично вказувати на стан біомаси. Для вибору інформативних ознак при моніторингу стану біореактора, необхідно знати значення цих параметрів системи в кожному з заданих видів станів. Однак проведення експериментальних досліджень на системі анаеробного біологічного очищення обмежується через ряд причин:

1. СБО є дорогавартісними спорудами, які займають значну площу для будівництва;
2. Запуск і зміна режиму роботи СБО пов'язані з тривалими перехідними процесами, які зумовлені специфікою життєдіяльності анаеробної біомаси;
3. Природне моделювання станів значної деградації біомаси та аварійних ситуацій може призвести до екологічних ризиків;
4. Багато параметрів, що характеризують стан біореактора, зокрема біомаси, не підлягають прямому або навіть лабораторному вимірюванню, але суттєво впливають на працездатність системи; їх визначення потребує розробки математичної, а в подальшому і комп'ютерної моделі, яка дозволить визначити їх значення в різних станах системи за результатами комп'ютерного експерименту.

Тому саме розробка алгоритмів комп'ютерного моделювання та проведення чисельного експерименту на комп'ютерній моделі є, мабуть, єдиним альтернативним методом дослідження основних закономірностей роботи СБО, виявлення значних і незначних параметрів процесу, оцінювання непрямо вимірюваних параметрів [138-140].

Результати розрахунків значень параметрів анаеробного бродіння на основі комп'ютерної моделі. Для можливих значень параметрів анаеробного бродіння реалізовано чисельне моделювання функціонування СБО. Використання комп'ютерного моделювання в системі моніторингу загального стану СБО в процесі експлуатації дозволило оцінити параметри фізичних і біохімічних процесів, що не піддаються прямому вимірюванню.

Представимо основні положення, пов'язані з застосуванням комп'ютерної моделі для оцінки загального стану СБО.

1. Параметри системи анаеробного очищення розраховувалися на основі математичної моделі наведеної у 2 розділі (C_{out} , VFA_{total} , VFA_{ac} , VFA_{prop} , CH_4 , CO_2 , V_G), за умови прийнятих допущень для значень (pH , A_{lc} , $C_{NH_4^+}$, H_2) та заданих значень ($C_{in-XПК}$, $C_{in-БПК}$, Q_{in} , θ_X , St_{ox}). В результаті розрахунків було

отримано більше 1500 різних реалізацій векторів узагальнених станів СБО, що включають параметри стану біомаси **B**, параметри ефективності анаеробного бродіння, а також значення спостережуваних параметрів системи.

2. Реалізації отриманих значень всіх параметрів узагальнених станів у відповідності з представленням СБО у вигляді агрегованої моделі (2.11), були розбиті на виділені види станів на основі значень параметрів C_{out} , Q_{in} , V_G , CH_4 , які характеризують працездатність системи та параметрів вектора **B**. При формуванні агрегованої моделі використовувалися сформульовані вище діапазони значень параметрів вектора **B** для різних станів біомаси, а також результати аналізу даних [22, 65, 67, 79, 84, 108] прояву різних причин деградації мікроорганізмів.

3. Зміна станів $St = \{St_i\}_{i=1,16} \subset \Omega$ в процесі експлуатації СБО відбувається відповідно до графа (рисунок 3.1), характер зв'язку між вершинами якого можуть служити основою для прийняття рішень щодо повернення системи в працездатний стан при різних причинах деградації біомаси.

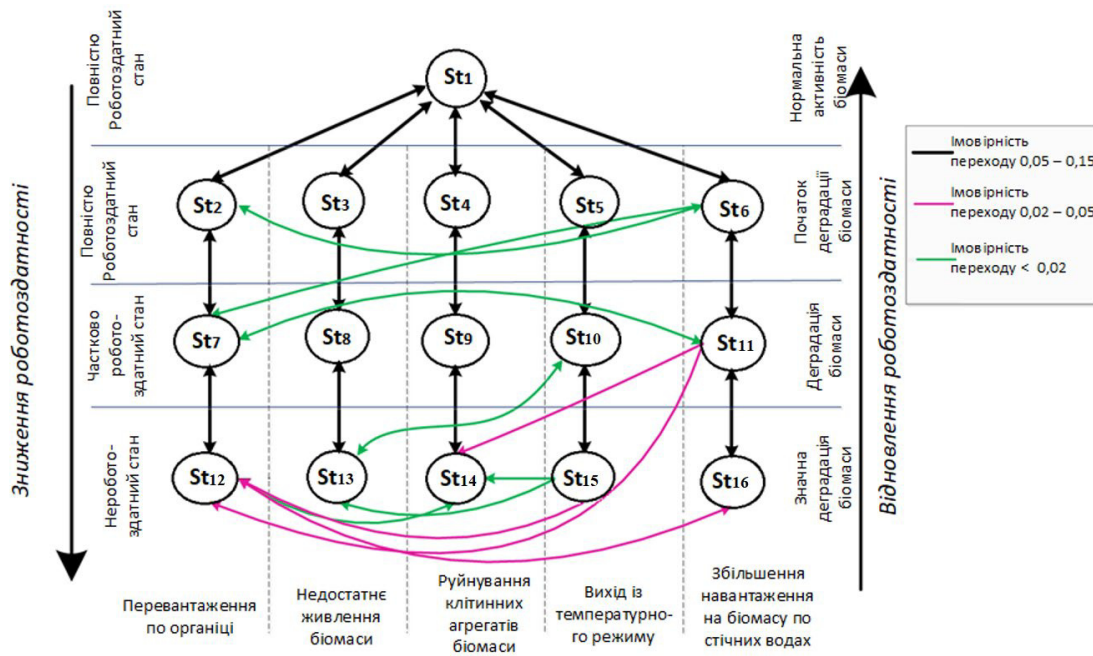


Рисунок 3.1. Граф зміни працездатності СБО з урахуванням умов життєдіяльності біомаси

Джерело: розроблено автором

Створення мінімального набору діагностичних ознак для аналізу стану СБО з урахуванням деградації біомаси. Мінімальний набір діагностичних ознак формується у вигляді таблиці станів СБО, що отримуються на основі результатів комп'ютерного моделювання, для кожної діагностичної ознаки $\pi_j \in \Pi, \Pi\{\pi_j | j = \overline{1,19}\}$ вказані діапазони $l_{ij} \in L, L = \{l_{ij} | i = \overline{1,16}, j = \overline{1,19}\}$ можливих значень у видах станів системи $St_i \in St, St = \{St_i | i = \overline{1,16}\}$.

Діапазон значень однієї і тої ж ознаки у різних станах може співпадати або частково перетинатися. У разі коли діапазон значень ознаки співпадає або перетинається для двох різних станів, розглянуті стани не можна розрізнити за зазначеною ознакою.

Завданням зменшення розмірності таблиці станів є визначення мінімального набору діагностичних ознак, за якими всі стани СБО можуть бути взаємно розрізнені. Таких наборів може бути декілька. Наприклад:

- мінімальний набір діагностичних ознак, який забезпечує мінімальну вартість проведення перевірок;
- мінімальний набір діагностичних ознак, який забезпечує максимальну інформативність аналізу.

Мінімальний набір ознак, оптимальний за вартістю перевірок, визначався за скороченим алгоритмом [54, 56, 76, 81], відповідно до якого визначалися тупикові (найкоротші) покриття матриці розрізнюваності. Матриця розрізнюваності є бінарною таблицею, кожен рядок якої складається з двох різних рядків таблиці станів. Кожен елемент рядка матриці розрізнюваності прирівнюється до 0 у випадку, якщо два стани не можуть бути розрізнені за відповідною ознакою, і до 1 в іншому випадку.

Вартість перевірки ознак розраховувалась у умовних одиницях з урахуванням вартості контрольно-вимірювальної апаратури, що реалізує

вимірювання параметра, вартості реактивів на проведення 1 перевірки, кількості точок вимірювання параметра в апараті, необхідності проведення лабораторних досліджень.

У складі набору ознак, які забезпечують максимальну інформативність аналізу, були включені ті ознаки з множини $\Pi\{\pi_j | j = \overline{1,19}\}$, які при послідовному проведенні перевірок найбільшою мірою зменшували залишкову ентропію в процесі аналізу стану системи [56, 76]. Для вирішення задачі вибору мінімального набору діагностичних ознак для аналізу стану СБО при деградації біомаси були реалізовані розрахунки мовою Python. Отримані мінімальні набори діагностичних ознак наведені в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2

Мінімальні набори діагностичних ознак, необхідних для оцінювання
узагальненого стану СБО при деградації біомаси

	Фізико-технічні параметри	Біохімічні параметри
За вартістю перевірок	Q_{in}, θ	$V_G, pH, S_{out}, CH_4, TSS$
За інформативністю перевірок	Q_{in}, θ	$V_G, VFA_{total}, S_{out}, CH_4, TSS$

Джерело: розроблено автором

Отже, до мінімального набору діагностичних ознак загального стану СБО при деградації біомаси в процесі анаеробної біологічної очистки ввійшли 7 параметрів, на основі вимірювання або обчислення яких можна прийняти рішення про стан системи. Мінімальні набори діагностичних ознак, оптимальні за вартістю перевірок та інформативністю, відрізняються лише одним параметром. Отриманий мінімальний набір діагностичних ознак, оптимальний за вартістю перевірок, не завжди повністю відображає реальний стан системи.

Наприклад, показник рН в добре буферизованих біореакторах, таких як UASB або FB-реактори, не може опосередковано вказувати на концентрацію летючих жирних кислот VFA.

Зменшення вмісту метану в біогазі CH_4 та кількості виробленого біогазу VG проявляється при вже розвиненому процесі деградації біомаси і не є ранніми індикаторами дестабілізації анаеробного бродіння [13]. У той же час, параметр VFA_{total} (загальна концентрація летючих жирних кислот), що потрапив до мінімального набору діагностичних ознак, який забезпечує максимальну інформативність аналізу, разом з розрахованою навантаженням на органіку OLR, дозволяє виявити початкові стани дестабілізації анаеробного бродіння, але потребує відбору проб з подальшим проведенням лабораторних досліджень.

3.3. Алгоритми аналізу узагальненого стану СБО з урахуванням деградації біомаси

Для своєчасного прийняття рішень у управлінні технологічним процесом очищення необхідний аналіз загального стану системи біологічного очищення в реальному часі. Проте, через особливості біохімічних процесів, необхідний лабораторний аналіз проб, що зазвичай займає тривалий час та потребує наявності спеціального обладнання та кваліфікованого персоналу. Зокрема, на сьогоднішній день немає надійних датчиків для вимірювання концентрації летючих жирних кислот VFA [30, 41, 67, 99, 118]. Для розробки алгоритмів аналізу загального стану СБО з урахуванням можливої деградації біомаси пропонується використання алгоритму проведення перевірок діагностичних ознак, спрямованого на зменшення лабораторних досліджень проб. Алгоритм розроблено згідно з методологією [45, 65, 70, 98].

Основні вимоги до алгоритмів оцінювання загальних станів СБО.

Використання алгоритмів оцінювання стану СБО з урахуванням життєдіяльності біомаси дозволять оперативно приймати рішення про необхідність технічного втручання (технічного обслуговування, ремонту, коригування технологічного процесу) і повинні задовольняти ряд вимог, пов'язаних як зі специфікою біологічних процесів, так і з організацією контролю та керування на очисних спорудах:

1. забезпечення постійності контролю (у сенсі реального часового режиму з дискретизацією вимірювань з кроком, що менше часу відгуку системи);
2. Контроль стану біореактора як найбільш складного та чутливого до впливу різних факторів елемента системи;
3. Зменшення частки лабораторних досліджень;
4. Прогноз розвитку стану та показників ефективності.

Важливими етапами моніторингу СБО є:

- I. Виявлення відмовленої підсистеми;
- II. Виявлення ранніх причин зниження робоздатності в виявленій підсистемі.

Розв'язання завдання першого етапу базується на аналізі часу гідравлічного перебування HRT як одного з основних параметрів ефективності очищення (див. Алгоритм 3.2 нижче, де D - рішення щодо стану об'єкта).

Розв'язання завдання другого етапу базується на порівнянні результатів розрахунку часу гідравлічного перебування HRT за різними методиками:

- з використанням розрахункового значення HRT_M , яке очікується для використаного технологічного режиму згідно з моделлю (2.11);
- засноване на гідравлічному розрахунку значення HRT_T ;
- розраховане на основі комп'ютерної моделі з використанням вимірних значень HRT_T .

Алгоритм аналізу працездатності анаеробної системи очищення стічних вод з урахуванням стану біомаси. Розрахунок часу гідравлічної резиденції стічної води на очищенні (HRT) може бути проведений кількома методами, при цьому результат для працездатної системи без ознак деградації біомаси повинен співпадати. Оцінюється розрахунковий час гідравлічної резиденції HRT_T з урахуванням тривалості експлуатації системи після її запуску (на основі комп'ютерної моделі СБО).

1. Обчислюється час перебування стічної води на очищенні HRT_T , виходячи з вимірів втрат тиску в біореакторі, що забезпечується насосним обладнанням, що подає стічну воду до біореактора. Необхідними даними для розрахунку є витрата стічної води Q_{in} та втрати тиску в біореакторі Δp .

2. Визначається час очищення HRT_M на основі чисельного розв'язання системи (2.11) та поточних вимірів початкової концентрації забруднень у стічній воді C_{in} , кінцевої концентрації забруднень у очищеній воді C_{out} , робочої температури θ та кислотності рН у робочій зоні біореактора.

Алгоритм 3.2. Аналіз працездатності СБО з виявленням вузла, в якому спостерігається відмова.

Вхід: виміряні значення параметрів. $\theta_X, C_{in}, C_{out}, pH, Q_{in}, Q_{out}, p_{БР}, \Delta p$

ЯКЩО $|Q_{in} - Q_{out}| > \Delta Q$ і $p_{БР} \leq p_{норм}$

$D = \{\text{Наявність витоків біореактора або подачі трубопровода}\}$

ІНАКШЕ ЯКЩО $|Q_{in} - Q_{out}| > \Delta Q$ і $p_{БР} > p_{норм}$

$D = \{\text{Наявність переливання біореактора}\}$

ІНАКШЕ

1. Розрахувати очікуваний HRT_i за вимірними параметрами C_{in} , Q_{in} з урахуванням режимів та тривалості експлуатації біореактора.
2. Розрахувати HRT_{Γ} за вимірними параметрами роботи насосного обладнання Δp та Q_{in} .
3. Розрахувати HRT_M з використанням розробленого модуля комп'ютерного моделювання за вимірними параметрами C_{in} , θ_X , C_{out} , pH , Q_{in} .
4. ЯКЩО $HRT_{\Gamma} = HRT_M$ І $HRT_M \geq HRT_I$ І $C_{out} > C_{норм}$

$D = \{ \text{Нормальна робота біореактора} \}$

ІНАКШЕ ЯКЩО $HRT_{\Gamma} = HRT_M$ І $HRT_M < HRT_I$ І $C_{out} < C_{норм}$

$D = \{ \text{Недостатній час обробки стоку} \}$ АБО $D = \{ \text{Переливання біореактора} \}$

ІНАКШЕ ЯКЩО $HRT_{\Gamma} < HRT_M$ І $HRT_M = HRT_I$ І $C_{out} > C_{норм}$

$D = \{ \text{Відмова насосного обладнання} \}$ АБО $D = \{ \text{Відмова подачі трубопровода} \}$ АБО $ТС = \{ \text{Наявність витоків біореактора} \}$

ІНАКШЕ ЯКЩО $HRT_{\Gamma} < HRT_M$ І $HRT_{\Gamma} = HRT_I$ І $C_{out} > C_{норм}$

$D = \{ \text{Збільшення концентрації активної мікрофлори} \}$ АБО $D = \{ \text{Зменшення забрудненості стоку} \}$ АБО $D = \{ \text{Зміна технологічного режиму очищення} \}$ ІНАКШЕ ЯКЩО $HRT_{\Gamma} > HRT_M$ І $HRT_{\Gamma} \leq HRT_I$

$D = \{ \text{Деградація біомаси} \}$

Провести вимірювання параметрів VG , VFA_{total} , TSS

Визначити причини деградації біомаси

ІНАКШЕ ЯКЩО $HRT_{\Gamma} > HRT_M$ І $HRT_M = HRT_I$ І $C_{out} > C_{норм}$

$D = \{ \text{Зміна фізичних властивостей стічних вод} \}$

ІНАКШЕ

$D = \{ \text{Відмови СБО, викликані дефектами технічних підсистем} \}$

КІНЕЦЬ ЯКЩО

КІНЕЦЬ ЯКЩО

Візуалізація стану та прийняття рішення.

Вихід: Рішення D про вид стану СБО

У алгоритмі 3.2 $p_{БР}$ та $p_{норм}$ є вимірним та максимально допустимим тиском над рідиною у біореакторі відповідно.

Таким чином, загальний алгоритм неперервного аналізу стану СБО може бути представлений схемою (рисунок 3.2).

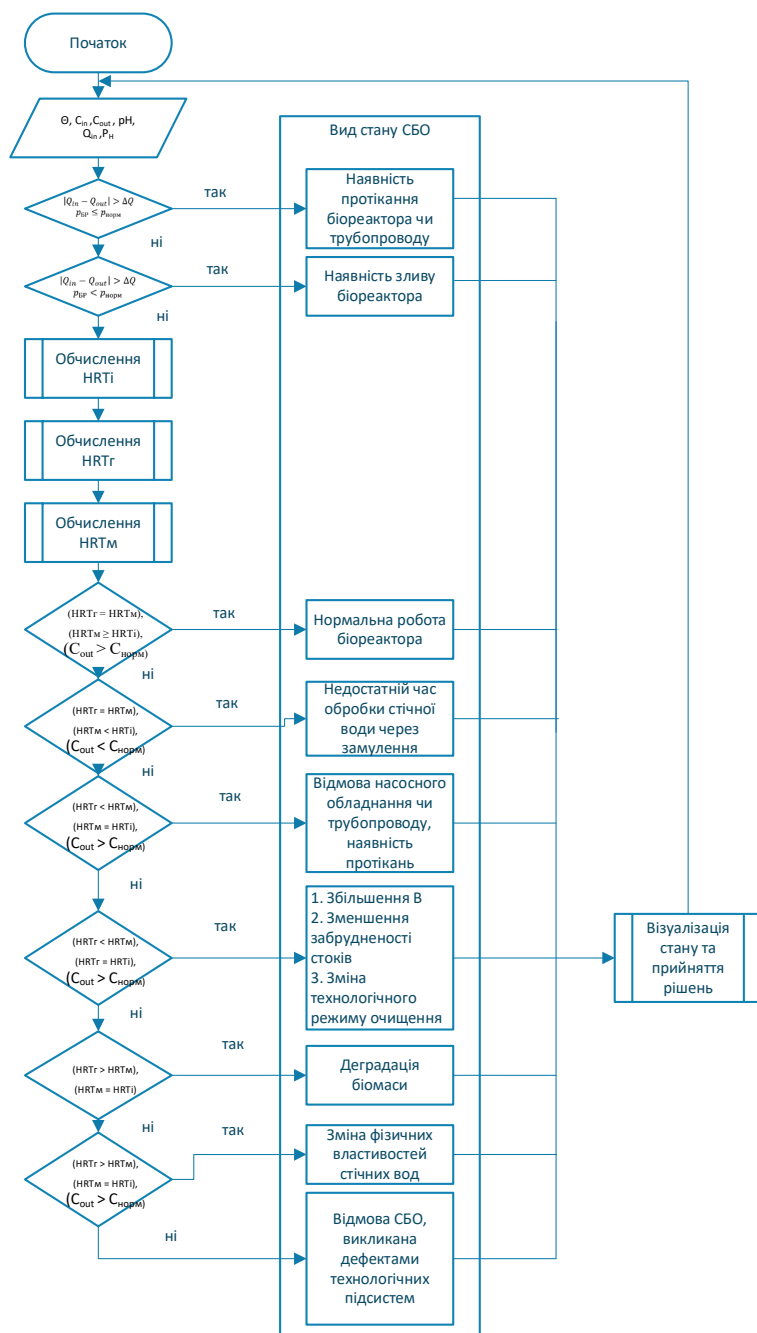


Рисунок 3.2. Блок-схема загального алгоритму неперервного аналізу стану системи анаеробної біологічної очистки стічних вод

Джерело: розроблено автором

Наприклад, при експлуатації СБО зменшення втрат тиску Δp в біореакторі при виключенні витоків непрямо свідчить про зменшення фактичного робочого об'єму апарату, що призводить до збільшення значення HRT_{Γ} . Це, при зниженні якості очищення без зміни технологічних режимів роботи, свідчить про деградацію біомаси [46].

Додатковий ефект роботи алгоритмів розрахунку HRT полягає у виконанні оцінки об'єму біомаси V_B в біореакторі, на основі вимірювань таких технічних параметрів, як втрати тиску в біореакторі Δp та витрати стічних вод Q_{in} .

Експлуатаційні характеристики СБО суттєво залежать від необхідності проведення лабораторних досліджень. Розроблений алгоритм послідовного вимірювання діагностичних ознак, що представлений у вигляді орієнтованого графа (рисунок 3.3), дозволяє встановити причину деградації популяції мікроорганізмів.

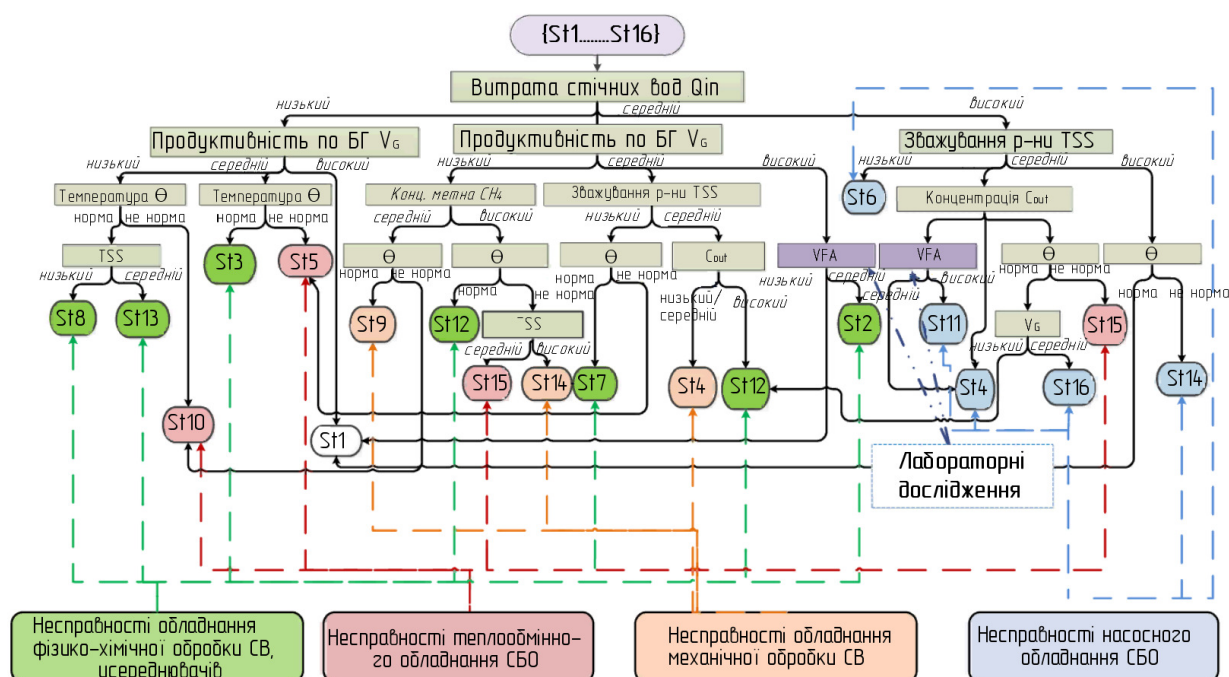


Рисунок 3.3. Схема алгоритму перевірок діагностичних ознак при виявленні ознак деградації біомаси

Джерело: розроблено автором

З урахуванням ймовірності перебування системи в кожному зі станів $St_i \in St$, дозволяє скоротити кількість необхідних лабораторних досліджень до 30%. Ймовірності перебування СБО в кожному зі станів $St_i \in St$ визначаються за допомогою комп'ютерного моделювання при припущенні нормально розподілених вторинних впливів, що виникають через відмови технічних підсистем або порушення технологічного режиму очищення і призводять до деградації біомаси. Граф проведення перевірок діагностичних ознак дозволяє встановити наявність відмови в технічному обладнанні СБО, що призвело до деградації біомаси, з точністю до підсистеми [138-140].

Для аналізу ефективності використання запропонованих алгоритмів для оперативного виявлення тенденцій переходу СБО до небажаних станів, проведено комп'ютерний експеримент. Початкові установки стану біореактора відповідали робочому стану з нормальною активністю біомаси. На вхід комп'ютерної моделі подавалися вхідні впливи, що призводили до деградації біомаси. До комп'ютерної моделі підключені дві підпрограми моніторингу загального стану. Результати розрахунків наведені в таблиці 3.3.

Таблиця 3.3.
Порівняння часу виявлення небажаних станів на основі
результатів комп'ютерного моделювання

Вид негативної дії	Середній час переходу з працездатного стану в аварійний без керування, година	Середній час виявлення небажаного стану при використанні рекомендацій [2, 13, 51, 60, 97], година	Середній час виявлення небажаного стану під час використання алгоритму 3.2, година
Вплив високих концентрацій субстрату	100	20	15
Недостатнє живлення	200	25	19
Руйнування клітинних агрегатів	40	8	6
Вихід з температурного режиму	20	2	2
Підвищене навантаження по стічній воді	60	12	10

Джерело: розроблено автором

Отже, при використанні розроблених алгоритмів аналізу стану анаеробної біомаси в біореакторі час виявлення небажаних станів системи, з результатів комп'ютерного моделювання, скорочується у середньому на 15% порівняно з відомими алгоритмами моніторингу СБО. Це дозволить своєчасно розробляти рішення для запобігання втрати працездатності та збереження заданого режиму функціонування системи очищення, скоротити часові та матеріальні ресурси та, таким чином, підвищити якість функціонування СБО в процесі тривалої експлуатації.

3.4. Комп'ютерне моделювання СБО

Для дослідження складних процесів та систем, через практичну нецілеспрямованість та/або неможливість проведення реального експерименту на реальному об'єкті, загальноприйнятим є проведення чисельних експериментів з його моделлю та подальші процедури верифікації отриманих результатів [138-140].

Зважаючи на те, що в першій главі була розглянута модель життєвого циклу СБО, на різних етапах якої передбачається застосування комп'ютерного моделювання, виникають різні вимоги до цього моделювання:

- на етапі проектування необхідно забезпечити контрольованість та ефективність роботи системи;
- на етапі нормальної експлуатації виявляються стани дестабілізації анаеробного бродіння, деградації мікробної популяції, зокрема на ранніх стадіях, та встановлюються причини підгнічення біомаси;
- на етапі пуско-налагоджувальних робіт необхідно визначити ефективність подальшої експлуатації системи на основі контролю розвитку мікроорганізмів.

При використанні комп'ютерної моделі на етапі проектування розв'язуються наступні задачі:

1. розрахунок основних конструктивних параметрів анаеробного біореактора, які визначають технологічний процес очищення стічних

вод при заданих обмеженнях та показниках ефективності та якості очищення;

2. вибір параметрів технологічного процесу, що забезпечують задану якість та ефективність очищення;
3. дослідження впливу технологічних та конструктивних параметрів на ефективність роботи СБО.

Дослідження поведінки СБО на моделі в різних технологічних режимах, таких як експлуатація або запуск біореактора, включаючи частково працездатні, дозволяє вирішити наступні задачі:

1. оцінити ефективність досліджуваного режиму роботи СБО;
2. обґрунтувати шляхи підвищення ефективності, якості та інтенсивності очищення в системі;
3. вибрати параметри технологічного режиму анаеробної очистки стічних вод, що забезпечують найкращі показники ефективності в заданому розумінні;
4. сформувати склад видів станів системи $St = \{St_i\}$, $i=1, m$ для заданої мети діагностування при безперервному моніторингу стану системи очищення;
5. сформувати вектор модельних значень параметрів для кожного виділеного стану системи;
6. дослідити систему анаеробної очистки стічних вод як об'єкт системи автоматизованого керування та сформулювати модель об'єкта керування;
7. здійснити прогноз розвитку стану системи, формування інформації для використання в системі підтримки прийняття рішень та керування.

Для вирішення поставлених завдань, на основі узагальненої математичної моделі анаеробного біореактора, розглянутої в розділі 2, розроблена узагальнена модель, загальна структура якої представлена на рисунку 3.4.

Модель СБО надає три основних режими моделювання: режим проектування, режим комп'ютерного експерименту на моделі під час запуску або зміни режиму роботи СБО і при її експлуатації в установленому режимі.



Рисунок 3.4. Загальна структура комп'ютерної моделі СБО

Джерело: розроблено автором

У режимі проектування задаються вхідні дані та обмеження для обчислень, а як результат роботи програми розраховуються основні технічні параметри конструкції біореактора та технологічні параметри процесу анаеробної очистки. При цьому спочатку проводиться попередній розрахунок конструкції, який потім уточнюється.

У режимі експерименту для заданих параметрів конструкції виконується моделювання різних режимів роботи системи. В результаті формується вектор параметрів стану системи, який включає як доступні для вимірювання, так і розраховані на їх основі параметри.

На вході комп'ютерної моделі:

- змінні, які впливають на процес очистки, який досліджується;
- константні величини, які представляють собою значення "за замовчуванням";
- обмеження, які визначають завершення моделювання або перехід до наступної ітерації.

Ці групи параметрів визначають початкові та граничні умови узагальненої математичної моделі (2.11) та характеризують такі параметри:

- конструкції біореактора,
- стічної води, яка очищується,
- технологічного процесу,
- обмеження.

На основі результатів чисельного розв'язування системи (2.11) відбувається корекція досліджуваних параметрів з наступним переходом до нової ітерації або завершенням моделювання з виведенням отриманих результатів.

Особливостями розробленої комп'ютерної моделі є:

- ітераційний підхід (при проектуванні біореактора), при якому приймаються початкові значення досліджуваних параметрів і розрахунки проводяться в циклі з певним кроком до тих пір, поки не будуть досягнуті задані показники ефективності та якості процесу очищення;
- досліджуваний параметр (при дослідженні впливу технологічних параметрів на ефективність очищення) може приймати значення в діапазоні, допустимому експлуатаційними режимами роботи, у вигляді: а) скалярної величини, б) вектора значень, в) функції, яка описує характер зміни параметра, або г) випадково розподіленої по нормальному або рівномірному закону величини.

Висновки до розділу 3

1. Розроблено алгоритмічне забезпечення чисельного розв'язку узагальненої моделі СБО для комп'ютерного моделювання СБО, засноване на математичній моделі (2.11), яке дає можливість розраховувати значення моделі діагностичних ознак у різних типах станів системи. Результати, отримані в ході моделювання, були використані при розробці алгоритмів аналізу генералізованого стану засмічень з тривалим терміном служби.

2. Запропоновано алгоритми аналізу узагальненого стану СБО, які дозволяють приймати рішення про працездатність системи з урахуванням ступеня деградації біомаси та причин інгібування мікроорганізмів за обмеженим набором діагностичних ознак, оптимальних з точки зору вартості та інформативності перевірок. Розроблені алгоритми можуть бути покладені в основу модуля аналізу вимірюваної в процесі роботи інформації в системі диспетчерського керування процесом анаеробної очистки стічних вод, а також на стадії проектування системи анаеробної очистки для реалізації необхідних вузлів установки контрольно-вимірювальної апаратури, що забезпечують керованість біореактора при синтезі автоматизованої системи керування.
4. Запропоновано алгоритми розрахунку неспостережуваних параметрів СБО, що характеризують його ефективність, на основі вимірних даних.

РОЗДІЛ 4. РОЗРОБКА АПАРАТНО-ПРОГРАМНОЇ РЕАЛІЗАЦІЇ ІНФОРМАЦІЙНОЇ СИСТЕМИ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ

4.1. Розробка алгоритму електрокоагуляційного очищення стічних вод

Зменшення об'ємів скидів забруднюючих речовин у водні об'єкти та перехід підприємств на роботу за схемою замкнутого циклу водокористування є основним напрямом в охороні навколишнього середовища. Щоб осистити стічні води текстильних виробництв використовують метод, який вимагає застосування значної кількості додаткових реагентів, одним із яких є тривалентне залізо. Для його отримання застосовують різні методи, найбільш ресурсозберігаючим з яких є метод електрокоагуляції [162, 165]. Цей метод має багато переваг, таких як універсальність, відсутність додаткового сольового забруднення води в процесі очищення, невеликі розміри установок, компактність установок та простота керування, відсутність необхідності в реагентах, повна відсутність або спрощення поводження з реагентами, простота обслуговування обладнання, мала чутливість до зміни умов проведення процесу, одержання шламу з найкращими структурно-механічними властивостями. Однією з найголовніших причин, чому електрокоагулятори широко не використовуються у виробництві – є висока вартість обладнання та технологічна складність самого процесу. Саме тому, важливим напрямком наукових досліджень є розробити електрокоагуляційні установки для очищення стічних вод на виробництвах, яка створить маловідходні замкнуті системи водоспоживання, зведе до мінімуму можливість появи додаткових джерел забруднення та ризик порушення екологічного балансу, буде екологічно безпечною та економічно доцільною.

У наш час дуже багато наукових досліджень стосується про розробку алгоритмів електрокоагуляційного очищення стоків [60, 87-88, 158]. Та запропоновані дослідження не в повному обсязі описують кінетику процесів у середині апарату (електрокоагулятора) або не беруть до уваги низку параметрів, таких як сила струму та значення зміни температури води, що впливають на швидкість протікання процесу.

Якщо врахувати актуальність застосування ресурсозбережених технологій

очищення стічних вод, то основне завдання полягає у розробці алгоритму та програмного комплексу керування електрокоагуляційною установкою, яка бере до уваги процес утворення тривалентного заліза із розчину електроліта, вплив таких параметрів, як сила струму, швидкість потоку, температурні параметри, початкова концентрація завислих частинок на кінетику протікання процесу масо- та теплоперенесення в електрокоагуляторі, та дослідження впливу цих параметрів на якість формування коагулянту [160, 163, 164]. Цей метод очищення стоків ґрунтується на процесі електролізу з застосуванням металевих анодів, а саме алюмінієвих чи сталевих, що підпадає електролітичному розчиненню. При розчиненні металевого анода вода збагачується іонами, які у слаболужному чи нейтральному середовищі утворюють гідроксид алюмінію або гідроксид заліза. Частинки гідроксиду металу стикаються з бульбашками газу, об'єднуються з ними та впливають на поверхню рідини, потім їх можна видалити механічним способом.

На показники ефективності процесу електрокоагуляції впливають наступні параметри: з чого виготовлений електрод, відстань між електродами, швидкість проходження води між ними, температура води, склад води, густина струму та напруга. Використання електрохімічного методу очищення стічних вод ефективно використовувати, коли провідність стоків є досить високою, що характеризується наявністю у воді неорганічних кислот, лугів та солей (мінімальна концентрація солей має бути 0,5 г/л).

Моделювання процесу буде відбуватися на основі рівностей, що описують рух нестисливої рідини між електродами. Течія в електрокоагуляторі за своєю структурою може бути турбулентною чи ламінарною. Поле розподілу швидкості, у складній геометрії, містить випадкову турбулентну складову, яка створює турбулентні вихори та потоки струменя.

Рівняння безперервного потоку складаються з рівнянь динаміки рідини, імпульсу, маси і рівнянь енергії, тим самим створюючи основу для процесу моделювання. Ось ці рівняння мають безліч спільних ознак, а отже, загальну змінну Q можемо застосувати, щоб описати традиційну форму рівняння потоку

рідин, застосовуючи скалярні значення температури та концентрації. Загальне рівняння можна записати наступним чином [94, 148]:

$$\frac{\partial(\rho Q)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho v Q) = \nabla \cdot (D_Q \nabla Q) + S_Q, \quad (4.1)$$

де змінна Q - швидкість (Q_x, Q_y, Q_z) , температура або концентрація, ρ – густина рідини $(кг / м^3)$, v – усереднений середній вектор швидкості, D_Q – коефіцієнт дифузії $(м^2 / с)$, а S_Q – джерело. Рівняння (4.1) можемо спростити через рівняння масової неперервності та рівняння Нав'є-Стокса.

Наступним чином сформулюємо рівняння для нестисливого турбулентного потоку [91, 165]:

$$\rho(v \nabla)v = -\nabla P + \nabla \cdot \left((\mu + \mu_T) (\nabla v + (\nabla v)^T) \right), \quad (4.2)$$

$$\nabla \cdot (\rho v) = 0, \quad (4.3)$$

де P – тиск $(Па)$, μ – динамічна в'язкість $(Па \cdot с)$. Напруження Рейнольдса можна виразити, виходячи з умов турбулентної в'язкості μ_T відповідно до стандартної моделі $k - \varepsilon$ турбулентності:

$$\mu_T = \rho C_\mu k^2 / \varepsilon, \quad (4.4)$$

$$\rho(v \cdot \nabla)k = \nabla \cdot \left((\mu + \mu_T / \sigma_k) \nabla k \right) + P_k - \rho \varepsilon, \quad (4.5)$$

$$\rho v \cdot \nabla \varepsilon = \nabla \cdot \left((\mu + \mu_T / \sigma_\varepsilon) \nabla \varepsilon \right) + C_{e1} P_k \varepsilon / k - C_{e2} \rho \varepsilon^2 / k, \quad (4.6)$$

де k – турбулентна кінетична енергія, ε – швидкість дисипації турбулентної енергії, P_k визначає утворення турбулентної енергії і $C_\mu = 0,09, C_{e1} = 1,44, C_{e2} = 1,92, \sigma_k = 1, \sigma_\varepsilon = 1,3$ – безрозмірні константи, їх можна отримати з експериментальних даних [95]. Граничні умови для рівнянь (4.3) - (4.6):

$$v = -U_0 n, \quad (4.7)$$

$$\left[-P + (\mu + \mu_T)(\nabla v + (\nabla v)^T)n \right] = -P_0 n, \quad (4.8)$$

де U_0 – середня швидкість потоку на вході, n – одиничний нормальний вектор, P_0 – тиск на виході.

У неізотермічному турбулентному потоці пульсації швидкостей викликають пульсації температур $T = \bar{T} + \theta$, де θ – пульсаційна складова температури T . Для випадку $\rho = const$ і $\lambda = const$, застосуємо до рівняння теплопровідності правила осереднення, одержимо:

$$\frac{\partial \bar{T}}{\partial t} = a \nabla^2 \bar{T} + \frac{q_V}{c\rho} + div(-\bar{V}\theta). \quad (4.9)$$

Ввівши поняття турбулентної теплопровідності $\lambda_m = -\frac{\rho \bar{V}\theta}{dT/dy}$, матимемо:

$$\frac{\partial T}{\partial t} = a \nabla \cdot \left(1 + \frac{\lambda_m}{\lambda} \nabla T \right) + \frac{q_V}{c\rho}, \quad (4.10)$$

де a – коефіцієнт температуропровідності (m^2/c), λ – теплопровідність електроліту ($Bm/m \cdot c$), q_V – інтенсивність внутрішніх джерел теплоти (Bm/m^3), c – теплоємність ($Дж/кг$), ρ – густина ($кг/m^3$). Значення кількості теплоти, що виділяється під час електродного нагрівання рідини, пропорційна силі струму, часові його проходження і падінню напруги $q_V = I \cdot U \cdot t$, де U – прикладена напруга (B), I – сила струму (A).

Зміну концентрації C можемо описати використавши скалярне рівняння перенесення з частинками турбулентної дифузії [72, 86]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \nabla C + \nabla \cdot (D \nabla C) + S_C, \quad (4.11)$$

де $D = \bar{D} + D_{turb}$ – сумарний коефіцієнт дифузії, \bar{D} – коефіцієнт молекулярної дифузії, D_{turb} – коефіцієнт турбулентної дифузії, що залежить від і турбулентного

числа Шмідта Sc_T (згідно моделі Кейса-Кроуфорда):

$$D_{turb} = \frac{\mu_T}{\rho Sc_T}, \quad Sc_T = \left(\frac{1}{2Sc_{T\infty}} + \frac{0.3}{\sqrt{Sc_{T\infty}}} \frac{\mu_T}{\rho D} - \left(0.3 \frac{\mu_T}{\rho D} \right) \left(1 - e^{-\frac{\rho D}{0.3 \mu_T \sqrt{Sc_{T\infty}}}} \right) \right)^{-1},$$

$$Sc_{T\infty} \approx 0.85.$$

Ефективність утворення коагулянту (флоків) значною мірою залежить від розміру утворених бульбашок. Електрофлотація виробляє велику кількість тонко дисперсних газових бульбашок, розмір яких коливається від 5 до 90 мкм залежно від стану електролізу. Менші розміри бульбашок створюють кращу кінетику флотації через високе співвідношення площі поверхні до об'єму. Більше того, малі бульбашки мають більшу ймовірність отримання меншого кута контакту в системі трифазного (газо-твердо-рідина), ніж більші бульбашки. Менший контактний кут виробляє більш стійкі агрегати. Крім того, час утримання дрібних бульбашок у флотаційному агрегаті довший, ніж в час затримання більших бульбашок, оскільки вони мають нижчу швидкість руху. Це сприяє збільшенню ймовірності зіткнення газових бульбашок і флоків. І навпаки, зсувні сили більших бульбашок є високими внаслідок високої швидкості руху, що може спричинити розрив флоків.

Сумарну кількість бульбашок в електрокоагуляторі на одиницю часу визначають як:

$$N_{bT} = \frac{Q_G}{\pi d_b^3 / 6}, \quad (4.12)$$

де d_b – діаметр бульбашок, $Q_G = Q_H + Q_O$ – це об'ємна витрата газу (л/с), Q_H , Q_O – об'ємні витрати водню та кисню, відповідно, в нормальному стані, які можна розрахувати згідно закону Фарадея:

$$Q_H = \frac{IV_0}{Fn_H}, \quad Q_O = \frac{IV_0}{Fn_O}, \quad (4.13)$$

де V_0 – молярний об'єм газів у нормальному стані; F – це стала Фарадея; n_H –

кількість переносу електронів H_2 (2 моль електронів на моль H_2); а n_O – кількість переносу електронів O_2 (4 молі електронів на моль O_2). Тому загальна швидкість утворення бульбашок пропорційна силі струму[64]:

$$Q_G = \frac{IV_0}{F} \left(\frac{1}{n_H} + \frac{1}{n_O} \right) = 1.74 \cdot 10^{-4} I. \quad (4.14)$$

В [23] описано осадження броунівських частинок до бульбашок водню. Так швидкість флотаційної складової процесу електрофлотації кількісно описується наступним чином:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left(\eta \frac{3R_g T I}{8F d_b A_s P} \right) C, \quad (4.15)$$

де R_g – газова константа, P – це атмосферний тиск, T – температура, A_s – площа поперечного перерізу камери та η – ефективність накопичення однією бульбашкою – визначається як частка забруднюючої речовини на шляху бульбашки, які фактично налипають на бульбашку. В [23] також запропоновано числові вирази для розрахунку η .

Таким чином, для знаходження розподілів концентрації коагулянту C та температури T в електрокоагуляторі задається система:

$$\begin{cases} \frac{\partial C}{\partial t} = -v \nabla C + \nabla \cdot (D(T) \nabla C) + \left(\eta \frac{3R_g T I}{8F d_b A_s P} \right) C, \\ \frac{\partial T}{\partial t} = a \nabla \cdot \left(1 + \frac{\lambda_m}{\lambda} \nabla T \right) - v \nabla T + \frac{I U t}{c \rho}, \end{cases} \quad (4.16)$$

$$C(x, y, 0) = C_0(x, y), T(x, y, 0) = T_0(x, y),$$

$$C(0, y, t) = C_*(y, t), T(0, y, t) = T_*(y, t),$$

$$C(L, y, t) = C^*(y, t), T(L, y, t) = T^*(y, t),$$

$$\left. \frac{\partial C}{\partial y} \right|_{y=0} = 0, \left. \frac{\partial C}{\partial y} \right|_{y=y^*} = 0, \left. \frac{\partial T}{\partial y} \right|_{y=0} = -\alpha (T(x, 0, t) - T^*),$$

$$\left. \frac{\partial T}{\partial y} \right|_{y=y^*} = -\alpha (T(x, y^*, t) - T_*^*). \quad (4.17)$$

Враховуючи співвідношення значень параметрів, що характеризують окремі складові процесу, а саме перевага конвективної та масообмінної складових над дифузійною, ускладнює математичну модель процесу особливостями, створеними малими параметрами [15-17]. Самий ефективний шлях знайти вирішення проблеми, коли перевага конвективних складників процесу над дифузійними при фільтруванні водяних розчинів у модельній області, обмежених еквіпотенціальними або квазіеквіпотенціальними лініями та лініями течії, є: почергова фіксація характеристик і складових процесу та середовища; знаходження розв'язку завдань фільтрації із застосуванням конформних або квазіконформних відображень області комплексного потенціалу або квазіпотенціалу на фізичну область; перетворення в рівняннях конвективної дифузії і граничних та початкових умовах від фізичних змінних до координат області комплексного потенціалу або квазіпотенціалу, а це значною мірою полегшить їх запис та забезпечить можливість виконання досліджень та дозволить розпаралелити їх. Потрібно врахувати, що задача для знаходження поля швидкостей (4.3) – (4.6) є розв'язаною [137], було вираховано поле швидкостей v і ряд інших величин, наприклад фільтраційну витрату, і зробивши заміну змінних $x = x(\varphi, \psi)$, $y = y(\varphi, \psi)$ у системі (4.16) та умовах (4.17), одержимо приведену “дифузійну задачу”, розв'язок якої з точністю $O(\delta^{n+1})$, де δ – малий параметр, який описує переважання конвективної та масообмінної складової процесу масоперенесення ($D(T) = \delta d(T)$, $|v| > v_* \gg \delta$), знаходитимемо у вигляді асимптотичних рядів [93-94]:

$$C(\varphi, \psi, t) = \sum_{i=0}^n \delta^i C_i(\varphi, \psi, t) + \sum_{i=0}^{n+1} \delta^i \bar{C}_i(\xi, \psi, t) + \sum_{i=0}^{2n+1} \delta^{i/2} \underline{C}_i(\varphi, \zeta, t) + \sum_{i=0}^{2n+1} \delta^{i/2} \widehat{C}_i(\varphi, \phi, t) + R_C(\varphi, \psi, t, \delta),$$

$$T(\varphi, \psi, t) = \sum_{i=0}^n \delta^i T_i(\varphi, \psi, t) + \sum_{i=0}^{n+1} \delta^i \bar{T}_i(\xi, \psi, t) + \sum_{i=0}^{2n+1} \delta^{i/2} \underline{T}_i(\varphi, \zeta, t) + \\ + \sum_{i=0}^{2n+1} \delta^{i/2} \widehat{T}_i(\varphi, \phi, t) + R_T(\varphi, \psi, t, \delta),$$

де R_C, R_T – залишкові члени розкладів, $C_i(\varphi, \psi, t)$, $T_i(\varphi, \psi, t)$ – регулярні частини асимптотики, $\bar{C}_i(\xi, \psi, t)$, $\bar{T}_i(\xi, \psi, t)$ – функції типу примежового шару на виході фільтраційного потоку із області, $\underline{C}_i(\varphi, \zeta, t)$, $\underline{T}_i(\varphi, \zeta, t)$, $\widehat{C}_i(\varphi, \phi, t)$, $\widehat{T}_i(\varphi, \phi, t)$ – функції типу примежового шару в околах бокових стінок електрокоагулятора, $\xi = (L - x) \cdot \delta^{-1}$, $\zeta = y \cdot \delta^{-1/2}$, $\phi = (y^* - y) \cdot \delta^{-1/2}$ – відповідні регуляризуючі перетворення.

Вирази для регулярних частин асимптотики було отримано в результаті використання процедури підстановки рядів, прирівнювання коефіцієнтів при однакових степенях малого параметра та вирішення відповідних задач:

$$T_i(\varphi, \psi, t) = \begin{cases} \int_0^t \tilde{T}_i(f^{-1}(\tilde{t} - t + f(\varphi, \psi), \psi), \tilde{t}) d\tilde{t} + \tau_{*i}^*(\varphi, \psi), & t \leq f(\varphi, \psi), \\ \int_{\varphi_*}^{\varphi} \frac{\tilde{T}_i(\tilde{\varphi}, f(\tilde{\varphi}, \psi) + t - f(\varphi, \psi))}{v(\tilde{\varphi}, \psi)} d\tilde{\varphi} + \tau_i^*(\varphi, \psi), & t > f(\varphi, \psi), i = \overline{0, n} \end{cases}$$

$$C_0(\varphi, \psi, t) = \begin{cases} e^{\varphi_*} \int_{\varphi_*}^{\varphi} \frac{g_0(\tilde{\varphi}, f(\tilde{\varphi}, \psi) - f(\varphi, \psi) + t)}{v(\tilde{\varphi}, \psi)} d\tilde{\varphi} & C_0(t - f(\varphi, \psi)), & t > f(\varphi, \psi), \\ e^0 \int_0^t g_0(f^{-1}(\tilde{t} + f(\varphi, \psi) - t), \psi, \tilde{t}) d\tilde{t} & C_*\left(f^{-1}(f(\varphi, \psi) - t, \psi)\right), & t \leq f(\varphi, \psi), \end{cases}$$

$$C_i(\varphi, \psi, t) = \begin{cases} e^{\varphi_*} \int_{\varphi_*}^{\varphi} \frac{g_i(\varphi, \psi, f(\tilde{\varphi}, \psi) - f(\varphi, \psi) + t)}{v(\tilde{\varphi}, \psi)} d\tilde{\varphi} \int_{\varphi_*}^{\varphi} \frac{h_i(\varphi, \psi, f(\tilde{\varphi}, \psi) - f(\varphi, \psi) + t)}{v(\tilde{\varphi}, \psi)} e^{-\int_{\varphi_*}^{\tilde{\varphi}} \frac{g_i(\tilde{\varphi}, \psi, f(\tilde{\varphi}, \psi) - f(\tilde{\varphi}, \psi) + t)}{v(\tilde{\varphi}, \psi)} d\tilde{\varphi}} d\tilde{\varphi}, & t > f(\varphi, \psi), \\ e^0 \int_0^t g_i(f^{-1}(\tilde{t} + f(\varphi, \psi) - t), \psi, \tilde{t}) d\tilde{t} \int_0^t h_i(f^{-1}(\tilde{t} + f(\varphi, \psi) - t), \psi, \tilde{t}) e^{-\int_0^{\tilde{t}} g_i(f^{-1}(\tilde{t} + f(x) - t), \psi), \tilde{t}) d\tilde{t}} d\tilde{t}, & t \leq f(\varphi, \psi), i = \overline{1, n}, \end{cases}$$

$$\text{де } f(\varphi, \psi) = \int_{\varphi^*}^{\varphi} \frac{d\tilde{\varphi}}{v(\tilde{\varphi}, \psi)}, \quad \tilde{T}_0(\varphi, \psi, t) = \frac{IUt}{c\rho}, \quad \tau_0^*(\varphi, \psi) = T^* \left(f^{-1}(f(\varphi, \psi) - t, \psi) \right),$$

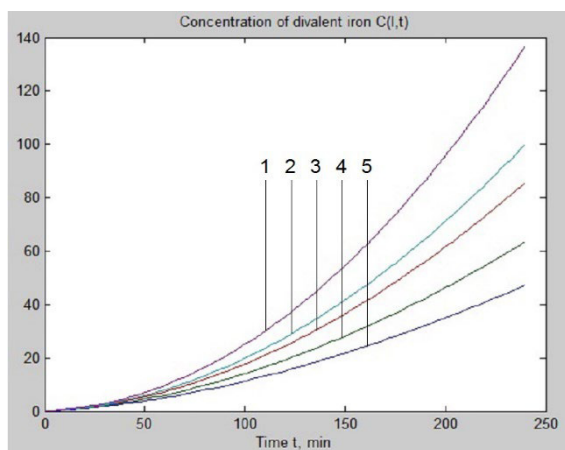
$$\tau_{*0}^*(\varphi, \psi) = T_0(t - f(\varphi, \psi), \psi), \quad \tilde{T}_i(\varphi, \psi, t) = \bar{d}_T \left(\frac{\partial^2 T_{i-1}}{\partial \varphi^2} + \frac{\partial^2 T_{i-1}}{\partial \psi^2} \right), \quad \bar{d}_T = \frac{a\lambda_m}{\delta\lambda},$$

$$\tau_i^*(\varphi, \psi) = \tau_{*i}^*(\varphi, \psi) = 0 \quad (i = \overline{1, n}), \quad g_i(\varphi, \psi, t) = \eta \frac{3R_g IT_i(\varphi, \psi, t)}{8Fd_b A_s P},$$

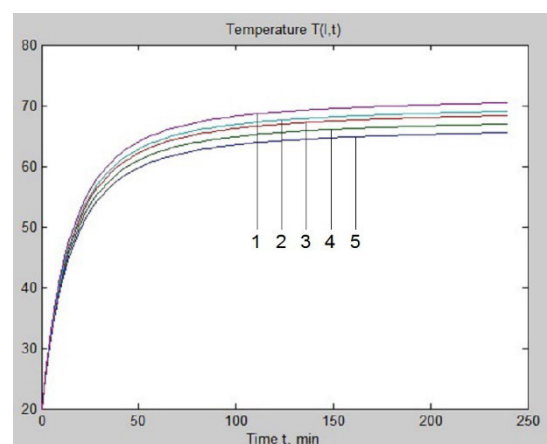
$$h_i(\varphi, \psi, t) = \bar{d}_{iC} \left(\frac{\partial^2 C_{i-1}}{\partial \varphi^2} + \frac{\partial^2 C_{i-1}}{\partial \psi^2} \right), \quad \bar{d}_{iC} - \text{відомі функції, які є сумою добутків членів}$$

асимптотичних рядів, їх частинних похідних, а також коефіцієнти при i -тих степенях малого параметра у розкладі відповідних функцій $d(L-\xi\delta, \psi, t)$ у ряд Тейлора в околі $\varphi = L$. Функції типу примежового шару знаходимо аналогічно до [5, 6, 89, 95].

Математичне моделювання здійснювалося при наступних значеннях вихідних параметрів: $U = 1.6 \text{ В}$, $T^* = 294 \text{ К}$, $\eta = 0.8$, $c = 3.31 \cdot 10^3 \text{ Дж/кг}$, $\rho = 1060 \text{ кг/м}^3$, $\lambda = 0,2 \text{ Вт/м}\cdot\text{с}$, $\lambda_m = 0.39 \text{ Вт/м}\cdot\text{с}$, $a = 1.39 \cdot 10^{-8} \text{ м}^2/\text{с}$, $R_g = 8.31 \text{ Дж/(моль}\cdot\text{К)}$, $F = 9.65 \cdot 10^4 \text{ Кл/моль}$, $I = 70 \text{ А}$, $A_s = 15 \text{ м}^2$, $d_b = 1.5 \cdot 10^{-6} \text{ м}$, $U = 24 \text{ В}$, $D = 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$. На практиці струм є єдиним робочим параметром після регулювання інших робочих параметрів, таких як рН, об'ємна витрата води, конструктивні розміри реактора тощо, який впливає на кінетику процесу утворення коагулянту [162].



а)



б)

Рисунок 4.1. Змін концентрації заліза при силі струму 1 – 72 А; 2 – 70 А; 3 – 69 А; 4 – 67 А; 5 – 65 А (а) та температури води з часом на виході з реактора (б)

Джерело: розроблено автором

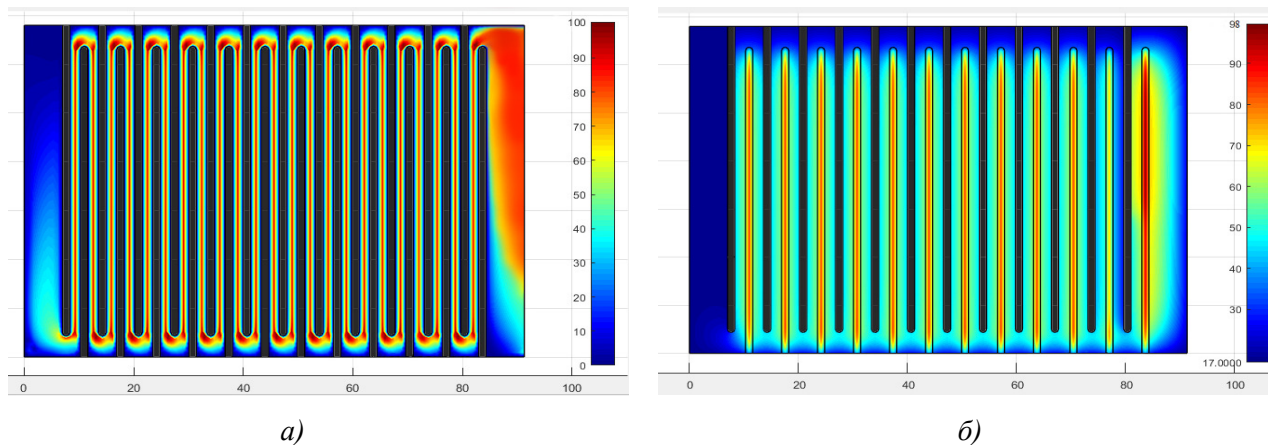


Рисунок 4.2. Розподіл концентрації заліза та температури води в електрокоагуляційній установці в момент часу $t=240\text{хв}$

Джерело: розроблено автором

Як ми бачимо з представлених графіків, ефективність утворення коагулянту у значній мірі залежить від температури води, яку ми прогрівали до потрібного нам значення протягом 40хв. Якщо сила струму, що прикладається зростає, то швидкість утворення коагулянту також збільшується, і як наслідок зменшується тривалість перебування електроліту в установці, щоб отримати потрібну нам концентрацію заліза.

Якщо провести аналіз розподілу концентрації заліза в реакторі, то можна передбачити гідродинамічні явища, а саме внутрішня рециркуляція і мертві зони, які здійснюють вплив на утворення коагулянту.

4.2. Інформаційна система електрохімічного отримання коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу

Щоб дослідити електрокоагуляційну очистку стоків потрібно математичну модель, яка була розроблена у [23] узагальнити з врахуванням досліджень у [64, 43]. Перевагами таких міркувань є те, що беруть до уваги процеси, які проходять в реакторі та мають певний вплив на проходження процесу, як сукупність різних чинників: концентрація завислих речовин у воді, прикладена сила струму, витрата і температура рідини, зовнішнє середовище, вода в реакторі, конструктивні параметри коагулятора. Таким чином, для знаходження розподілів концентрації коагулянту C і температури T в електрокоагуляторі прийдемо до наступної модельної задачі:

$$\begin{cases} \frac{\partial C}{\partial t} = -v_C \nabla C + \nabla \cdot (D_C(T) \nabla C) + f_C(T)C + \Phi, \\ \frac{\partial T}{\partial t} = -v_T \nabla T + D_T \Delta T + \Psi, \end{cases} \quad (4.18)$$

$$\begin{aligned} C(x, 0) = C_0(x), \quad T(x, 0) = T_0(x), \\ C(0, t) = C^0(t), \quad T(0, t) = T^0(t), \quad \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=l} = 0, \quad \left. \frac{\partial T}{\partial x} \right|_{x=l} = 0, \end{aligned} \quad (4.19)$$

де D_T – коефіцієнти дифузії (m^2/c), q_T – інтенсивність внутрішніх джерел теплоти, v_C – швидкість поширення коагулянту (m/c), v_T – швидкість поширення температури (m/c), c_T – теплоємність ($Дж/кг$), ρ – густина ($кг/м^3$) L – довжина коагулятора ($м$), H – висота коагулятора ($м$), B – ширина коагулятора ($м$).

Коли відбувається процес електрокоагуляції, то розчин електроліту нагрівається. Кількість теплоти $\Psi = \frac{q_T}{c_T \rho}$, що виділяється при цьому, пропорційна величині струму, часу його проходження і падінню напруги $q_T = I \cdot U \cdot t$, U – прикладена напруга ($В$), I – величина струму ($А$), $f_C(T) = \eta \frac{3R_g T I}{8F d_b A_s P}$ – функція, яка враховує флотаційну складову процесу, R_g – газова константа ($Дж/(мольК)$), d_b – діаметр бульбашок ($м$), P – це атмосферний тиск ($Па$), A_s – площа поперечного перерізу камери ($м^2$) та η – ефективність накопичення однією бульбашкою – визначається як частка забруднюючої речовини на шляху бульбашки, які фактично налипають на бульбашку.

Дифузійний рух частинок в рідині можна розглядати як рух з тертям, до нього може бути застосовано друге співвідношення Ейнштейна: $D_C(T) = U_C k T$. Тут k – стала Больцмана ($Дж/К$), U_C – рухливість дифундуючих частинок, тобто коефіцієнт пропорційності між швидкістю частинки і рушійною силою ($Па \cdot c \cdot м$). Якщо частки сферично симетричні, то $U_C = 1/(6\pi h r)$, де h – коефіцієнт в'язкості рідини, r – радіус частинки. В [64] також запропоновано числові вирази для розрахунку η . $\Phi = \frac{It}{V_A n F} + k_h S_k t$ – функція що відповідає за електрохімічну реакцію, тут V_A – об'єм апарата ($м^3$), n – кількість електронів реакції, F – стала Фарадея ($Кл/моль$), k_h – константа швидкості гетерогенної реакції ($моль/м^5 \cdot c$), S_k – площа катода ($м^2$).

Щоб провести дослідження задачі (4.18)-(4.19) застосуємо додаток рдере програмного середовища Matlab, за допомогою якого можна розв'язати рівняння параболічного та еліптичного типів, також можна досліджувати вплив параметрів у представлених системах.

Щоб одержати розв'язання за допомогою додатку рдере необхідно створити 4 файли, які описують: задану систему рівнянь (pdex2pde.m), початкові умови (pdex2ic.m), граничні умови (pdex2bc.m) та головну функцію (main.m).

Файл pdex2pde.m містить перетворену систему рівнянь (4.18) в машинний код:

$$\begin{cases} \frac{\partial C}{\partial t} = -v_C \nabla C + \nabla(D_C(T) \nabla C) + f_C(T)C + \Phi, \\ \frac{\partial T}{\partial t} = -v_T \nabla T + D_T \Delta T + \Psi, \end{cases}$$

$$\Downarrow$$

$$c \left(x, t, u, \frac{\partial u}{\partial x} \right) \cdot \frac{\partial u}{\partial t} = x^{-m} \frac{\partial}{\partial x} \left(x^m f \left(x, t, u, \frac{\partial u}{\partial x} \right) \right) + s \left(x, t, u, \frac{\partial u}{\partial x} \right),$$

Вміст m-файлу *coagul_pdex2pde.m* зображено на рис. 4.3.

```
function [c, f, s] = coagul_pdex2pde (x, t, u, DuDx)
n=0.8; Rg=8,31; I=70;
F=96500; db=1.5*10^-6; As=15; p=101325;
a=0.00012; Lm=0.39^10; L=0.4; U=24; qv=1; c=3310; po=1060;

V1=0;
D1=10^-9;

c1=1; c2=1/a; f1=D1*DuDx(1)-V1*u(1); f2=Lm/L*DuDx(2);

s1=(n*3*Rg*u(2)*I/(8*F*db*As*P)/2.9/(10^-2*(t+1)))*u(1);
s2=I*U*exp(8.8/(0.01*t+1))/(c*po*a);
c = [c1; c2];
f = [f1; f2];
s = [s1; s2];
end
```

Рисунок 4.3. Screenshot програмного коду файлу *coagul_pdex2pde.m*

Джерело: розроблено автором

Початкові умови:

$$\begin{cases} C_0(x, t_0) = 0.1, \\ T_0(x, t_0) = 20. \end{cases} \Leftrightarrow u(x, t_0) = u_0(x).$$

Вміст m-файлу *coagul_pdex2ic.m* зображено на рис. 4.4.

```
function u0 = coagul_pdex2ic(x)
u10=0.1;
u20=20;
u0 = [u10;u20];
end
```

Рисунок 4.4. Screenshot програмного коду файлу *coagul_pdex2ic.m*

Джерело: розроблено автором

Граничні умови:

$$\begin{cases} \frac{\partial C^0(x_L,t)}{\partial x} = 0, & \frac{\partial C^0(x_R,t)}{\partial x} = 0, \\ \frac{\partial T^0(x_L,t)}{\partial x} = 0, & \frac{\partial T^0(x_R,t)}{\partial x} = 0. \end{cases} \Leftrightarrow p(x,t,u) + q(x,t) \cdot f(x,t,u, \frac{\partial u}{\partial x}) = 0.$$

Вміст m-файлу *coagul_pdex2bc.m* зображено на рис.4.5.

```
function [p1,q1,pr,qr] = coagul_pdex2bc(xl,ul,xr,ur,t)
p1=[0;0];
q1=[1;1];
pr=[0;0];
qr=[1;1];
end
```

Рисунок 4.5. Screenshot програмного коду файлу *coagul_pdex2bc.m*

Джерело: розроблено автором

Щоб описати головну функцію *pdepe* використаємо m-файл *coagul_pdepe.m*, що зображено на рис.4.6.

```
m=0;
x=linspace(0,0.6,101);
t=linspace(0,250,101);

sol = pdepe(m, @coagul_pdex2pde, @coagul_pdex2ic, @coagul_pdex2bc, x, t);
u1 = sol(:,:,1);
u2 = sol(:,:,2);
```

Рисунок 4.6. Screenshot програмного коду файлу *coagul_main.m*

Джерело: розроблено автором

Результати моделювання за наступних вхідних даних: $\nu = 0.12$ м/с; $\eta = 0.8$; $R_g = 8.31$, Дж/(моль · К); $F = 9.65 \cdot 10^4$, Кл/моль; $A_s = 15$, м²; $d_b = 1.5 \cdot 10^{-6}$, м; $U = 24$, В; $a = 0.12 \cdot 10^{-3}$, м²/с; $\lambda_m = 0.39$, Вт/м · с; $a_2 = 880$; $\lambda = 0.4$, Вт/м · с; $c = 3.31 \cdot 10^3$, Дж/кг; $\zeta = 1060$, кг/м³; $a_1 = 290$; $D = 10^{-9}$, м²/с, представлено на рис. 4.7.

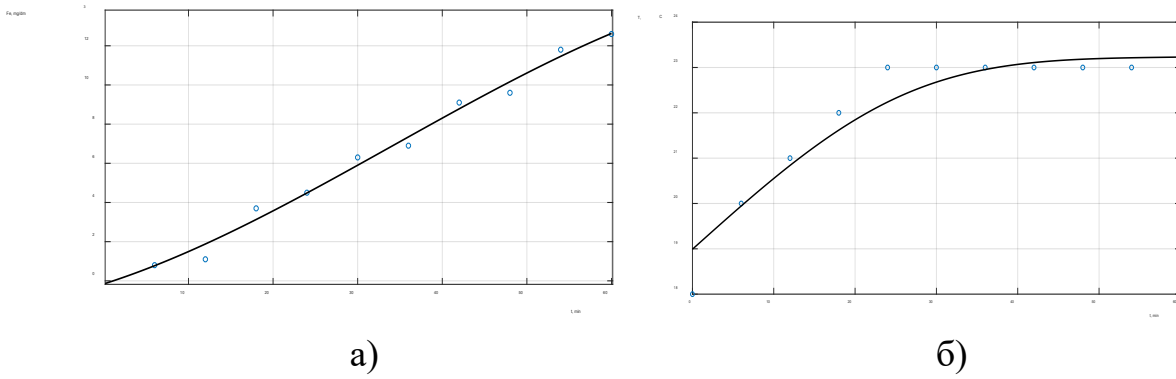


Рисунок 4.7. Розподіл: а) концентрації тривалентного заліза з часом на виході з коагулятора; б) температури води з часом

Джерело: розроблено автором

Щоб дослідити вплив сили струму на значення концентрації тривалентного заліза скористаємося результати комп'ютерного моделювання на основі задачі (4.18)-(4.19) [161, 166]. Зазначимо, що такі параметри як величина прикладеної напруги, конструктивні розміри реактора, характеристики води, час моделювання залишили сталими. Змінимо лише величину струму та отримаємо різні результати зміни температури води та концентрації тривалентного заліза. Отримані результати представлено на рис.4.8.

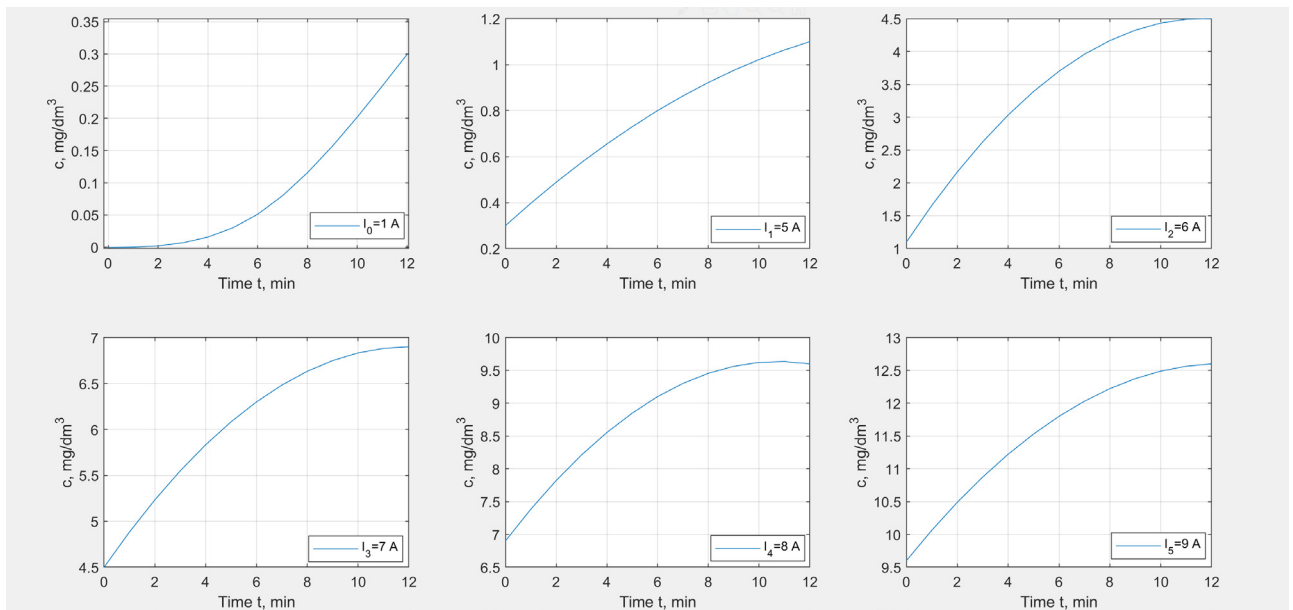


Рисунок 4.8. Зміна концентрації заліза на виході з коагулятора з часом при величині струму $I_0=1 A$, $I_1=5 A$, $I_2=6 A$, $I_3=7 A$, $I_4=8 A$, $I_5=9 A$

Джерело: розроблено автором

Враховуючи мету, було спроектовано лабораторну установку для дослідження процесів електрокоагуляції, структура цієї установки представлена на рис.4.9:

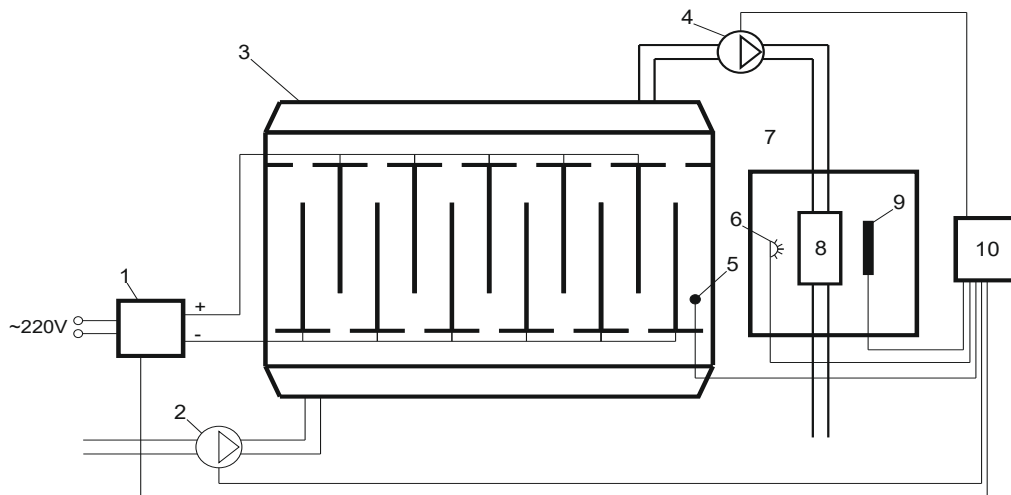


Рисунок 4.9. Структура лабораторної установки автоматизованої системи електрохімічного отримання коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу

Джерело: розроблено автором

Відповідно до розробленої конструкції лабораторної установки електрокоагулятор (3) є проточним і являє собою ємність з непровідного струму матеріалу з металевими пластинами всередині, по черзі різної полярності, що утворюють катоди і аноди. Живлення електрокоагулятора здійснюється від лабораторного блоку живлення (1). Вода подається за допомогою насоса (2), рівномірно розподіляється між камерами коагулятора і відводиться за допомогою насоса (4) до вимірювальної комірки (7). При цьому температуру досліджуваного середовища контролюють за допомогою електронного термометра (5) у поєднанні з лабораторним ртутним термометром. Вимірювальна комірка складається з проточної прозорої мірної ємності (8), джерела світла (6) і чутливого елемента (9). Комутація вимірювальної інформації, а також керуючих сигналів здійснюється в контрольно-реєструючому блоці (10).

Розроблена лабораторна установка дозволила провести експериментальні дослідження для перевірки адекватності побудованої математичної моделі, а також отримати додаткові дані щодо зміни кольору води в залежності від концентрації заліза. За планом експерименту дослідження тривали 60 хвилин, при цьому кожні 6 хвилин реєстрували параметри живлення коагулятора,

температуру та інтенсивність червоної, зеленої та синьої компонент світла. Таким чином було відібрано 10 проб заліза у водному розчині для лабораторного визначення концентрації стандартизованими методами.

У таблиці 4.1 наведено результати експериментального дослідження процесу, а саме: визначення концентрації загального та тривалентного заліза, сили струму та забарвлення речовини в різний час і при зміні напруги.

Таблиця 4.1.

Результати експериментальне дослідження

№ проби	Час, хв	Напруга, В	Сила струму, А	Колірність			Температура, °С	Концентрація, мг/дм ³	
				R	G	B		Загальне залізо	Fe ³⁺
1	6	5	0,8	204	207	200	20	0,8	0,33
2	12	5	0,85	214	215	193	22	1,1	0,4
3	18	6	1,3	211	194	75	23	3,7	2,9
4	24	6	1,3	220	173	54	23	4,5	3,1
5	30	7	1,65	210	155	49	23	6,3	5,4
6	36	7	1,65	215	147	41	23	6,9	5,8
7	42	8	1,9	193	116	38	23	9,1	7,1
8	48	8	1,9	189	111	33	23	9,6	7,6
9	54	9	2,05	188	100	27	23	11,8	8,9
10	60	9	2,1	178	74	11	23	12,6	9,6

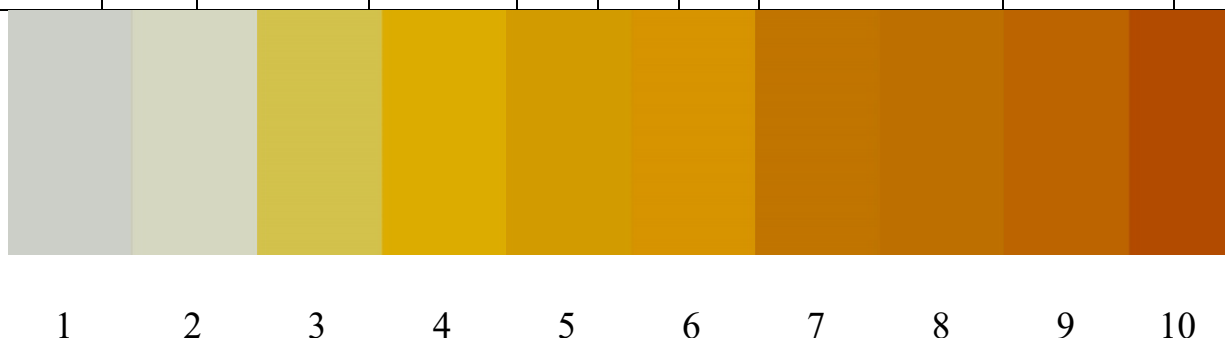


Рисунок 4.10. Зміна кольору речовини при зміні напруги

Джерело: розроблено автором

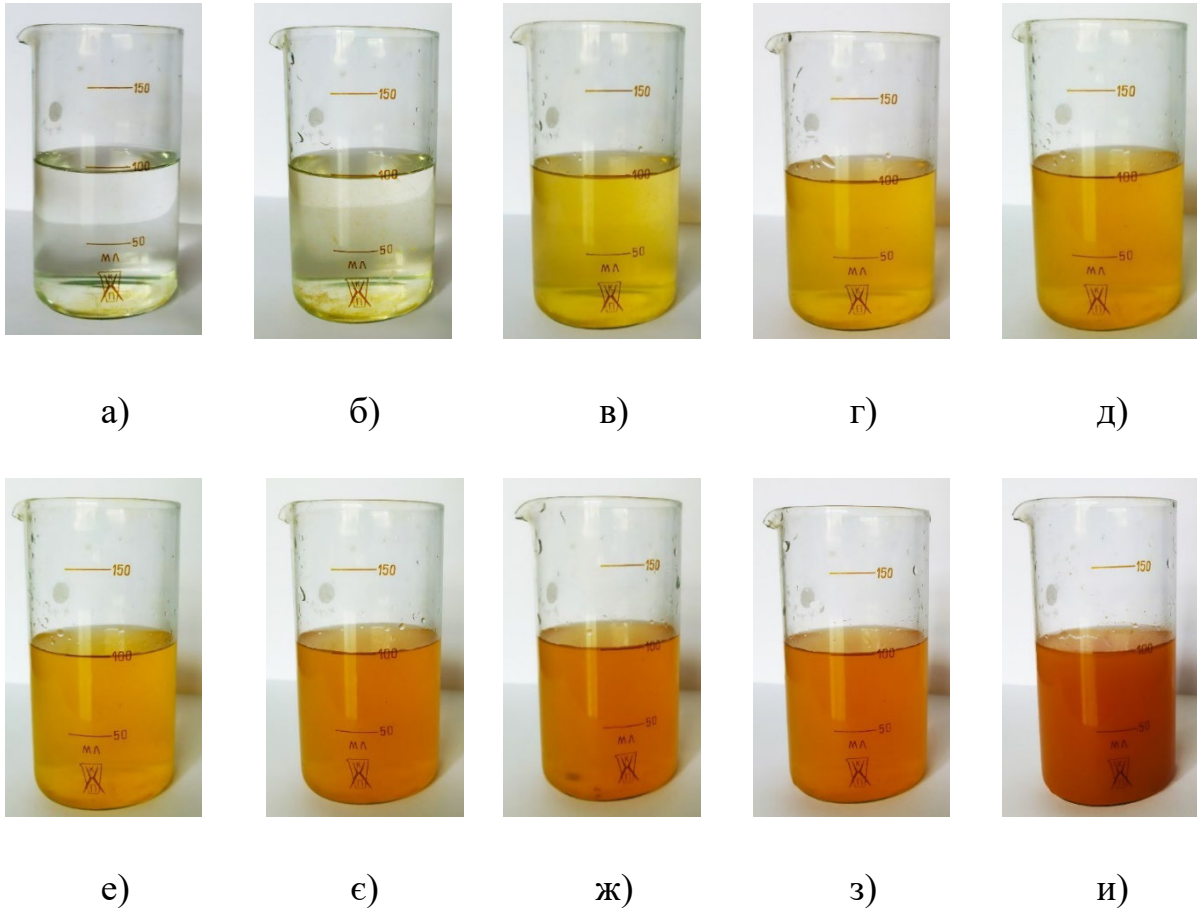


Рисунок 4.11. Колір води RGB при змінній концентрації та часу дослідження :

а) RGB (204;207;200), $c=0,8$ мг/л, $t=6$ хв; б) RGB (214;215;193), $c=1,1$ мг/л, $t=12$ хв; в) RGB (211;194;75), $c=3,7$ мг/л, $t=18$ хв; г) RGB (220;173;54), $c=4,5$ мг/л, $t=24$ хв; д) RGB (210;155;49), $c=6,3$ мг/л, $t=30$ хв; е) RGB (215;147;41), $c=6,9$ мг/л, $t=36$ хв; є) RGB (193;116;38), $c=9,1$ мг/л, $t=42$ хв; ж) RGB (189;111;33), $c=9,6$ мг/л, $t=48$ хв; з) RGB (188;100;27), $c=11,8$ мг/л, $t=54$ хв; и) RGB (178;74;11), $c=12,6$ мг/л, $t=60$ хв;

Джерело: розроблено автором

Дослідження тривало 60 хв, а з результату експерименту видно, що коли збільшувалася напруга від 5 В до 9 В, то збільшувалася сила струму від 0.8 А до 2.1 А відповідно, результати занесені до таблиці 4.1 та змінюється колірність вихідної речовини згідно Рис.4.10. Отже, якщо напруга у нас була найменша, то колір води майже не змінювався, вода була світла, майже прозора, а коли напруга мала високі значення, то вода був мутна і майже рудого кольору.

При проведенні дослідів було відібрано 10 проб води, які представлені на рис.4.11 та за значенням яких було визначено на приладі КФК2-МП значення загального заліза і трьох валентного Fe^{3+} .

Також було побудовано графіки залежності RGB-складових кольору води та відповідної концентрації загального заліза (Рис.4.12) і Fe^{3+} у воді (Рис.4.13)

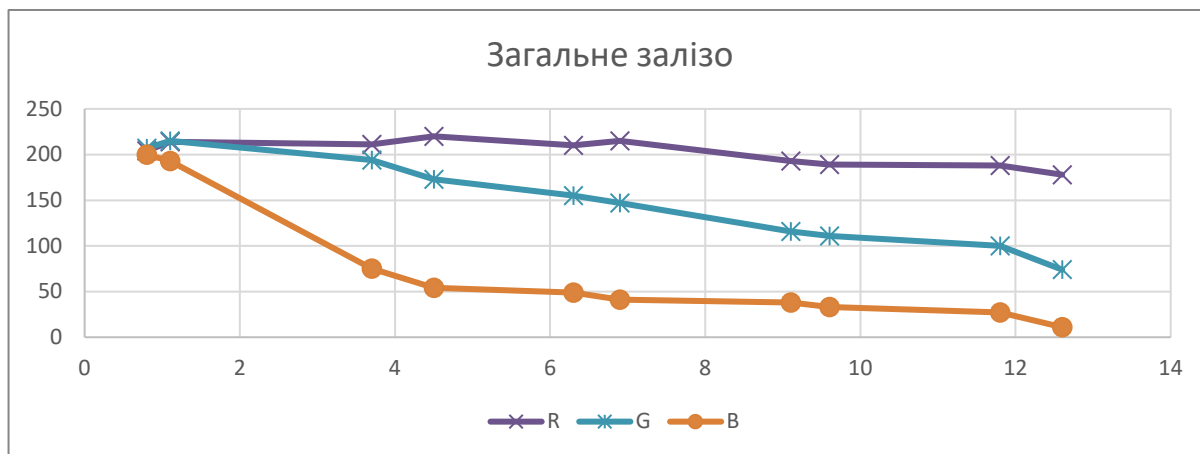


Рисунок 4.12. Залежність концентрації загального заліза від RGB-складових кольору води

Джерело: розроблено автором

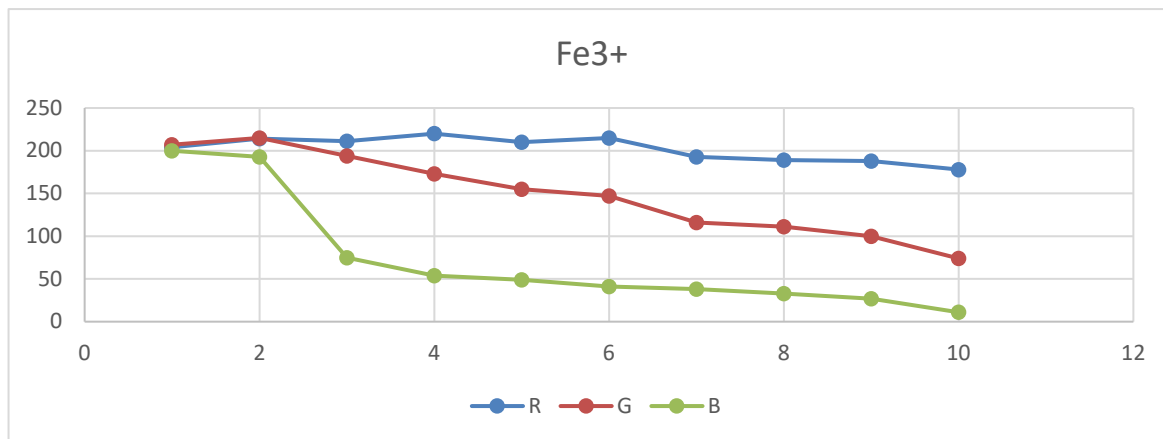


Рисунок 4.13. Залежність концентрації Fe^{3+} від RGB-складових кольору води

Джерело: розроблено автором

Провівши аналіз графіків залежності кольору від концентрації можна зробити висновок про стійкі кореляційні взаємозв'язки між цими параметрами. Таким чином, це дає можливість розробити нові експрес-методи, в тому числі інтелектуальні, для оцінки концентрації заліза у воді в режимі реального часу,

без звернення до проб, а також у майбутньому інтегрувати такі методи в системи керування процесом електрокоагуляції.

4.3. Апаратно-програмний комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу

Розглянуто методи визначення коагулянту в процесі електрокоагуляції. Створено експериментальну лабораторну установку для вивчення процесів фотометричного аналізу, принцип якого заснований на визначенні кольору та інтенсивності світла в реальному часі. На основі спектрофотометричного аналізу була розроблена штучна нейронна мережа (ШНМ) для визначення коагулянту (Fe) в реальному часі, яка перетворює отримані значення RGB в колірний простір HSL, а останній транслює в Fe. Розроблено програму керування для знаходження концентрації заліза в коагулянті за допомогою штучного інтелекту, який являє собою веб-додаток, що відображає параметри кольору коагулянту, визначену концентрацію заліза в коагулянті, а також збереження історії всіх вимірювань в базі даних. При навчанні ШНМ різними методами для відповідного процесу було обрано оптимізатор, середньоквадратичне відхилення (RMSE) становить 6,91%.

У лабораторних дослідженнях для визначення концентрації коагулянту використовувався фотокалориметричний метод. Суть методу полягає у визначенні інтенсивності забарвлення досліджуваної речовини, враховуючи ступінь поглинання поліхроматичного світла у видимій області спектра. Все дослідження дуже громіздке, та повністю проводиться у «ручному режимі», що є не зовсім зручним для його застосування. Цей метод дослідження не може використовуватися у режимі реального часу, а це означає що не можливо створити автоматизовану систему керування процесом очищення стічних вод електрокоагуляційним способом.

Не так давно, з'явилася нова технологія, що має назву цифрова калориметрія, яка базується на основі вимірювання зображень значень червоного, зеленого та синього кольорів (RGB) і на заміну спектрофотометрії використовують різні значення інтенсивності кольору.

Значення, яке надається користувачеві, коливається від 0 до 255 для кожного представлення кольорів із понад 16 мільйонів різних кольорів. Цю методику можна інтерпретувати як колориметрію за допомогою відбиття світла. Світло, яке досягає кожного пікселя датчика зображення, є світлом, відбитим від об'єктів і пропущеним через три різні фільтри (фільтри RGB), а потім зчитуваним програмним забезпеченням аналізу кольору. Таким чином, ця методика добре підходить для колориметричної реакції. Крім того, нова техніка, яка може підвищити ефективність, — це штучні нейронні мережі (ANN). ANN є комп'ютеризованим аналогом біологічної нервової системи та є важливим класом розпізнавання образів, корисним для широкого спектру застосувань. Архітектура моделі ANN повинна розвиватися, взаємодіяти між вхідними та вихідними даними через навчання на наборах даних. В даний час практично відсутні прилади для визначення концентрації заліза в коагулянті в режимі реального часу. Тому актуальним завданням є розробка експериментальної автоматизованої системи електрохімічного виробництва коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу з урахуванням різних типів збурень.

Враховуючи, що зміна концентрації заліза у воді під час процесу електрокоагуляції змінює колір та інтенсивність забарвлення розчину, метою цього дослідження є розробка автоматизованої інформаційної системи для аналізу кольору та інтенсивність світла в режимі реального часу, враховуючи наступні збурення, як провідність, рН і температура середовища

Для розробки автоматизованої інформаційної технології аналізу кольору та інтенсивності світла розроблено 3D-модель та структурну схему лабораторної установки для дослідження процесів електрокоагуляції з додатковим блоком фотокалориметричного аналізу рідини, як показано на рис.4.14 та рис. 4.15:

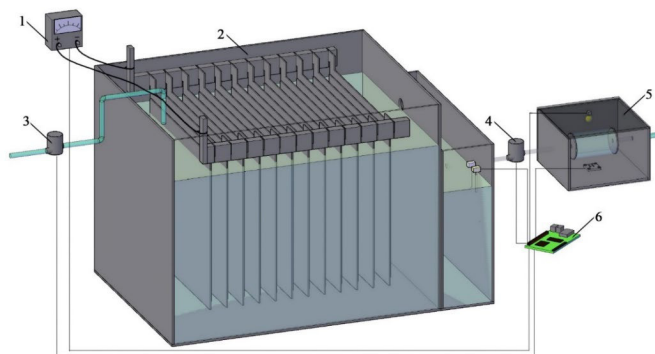


Рисунок 4.14. Зображення лабораторної установки автоматизованої системи електрохімічного отримання коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу

Джерело: розроблено автором

Спроектована лабораторна установка, яка представлена на рис. 4.14, і складається з лабораторного блоку живлення (1), електрокоагулятора (2), насосів (3) і (4), вимірювальної комірки (5) та блоку керування та реєстрації (6).

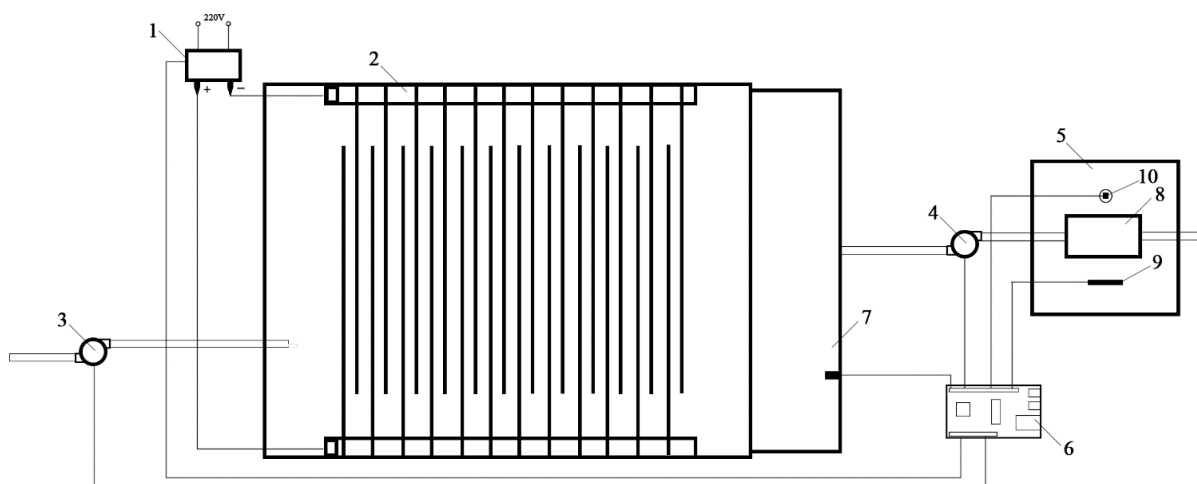


Рисунок 4.15. Структура лабораторної установки автоматизованої системи електрохімічного отримання коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу

Джерело: розроблено автором

Структурна схема лабораторної установки, яка представлена на рис.4.15 складається з електрокоагулятора (3), який є проточного типу і являє собою ємність зі струмонепровідного матеріалу з металевими пластинами всередині, почергово різної полярності, що утворюють катоди та аноди. Живлення електрокоагулятора забезпечується лабораторним блоком живлення (1). Вода подається за допомогою насоса (2), рівномірно розподіляється між камерами

коагулятора та відводиться за допомогою насоса (4) до вимірювальної комірки (7). При цьому температура досліджуваного середовища контролюється за допомогою електронного термометра (5), що дублюється з лабораторним ртутним. Вимірювальна комірка складається із проточної прозорої вимірювальної ємності (8), джерела світла (6) та чутливого елемента (9). Вимірювальна інформація, а також сигнали керування комутовано у блоці керування та реєстрації (10).

Лабораторна установка працює так: через комірку (1) з постійною швидкістю прокачується залізовмісний коагулянт, що забезпечує безперервність процесу отримання проби для дослідження. Світло від джерела білого світла (2) проходить через речовину в комірці і потрапляє на фоточутливий датчик (3), який розділяє це світло на три спектри кольорів (червоний, зелений, синій) і формує цифровий сигнал, який характеризує колір рідини в комірці. Цей цифровий сигнал надходить у мікропроцесорний блок обробки даних (4), де він обробляється та аналізується.

Щоб визначити колір досліджуваної речовини до системи додано датчик кольору на основі мікросхеми TCS230 (рис. 4.16). Цей давач має три спектри для визначення кольору рідини: червоний, синій і зелений. Колір визначається зміною рівня сигналів від високого до низького і навпаки. Перемиканням керують за допомогою контактів GPIO мікроконтролера Raspberry Pi. Після перемикання фільтра з виводу датчика ШІМ зчитується сигнал, в якому закодована вихідна частота світла. Значення частоти, зчитані з датчика кольору, перетворюються на значення червоного, зеленого та синього колірної моделі RGB. Крім того, ці значення перетворюються в колірний простір HSL, і за допомогою нейронної мережі визначається концентрація заліза в коагулянті.

Для визначення кольору речовини в систему було додано датчик кольору на основі мікросхеми TCS230 (рис.4.16).

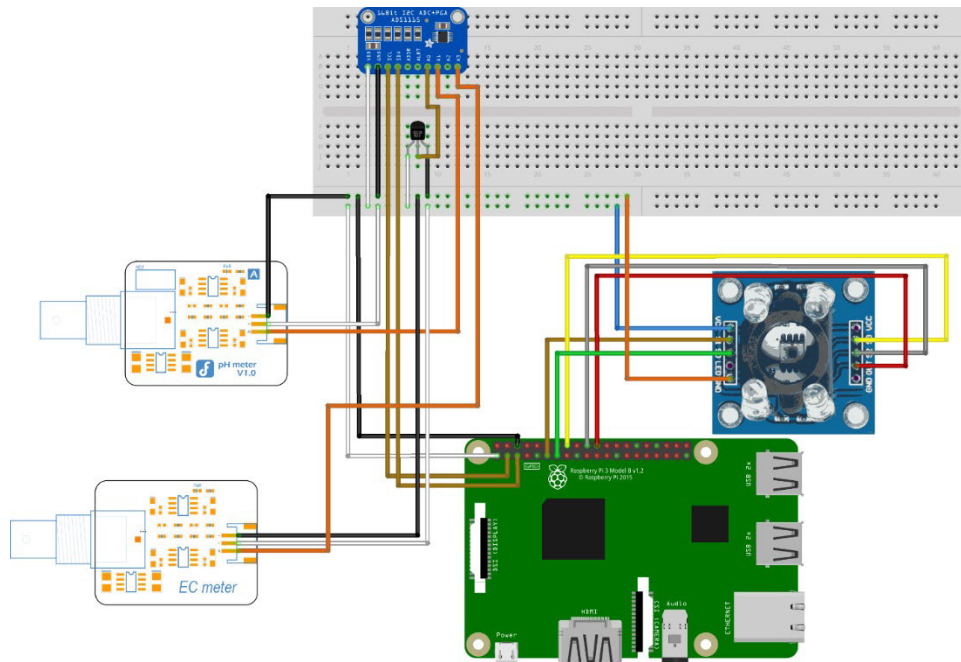


Рисунок 4.16. Макетна плата розширеної системи визначення коагулянту

Джерело: розроблено автором

На рис.4.16 показана розширена система вимірювання для більш точного визначення коагулянту. Крім датчика кольору, до Raspberry Pi підключили 3 аналогових датчика: температури, рН і провідності.

Значення рН визначається відповідно до:

$$pH = aV + b,$$

де pH – це шукане значення рН, V – величина напруги, яка отримана із сенсора, a і b – значення отримані під час калібрування датчика рН.

Визначення електропровідності здійснюється за наступним алгоритмом: спочатку з датчика зчитується значення напруги, потім визначається «необроблене» значення електропровідності за такою залежністю:

$$rawEc = \frac{1000 \cdot V}{\frac{820.0}{200.0}}.$$

Отримане значення домножується на $kValue$, яке на початку рівне 1, а з кожним наступним вимірюванням змінюється, в залежності від умови $rawEcValue > 2$, відповідно, якщо умова вірна, то обирається $kValueHigh$, якщо хибна, то $kValueLow$. $kValueHigh$ та $kValueLow$ визначається під час калібрування.

Вибравши нове значення *kValue* і враховуючи температуру навколишнього середовища, значення електропровідності визначається відповідно до такої залежності:

$$ec = \frac{rawEc \cdot kValue}{1 + 0.0185(t - 25)},$$

де *ec* – це шукане значення *rawEc* та *kValue*, що описані вище, *t* – значення температури отримане із датчика температури.

Щоб знайти два значення *kValue*, було виконано калібрування, подібне до калібрування датчика рН. Датчик вводили в розчин різної провідності і в залежності від:

$$kValue = 820.0 \cdot 200.0 \cdot \left(ec \cdot (1.0 + 0.0185 \cdot (t - 25.0)) \right) / 1000 / V,$$

де *kValue* – шукане значення, *ec* – значення провідності в еталонному розчині, *t* – значення температури, а *V* – значення напруги.

У Raspberry Pi немає аналогових портів, то для їх підключення було використано АЦП (ads1115). Даний АЦП комунікує із Raspberry Pi використовуючи інтерфейс I2C.

Цей АЦП має чотири канали для підключення аналогових датчиків. Відповідно, значення напруги на аналогових входах АЦП отримують за допомогою інтерфейсу I2C.

Значення напруги перетворюються в значення їх вимірних значень за допомогою залежностей, параметрами яких є значення напруги та характеристичні константи кожного з датчиків, значення яких були отримані в процесі калібрування.

Спроектвана лабораторна установка дозволила провести експериментальні дослідження, а також отримати додаткові дані щодо зміни кольору води в залежності від концентрації заліза .

За планом експерименту дослідження тривали 60 хвилин, при цьому кожні 3 хвилини реєстрували параметри струму живлення коагулятора, температуру та інтенсивність червоної, зеленої та синьої компонент світла. Так, для

лабораторного визначення концентрації стандартизованими методами відібрано 20 проб розчину заліза у воді.

У таблиці 4.2 наведені результати експериментального дослідження процесу, а саме: визначення концентрації загального та тривалентного заліза, сили струму та забарвлення речовини в різний час і при зміні напруги.

Експериментальне дослідження тривало 60 хвилин, за результатами експерименту ми бачимо, що при збільшенні напруги від 5В до 9В сила струму зростає від 0,8А до 2,1А відповідно до результатів таблиці 4.2 і колір вихідного матеріалу змінюється відповідно до рис. 4.17. Тобто при найнижчій напрузі ми можемо спостерігати найсвітлішу і майже прозору воду, а при найвищій — каламутну і червону воду.

Таблиця 4.2. Результати експериментальне дослідження

№ проби	Час, хв	Напруга, В	Сила струму, А	Колірність			Температура, °С	Концентрація, мг/дм ³	
				R	G	B		Загальне залізо	Fe ³⁺
1	3	5	0,8	204	207	200	20	0,8	0,33
2	6	5	0,8	209	211	196	20	1	0,38
3	9	5	0,85	213	215	193	20	1,1	0,4
4	12	5	0,85	212	205	137	21	2,6	1,6
5	15	6	1,3	211	194	76	21	3,7	2,9
6	18	6	1,3	215	183	39	22	4,1	3
7	21	6	1,3	220	172	0	22	4,5	3,1
8	24	6	1,3	210	161	0	22	5,4	4,3
9	27	7	1,6	210	155	0	22	6,3	5,4
10	30	7	1,65	213	151	0	22	6,7	5,5
11	33	7	1,65	215	147	0	22	6,9	5,8
12	36	7	1,65	204	132	0	23	8,2	6,4
13	39	8	1,85	193	116	0	23	9,1	7,1
14	42	8	1,9	191	113	0	23	9,4	7,4
15	45	8	1,9	189	111	0	23	9,6	7,6
16	48	8	1,95	189	105	0	23	10,7	8,1
17	51	9	2,05	188	100	0	23	11,8	8,9
18	54	9	2,05	183	87	0	23	12,2	9,2
19	57	9	2,1	178	74	1	23	12,6	9,6
20	60	9	2,1	168	81	3	23	13,4	10,3

Джерело: розроблено автором

Під час дослідження було відібрано 20 зразків, які наведені на рис. 4.17 і на підставі якого проведено визначення заліза загального та тривалентного Fe^{3+} на приладі КФК2-МП.



Рисунок 4.17. Зміна кольору речовини при зміні напруги

Джерело: розроблено автором

Результати експерименту дозволили наочно представити еволюцію спектра RGB в кожному з 20 експериментів. Отримані результати по залежності кольорів і концентрації були перенесені на спектр HSL, на основі якого була розроблена нейронна мережа для визначення концентрації вмісту корисної речовини у воді. Щоб перетворити колірну гаму RGB в HSL скористаємося наступними співвідношеннями:

$$H = \begin{cases} \text{undefined} & \text{if } MAX = MIN \\ 60^\circ \times \frac{G-B}{MAX-MIN} + 0^\circ, & \text{if } MAX = R \\ & \text{and } G \geq B \\ 60^\circ \times \frac{G-B}{MAX-MIN} + 360^\circ, & \text{if } MAX = R \\ & \text{and } G < B \\ 60^\circ \times \frac{B-R}{MAX-MIN} + 120^\circ, & \text{if } MAX = G \\ 60^\circ \times \frac{R-G}{MAX-MIN} + 240^\circ, & \text{if } MAX = B \end{cases}, \quad (4.19)$$

$$S = \frac{MAX-MIN}{1-|1-(MAX+MIN)|}, \quad (4.20)$$

$$L = \frac{1}{2}(MAX + MIN), \quad (4.21)$$

Більш детально роз'яснимо: значення R, G, B – значення у колірній гамі RGB, max і min – це значення параметрів максимальне та мінімальне відповідно, H – тон, S – насиченість, L – яскравість.

Потім проводимо апроксимацію експериментальних даних для визначення залежності кольору від часу та концентрації заліза в коагулянті від часу. На основі отриманих виразів було згенеровано 3600 точок відтінку та концентрації заліза (див. рис. 4.18. а, б).

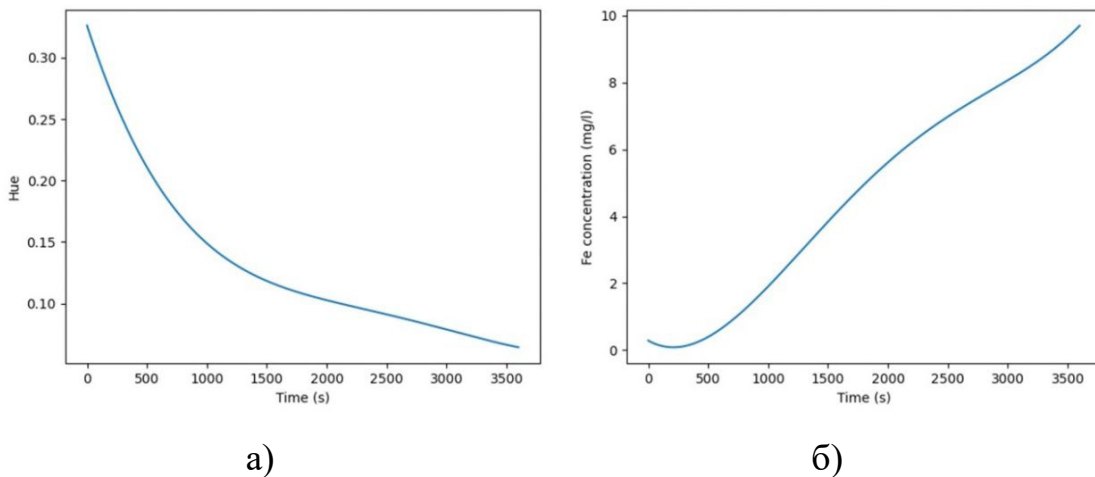


Рисунок 4.18. Зміна а) hue з часом, б) концентрації заліза з часом

Джерело: розроблено автором

Серед отриманих значень було відібрано 3240 точки для навчання і 360 точок для тестування нейронної мережі. У таблиці 4.3 наведено вхідні та вихідні параметри нейронної мережі.

Таблиця 4.3.
Приклад даних

№	hue	Концентрація
1	0.2110	0.4009
2	0.1969	0.7229
3	0.1073	4.8701
4	0.0649	9.5388

Джерело: розроблено автором

Сьогодні існує велика кількість різноманітних типів нейронних мереж, а також варіантів реалізації мереж одного типу. Серед різних типів нейронних мереж найбільш поширеними є:

1. Багатошаровий перцептрон;
2. Згорткова нейронна мережа;
3. Рекурентна нейронна мережа.

Для вибору типу нейронної мережі, яка буде використовуватися для вирішення задачі визначення заліза в коагулянті, розглянемо наведені типи більш детально.

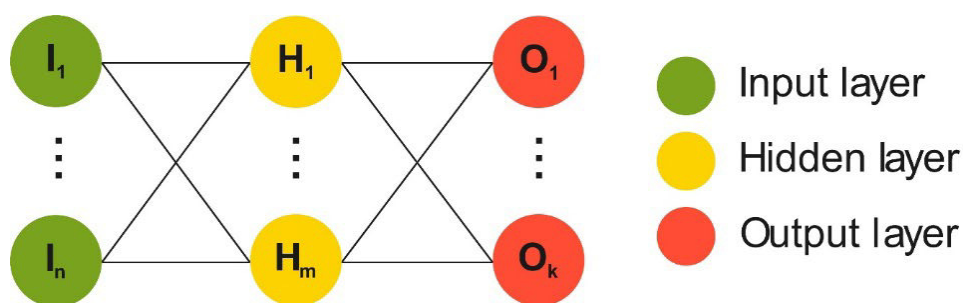


Рисунок 4.19. Багатошаровий перцептрон

Джерело: розроблено автором

Багатошаровий перцептрон (MLP) — це клас прямої штучної мережі, яка має мінімум три рівні. Перший — вхідний шар із нейронами від I_1 до I_n , другий — прихований із нейронами від H_1 до H_m , третій — вихідний із нейронами від O_1 до O_k . Ці шари з'єднані так, що кожен нейрон попереднього шару з'єднаний з кожним нейроном наступного [77] (див. рис. 4.19). Може бути більше одного прихованого шару, а мережі, що містять кілька прихованих шарів, називаються

«глибокими» нейронними мережами. Нейронні мережі MLP часто використовуються для вирішення задач класифікації та прогнозування [48].

Згорткові нейронні мережі — це клас глибоких нейронних мереж, які широко використовуються для аналізу візуальних зображень. Такі нейронні мережі використовують операції математичної згортки. Ці нейронні мережі мають таку ж структуру, що й мережі MPL.

Рекурентні нейронні мережі — це клас мереж, у яких зв'язки між вузлами утворюють орієнтований у часі граф. До таких мереж належать мережі довготривалої/короткочасної пам'яті [23] (LSTM). Структура такої мережі показана на малюнку (рис. 4.20), де нейрони від I_1 до I_n є вхідними нейронами, від H_1 до H_m – нейрони прихованого шару з пам'яттю та можливістю повторення, від O_1 до O_k – вихідні нейрони. Ці нейронні мережі часто використовуються для аналізу послідовності слів, розпізнавання мови або рукописного введення. Ці нейронні мережі погано працюють з даними, які можна представити в табличній формі.

Завдання для у визначення концентрації заліза в коагулянті за його кольором можна віднести до класу задач розпізнавання образів на основі класифікації вхідних даних. Найпоширенішим типом нейронних мереж для цього класу задач є багатошарові персептрони.

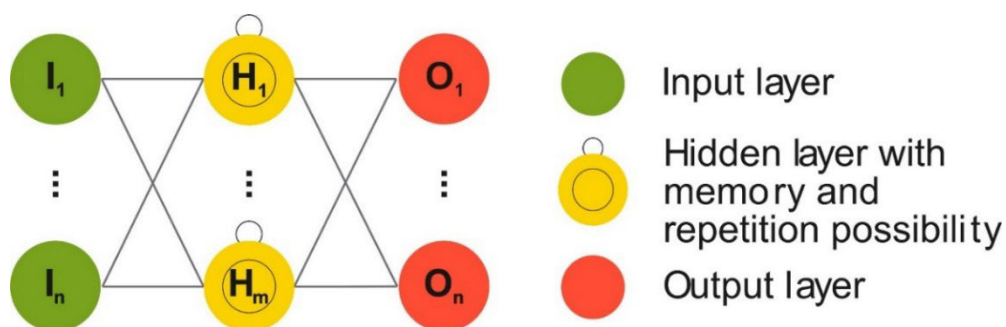


Рисунок 4.20. LSTM нейронна мережа

Джерело: розроблено автором

Значення RGB використовувалися як вхідні дані для навчання мережі (рис. 4.21). Ця мережа має три вхідні вузли, що відповідають за червоний, зелений і синій кольори, два прихованих шари по 9 вузлів кожен і один вихідний вузол - значення відтінку колірному простору HSL. Кількість вузлів становить 9 у

прихованому шарі, що визначається якістю вихідного значення. Експериментально встановлено, що ця кількість вузлів задовольняє вихідному значенню, яке є близьким до еталонного. Після процесу навчання мережа прагне передбачити невідомі дані.

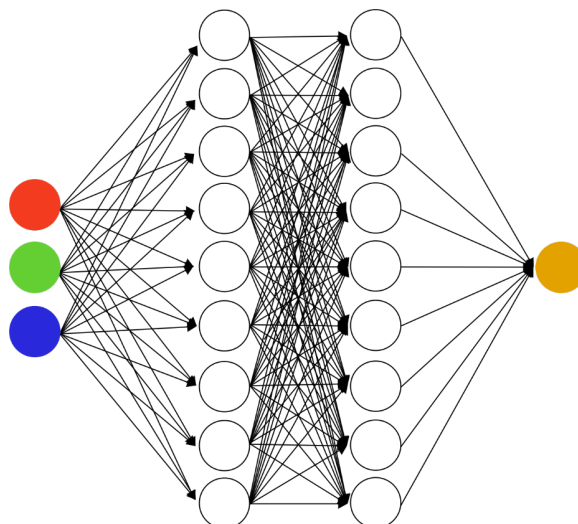


Рисунок 4.21. Загальна структура ANN із RGB входами, HSL виходом та 2 прихованими шарами

Джерело: розроблено автором

Використовуючи значення відтінку hue, отримане за допомогою попередньої нейронної мережі, була розроблена нейронна мережа для визначення концентрації заліза. Вхідним параметром для якого був hue, а вихідним параметром нейронної мережі є концентрація заліза в коагулянті.

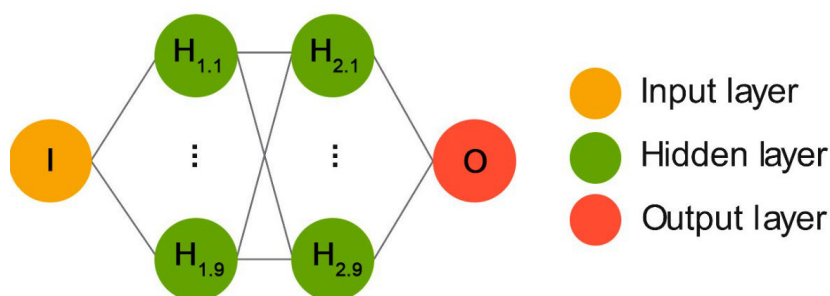


Рисунок 4.22. Схема розробленої нейронної мережі

Джерело: розроблено автором

Розроблена нейронна мережа має архітектуру багатошарового персептрона, який має 4 шари (рис. 4.22). Перший шар є вхідним шаром, до якого застосовується значення hue, наступні два маскуються та виконують обчислення, які передаються на четвертий вихідний шар.

Для навчання нейронної мережі бібліотека TensorFlow використовує функції оптимізації, які покращують навчання шляхом оновлення знань у мережі. Щоб вибрати найкращий оптимізатор для нейронної мережі, було розроблено та проаналізовано кілька нейронних мереж з різними оптимізаторами. Потім кожна нейронна мережа була навчена за допомогою згенерованого набору даних [159].

Було вивчено 8 оптимізаторів, доступних у бібліотеці TensorFlow. Як видно з таблиці 4.3, де помилка обчислюється як середньоквадратичне відхилення виходу нейронної мережі від апроксимованих даних, деякі оптимізатори, такі як Ftrl, Adadelata, не призводять до навчання нейронної мережі, а інші, як SGD і RMSprop, навпаки, навчають нейронну мережу. Оптимізатор SGD показав найкращі результати з помилкою 6,91% на тестовому наборі даних.

Як показано на малюнку 4.23, оптимізатор SGD досяг цього результату за 20 епох навчання.

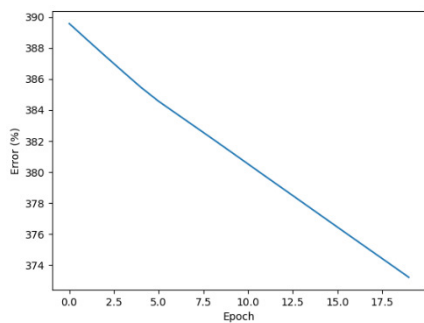
Після аналізу швидкості навчання нейронної мережі для використання в програмному забезпеченні для визначення концентрації заліза в коагулянті була обрана нейронна мережа, навчена за допомогою оптимізатора SGD.

Таблиця 4.4.

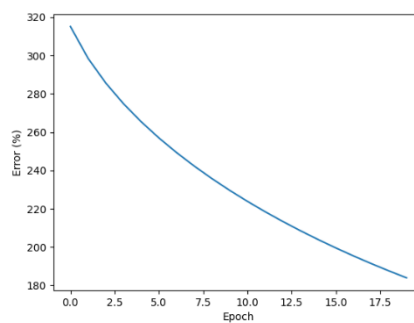
Дослідження оптимізаторів

Оптимізатор	SGD	RMSprop	Adam	Adadelata	Adagrad	Adamax	Nadam	Ftrl
Помилка	6.91	8.28	9.33	373.22	183.92	9.05	10.84	370.43

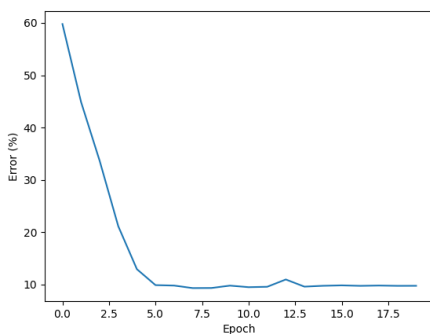
Джерело: розроблено автором



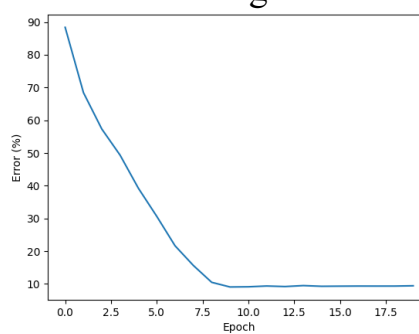
a. Adadelta



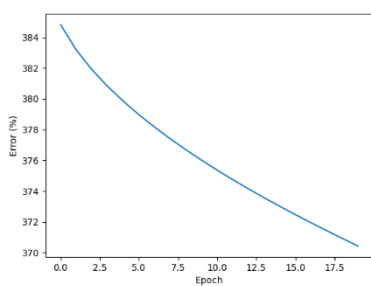
b. Adagrad



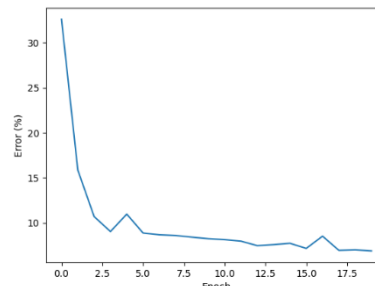
c. Adam



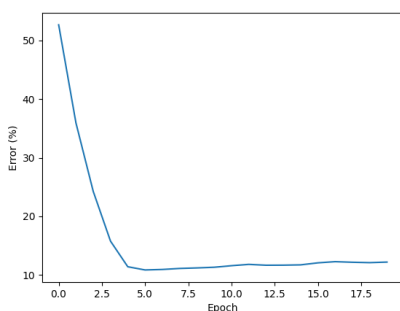
d. Adamax



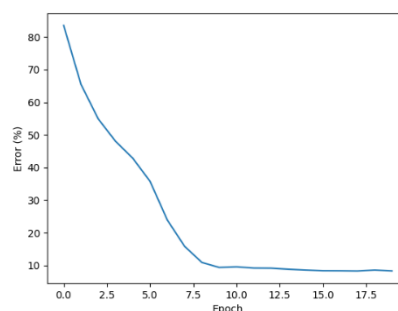
e. Ftrl



f. SGD



g. Nadam



h. RMSprop

Рисунок 4.23. Швидкість навчання нейронної мережі

Джерело: розроблено автором

Оскільки ця мережа показала найкращі результати, її обрали для розробки додатку, що визначає концентрацію корисної речовини.

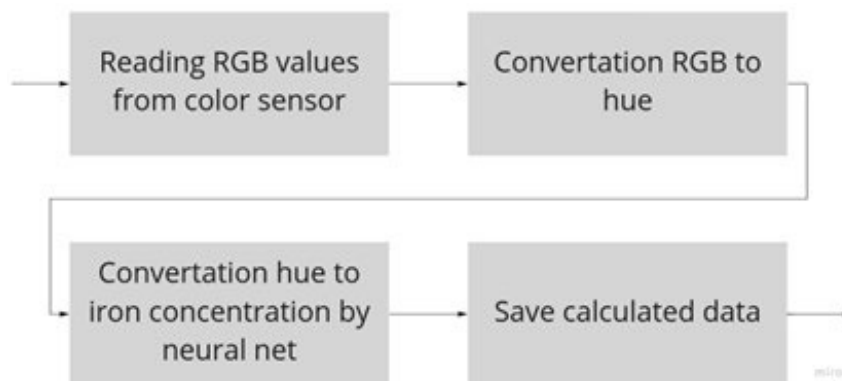


Рисунок 4.24. Схема процесу отримання концентрації коагулянту по RGB

Джерело: розроблено автором

Як відбувався процес одержання концентрації заліза можна побачити на рис. 4.24, спочатку запитується датчик кольору, з якого отримують колірні індикатори RGB. Наступним кроком є перетворення RGB у значення hue колірної схеми HSL за допомогою нейронної мережі. За допомогою нейронної мережі визначення концентрації заліза за параметром hue, розраховується концентрація корисного елемента. Останній крок - збереження отриманих даних.

Для зручного доступу до результатів вимірювання сенсорного давача та концентрації заліза, яка була визначена за допомогою розробленої нейронної мережі, було розроблено веб-додаток як сервер, для якого використовувався мікрокомп'ютер Raspberry Pi 4.

Підключивши цей мікрокомп'ютер до мережі за адресою пристрою, його можна використовувати як панель керування цим пристроєм.

4.4. Розробка програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки стічних вод

Для розробки веб-інтерфейсу використовувався фреймворк JavaScript Vue.js [64]. Основними критеріями вибору були простота використання та значно менший розмір порівняно з майже такими самими React.js і Angular. Vue.js використовує менеджер стану для відображення даних користувачеві.

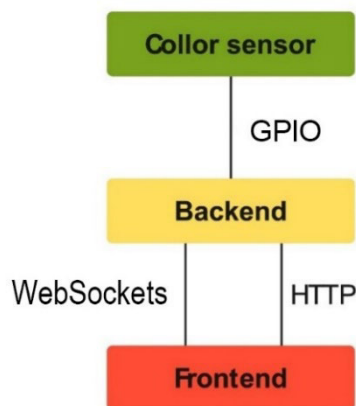


Рисунок 4.25. Схема комунікації в системі

Джерело: розроблено автором

В якості такого менеджера використовувався Vueх. Стани такого менеджера змінюються за допомогою мутацій, які, у свою чергу, викликаються подіями. Цей механізм розділяє код, який змінює дані, і отримує їх із сервера.

Для реалізації зв'язку з сервером (див. рис. 4.25.) використовуються дві бібліотеки: бібліотека `axios` для виконання асинхронних HTTP-запитів і бібліотека `socket.io` для роботи з web-сокетом.

Серверна частина програми відповідає за опитування датчика кольору, визначення концентрації заліза за отриманим кольором, обробку команд користувача, збереження отриманих і обчислених даних у базі даних.

Серверну частину було розроблено у Django [43] python framework.

Фреймворк Django дозволяє легко розробляти складні веб-додатки, які працюють з базами даних. Для спрощення роботи з базами даних Django має систему ORM. Ця система перетворює записи в таблицях бази даних в об'єкти Python, які називаються моделями. Також цей механізм дає можливість перейти на іншу базу даних, якщо потужностей поточної не вистачає для програми.

Цей фреймворк також включає механізм міграції, який значно спрощує розробку додатків, оскільки забезпечує простий механізм як для зміни структури бази даних, так і для самих даних у базі даних. Django також може проаналізувати, які моделі працюватимуть із базою даних і структурою бази

даних, і, якщо є якісь відмінності, створити міграцію, яка міститиме запити, необхідні для зміни структури бази даних.

Архітектура Django має модульну структуру, що дозволяє дотримуватися важливого принципу програмування в цілому «не повторюватися».

Мова Python у цій структурі використовується навіть у конфігураційних файлах, це дозволяє використовувати різні функції та методи для отримання деяких параметрів програми, наприклад, таких як: користувач, пароль та ім'я бази даних із змінних системного середовища. Це буде зручно і необхідно, оскільки дозволяє захистити себе від потрапляння різних ключів і паролів в репозиторій разом з кодом програми.

Цей фреймворк також має вбудований обробник URL-адрес на основі регулярних виразів, що дає змогу створювати зрозумілі та зручні URL-адреси для подальшого використання у початковій частині адреси.

Django також має власний вбудований веб-сервер, який має можливість відстежувати змінені файли та перезавантажувати код, що полегшує та пришвидшує розробку додатків за допомогою цього фреймворку.

Для зберігання результатів вимірювань використовувалася реляційна база даних PostgreSQL [82]. PostgreSQL — це система керування реляційними базами даних (СУБД) із відкритим кодом, написана мовою С. Цю СУБД було обрано, оскільки вона є безкоштовною та відкритою, підтримує велику кількість типів даних, а не лише основні типи, як-от ціле число, логічний тип, символний тип, але також JSON XML, типи валют.

Розглянемо докладніше роботу серверної частини програми. Після того, як користувач натискає кнопку «Run» у веб-інтерфейсі, на веб-сервер надсилається запит, який обробляється Django.

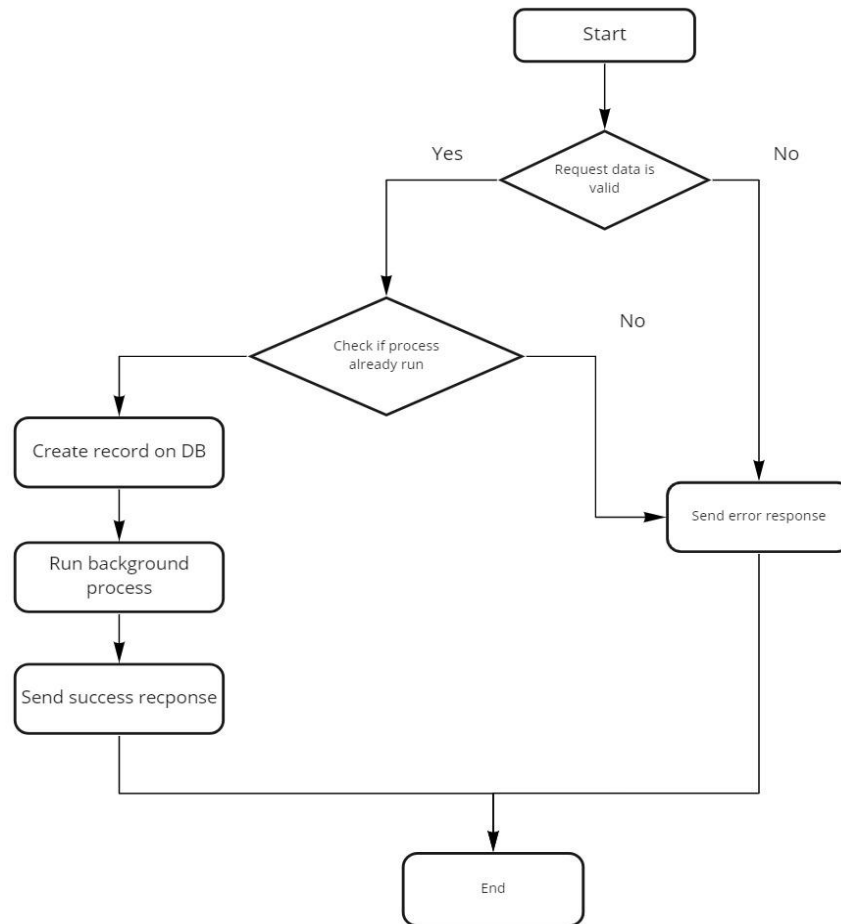


Рисунок 4.26. Блок схема старту процесу

Джерело: розроблено автором

Під час обробки запиту (рис. 4.26) перевіряються дані тіла запиту, надіслані веб-панеллю. Після цього буде зроблено запит до бази даних, з якого буде отримана інформація про наявні запущені процеси, а якщо такої немає, то в базі буде створено запис про процес, який буде містити дату і час запуску процесу та після успішного збереження цього запису в базі даних унікальний ідентифікатор процесу, який буде передано як аргумент під час запуску плану процесу для визначення кольору за допомогою датчика кольору та визначення концентрації заліза в коагулянт.

Після запуску фонового процесу відбувається його ініціалізація, під час якої процес підключається до каналу веб-сокета сервера для передачі даних на веб-панель. Крім того, під час ініціалізації логічні сигнали будуть застосовані до портів GPIO мікрокомп'ютера Raspberry Pi 4 для ввімкнення датчика кольору.

Після завершення процесу ініціалізації буде запущено цикл, який повторюватиме ті самі дії до зупинки процесу вимірювання з веб-панелі (рис. 4.27). Під час однієї ітерації циклу датчик кольору зчитується, змінюючи по черзі червоний, зелений і синій колірний фільтр і вимірюючи час приходу високого значення ширинно-модульованої напруги сигналу датчика кольору, це значення зчитується 10 разів, що дозволяє усереднити це значення і згладити коливання значень, викликані різними перешкодами і шумами. Потім кожне значення, отримане від кожного фільтра, перетворюється на колірні параметри R, G і B моделі RGB. Після того, як ці значення отримані, вони перетворюються в значення колірної моделі HSL з використанням співвідношень, описаних вище. Потім значення колірного тону, отримане з колірної моделі HSL, передається на вхід нейронної мережі. Після обробки параметра колірного тону отримують концентрацію заліза в коагулянті. Після цих кроків створюється об'єкт моделі для запису в базу даних, об'єкт з порожніми значеннями в атрибутах заповнюється отриманими даними і записується в базу даних, а об'єкт перетворюється в JSON і відправляється на веб-моніторинг панель для відображення та побудови графіків

Умовою завершення циклу є те, що користувач зупиняє його, а сервер опрацьовує відповідний запит (рис. 4.28.), надсилаючи повідомлення про

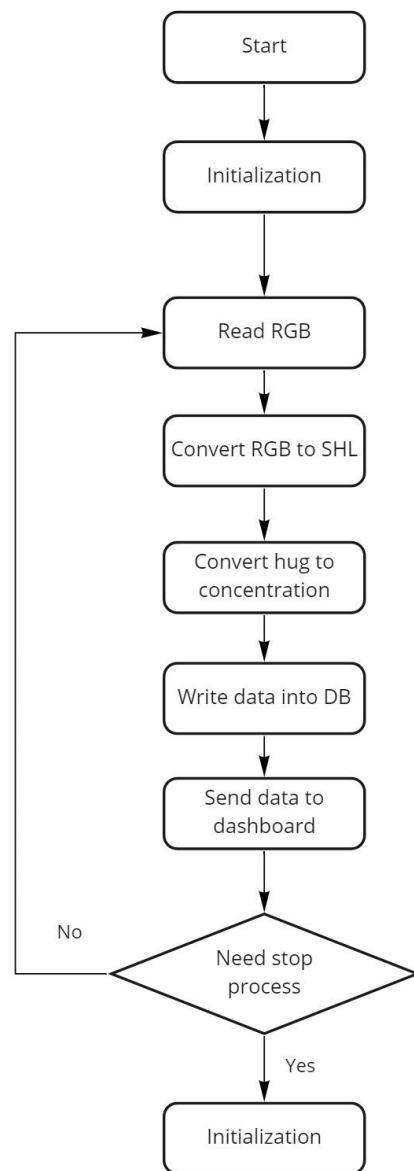


Рисунок 4.27. Блок схема процесу

Джерело: розроблено автором

завершення роботи фоновому процесу за допомогою веб-сокета та оновлюючи запис у історія процесу після завершення його роботи.

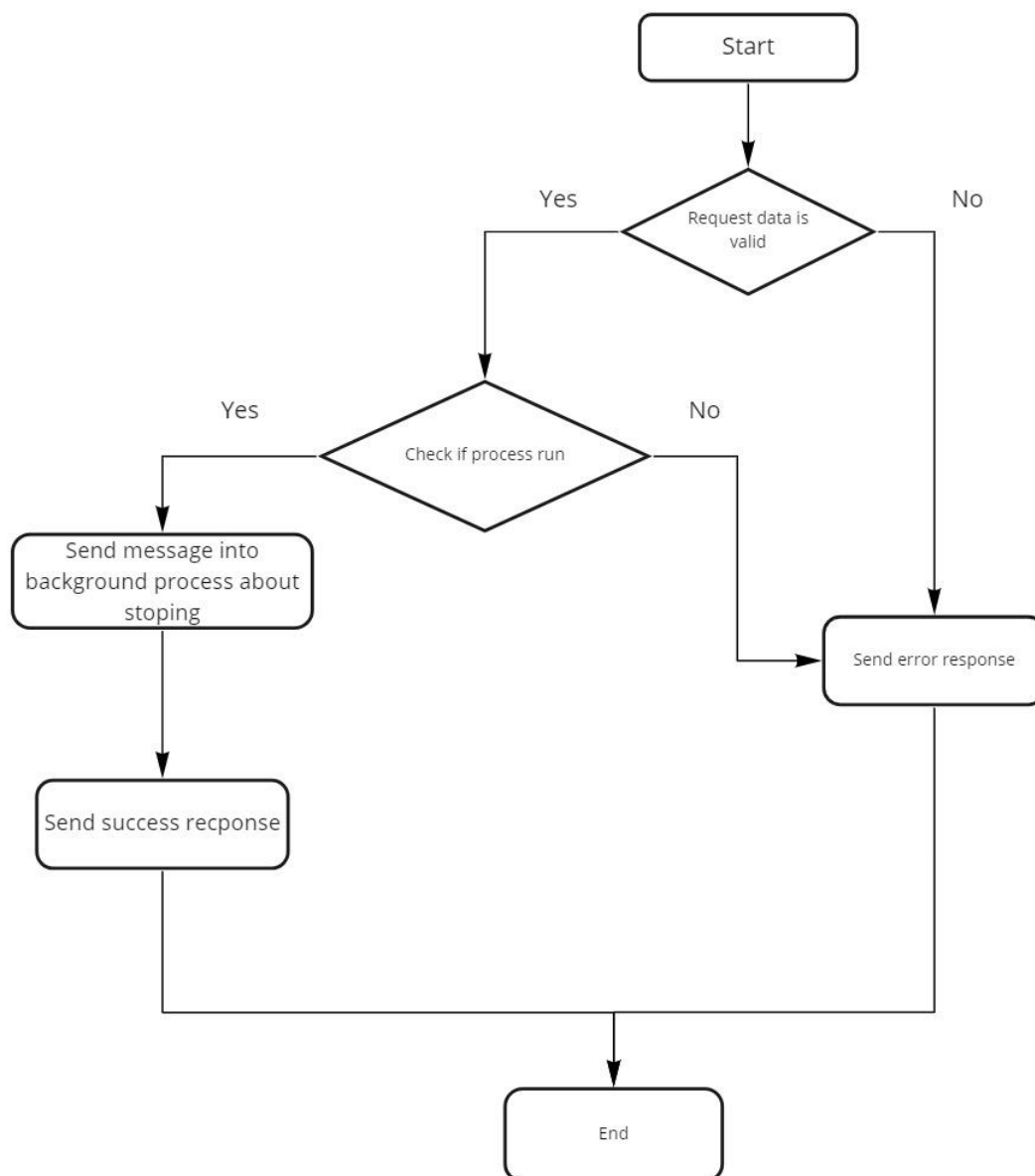


Рисунок 4.28. Блок схема зупинки процесу

Джерело: розроблено автором

Для зручного доступу до результатів вимірювання сенсорного давача та концентрації заліза, яка була визначена за допомогою розробленої нейронної мережі, було розроблено веб-додаток як сервер, для якого використовувався мікрокомп'ютер Raspberry Pi 4.

Підключивши цей мікрокомп'ютер до мережі за адресою пристрою, його можна використовувати як панель керування цим пристроєм.

У веб-додатку є можливість активувати та деактивувати процес вимірювання показників коагулянту.

Інтерфейс розробленого веб-додатку забезпечує: моніторинг поточних значень параметрів СБО; відображення змін параметрів в вікні тимчасового тренда (як в реальному часі, так і в режимі перегляду архівних даних); встановлення (налаштування) параметрів; переведення системи в автоматичний режим чи ручний.

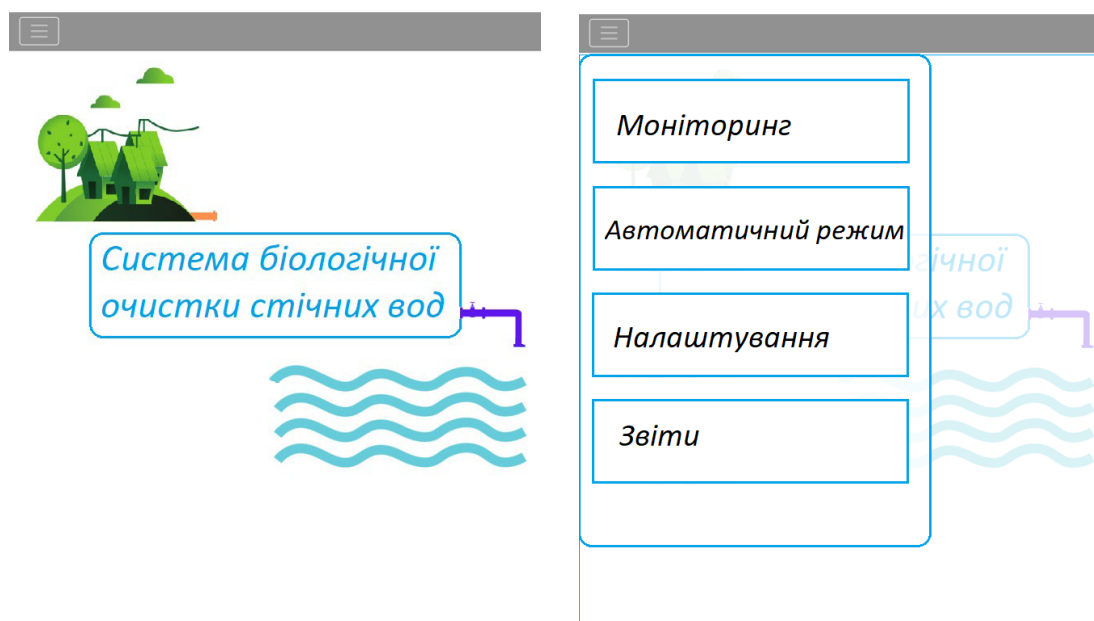


Рисунок 4.29. Головне меню системи

Джерело: розроблено автором

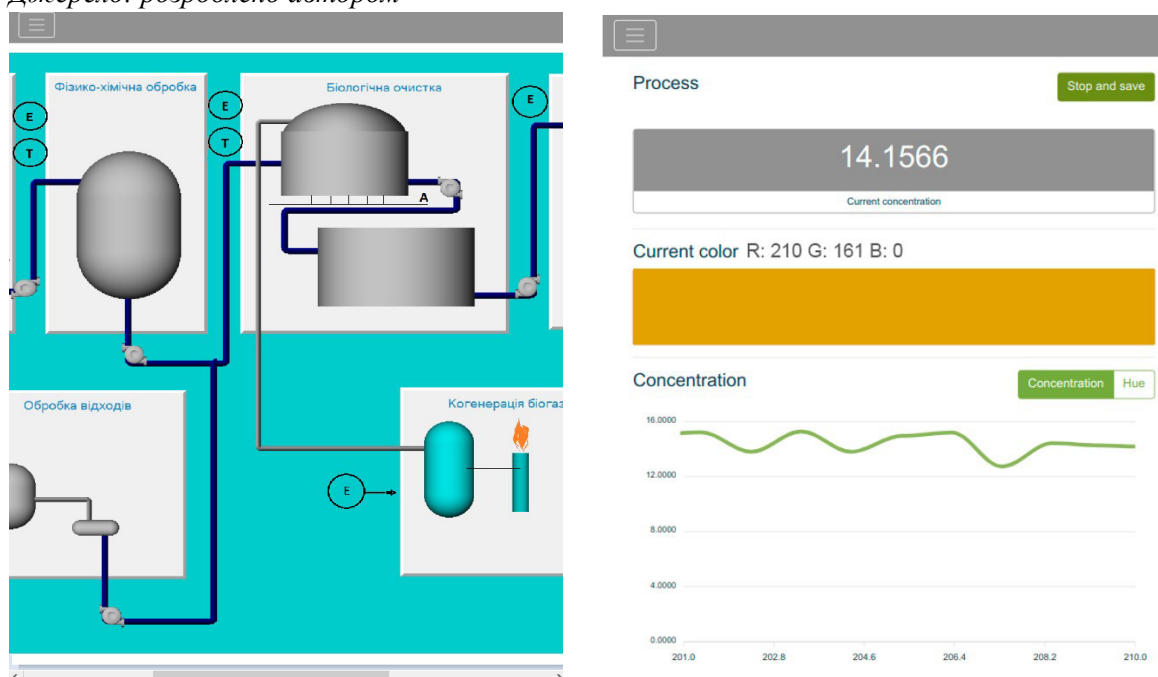


Рисунок 4.30. Режими роботи системи

Джерело: розроблено автором

Після запуску системи можливий контроль кольорових показників і концентрації заліза в коагулянті. Також можна задати вхідні дані для комп'ютерного експерименту. Панель відображає останні виміряні значення кольору та визначену концентрацію заліза. Останні десять значень вимірних параметрів також відображаються на графіках (рис. 4.31).

The interface consists of two main sections. On the left, there is a configuration panel with a vertical scrollbar. It contains a list of parameters, each with a text input field, a unit, and a 'Refresh and save' button. The parameters are:

- $B^*(t)$: 10, кл/мл
- $U^*(t)$: 0.005, г/г
- L : 5, м
- v : 5, м/год
- β : 36^{-1} , с $^{-1}$
- λ : 0.06, доб $^{-1}$
- σ_e : 5
- σ : 0.37
- μ_m : 2.5, доб $^{-1}$
- K_S : 0.1, г/г

On the right, there is a data table with a filter '16/03/2021, 00:00 - 23:59' and a 'Refresh' button. The table has columns: Time, RGB, Hue, and Concentration. It displays 10 rows of data:

Time	RGB	Hue	Concentration
2021-03-16 22:07:38	R: 255 G: 112 B: 98	0.0149	14.4331
2021-03-16 22:07:37	R: 255 G: 107 B: 95	0.0125	14.7080
2021-03-16 22:07:35	R: 245 G: 98 B: 92	0.0065	15.4221
2021-03-16 22:07:33	R: 255 G: 106 B: 90	0.0162	14.2837
2021-03-16 22:07:31	R: 255 G: 104 B: 93	0.0113	14.8474
2021-03-16 22:07:29	R: 255 G: 102 B: 90	0.0121	14.7525
2021-03-16 22:07:27	R: 255 G: 112 B: 88	0.0240	13.4156
2021-03-16 22:07:25	R: 244 G: 98 B: 102	0.9954	0.0006
2021-03-16 22:07:23	R: 244 G: 112 B: 91	0.0229	13.5328
2021-03-16 22:07:21	R: 255 G: 109 B: 97	0.0127	14.6895

At the bottom of the table, it shows 'Rows per page: 10' and 'Showing 1 to 10 of 354 entries' with a 'Next' button.

Рисунок 4.33. Налаштування та звітування системи

Джерело: розроблено автором

Отже, розроблений додаток надає можливості керування процесами біологічного очищення стічних вод, що дозволяє якісно вирішувати завдання з обробки первинних даних, моніторингу та керування технологічного процесу очищення води.

Висновки до розділу 4

1. Розроблено математичну модель очищення стічних вод, яка описує процеси, що відбуваються на очисних спорудах з урахуванням зміни температурного режиму. Запропонований метод і побудований алгоритм розв'язують відповідну нелінійно збурену задачу «конвекція-дифузія-тепломасоперенесення».
2. Наведено результати розрахунків розподілу концентрації забруднень з урахуванням і без урахування температури протягом часу очищення рідини. Отримані результати дають змогу більш детально та комплексно прогнозувати та автоматизувати технологічні процеси очищення стічних вод.
3. Узагальнено математичну модель виробництва коагулянту, яка дозволяє визначити необхідні умови, а саме: кількість пластинок, розміри реактора, величину прикладеної напруги та ін. для одержання необхідної концентрації іонів заліза. За допомогою m-функції `ode` програмного середовища Matlab було змодельовано систему одержання коагулянту. Наведено результати розрахунків розподілу концентрації іонів заліза та температури водного середовища при різних струмах між катодом і анодом.
4. Розроблено лабораторну установку для визначення залізовмісного коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу, що складається з непрозорої проточної кювети, через яку з постійною швидкістю пропускається досліджувана рідина, а також блоку обробки та зберігання інформації, що дозволяє зменшити участь людини в процесі вимірювання та забезпечити безперервність процесу вимірювання за рахунок відсутності необхідності відбору проб досліджуваного матеріалу, а також знизити вартість процесу вимірювання.
5. У роботі розроблено автоматизовану інформаційну систему для аналізу кольору та інтенсивності світла в режимі реального часу з урахуванням таких збурень, як провідність, рН і температура середовища. Створено експериментальну лабораторну установку для вивчення процесів

фотометричних досліджень за допомогою приладу, який аналізує колір та інтенсивність світла в режимі реального часу. За допомогою сенсора кольору визначаються параметри кольору: R, G, B, які на основі штучної нейронної мережі транслюються в колірний простір HSL, а в результаті останнього визначається корисний елемент (Fe^{3+}).

6. Розроблено програмне забезпечення для визначення концентрації заліза в коагулянті за допомогою штучного інтелекту, яке являє собою веб-додаток для відображення параметрів кольору коагулянту, визначеної концентрації заліза в коагулянті, а також збереження історії усіх вимірювань у базі даних. Для вирішення проблеми було розроблено програмне забезпечення на основі мікрокомп'ютера Raspberry Pi 4 і підключеного датчика кольору TCS230.
7. Розроблена автоматизована інформаційна система визначення концентрації заліза в залізовмісному коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу дає змогу мінімізувати участь людини в процесі вимірювання, а також забезпечити безперервність вимірювання концентрації коагулянту.

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішена важлива наукова-прикладна задача – розроблення модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод. При цьому отримано такі основні результати та висновки:

1. Проведено аналіз систем біологічної очистки стічних вод як об'єкта функціонування апаратно-програмного комплексу інформаційної системи СБО, запропоновано модель її життєвого циклу. Показано, що: промислові системи біологічного очищення стічних вод являють собою складну, багатокомпонентну та багатозв'язну біотехнічну систему, для забезпечення безпеки, надійності та ефективності якої необхідно здійснювати безперервний контроль стану; найскладнішим і найменш вивченим з точки зору розробки модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки та підтримки прийняття рішень елементом є біореактор; сучасні підходи до моніторингу та аналізу стану в аналізованій предметній галузі використовуються недостатньо. Сформульовано вимоги до структури та функціонування системи моніторингу при біологічному очищенні стічних вод. Обґрунтовано необхідність спільного розгляду фізичних та біохімічних процесів очищення стічних вод з метою розробки узагальненої математичної моделі як основи побудови комп'ютерної моделі невимірюваних безпосередньо процесів та синтезу автоматизованої інформаційної системи для широкого класу конструкцій біореакторів. Проведено короткий огляд програмних комплексів типу HYDRUS, NADRA-3D, ORCHESTRA та PFLOTRAN з точки зору їх функціоналу, математичного апарату,

архітектури та відкритості програмного коду і показано про відсутність об'єктно-орієнтованого підходу при проектуванні класів математичних моделей та велика кількість полів класів є однією із проблем, адже такий стиль програмування протирічить підходам керування. Завдяки такому аналізу було виділено їх позитивні сторони та недоліки.

2. Розроблено математичну модель структурних зв'язків та взаємного впливу основних параметрів процесу біологічного очищення стічних вод, життєдіяльності анаеробного біоценозу, технічних та технологічних особливостей організації процесу очищення та конструктивних рішень використовуваного обладнання, що дозволяє виділити контрольовані ознаки, що застосовуються для аналізу узагальненого стану системи біологічної очистки стічних вод. Розроблено узагальнену математичну модель процесу очищення стічних вод в біореакторі, яка пов'язує системотехнічні, фізичні та біохімічні процеси, враховує їхній взаємний вплив. Узагальнена математична модель включає конструктивні параметри біореактора лише на рівні визначення початкових та граничних умов, що дозволило використовувати її для більшості конструкцій анаеробних біореакторів, а облік впливу різномірних факторів на процес очищення дозволило провести вибір та аналіз параметрів, значущих для визначення спостережуваного стану СБО. Адаптовано числово-асимптотичний метод розв'язання удосконаленої модельної задачі біологічного очищення, що лягло в основу розробки алгоритму для розв'язання задачі СБО. Розв'язки узагальненої математичної модель покладені основою системи моніторингу узагальненого стану СБО при доповненні її експертними знаннями та інформацією, накопиченою в процесі експлуатації станції біологічного очищення, що дозволило вибирати

ефективні рішення при управлінні технологічним процесом, будувати прогноз розвитку стану системи, оцінювати ризики при виникненні позаштатних ситуацій, таких, як пікові навантаження, аварійні викиди забруднень, а також враховувати вплив цих факторів при розробці конструкції анаеробного біореактора та його проектуванні.

3. Побудовано алгоритмічне забезпечення чисельного розв'язку узагальненої моделі СБО для комп'ютерного моделювання СБО, яке надало можливість розраховувати значення діагностичних ознак у різних типах станів системи. Результати, отримані в ході моделювання, були використані при розробці алгоритмів аналізу генералізованого стану засмічень з тривалим терміном служби. Запропоновано алгоритми аналізу узагальненого стану СБО, які дозволили приймати рішення про працездатність системи з урахуванням ступеня деградації біомаси та причин інгібування мікроорганізмів за обмеженим набором діагностичних ознак, оптимальних з точки зору вартості та інформативності перевірок. Розроблені алгоритми були покладені в основу модуля аналізу вимірюваної в процесі роботи інформації в системі диспетчерського керування процесом біологічної очистки стічних вод, а також використані на стадії проектування системи очистки для реалізації необхідних вузлів установки контрольно-вимірювальної апаратури, що забезпечило керованість біореактора при синтезі автоматизованої інформаційної системи. Розроблені алгоритми розрахунку неспостережуваних параметрів СБО показують їх ефективність.
4. Розроблено апаратно-програмну реалізацію автоматизованої інформаційної системи біологічної очистки стічних вод, що лягло в основу проведення розрахунків розподілу концентрації забруднень з урахуванням зміни

технічних параметрів, пов'язаних з життєдіяльністю біомаси та впливу несправностей технічних підсистем очисних споруд на біохімічні процеси. Отримані результати надали змогу більш детально та комплексно прогнозувати та автоматизувати технологічні процеси очищення стічних вод. Розроблено лабораторну установку для визначення залізовмісного коагулянту на основі фотокалориметричного аналізу, що складається з непрозорої проточної кювети, через яку з постійною швидкістю пропускається досліджувана рідина, а також блоку обробки та зберігання інформації. В основі експериментальної лабораторної установки лежить апаратно-програмний комплекс на основі мікрокомп'ютера Raspberry Pi 4 і підключеного датчика кольору TCS230, який аналізує колір та інтенсивність світла в режимі реального часу. За допомогою сенсора кольору визначаються параметри кольору: R, G, B, які на основі штучної нейронної мережі транслюються в колірний простір HSL результати останнього визначають корисний елемент (Fe^{3+}). Розроблене програмне забезпечення для визначення концентрації заліза в коагулянті за допомогою штучного інтелекту, являє собою веб-додаток для відображення параметрів кольору коагулянту, визначеної концентрації заліза в коагулянті, а також збереження історії усіх вимірювань у базі даних. Розроблена автоматизована інформаційна система визначення концентрації заліза в залізовмісному коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу надала змогу мінімізувати участь людини в процесі вимірювання, а також забезпечила безперервність вимірювання концентрації коагулянту.

5. За результатами виконаних на основі розробленої інформаційної системи біологічної очистки стічних вод комп'ютерних експериментів на очисних

спорудах ТОВ «Е.Т.Е. АКТИВ» було спроектовано електрокоагуляційну установку для отримання концентрації іонів заліза в розчині при встановлених об'ємах очищуваних стоків, швидкості рідини, розмірах реактора, кількості пластин, величині прикладених напруг тощо.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Alcaraz Gonzalez, V. Estimation et commande robuste non-lineaires des procedes biologiques de depollution des eaux usees: application a la digestion anaerobie: дис. док. техн. наук / V. Alcaraz Gonzalez. – Universite de Perpignan, 2001. – 270 с.
2. Alcaraz-Gonzalez, V. Interval-based diagnosis of biological systems – a powerful tool for highly uncertain anaerobic digestion processes / V. Alcaraz-Gonzalez, R.H. Lopez- Banuelos, J.-P. Steyer, H.O. Mendez-Acosta, V. Gonzalez-Alvarez, C. Pelayo-Ortiz // CLEAN - Soil, Air, Water . – 2012 . – Vol. 40 . – P. 941–949. DOI: 10.1002/clen.201100721
3. Alzate Ibanez, A. M. Monitoring management criterion of an anaerobic digester using an explicit model based on temperature and pH / A. M. Alzate Ibanez, C. Ocampo-Martinez, C. A. Cardona Alzate, V. M. Trejos // Preprint submitted to Biochemical Engineering Journal. – 2017. – P.1-20.
4. Anaerobic digestion model No.1 (ADM1). Scientific & technical report No.13 / Batstone D.J., Keller J., Angelidaki I., Kalyuzhnyi S.V., Pavlostathis S.G., Rozzi A., Sanders W.T.M., Siegrist H., Vavilin V.A. – IWA Publishing, 2002. – 80p.
5. Anatoliy Vlasyuk, Tetiana Tsvietkova, Ihor Ilkiv, Viktor Ogiychuk (2021). Mathematical modelling of the infiltration impact on heat mass transfer in layered soils under conditions of heat transfer. Conference Paper 11th International Conference on Advanced Computer Information Technologies (ACIT2021), Deggendorf, Germany, Pp. 9-12. DOI: 10.1109/ACIT49673.2020.9208814
6. Andrii Safonyk, Ivan Tarhonii, Ivanna Hrytsiuk, Andrii Rudyk, Ihor Ilkiv (2021). Dynamic optimization of the technological water treatment process automatic control system. Conference Paper 11th International Conference on Advanced Computer Information Technologies (ACIT2021), Deggendorf, Germany, Pp. 13-18. DOI: 10.1109/ACIT49673.2020.9208814

7. Angelidaki, I. I. A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas / I. I. Angelidaki, L. Ellegaard, B.K. Ahring // *Bioengineering and Biotechnology* . – 1999. – Vol. 63(3). – P. 363-372.
8. Astolfi, A. *Nonlinear and Adaptive Control with Applications* Springer /A. Astolfi , D. Karagiannis, R. Ortega - 2008. - 290 p.
9. Augustin, J.-C. *Modelisation de la croissance microbienne et gestion de la sécurité sanitaire des aliments : дис. док. техн. наук/ J.-C. Augustin.* – Paris XII Val de Marne, 2005.– 189 с.
10. Balla, A. *Etude des effets d'une surcharge organique sur le fonctionnement d'un réacteur anaérobie à biomasses fixées/ A. Balla, M. M. Adamou // Sud sciences & technologies.* – 2009. – N°14. – P. 13-19.
11. Batstone, D.J. *Mathematical modelling of anaerobic digestion processes: applications and future needs / D.J. Batstone, D. Puyol, X. Flores-Alsina // Reviews in Environmental Science and Bio/Technology.* – 2015. –Vol. 14. – P. 595–613.
12. Bisinella de Faria, A.B. *Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA) / A.B.Bisinella de Faria, M.Spérandio, A.Ahmadi L.Tiruta-Barna // Water Research.* – 2015. – Volume 84. – P. 99-111.
13. Boe, K. *State indicators for monitoring the anaerobic digestion process / K. Boe, D.J. Batstone, J.-P. Steyer, I. Angelidaki // Water Res.* 2010. Vol. 44. P. 5973–5980. DOI:10.1016/j.watres.2010.07.043
14. Boltz, J.P. *Mathematical modelling of biofilms and biofilm reactors for engineering design / J.P. Boltz, E. Morgenroth, and D. Sen // Water Sci Technol.* –2010.–Vol. 62(8). – P. 1821-1836. doi: 10.2166/wst.2010.076.
15. Bomba A. *Identification of mass transfer distribution factor and its account for magnetic filtration process modeling / Andrey Ya. Bomba, Andrey P. Safonyk, Elena A. Fursachik // Journal of Automation and Information Sciences.* – Vol. 45, Is. 4. – 2013. – P. 16–22.

16. Bomba A. Mathematical modeling of aerobic wastewater treatment in porous medium / Bomba Andrij, Safonyk Andrij // *Zeszyty Naukowe. Wyższej Szkoły Informatyki i Umiejętności. Łódź : Poland.* – Vol. 12, Nr 1. – 2013. – P. 21–29.
17. Bomba A. Ya. Identification of mass-transfer coefficient in spatial problem of filtration / Bomba A. Ya., Safonyk A. P. // *Mathematical Modeling and Computing.* – Vol. 1, No. 2. – 2014. – P. 134–142.
18. Braguglia, C.M. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review / C. M. Braguglia, A. Gallipoli, A. Gianico, P. Pagliaccia // *Bioresource Technology.*– 2018. – Vol. 248. – P. 37-56.
19. Busch, J., Modeling and model-based control of membrane bioreactors. PhD thesis, RWTH Aachen University, online publication. - 2009.
20. Buyukkamaci ,N. Volatile fatty acid formation in anaerobic hybrid reactor / N. Buyukkamaci, A. Filibeli // *Process Biochemistry.* – 2004. – Vol. 39. – P. 1491-1494.
21. Carlos Hernandez, S. Strategie de commande integree intelligente de procedes de traitement des eaux usees parla digestion anaerobie: дис. док. техн. наук / S. Carlos Hernandez. – Laboratoire d'Automatique de Grenoble, 2005. – 158с.
22. Carrasco,E.F. Rule-based diagnosis and supervision of a pilot-scale wastewater treatment plant using fuzzy logic techniques / E.F. Carrasco, J. Rodríguez, A. Puñal, E. Roca,J.M. Lema // *Expert Systems with Applications.* – 2002. – Vol. 22, Issue 1. – P. 11-20.
23. Chollet, François (2017). "Xception: Deep Learning with Depthwise Separable Convolutions". arXiv:1610.02357
24. Cresson, R. Etude du démarrage de procédésintensifs de méthanisation.Impact des conditions hydrodynamiques et de la stratégie de montée encharge sur la formation et l'activité du biofilm: дис. док. техн. наук/ R Cresson. – Montpellier II, 2006. – 272 с.

25. De Lemos Chernicharo, C. A.. Biologic Wastewater Treatment Series. Volume four. Anaerobic reactors / C. A. de Lemos Chernicharo. – IWA Publishing, 2015. – 175 p.
26. Dixon, M. Data mining to support anaerobic WWTP monitoring / M. Dixon, J.R. Gallop, S.C. Lambert, L. Lardon, J.V. Healy, J.-P. Steyer // Control Eng. Pract . – 2007 . – Vol. 15. – P. 987–999. DOI:10.1016/j.conengprac.2006.11.010
27. Duan, Z. Dynamic model reduction for two-stage anaerobic digestion processes/ Z. Duan, M. N. Cruz Bournazou, C. Kravaris // Chemical Engineering Journal. – 2017. – № 327.– P. 1102-1116. doi:10.1016/j.cej.2017.06.110
28. Franzmann, P.D. Methanogenium frigidum sp. nov., a psychrophilic, H₂-using methanogen from Ace Lake, Antarctica / P.D. Franzmann, Y. Liu, D.L. Balkwill, H.C. Aldrich, E. Conway de Macario, D.R. Boone // International Journal of Systematic Bacteriology. – 1997. – Vol.47 №4. – P. 1068-1072. doi: 10.1099/00207713-47-4-1068.
29. Fruchard, M. Interval observers with confidence levels. application to the activated sludge process / M. Fruchard, O. Bernard, J.-L. Gouzé // Proceedings of the IFAC World Congress, Barcelona, Spain. - 2002. - Vol.35(1).
30. Fruchard, M. Interval observers with confidence levels. application to the activated sludge process / M. Fruchard, O. Bernard, J.-L. Gouzé // Proceedings of the IFAC World Congress, Barcelona, Spain. - 2002. - Vol.35(1).
31. García-Diéguez, C. Reducing the anaerobic digestion model no. 1 for its application to an industrial wastewater treatment plant treating winery effluent wastewater / C. García- Diéguez, O. Bernard, E. Roca // BioresourceTechnology. – 2013. – Vol.132. – P. 244-253. doi:10.1016/j.biortech.2012.12.166

32. Gebreeyessus, G. Thermophilic versus Mesophilic Anaerobic Digestion of Sewage Sludge: A Comparative Review / G. Gebreeyessus, P. Jenicek // Bioengineering.–2016. – Vol. 3(2). – P. 1-14.
33. Gerber, M. An analysis of available mathematical model for anaerobic digestion of organic substances for production of biogas / M. Gerber, R. Span // International Gas Union Research conference, Paris. – 2008. – Vol. 1. – P. 1294-1324.
34. Ghaniyari-Benis, S. Anaerobic treatment of synthetic medium-strength wastewater using a multistage biofilm reactor / S. Ghaniyari-Benis, R. Borja, S. Ali Monemian, V. Goodarzi // Bioresource Technology. – 2009. – Vol.100. – P. 1740–1745.
35. Ghaniyari-Benis, S. Effect of adding nitrate on the performance of a multistage biofilter used for anaerobic treatment of high-strength wastewater / S. Ghaniyari-Benis, R. Borja , M. Bagheri, S. Ali Monemian, V. Goodarzi, Z. Tooyserkani // Chemical Engineering Journal. – 2010. – Vol. 156. – P. 250–256.
36. Ghaniyari-Benis, S. Kinetic modelling and performance prediction of a hybrid anaerobic baffled reactor treating synthetic wastewater at mesophilic temperature / S. Ghaniyari-Benis, A. Martín, R. Borja // Process Biochemistry. – 2010. – Vol. 45. – P. 1616– 1623.
37. Guyot, Jean-Pierre. Etude de quelques interactions microbiennes lors de la digestion anaerobie de la matiere organique par des cultures mixtes definies ou naturelles: дис. док. биол. наук. / Jean-Pierre Guyot. – Aix-Marceille, 1990. – 123с.
38. Habouzit, F. Rôle des matériaux-supports sur la mise en place du biofilm : Application au démarrage d'un procédé de méthanisation: дис. док. техн. наук/ F. Habouzit. Montpellier II, 2010. – 241 с.

39. Harmand, J. Robust regulation of a class of partially observed nonlinear continuous bioreactors / J. Harmand, A. Rapaport // *Journal of Process Control*. - 2002.- Vol.12 (2). - P.291-302
40. Havlik, I. Mathematical modeling of the anaerobic digestion process: application of dynamic mass-energy balance / I. Havlik, J Votruba, M. Sobotka // *Folia Microbiol.* – 1986.– Vol 31. – P.56-68.
41. Hill, A. Microbial electrochemical sensors for volatile fatty acid measurement in high strength wastewaters: A review / A. Hill, S. Tait, C. Baillie, B. Virdis, B. McCabe // *Biosensors and Bioelectronics*. – 2020. – Vol. 165. – P. 112409-112420. DOI: 10.1016/j.bios.2020.112409
42. Hill, D. T. A dynamic model for simulation of animal waste Digestion / D. T. Hill, C. L. Barth. // *Journal of Water Pollution Control Federation*. – 1977. – Vol. 49, No. 10. – P. 2129-2143
43. HSL [Электронный ресурс]. – 2019 – Режим доступа до ресурсу: <https://uk.wikipedia.org/wiki/HSL>
44. Hu, W.C. Kinetic study of anaerobic digestion of sulfate-rich wastewaters from manufacturing food industries/ W.C. Hu, K. Thayanithy, C.F. Forster // *7th International Conference on Environmental Science and Technology*. Ermoupolis, Syros island, Greece. – 2001. – P.342-349.
45. Hutňan, M. Methanogenic and nonmethanogenic activity of granulated sludge in anaerobic baffled reactor / M. Hutňan, M. Drtil, L. Mrafková, J. Derco // *Chemical Papers- Slovak Academy of Sciences*. – 1999. – Vol. 53(6). – P. 374-378.
46. Ilkiv, I., Zhukovskyy, V., Zhukovska, N., & Safonyk, A. (2022). Construction of a mathematical model and numerical study of interaction between moisture-, heat-, and mass transfer processes of salt solutions in an unsaturated soil layer . *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5(10 (119), 23–31. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2022.265809> Scopus
47. Industry solutions [Электронный ресурс] <https://zorg-biogas.com/industry-solutions> (дата обращения: 16.03.2021).

48. J. Brownlee. When to Use MLP, CNN, and RNN Neural Networks, 2019. URL: <https://machinelearningmastery.com/when-to-use-mlp-cnn-and-rnn-neural-networks>.
49. Kalyuzhnyi, S.V. Batch anaerobic digestion of glucose and its mathematical modeling. I. Kinetic investigations. / S.V. Kalyuzhnyi, M.A. Davlyatshina // *Biores. Technol.*– 1997. – V.59. – P. 73-80.
50. Kalyuzhnyi, S.V. Batch anaerobic digestion of glucose and its mathematical modeling. II. Description, verification and application of model. / S.V. Kalyuzhnyi // *Biores. Technol.* – 1997. – V.59. – P. 249-258.
51. Kazemi, P. Data-driven techniques for fault detection in anaerobic digestion process / P. Kazemi, C. Bengoa, J.-P. Steyer, J. Giralt // *Process Safety And Environmental Protection* . – 2021 . – №146 . – P. 905–915.
52. Khalekuzzaman, M. Hydrodynamic performance of a hybrid anaerobic baffled reactor (HABR): Effects of number of chambers, hydraulic retention time, and influent temperature/ M. Khalekuzzaman, M. Hasan, R. Haque, M. Alamgir // *Water Science and Technology*. – 2018. – Vol. 78(4). – P. 968-981. doi:10.2166/wst.2018.379
53. Khalekuzzaman, M. Performance comparison of uninsulated and insulated hybrid anaerobic baffled reactor (HABR) operating at warm temperature / M. Khalekuzzaman, M. Alamgir, M. Hasan, M. N. Hasan // *Water Science and Technology*. – 2018. –Vol. 78(9). – P. 1879-1892. doi:10.2166/wst.2018.401
54. Kiely, G. Physical and mathematical modelling of anaerobic digestion of organic wastes / G. Kiely , G. Tayfur , C. Dolan, K. Tanjif // *Water Research*. Great Britain: Pergamon Press Ltd. –1997. – Vol. 31, №3. – P. 534-540.
55. Kokotović, P.V. Constructive nonlinear control: progress in the 90's / P.V. Kokotović , M. Arcak // *Proceedings of 14th IFAC World Congress*. Beijing, China, 1999. - P. 49-77.
56. Kolesnikova, S.I. A multiple-control system for nonlinear discrete object under uncertainty / S.I. Kolesnikova // *Optimization Methods and Software*. - 2019. - Vol. 34. № 3.- P. 578–585.

57. Kolesnikova, S.I. Synthesis of the control system for a second order non-linear object with an incomplete description / S.I. Kolesnikova // Automation and Remote Control.- 2018. - Vol. 79. № 9. - P. 1556–1566.
58. Lardon, L. iDynoMiCS: next-generation individual-based modelling of biofilms /L. A. Lardon, B. V. Merkey, S. Martins, A. Dotsch, C. Picioreanu, J.-U. Kreft // Environmental Microbiology. – 2011. – Vol. 13(9) . – P. 2416–2434.
59. Lardon, L. Modélisation des biofilms de digestion anaérobie par système multi- agents: :дис. PhD / L. Lardon. – Montpellier: AgroTIC, 2001. – 79 с.
60. Lardon, L. On-line diagnosis and uncertainty management using evidence theory — experimental illustration to anaerobic digestion processes / L. Lardon, A. Punal, J.-P. Steyer// Journal of Process Control. – 2004. – Vol. 14. – P. 747–763. DOI: 10.1016/j.jprocont.2003.12.007
61. Li, L. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. /L. Li, X. Peng, X. Wang, D. Wu// Bioresource Technology. – 2018. – № 248. – P. 20-28. doi:10.1016/j.biortech.2017.07.012
62. Li, S. Comparative analyses of hydraulic characteristics between the different structures of two anaerobic baffled reactors (ABRs) / S. Li, J. Nan, H. Li, M. Yao // Ecological Engineering. – 2015. – Vol. 82. – P.138-144. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.04.095
63. Li, Y. Study on indicators for on-line monitoring and diagnosis of anaerobic digestion process of piggery wastewater / Y. Li, H. Jin, H. Li, J. Li // Environmental Technology & Innovation. – 2017. – № 8. – P. 423–430.
64. Long short-term memory, 2021. URL: https://en.wikipedia.org/wiki/Long_short-term_memory
65. Lopez-Bañuelos, R. H. Interval-Based Diagnosis of Biological Systems - Application to an Anaerobic Digestion Pilot Plant / R. H. Lropez-Bañuelos, J. P. Steyer, V. Alcaraz-Gonzralez, H. O. Mrendez-Acosta, C. Pelayo-Ortiz, V. Gonzralezr-Alvarez // Proceedings of the 17th World Congress The

- International Federation of Automatic Control Seoul, Korea, July 6-11. – 2008. – P.15571-15576.
66. Lyberatos, G. Modelling of anaerobic digestion - a review / G. Lyberatos, I.V. Skiadas // *Global Nest: the Int. J.* – 1999. – Vol. 1, № 2. – P. 63-76.
67. Madsen, M. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective / M. Madsen, J. B. Holm-Nielsen, K. H. Esbensen // *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* – 2011. – №15. – P. 3141– 3155.
68. Marchaim, Uri. Les procédés de production de biogaz pour le développement de technologies. Bulletin des services agricoles de la FAO,95/ Uri Marchaim. – Rome: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 1994. – 223с.
69. Mata-Álvarez, J. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013 / J. Mata-Álvarez, J. Dosta, M. Romero, X. Fonoll Almansa, M. Peces, S. Astals // *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* – 2014. – Vol. 36. – P. 412–427.
70. *Mathematical Modeling of Biofilms* / IWA Task Group on Biofilm Modeling. –IWA Publishing, 2006. – 208p.
71. Michaud, M. S.. Etude hydrodynamique et biologique d'un procede de methanisation a biofilm : le reacteur a lit turbule inverse: дис. док. техн. наук/ М. S. Michaud.– L'institut National Des Sciences Appliquees De Toulouse, 2001. – 174 с.
72. Model-View-ViewModel JavaScript [Электронный ресурс]. – 2018 – Режим доступа до ресурсу: <https://uk.wikipedia.org/wiki/Model-View-ViewModel>
73. Moisan, M. Near optimal interval observers bundle for uncertain bioreactors / M.Moisan, O. Bernard, J.-L. Gouzé // *Automatica.* - 2009. - Vol. 45. - P. 291–295.
74. Moletta, R. Dynamic modeling of anaerobic digestion / R. Moletta , D. Verrier, G. Albagnac // *Water Research.* – 1986. – Vol. 20, №4. – P. 427–434.

75. Moletta, R. Methanisation: General aspects. [La méthanisation : Aspects généraux] / R. Moletta // Eau, l'Industrie, Les Nuisances. – 2013. – № 365. – P. 9–12.
76. Mottet, A. Recherche d'indicateurs de biodégradabilité anaérobie et modélisation de la digestion anaérobie thermophile: Application aux boues secondaires d'épuration non traitées et prétraitées thermiquement: дис. док. техн. наук/ A. Mottet. – Montpellier II, 2009. – 228 с.
77. Multilayer perceptron [Электронный ресурс]. – 2020 – Режим доступа до ресурсу: https://en.wikipedia.org/wiki/Multilayer_perceptron
78. Mussati, M. C. A steady-state module for modeling anaerobic biofilm reactors / M. C. Mussati, M. Fuentes, P. A. Aguirre, N. J. Scenna // Latin American Applied Research.– 2005. – Vol. 35. – P. 255-263.
79. Nan, C. Real-time fault diagnosis using knowledge-based expert system / C. Nan, F. Khan, M. T. Iqbal // Process Saf. Environ. Prot. – 2008. – №86. – P. 55–71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2007.10.014>
80. Physiological Ecology of Methanogens, in methanogenesis: Ecology, Physiology, Biochemistry & Genetics/ под. ред. J.G. Ferry – New York: Chapman & Hill, 1993. – 536 p.
81. Pirsahab, M. Performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) treating high strength baker's yeast manufacturing wastewater / M. Pirsahab, M. Rostamifar, A. M. Mansouri, A. A. L. Zinatizadeh, K. Sharafi // Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers. – 2015. – Vol. 47. – P. 137-148. doi:10.1016/j.jtice.2014.09.029
82. PostgreSQL [Электронный ресурс]. – 2021 – Режим доступа до ресурсу: <https://uk.wikipedia.org/wiki/PostgreSQL>
83. Pullammanappallil, N. A. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor / N.A. Pullammanappallil, C. Pratap, W.P. Clarke // Waste Management. – 2007. – № 27(5). – P. 595-603.

84. Punal, A. An expert system for monitoring and diagnosis of anaerobic wastewater treatment plants / A. Punal, E. Roca, J.M. Lema // *Water Research* . – 2002 . – Vol. 36 . – P. 2656–2666. DOI: 10.1016/s0043-1354(01)00484-5
85. Rajagopal, R. Substrate removal kinetics in high-rate upflow anaerobic filters packed with low-density polyethylene media treating high-strength agro-food wastewaters/R. Rajagopal, M. Torrijos, P. Kumar, I.Mehrotra // *Journal of Environmental Management*. – 2013. – Vol. 116. – P. 101-106. doi:10.1016/j.jenvman.2012.11.032
86. Safonyk A. Analysis of spatial nonlinear systems of diffusion type with delay \ Andrii Safonyk, Ihor Ilkiv \ *International Journal of Applied Mathematics*. - Volume 34 No. 5 2021, 1013-1029. doi: <http://dx.doi.org/10.12732/ijam.v34i5.9>
87. Safonyk A. and Prysiazhniuk O. Modeling and simulation in engineering modeling of the electrocoagulation processes in nonisothermal conditions. *Modelling and Simulation in Engineering*. Volume 2019, Article ID 9629643, 6 pages.
88. Safonyk A. Mathematical modeling of the water purification process taking into account the inverse effect of the process characteristics on the characteristics of the environment \ Safonyk A., Zhukovska N., Khrystyuk A., Koziar M., Ilkiv I. \ *International Journal of Applied Mathematics*. - Volume 35 No. 3 2022, 459-472. doi: <http://dx.doi.org/10.12732/ijam.v35i3.8>
89. Safonyk A. Mathematical modelling process of liquid filtration taking into account reverse influence of process characteristics on medium characteristics / Andrii Safonyk, Andrii Bomba // *International Journal of Applied Mathematical Research*. – Vol. 4, No. 1. – 2015. – P. 1–7.
90. Safonyk A. P. Modelling the filtration processes of liquids from multicomponent contamination in the conditions of authentication of mass

- transfer coefficient / A. P. Safonyk // International Journal of Mathematical Models and Methods in Applied Sciences. – Vol. 9. – 2015. – P. 189–192.
91. Safonyk A. P., Hrytsyna O. O., Voloshchuk V. A., Sereda V. V. Mathematical modelling of heat and mass transfer processes in wastewater biological treatment systems. Proceedings of the International Symposium on “Power and Chemical Engineering”, June 29– July 02, 2018. – Sofia, Bulgaria, 2018. – Pp. 106-112.
 92. Safonyk A. Simulation of multicomponent pollution fluid filtering process using n-layer filters / Andrij Safonyk, Oleksandr Naumchuk // Informatyka, Automatyka, Pomiar w Gospodarce i Ochronie Środowiska. – 2014. – № 4. – P. 28–31.
 93. Safonyk A., Bomba A., Tarhonii I. (2019) Modeling and automation of the electrocoagulation process in water treatment // Advances in Intelligent Systems and Computing, vol 871, pp 451-463.
 94. Safonyk A., Prysiazniuk O. and Targoniy I. Prediction of industrial wastewater treatment from ferromagnetic impurities and computer modeling of the impact of a flow velocity. International Scientific-Practical Conference Problems of Infocommunications. Science and Technology. PIC S&T'2020, 4 pages.
 95. Safonyk A.P. Mathematical modeling of the process of obtaining coagulant by electrocoagulation method / Andrii Safonyk, Olena Prysiazniuk // Technical Electrodynamics № 4, 2019, p. 77–84.
 96. Safonyk, A., Safonyk, O., & Zhabchuk, V. (2019). Modeling and automation processes of water purification from multicomponent pollution. Modeling, Control and Information Technologies, (3), 64-66.
 97. Sánchez-Fernández, A. Fault detection based on time series modeling and multivariate statistical process control / A. Sánchez-Fernández, F.J.J. Baldá, G.I.I. Sainz- Palmero, J.M.M. Benítez, M.J.J. Fuente // Chemometr. Intell. Lab. Syst. – 2018. – Vol. 182.– P. 57–69. DOI:10.1016/j.chemolab.2018.08.003

98. Saravanan, V. Modelling anaerobic biofilm reactors-A review/ V. Saravanan, T.R. Sreekrishnan // Journal of Environmental Management. – 2006 . – Vol. 81(1). – P. 1-18. doi:10.1016/j.jenvman.2005.10.002
99. Sbarciog, M. Control and estimation of anaerobic digestion processes using hydrogen and volatile fatty acids measurements / M. Sbarciog, G. Giovannini, R. Chamy, A.V. Wouwer // Water Science and Technology. – 2018. – Vol. 78, № 10. – P. 2027-2035.
100. Shuler, M. L. Bioprocess Engineering: Basic Concepts. Third Edition / M. L. Shuler, F. Kargi, M. DeLisa. – Prentice Hall, 2017. – 632 p.
101. Siegrist, H. Mathematical model for meso- and thermophilic anaerobic sewage sludge digestion environ / H.Siegrist ,D. Vogt , J. L . Garcia-Heras, W. Gujer // Sci. Technol.– 2002. – V.36. – P. 1113-1123.
102. Simeonov, I. Modelling and dynamic compensator control of the anaerobic digestion of organic wastes / I. Simeonov, S. Stoyanov // Chem. Biochem. Eng. Q. – 2003. –№17 (4). – P. 285-292.
103. Skiadas, I.V. Modelling of the periodic anaerobic baffled reactor (PABR) based on the retaining factor concept / I.V. Skiadas, H.N. Gavala, G. Lyberatos // Water research. – 2000. – Vol.32, № 15. – P. 3725-3736.
104. Sreekanth, D. Thermophilic treatment of bulk drug pharmaceutical industrial wastewaters by using hybrid up flow anaerobic sludge blanket reactor / D. Sreekanth, D. Sivaramakrishna, V. Himabindu and Y. Anjaneyulu // Bioresource Technology. – 2009. . – Vol. 100, No. 9. – P. 2534-2539.
105. Tan, L. C. Comparative performance of anaerobic attached biofilm and granular sludge reactors for the treatment of model mine drainage wastewater containing selenate, sulfite and nickel / L. C. Tan, S. Papirio, V. Luongo, Y. V. Nancharaiah, P. Cennamo, G. Esposito, P. N. L. Lens // ChemicalEngineeringJournal. – 2018. – Vol. 345. – P. 545-555. doi:10.1016/j.cej.2018.03.177

106. The IWA anaerobic digestion model No 1. / D. Batstone, J. Keller, I. Angelidaki, S. Kalyuzhnyi, S. Pavlostathis, A. Rozzi, W. Sanders, H. Siegrist, V. Vavilin // *Wat. Sci. Technol.* – 2002. – V.45, N10. – P.65-73.
107. Vaidyanathan, Sundarapandian. Generalized projective synchronization of six-term sundarapandian chaotic systems by adaptive control // Sundarapandian Vaidyanathan, S/Pakiriswamy // *International Journal of Control Theory and Applications.* - 2013.- Vol.6(2). -P. 153-163.
108. Van Lier, Jules B.. Thermophilic Anaerobic Wastewater Treatment; Temperature Aspects and Process Stability: дис. PhD / Jules B. van Lier. – Wageningen, The Netherlands, 1995. – 184 p.
109. Vavilin, V.A. Hydrolysis Kinetics in Anaerobic Degradation of Particulate Organic Material: An Overview / V.A. Vavilin, B. Fernandez, J. Palatsi, X. Flotats // *Waste Manag.* – 2008. – Vol. 28. – P. 939-951.
110. Veloso, A.C.A. Monitoring of fed-batch E. coli fermentations with software sensors / A.C.A. Veloso, I. Rocha, E.C. Ferreira // *Bioprocess Biosyst Eng.* -2009. - Vol 32. - P. 381-388.
111. Veluvolu, K. C. Robust observer with sliding mode estimation for nonlinear uncertain systems / K. C. Veluvolu, Y. C. Soh, W. Cao // *Iet Control Theory Appl.* - 2007. -Vol.5. - P.1533-1540.
112. Vlasyuk A.P. Mathematical modelling of salt transfer to system of horizontal drains in zones of complete and incomplete saturation under nonisothermal conditions / A.P. Vlasyuk, I.V. Ilkiv// *Abstract Internat. Conf. «Problems of decision making under uncertainties».* – XXXII International Conference PDMU, Czech Republic, Prague, August 27–31, 2018. – P. 132.
113. Vlasyuk A.P., Ilkiv I.V. Numerical modeling of the interconnected processes moisture and heat and mass transfer in two-layer soil, XXXV International conference problems of decision making under uncertainties, Sheki, Republic of Azerbaijan., May 11-15, 2020, 104-105.

114. Vlasyuk, A., & Ilkiv, I. (2019). Mathematical and Computer Simulation of the Interconnected Processes Mass, Heat and Moisture Transfer in Horizontal Soil Media. Modeling, Control and Information Technologies: Proceedings of International Scientific and Practical Conference, (3), 82–83. <https://doi.org/10.31713/MCIT.2019.49>
115. Wang, P. Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production – A review / P. Wang, H. Wang, Y. Qiu, L. Ren, B. Jiang // *Bioresource Technology*. – 2018. – № 248. – C. 29-36. doi:10.1016/j.biortech.2017.06.152
116. Wanner, O.(2006). Mathematical Modeling of Biofilms: Scientific and Technical Report No. 18 / O. Wanner, H. Eberl, E. Morgenroth, D. Noguera, C. Picioreanu, B. Rittmann, M. van Loosdrecht. – London: IWA Publishing, 2006. – 208 p.
117. Weijers, S.R. Modelling, identification and control of activated sludge plants for nitrogen removal // S.R. Weijers. - Eindhoven : Technische Universiteit Eindhoven, 2000. -235 p.
118. Xiao, H. Fault diagnosis and prognosis of wastewater processes with incomplete data by the auto-associative neural networks and ARMA model / H. Xiao, D. Huang, Y. Pan, Y. Liu, K. Song // *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. – 2017. – Vol. 161. – P. 96–107. DOI:10.1016/j.chemolab.2016.12.009
119. Zinatizadeh, A.A.L. Process modeling and analysis of palm oil mill effluent treatment in an up-flow anaerobic sludge fixed film bioreactor using response surface methodology (RSM) / A.A.L. Zinatizadeh, A.R. Mohamed, A.Z. Abdullah, M.D. Mashitah, M. Hasnain Isa, G.D. Najafpour // *Water research*. – 2006. – Vol. 40. – P. 3193– 3208.

120. Бомба А. Я. Задача ідентифікації масообмінного параметра сингулярно збуреного процесу очищення рідин від багатоконпонентного забруднення / Бомба А. Я., Сафоник А. П. // Вісник Харківського національного університету. Серія “Математичне моделювання. Інформаційні технології. Автоматизовані системи керування”. – 2015. – № 1156. – Вип. 26. – С. 36–45.
121. Бомба А. Я. Идентификация коэффициента учета массообмена при моделировании процесса магнитного фильтрования / Бомба А. Я., Сафоник А. П., Фурсачик Е. А. // Проблемы управления и информатики. – 2013. – № 2. – С. 49–54.
122. Бомба А. Я. Ідентифікація масообмінного коефіцієнта в задачі типу конвекція-дифузія-масообмін / А. Я. Бомба, А. П. Сафоник // Математичне та комп'ютерне. – Кам'янець-Подільський : Кам'янець-Подільський національний університет, 2012. – Вип. 7. – С. 37–44.
123. Бомба А. Я. Математическое моделирование процесса фильтрования жидкости от многокомпонентного загрязнения с учетом обратного влияния характеристик процесса на характеристики среды / А. Я. Бомба, А. П. Сафоник // Электронное моделирование : междунар. науч.-теорет. журн. – 2012. – Т. 34, N 3. – С. 47–58.
124. Бомба А. Я. Математическое моделирование процессов фильтрования жидкостей от многокомпонентного загрязнения в n-шаровых фильтрах / А. Я. Бомба, А. П. Сафоник // Компьютерная математика. – 2014. – № 1. – С. 9–18.
125. Бомба А. Я. Математичне моделювання аеробного процесу очищення стічної води в пористому середовищі / Бомба А. Я., Сафоник А. М., Гіроль А. М., Lagod G. // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – Вип. 42. – Одеса, 2011. – С. 9–16.

126. Бомба А. Я. Математичне моделювання процесу аеробного очищення стічних вод в пористому середовищі // А. Я. Бомба, А. П. Сафоник // Математичне та комп'ютерне моделювання. – Кам'янець-Подільський : Кам'янець-Подільський національний університет, 2011. – Вип. 5. – С. 36–44.
127. Бомба А. Я. Математичне моделювання процесу магнітного очищення рідин від багатоконпонентних феромагнітних домішок / Бомба А. Я., Сафоник А. П. // Вісник Харківського національного університету. Серія “Математичне моделювання. Інформаційні технології. Автоматизовані системи керування”. – 2012. – № 1037. – Вип. 20. – С. 18–27.
128. Бомба А. Я. Математичне моделювання процесу магнітного очищення рідин від багатоконпонентного забруднення / Бомба А. Я., Сафоник А. П. // Проблемы машиностроения. – Т. 15. – 2012. – № 5-6. – С. 49–55.
129. Бомба А. Я. Математичний аналіз параметрів і моделі процесу магнітного осадження домішок / Бомба А. Я., Гаращенко В. І., Сафоник А. П., Гаращенко О. В. // Вісник Інженерної академії України. – 2012. – № 3-4. – С. 198–203.
130. Бомба А. Я. Моделирование процессов фильтрования жидкостей от многокомпонентного загрязнения в n-шаровых магнитных фильтрах в условиях идентификации массообменных коэффициентов / Бомба А. Я., Сафоник А. П. // Журнал обчислювальної та прикладної математики. Серія “Прикладна математика”. – 2014. – № 3(117). – С. 32–39.
131. Бомба А. Я. Моделювання процесу магнітного очищення рідких середовищ від феродомішок у випадку змінної швидкості / Бомба А. Я., Гаращенко В. І., Сафоник А. П., Гаращенко О. В. // Вода і водоочисні технології. Науково технічні вісті. – 2011. – № 3. – С. 49–57.
132. Бомба А. Я. Моделювання процесу очищення води фільтром-освітлювачем із шаром завислого осаду / Бомба А. Я., Сафоник А. П. // Проблемы машиностроения. – Т. 17. – 2014. – № 4. – С. 36–43.

133. Бомба А. Я. Нелінійні задачі типу фільтрація-конвекція-дифузія-масообмін за умов неповних даних : Монографія / Бомба А. Я., Гаврилюк В. І., Сафоник А. П., Фурсачик О. А. – Рівне : НУВГП, 2011. – 276 с.
134. Бомба А. Я. Про моделювання процесів очищення рідин від багатокomпонентних забруднень у сорбційних фільтрах / Бомба А. Я., Сафоник А. П. // Фізико-математичне моделювання та інформаційні технології. – 2012. – Вип. 16. – С. 32–41.
135. Бомба А. Я. Числово-асимптотичне наближення розв'язків просторових модельних задач процесу аеробного очищення стічної води / Бомба А. Я., Сафоник А. П. // Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. – 2011. – Вип. 6 (71). – С. 31–36.
136. Бомба А. Я. Числово-асимптотичне наближення розв'язків сингулярно збурених задач процесів очищення рідин від багатокomпонентних забруднень / А. Я. Бомба, А. П. Сафоник // Доповіді НАН України. – 2014. – № 11. – С. 26–32.
137. Бомба А.Я. Методи теорії збурень прогнозування процесів тепломасоперенесення в пористих та мікропористих середовищах: монографія / А. Я. Бомба, І. М. Присяжнюк, О. В. Присяжнюк. – Рівне: О. Зень, 2017. – 291с.
138. Власюк А., Ільків І., Цветкова Т. (2021). Математичне і комп'ютерне моделювання взаємозв'язаних процесів волого- і тепломасоперенесення в ненасиченому шарі ґрунту. Фізико-математичне моделювання та інформаційні технології, (32), 75-79. <https://doi.org/10.15407/fmmit2021.32.075>

139. Власюк А.П. Математичне та комп'ютерне моделювання перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах / А.П. Власюк, І.В. Ільків // Тез. доп. Міжн. наук. конф. «Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації». Кам'янець-Подільський, 2018. – С. 22.
140. Власюк А.П., Ільків І.В. Чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу // Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації : тези доповідей 9-ї Міжнародної наукової конференції. — Кам'янець-Подільський: Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка, 2020. — С. 33-35.
141. Гаращенко В. І. Математичне моделювання процесів магнітного фільтрування і регенерації та оцінка їх ефективності / Гаращенко В. І., Сафоник А. П., Гаращенко О. В. // Вісник Тернопільського державного технічного університету імені І. Пулюя. – 2012. – № 2(66). – С. 242–248.
142. Гаращенко В. І. Теоретичні основи процесу осадження магнітних домішок в намагнічених феромагнітних загрузках / Гаращенко В. І., Гаращенко О. В., Лебедь О. О., Сафоник А. П., Кочергіна О. Д. // Вісник Національного університету водного господарства і природокористування: Зб. наук. пр. – Вип. 1 (65). – Рівне : НУВГП, 2014. – С. 390–397.
143. ДсанПіН 2.2.4-171-10. Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною"
144. ДСТУ 2860-94 Надійність техніки. Терміни та визначення. - К.: Держстандарт, 1994
145. ДСТУ 8647:2016 Надійність техніки. Оцінювання та прогнозування надійності за результатами випробувань і/або експлуатації в умовах малої кількості відмов. - К.: Держстандарт, 2016

146. ДСТУ ISO 14001:2015 Системи екологічного керування. - К.: ДП"УкрНДНЦ", 2016
147. ДСТУ ISO/IEC 25041:2016 Інженерія систем і програмних засобів. Вимоги до якості систем і програмних засобів та її оцінювання. - К.: Держстандарт, 2018
148. Пат. 147571 Україна, Сафоник А.П., Христюк А.О., Грицюк І.М., Міщанчук М.М., Маланчук Є.З., Лакус П.О. МПК (2006) G01N 27/00, C01G 49/00. Спосіб визначення загальної концентрації заліза в коагулянті. Др. власник Національний університет водного господарства та природокористування. – u202100019; 19.05.2021, бюл. № 20/2021
149. Пат. 78422 Україна, МПК B01D 35/06 (2006.1). Магнітний фільтр-осаджувач / Гаращенко В. І., Гаращенко О. В., Скрипник І. Г., Сафоник А. П. // Власник Національний університет водного господарства та природокористування. – UA 78422; зареєстровано 25.03.2013.
150. Сафоник А. П. Комп'ютерне моделювання і дослідження процесу магнітного осадження домішок / Сафоник А. П. // Вісник Національного університету водного господарства і природокористування: Зб. наук. пр. – Вип. 4 (68). – Рівне : НУВГП, 2015. – С. 190–200.
151. Сафоник А. П. Комп'ютерне моделювання процесу біологічного очищення води у регенераторі аеротенка / Сафоник А. П. // Вісник Національного університету водного господарства і природокористування: Зб. наук. пр. – Вип. 2 (66). – Рівне : НУВГП, 2014. – С. 114–122.
152. Сафоник А. П. Комп'ютерне моделювання та автоматизація процесу магнітного очищення води / А. П. Сафоник, І. М. Таргоній // Бионика интеллекта: науч.-техн. журнал. – 2014. – № 2(83). – С. 117–122.
153. Сафоник А. П. Комп'ютерне моделювання та автоматизація процесу фільтрування та регенерації в магнітному фільтрі / А. П. Сафоник // Вісник Інженерної академії України. – 2015. – № 1. – С. 202–208.

154. Сафоник А. П. Математичне моделювання процесу прояснення стічної води у прояснювачі / А. П. Сафоник, А. М. Гіроль, В. А. Савченко // Науковий вісник будівництва. – Вип. 63. – Харків : ХДТУБА, ХОТВ АБУ, 2011. – С. 401–407.
155. Сафоник А. П. Математичне моделювання процесу фільтрування двокомпонентних стічних вод з урахуванням зворотного впливу / Сафоник А. П. // Волинський математичний вісник. Серія: Прикладна математика. – 2010. – Вип. 7(16). – С. 193–198.
156. Сафоник А. П. Математичне моделювання сингулярно збурених процесів конвективної дифузії з урахуванням масообміну та температурного режиму / Присяжнюк І. М., Присяжнюк О. В. // Вісник Національного університету водного господарства і природокористування: Зб. наук. пр. – Вип. 2 (50). – Рівне : НУВГП, 2010. – С. 229–237.
157. Сафоник А. П. Моделювання процесу магнітного осадження домішок у рівноциклічній насадці з визначенням масообмінного коефіцієнта / А. Сафоник, В. Гаращенко, І. Астрелін, О. Гаращенко // Вісник Інженерної академії України. – 2013. – № 3-4. – С. 116–120.
158. Сафоник А. П. Моделювання процесу очищення стічних вод методом електрокоагуляції в неізотермічних умовах / Сафоник А. П., Присяжнюк О. В., Пасічник В. А. // Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Серія: Математичне моделювання в техніці та технологіях, № 8 (1333) 2019, с. 175-181.
159. Сафоник А. П., Ільків І. В. Оптимізація системи автоматизованого керування процесом очищення води / "Інформаційні технології та комп'ютерне моделювання" матеріали міжнародної науково-практичної конференції 5-10 липня 2021 року Івано-Франківськ, С. 164-165.

160. Сафоник А.П. Апаратно-програмний комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В. Ільків // Ел. Модел: наук.-техн. Журнал. - 2021. – вип. 43, №4. - С. - 89-102.
161. Сафоник А.П. Динамічна оптимізація системи автоматичного керування технологічним процесом очищення води / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, І.М. Таргоній, І.В. Ільків // Біоніка інтелекту: наук.-техн. Журнал. - 2021. - №2(97). - с. - 50-61.
162. Сафоник А.П. Дослідження впливу зворотного впливу характеристик середовища на характеристики процесу електрокоагуляційної очистки рідини / Сафоник А.П., Жабчик В.В., Грицюк І.М. // Вісник Інженерної академії України – 2018. – №3. – С. 145–149.
163. Сафоник А.П. Інформаційна система електрохімічного отримання коагулянту на основі фотоколориметричного аналізу / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В. Ільків // Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах: наук.-техн. Журнал. - 2021. - №1. - С. 97-104.
164. Сафоник А.П. Інформаційна технологія визначення заліза в коагулянті на основі нейронної мережі / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В. Ільків // АСУ та прилади автоматики: наук.-техн. Журнал. - 2021. - 177. - с. - 35-43.
165. Сафоник А.П. Математичне моделювання процесу отримання коагулянту методом електрокоагуляції / А.П. Сафоник, О.В. Присяжнюк // Технічна електродинаміка, № 4, 2019. - С. 77 – 84.
166. Сафоник А.П., Присяжнюк О.В., Ільків І.В. Моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури // Вісник НУВГП. - Т. 2, № 98 (2022). - С. 275-285.
167. Сафоник А.П., Присяжнюк О.В., Ільків І.В., Ластовецький Д.О. Нелінійна сингулярно збурена математична модель процесу

- фільтрування з урахуванням температурного режиму // Вісник НУВГП.
- Т. 3, № 99 (2022). - С. 82-90.
168. PHREEQC - A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations.
http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/. Accessed 20 December 2015
 169. Jacques, D., Simunek, J.: HPx - a tool for simulating interactive biohydrogeochemical processes in soil systems. In: EGU General Assembly Conference Abstracts, vol. 16
 170. TOUGH. Suite of Simulators for Nonisothermal Multiphase Flow and Transport in Fractured Porous Media.
<http://esd1.lbl.gov/research/projects/tough/> (2015). Accessed 20 December 2015
 171. PNNL STOMP - Home. Subsurface Transport Over Multiple Phases.
<http://stomp.pnnl.gov/index.stm>. Accessed 20 December 2015
 172. Zhang, F., Yeh, G.-T., C. Parker, J.: Groundwater Reactive Transport Models. BENTHAM SCIENCE PUBLISHERS (2012)
 173. The Reactive Transport Code MIN3P. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media.
http://www.eos.ubc.ca/research/hydro/research/min3p/reactive_tran_web.htm (2004). Accessed 20 December 2015
 174. Sergienko, I.V., Deineka, V.S., Veshchunov, V.V.: NADRA 3D information technology for analysis of processes in multicomponent soil media. *Cybern Syst Anal* (2006). doi: 10.1007/s10559-006-0130-3
 175. Kolesnikov, A. A. Introduction of synergetic control / A. A. Kolesnikov // *Proc. ACC (Portland, Oregon, USA)*. – 2014. – P. 3013–3016.
 176. ORCHESTRA - Object Representation of Chemical Speciation and Transport models. A tool for modelling chemical and multidimensional transport processes in soil. <http://www.macauley.ac.uk/ORCHESTRA/> (2006). Accessed 20 December 2015

177. Белоус, М.В., Дейнека, В.С.: Использование программного комплекса НАДРА-3D для моделирования регионального режима фильтрации воды. Компьютерная математика(1), 35–42 (2010)
178. Meeussen, J.C.L.: ORCHESTRA. An Object-Oriented Framework for Implementing Chemical Equilibrium Models. Environ. Sci. Technol. (2003). doi: 10.1021/es025597s
179. Gamazo, P., Slooten, L.J., Carrera, J., Saaltink, M.W., Bea, S., Soler, J.: PROOST: object-oriented approach to multiphase reactive transport modeling in porous media. Journal of Hydroinformatics (2015). doi: 10.2166/hydro.2015.126
180. Charlton, S.R., Parkhurst, D.L.: Modules based on the geochemical model PHREEQC for use in scripting and programming languages. Computers & Geosciences (2011). doi: 10.1016/j.cageo.2011.02.005
181. WEB Page for CRUNCH. <http://www.csteefel.com/CrunchFlowIntroduction.html> (2015). Accessed 20 December 2015
182. The Reactive Transport Code MIN3P. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media. http://www.eos.ubc.ca/research/hydro/research/min3p/reactive_tran_web.htm(2004). Accessed 20 December 2015

ДОДАТОК А. СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Публікації в періодичних наукових виданнях, що індексуються в наукометричних базах Scopus, Web of Science:

1. Ilkiv I., Zhukovsky V., Zhukovska N., & Safonyk, A. (2022). Construction of a mathematical model and numerical study of interaction between moisture-, heat-, and mass transfer processes of salt solutions in an unsaturated soil layer. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 5(10 (119), 23–31. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2022.265809> **Scopus** (0.92/0.23 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму та чисельне дослідження взаємовпливу процесів волого- тепло- масоперенесення сольових розчинів у ненасиченому шарі ґрунту).
2. Safonyk A., Ihor I. Analysis of spatial nonlinear systems of diffusion type with delay \ Andrii Safonyk, Ihor Ilkiv \ International Journal of Applied Mathematics. - Volume 34 No. 5 2021, 1013-1029. doi: <http://dx.doi.org/10.12732/ijam.v34i5.9> **Scopus** (0.66/0.33 д.а.; авторський внесок – аналіз просторових нелінійних систем дифузійного типу із запізненням).
3. Safonyk A. Mathematical modeling of the water purification process taking into account the inverse effect of the process characteristics on the characteristics of the environment \ Safonyk A., Zhukovska N., Khrystyuk A., Koziar M., Ilkiv I. \ International Journal of Applied Mathematics. - Volume 35 No. 3 2022, 459-472. doi: <http://dx.doi.org/10.12732/ijam.v35i3.8> **Scopus** (0.75/0.15 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму та дослідження процесу очищення води з урахуванням зворотного впливу характеристик процесу на характеристики середовища).

Статті у фахових наукових виданнях України:

4. Сафоник А.П. Інформаційна технологія визначення заліза в коагулянті на основі нейронної мережі / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В.

Ільків // АСУ та прилади автоматики: наук.-техн. Журнал. - 2021. - 177. - С. - 35-43.

<https://openarchive.nure.ua/server/api/core/bitstreams/3ce5b0ac-7a8e-4cad-bd6e-ca7663fedd5a/content> (0.48/0.12 д.а.; авторський внесок – опис інформаційної технології визначення заліза в коагулянті та розробка нейронної мережі).

5. Сафоник А.П. Апаратно-програмний комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В. Ільків // Ел. Модел: наук.-техн. Журнал. - 2021. – вип. 43, №4. - С. - 89-102. <https://www.emodel.org.ua/uk/archive-ukr/2021/43-4-u/c-89-102> (0.8/0.2 д.а.; авторський внесок – аналіз та підбір апаратно-програмного комплексу для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу).
6. Сафоник А.П. Інформаційна система електрохімічного отримання коагулянту на основі фотоколориметричного аналізу / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, М.М. Міщанчук, І.В. Ільків // Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах: наук.-техн. Журнал. - 2021. - №1. - С. 97-104. <https://vottp.khmnu.edu.ua/index.php/vottp/article/view/25> (0.56/0.14 д.а.; авторський внесок – проведення числового експерименту взаємозв'язаних процесів волого- і тепломасоперенесення в ненасиченому шарі ґрунту).
7. Сафоник А.П. Динамічна оптимізація системи автоматичного керування технологічним процесом очищення води / А.П. Сафоник, І.М. Грицюк, І.М. Таргоній, І.В. Ільків // Біоніка інтелекту: наук.-техн. Журнал. - 2021. - №2(97). - С. - 50-61. <http://bionica-scimag.com/ua/archive/2021/97> (0.4/0.1 д.а.; авторський внесок – динамічна оптимізація системи автоматичного керування процесом підготовки технологічної води).
8. Сафоник А.П., Присяжнюк О.В., Ільків І.В. Моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури // Вісник НУВГП. – 2022. Т. 2, № 98. - С. 275-287. <https://visnyk.nuwm.edu.ua/index.php/tehn/issue/view/80> (0.39/0.13 д.а.;

авторський внесок – моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури).

9. Сафоник А.П., Присяжнюк О.В., Ільків І.В., Ластовецький Д.О. Нелінійна сингулярно збурена математична модель процесу фільтрування з урахуванням температурного режиму // Вісник НУВГП. – 2022. Т. 3, № 99. - С. 82-90. <https://visnyk.nuwm.edu.ua/index.php/tehn/issue/view/87> (0.28/0.07 д.а.; авторський внесок – моделювання процесу очищення стічних вод з урахуванням зміни температури).

Статті у інших наукових виданнях України:

10. Власюк А., Ільків І., Цветкова Т. Математичне і комп'ютерне моделювання взаємозв'язаних процесів волого- і тепломасоперенесення в ненасиченому шарі ґрунту // Фізико-математичне моделювання та інформаційні технології. – 2021. №32. С. 75-79. <https://doi.org/10.15407/fmmit2021.32.075> (0.24/0.08 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму та дослідження впливу інфільтрації на масообмін в шаруватих ґрунтах в умовах теплообміну).

Публікації в матеріалах конференцій (тези доповідей):

11. Andrii Safonyk, Ivan Tarhonii, Ivanna Hrytsiuk, Andrii Rudyk, Ihor Ilkiv (2021). Dynamic optimization of the technological water treatment process automatic control system. Conference Paper 11th International Conference on Advanced Computer Information Technologies (ACIT2021), Deggendorf, Germany, Pp. 13-18. DOI: 10.1109/ACIT52158.2021.9548486 **Scopus** (0.5/0.1 д.а.; авторський внесок – аналіз та підбір апаратно-програмного комплекс для визначення заліза в коагулянті на основі спектрофотометричного аналізу).
12. Anatoliy Vlasyuk, Tetiana Tsvietkova, Ihor Ilkiv, Viktor Ogiychuk (2021). Mathematical modelling of the infiltration impact on heat mass transfer in layered soils under conditions of heat transfer. Conference Paper 11th International Conference on Advanced Computer Information Technologies

- (ACIT2021), Deggendorf, Germany, Pp. 9-12.
DOI: 10.1109/ACIT52158.2021.9548542 **Scopus** (0.56/0.14 д.а.; авторський внесок – чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу).
13. Сафоник А. П., Ільків І. В. Оптимізація системи автоматизованого керування процесом очищення води / "Інформаційні технології та комп'ютерне моделювання" матеріали міжнародної науково-практичної конференції 5-10 липня 2021 року Івано-Франківськ, С. 164-165.
<https://itcm.comp-sc.if.ua/itcm-2021/> (0.16/0.08 д.а.; авторський внесок – розрахунок розподілу концентрації забруднення).
14. Власюк А.П., Ільків І.В. Чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу // Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації : тези доповідей 9-ї Міжнародної наукової конференції. — Кам'янець-Подільський: Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка, 2020. — С. 33-35.
<https://drive.google.com/file/d/1Vaq696j1qltZr5nu5nJ8xVWlQilrECNz/view?usp=sharing> (0.02/0.01 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму розв'язання задачі перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах).
15. Vlasyuk A.P., Ilkiv I.V. Numerical modeling of the interconnected processes moisture and heat and mass transfer in two-layer soil, XXXV International conference problems of decision making under uncertainties, Sheki, Republic of Azerbaijan., May 11-15, 2020, 104-105.
<https://drive.google.com/file/d/1Kbu09IDiorFrHrIhDQdhJa5ym8E-WlIgR/view?usp=sharing> (0.02/0.01 д.а.; авторський внесок – чисельне моделювання взаємозв'язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу).

16. Vlasyuk, A., & Ilkiv, I. (2019). Mathematical and Computer Simulation of the Interconnected Processes Mass, Heat and Moisture Transfer in Horizontal Soil Media. Modeling, Control and Information Technologies: Proceedings of International Scientific and Practical Conference, (3), 82–83. <https://doi.org/10.31713/MCIT.2019.49> (0.2/0.1 д.а.; авторський внесок – чисельне моделювання взаємозв’язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу).
17. Vlasyuk A.P. Mathematical modelling of salt transfer to system of horizontal drains in zones of complete and incomplete saturation under nonisothermal conditions / A.P. Vlasyuk, I.V. Ilkiv// Abstract Internat. Conf. «Problems of decision making under uncertainties». – XXXII International Conference PDMU, Czech Republic, Prague, August 27–31, 2018. – P. 132. https://drive.google.com/file/d/1_skj7HmuJzo_bDb2a0s0p2HJZzt7xp1V/view?usp=sharing (0.02/0.01 д.а.; авторський внесок – чисельне моделювання взаємозв’язаних процесів волого-тепло-масопереносу в ґрунті при наявності вертикального дренажу).
18. Власюк А.П. Математичне та комп’ютерне моделювання перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах / А.П. Власюк, І.В. Ільків // Тез. доп. Міжн. наук. конф. «Сучасні проблеми математичного моделювання, прогнозування та оптимізації». Кам’янець-Подільський, 2018. – С. 22. <https://drive.google.com/file/d/1kAR9Wrx1jTEsSIBvpLdKgJyLgvaC4J-i/view?usp=sharing> (0.02/0.01 д.а.; авторський внесок – розробка алгоритму розв’язання задачі перенесення солей при фільтрації та вологоперенесенні в насичено-ненасичених ґрунтах в одновимірному випадку в неізотермічних умовах).

ДОДАТОК Б. АКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ



УКРАЇНА
ЛЬВІВСЬКА ОБЛАСНА ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ
ДЕПАРТАМЕНТ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ

вул. Стрийська, 98, м. Львів, 79026, тел./факс (032) 238-73-83, тел. 238-73-83
E-mail: envir@loda.gov.ua Код ЄДРПОУ 38739037

№ _____ На № _____ від _____

Національний університет водного
господарства та природокористування

ДОВІДКА

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
Ільківа Ігоря Васильовича
на тему:

**«Методи і їх алгоритмічна, програмна та технічна реалізація побудови
інформаційної системи біологічного очищення стічних вод»**

Споживання води з кожним роком збільшується, при цьому постійно підвищуються вимоги до її показників якості. Особливі вимоги до якості води в медицині, енергетиці та в системах водопостачання, які потребують постійного удосконалення існуючих або впровадження нових енергоефективних технологій. Одним із напрямів оптимізації існуючих застарілих енергоємних водоочисних комплексів є розробка інформаційних систем очищення води.

Департамент екології та природних ресурсів Львівської обласної державної адміністрації засвідчує, що науково-практичні положення викладені в дисертаційному дослідженні І.В. Ільківа спрямовані на розроблення модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод.

Виходячи з проблем моделювання, дослідження та оптимізації параметрів процесів очищення рідин, автором розроблено інформаційну систему біологічного очищення стічних вод, що дало змогу замінити натурні експерименти на комп'ютерні і зменшити затрати на виробничі потужності в галузях ресурсозберігання, захисту довкілля, енергетики тощо.

Т.в.о. директора

Наталія Ковтуненко 2387383

Оксана ВІЙТИК



Львівська ОДА
№31-1631/0/2-23 від 13.06.2023
КЕП: Війтик О. Г. 13.06.2023 09:28
3FAA9288358EC003040000004C5A1F00215BAF00

№31-1631/0/2-23 від 13.06.2023

ТОВ «Е. Т. Е. АКТИВ» ВОДООЧИСНЕ ОБЛАДНАННЯ

Товариство з обмеженою відповідальністю «Е.Т.Е. АКТИВ»
Юридична адреса: 03087, м. Київ, вул. Лондонська, 5-А
Фізична адреса: 33018, м. Рівне, вул. Студентська, 3
ЄДРПОУ 40455031, ІПН 3404550326586
Тел.: (099)340-74-76, (068)340-74-76
e-mail: e.t.e@ukr.net



АКТ про впровадження на ТОВ «Е.Т.Е. АКТИВ» результатів дисертаційного дослідження **Ільківа Ігора Васильовича**

Комісія ТОВ «Е.Т.Е. АКТИВ» у складі:

Голова комісії:

директор Трохимчук Максим Миколайович;

Члени комісії:

Безушко Людмили Михайлівни

Рогова Олега Володимировича,

що призначена розпорядженням директора ТОВ «Е.Т.Е. АКТИВ» № 25/05/2023-01 від 25 травня 2023 року.

Цим Актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження на здобуття наукового ступеня доктора філософії на тему «Методи і їх алгоритмічна, програмна та технічна реалізація побудови інформаційної системи біологічного очищення стічних вод» використані товариством з обмеженою відповідальністю «Е.Т.Е. АКТИВ» під час проектування електрокоагуляційної установки, зокрема, метод розрахунку отримання концентрації іонів заліза в розчині при встановлених об'ємах очищуваних стоків, швидкості рідини, розмірах реактора, кількості пластин, величині прикладених напруг тощо. Також реалізовано автоматизовану інформаційну систему визначення концентрації заліза в коагулянті в основі якої лежить штучна нейронна мережа, що дало змогу мінімізувати участь людини в процесі вимірювання, а також забезпечило безперервність вимірювань в реальному часі.

Голова комісії _____

М.М. Трохимчук

Члени комісії _____

Л.М. Безушко

О.В. Рогов



“ЗАТВЕРДЖУЮ”

Начальник



Регіонального офісу водних
ресурсів у Рівненській області
Ігор МОСНИЧУК

АКТ ПРО ВПРОВАДЖЕННЯ
результатів дисертаційного дослідження
Ільківа Ігора Васильовича

Комісія у складі:


Голова комісії: Колос Павло Миколайович

Члени комісії: Фесенко Віталій Вадимович, Дейнека Леся Іванівна

Цим Актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження на здобуття наукового ступеня доктора філософії на тему «Методи і їх алгоритмічна, програмна та технічна реалізація побудови інформаційної системи біологічного очищення стічних вод» будуть використані для розроблення модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод. Впровадження розроблених алгоритмів та реалізуюче їх програмне забезпечення для оцінювання узагальненого стану біотехнічних підсистем в обладнанні біологічного очищення дозволить скоротити кількість діагностичних ознак, що перевіряються за критеріями мінімальної вартості та максимальної інформативності.

Голова комісії  Павло КОЛОС

Члени комісії  Віталій ФЕСЕНКО

 Леся ДЕЙНЕКА



10Н-23 біг 09.06.2023р

ДОВІДКА

про участь у науково-дослідних роботах

Видана *Ільківу Ігорю Васильовичу* з підтвердженням, що він дійсно брав участь у виконанні науково-дослідних робіт кафедри автоматизації, електротехнічних та комп'ютерно-інтегрованих технологій Національного університету водного господарства та природокористування, а саме: як виконавець у складі творчого колективу для виконання науково-дослідних робіт «Розробка комплексних рішень для систем промислової автоматизації процесів очищення води за критеріями енергоефективності» (№ держ. реєстр. 0122U000190 у II етапі) і «Розробка та дослідження автоматичних та електротехнічних елементів і систем» (№ держ. реєстр. 0116U000281). Автором надано пропозиції щодо методів і їх алгоритмічної, програмної та технічної реалізації побудови інформаційної системи біологічного очищення стічних вод.

Проректор з наукової роботи та
міжнародних зв'язків



Наталія САВІНА

Сергій Куницький 0967375013

вул. Соборна, 11
м. Рівне, 33028, Україна
+380362 63 30 98
+380362 63 32 09 факс

11, vul. Soborna
Rivne, 33028, Ukraine
mail@nuwm.edu.ua
www.nuwm.edu.ua



№ 011-03 від 19.06.2023 р.

ДОВІДКА

про використання у навчальному процесі
Національного університету водного господарства та природокористування
результатів досліджень і розробок, одержаних при виконанні дисертації
Ільківа Ігоря Васильовича
на здобуття ступеня доктора філософії

Результати наукових досліджень у вигляді науково-прикладної задачі розроблення модельно-алгоритмічного забезпечення та апаратно-програмної реалізації інформаційної системи біологічної очистки для винесення обґрунтованих рішень щодо забезпечення та підтримання необхідної якості очищення стічних вод, що викладені в дисертації Ільківа І. В., здобувача третього (освітньо-наукового) рівня вищої освіти за спеціальністю 122 «Комп'ютерні науки» (галузь знань 12 «Інформаційні технології»), забезпечують набуття студентами відповідних компетенцій, сприяють отриманню практичних навичок та використовуються в навчальному процесі в Національному університеті водного господарства та природокористування, зокрема при викладанні таких навчальних дисциплін:

- «Числові методи»,
тема № 15 «Розв'язок крайової задачі для лінійного диференціального рівняння другого порядку методом прогону»;
- «Числові методи в електроенергетиці»,
тема № 5 «Апроксимація експериментальних даних методом найменших квадратів»;
- «Штучний інтелект в робототехніці»,
тема № 10 «Штучні нейронні мережі».

Проректор з наукової роботи та міжнародних зв'язків НУВГЕ,
доктор економічних наук, професор



Наталія САВІНА

вул. Соборна, 11
м. Рівне, 33028, Україна
+380362 63 30 98
+380362 63 32 09 факс

11, vul. Soborna
Rivne, 33028, Ukraine
mail@nuwm.edu.ua
www.nuwm.edu.ua