

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”  
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

Кваліфікаційна наукова  
праця на правах рукопису

**Баландюх Юрій Андрійович**

**УДК 628:35:662.767.2**

**ДИСЕРТАЦІЯ**

**УТИЛІЗАЦІЯ НАДЛИШКОВОЇ БІОМАСИ ГІДРОБІОНТІВ В  
ТЕХНОЛОГІЯХ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД**

спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека, галузь знань 101 - екологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук

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

\_\_\_\_\_Ю.А.Баландюх

(підпис,

ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник Мальований Мирослав Степанович, доктор технічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки України

**Львів – 2021**

*Баландюх Ю.А.* Утилізація надлишкової біомаси гідробіонтів в технологіях біологічного очищення поверхневих вод. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук (доктора філософії) за спеціальністю 21.06.01 «екологічна безпека». – Національний університет «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України, Львів, 2021.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради К 35.052.22. Національного університету «Львівська політехніка» Міністерства освіти і науки України.

В дисертаційному дослідженні розв'язана актуальне науково-практичне завдання: підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери застосуванням для очищення поверхневих та стічних вод методу розімкнутого біологічного конвеєра.

Проведений аналіз переваг та недоліків концепцій замкнутого та розімкнутого біологічного конвеєра для очищення поверхневих та стічних вод. Встановлено, що недоліком замкнутого біологічного конвеєра є те, що значну частину простору в пропонованій технології займають оліготрофи, головним завданням яких є утилізація надлишкової біомаси і які не беруть безпосередньої участі в очищенні забруднених водних середовищ – головній меті технології; Надлишкова біомаса, яка є цінною сировиною для різних енергетичних та сільськогосподарських технологій, утилізується в самій технології очищення; ідея функціонування трофічних ланцюгів не охоплює фітозону, утилізація біомаси якої взагалі не розглядається. Вказаних недоліків позбавлена концепція розімкнутого біологічного конвеєра, згідно із якою нарощена біомаса із всіх зон біологічного біоконвеєра не утилізувалась у трофічних ланцюгах, а вилучалась із системи очищення і використовувалась як сировина в енергетичних та сільськогосподарських технологіях. Проведений аналіз життєвого циклу гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра очищення забруднених водних середовищ, в якому виділено п'ять стадій: стадія очищення

забруднених водних середовищ; стадія збору та концентрування нарощеної надлишкової біомаси; попередня обробка (подрібнення, помел, реагентна, кавітаційна) з ціллю забезпечення максимальної поверхні масообміну; утилізація зібраної біомаси гідробіонтів шляхом синтезу біогазу та стадія використання дигестату у агротехнологіях. Приведений опис особливостей та закономірностей реалізації кожної із цих стадій. Проведений детальний аналіз особливостей використання різних видів гідробіонтів у технології очищення за методом розімкнутого біологічного конвеєра.

Детально досліджено стадію збору та концентрування нарощеної надлишкової біомаси гідробіонтів. Аналіз технологічних підходів для збору біомаси водоплавних водних рослин та макроводоростей та збору біомаси водних рослин із розвинутою кореневою системою засвідчив, що раціональним є використання для цих операцій існуючого технологічного обладнання: спеціалізованих водних комбайнів та плавучих косарок.

У лабораторних умовах підтверджено високу ефективність методу коагуляційно-флокуляційного гравітаційного загущення суспензій прісноводних мікроводоростей виду *Microcystis aeruginosa*. Визначено оптимальні концентрації реагентів при коагуляційно-флокуляційному загущенні мікроводоростей виду *Microcystis aeruginosa* у лабораторних умовах. Найбільше загущення за найкоротший проміжок часу отримано за умов спільного застосування коагулянта PAX-18 або PAX-XL19H разом з флокулянтом марки A100. За початкової концентрації клітин *Microcystis aeruginosa* (за сухою речовиною) 500 ppm, масовій концентрації коагулянтів PAX-18 і PAX-XL19H 10 ppm та концентрації флокулянта A100 1 ppm за час відстоювання 30 хв після обробки реагентами було досягнуто ефект загущення суспензій відповідно в 11,8 та в 10,4 рази по об'єму. Масова концентрація клітин *Microcystis aeruginosa* в осаді у результаті коагуляційно-флокуляційної обробки та осадження збільшилася порівняно з початковою відповідно у 9,6 та у 9,0 рази до значень 4800 ppm та 4500 ppm відповідно.

Встановлено, що з ціллю розкриття поверхонь масообміну для проходження біохімічних реакцій доцільно проводити попередню обробку біомаси гідробіонтів. Перспективною для практичного використання може бути обробка у полі гідродинамічної кавітації, але найбільш перспективною є віброкавітаційна обробка. Технологічною перевагою такої обробки може бути можливість реалізації процесу обробки біомаси у безперервному режимі в потоці.

Результати досліджень впливу на метаногенез попередньої віброкавітаційної обробки біомаси гідробіонтів свідчать, що віброкавітаційна обробка дозволяє значно збільшити інтенсивність синтезу біогазу, а також збільшити об'єм його утворення. Так, із збільшенням часу віброкавітаційної обробки відповідно від 5 до 10, а потім до 15 хв., кількість синтезованого біогазу відповідно збільшилась у 1,5 і 1,7 рази.

Аналіз результатів досліджень впливу на метаногенез внесення затравки в склад біомаси гідробіонтів перед метаногенезом дозволяє стверджувати про перспективність такого підходу, в результаті якого збільшується як швидкість метаногенезу, так і загальна кількість синтезованого біогазу (для випадку  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$  у 3,92 рази в порівнянні із випадком  $CP_c=0,05$ ;  $X_E=0,05$ ).

Проведені біоіндикаційні дослідження, які показали, що недоцільно використовувати свіжу біомасу як добриво: вона створює інгібуючий вплив і не дає змоги розвиватися рослинам, проте дослідження щодо використання відпрацьованої біомаси (дегестату) засвідчили, що в усіх досліджуваних варіантах із вмістом дегестату спостерігався позитивний вплив на проростання культурних рослин в порівнянні із контролем та стерильним контролем. У цьому випадку лімітуючим фактором використання дегестату може бути тільки значна його вологість (95-98 %), що потребує попереднього зневоднення.

**Ключові слова:** життєвий цикл, розімкнутий біологічний конвеєр, збір, концентрування, віброкавітація, метаногенез, біогаз, дигестат.

## СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

### *В яких опубліковані основні наукові результати дисертації:*

1. Malovanyu M., Zhuk V., Nykyforov V., Bordun I., Balandiukh Iu., Leskiv G. Experimental investigation of *Microcystis aeruginosa* cyanobacteria thickening to obtain a biomass for the energy production/ Journal of water and land development. 43 (X–XII), 2019, P.113–119.
2. Malovanyu M., Tymchuk I., Balandiukh Iu., Solovi Kh., Zhuk V., Kopiy M., Stokalyuk O., Petrushka K. Optimum collection and concentration strategies of hydrobionts excess biomass in biological surface water purifying technologies/ Environmental Problems. V.6, №1. P.40-47.
3. Афтаназів І.С., Баландюх Ю.А., Мальований М.С., Тимчук І.С., Жук В.М., Копій М.Л. Вплив віброкавітаційної обробки суспензії ціанобактерій на інтенсивність синтезу біогазу /Науковий вісник НЛТУ. Т.31, №1. 2021 С.99-104.
4. Баландюх Ю.А., Мальований М.С., Тимчук І.С., Жук В.М., Копій М.Л. Збір та концентрування гідробіонтів в технології очищення поверхневих та стічних вод методом розімкнутого біологічного конвеєра/Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. Вип.4 (127), 2021. С.32-38.
5. Мальований М.С., Афтаназів І.С., Тимчук І.С., Баландюх Ю.А. Жук В.М., Копій М.Л. Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів в технологіях очищення поверхневих та стічних вод/Екологічні науки. Вип.55, 2020. С.23-28.

### *Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:*

6. Богачевська Ю.І. Особливості метагенезу в процесі синтезу біогазу із рослинної сировини /Ю.І.Богачевська, Ю.А.Баландюх, М.С.Мальований// Матеріали III Студентського конгресу «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування.» - Львів: НУ «Львівська політехніка», 2016. – С. 14-16.
7. Баландюх Ю.А. Розвиток відновлювальних джерел енергії – шлях до

енергетичної незалежності України /Ю.А.Баландюх, В.Р. Боднар, М.С.Мальований// Матеріали III Студентського конгресу «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування.» - Львів: НУ «Львівська політехніка», 2016. – С. 17-18.

8. Баландюх Ю. Перспективи застосування гідробіонтів в технологіях очищення стічних та поверхневих вод// Збірник матеріалів 6-го Міжнародного конгресу “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” – Львів: Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2020. С. 189.

9. Баландюх Ю.А. Дослідження оптимальних умов синтезу біогазу із біомаси гідробіонтів / О.І. Коновалов, Ю.А. Баландюх, М.С. Мальований // Збірник матеріалів 6-го Міжнародного молодіжного конгресу “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” – Львів: Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2021. С. 101.

10. Баландюх Ю.А., Мальований М.С., Тимчук І.С. Практична підготовка фахівців у галузі екологічної безпеки на прикладі дослідження утилізації біомаси гідробіонтів шляхом синтезу біогазу//Матеріали 1-ї Міжнародної інтернет-конференції «Екологічна безпека - сучасні напрямки та перспективи вищої освіти». Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2021. С.12.

Balandiukh Iu.A. Utilization of Excess Biomass of Aquatic Organisms in Technologies of Biological Surface Water Treatment. - Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

The thesis for a scientific degree of the candidate of technical sciences (PhD) in a specialty 21.06.01 "Ecological Safety". - Lviv Polytechnic National University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Lviv, 2021

The defense of the dissertation will take place at a meeting of the Specialized Academic BOARD K 35.052.22. of Lviv Polytechnic National University of the Ministry of Education and Science of Ukraine.

The dissertation research solves the actual scientific and practical task of increasing the level of ecological safety of the hydrosphere by using the method of open biological conveyor for surface and wastewater treatment.

An analysis of the advantages and disadvantages of the concepts of closed and open biological conveyor for surface and wastewater treatment was made. It was found that the disadvantage of the closed biological conveyor is that a significant part of the space in the proposed technology is occupied by oligotrophs the main task of which is the utilization of excess biomass and which are not directly involved in the cleaning of polluted aquatic environments, which is the main goal of technology. Excess biomass, which is a valuable raw material for various energy and agricultural technologies, is utilized in the treatment technology; the idea of trophic chains functioning does not cover a phyto-zone, which biomass utilization is not considered at all. The concept of an open biological conveyor lacks these shortcomings. According to this concept, the increased biomass from all zones of the biological bio-conveyor was not utilized in trophic chains but removed from the treatment system and used as raw material in energy and agricultural technologies. The analysis of the life cycle of aquatic organisms in the technology of the open biological conveyor of polluted aquatic environments purification is carried out, in which five stages are distinguished: the stage of polluted aquatic environments purification; stage of collecting and concentrating the accumulated excess biomass; pre-treatment (grinding, milling,

reagent, cavitation) in order to ensure the maximum mass transfer surface; utilization of collected biomass of aquatic organisms by synthesis of biogas and the stage of digestate use in agrotechnologies. The features and regularities of realization of each of these stages are described. The peculiarities of the use of different types of aquatic organisms in the technology of purification by the method of the open biological conveyor are analysed in detail.

The stage of collecting and concentrating the increased surplus biomass of aquatic organisms is studied in detail. The analysis of technological approaches for collecting the biomass of aquatic plants and macro-algae and the biomass of aquatic plants with developed root system such as specialized water combines and floating mowers showed that it is rational to use existing technological equipment for these operations.

The high efficiency of the method of coagulation-flocculation gravitational thickening of suspensions of freshwater microalgae of the species *Microcystis aeruginosa* was confirmed and the optimal concentrations of reagents for coagulation-flocculation thickening of microalgae of the species *Microcystis aeruginosa* were determined in laboratory conditions. The greatest thickening in the shortest period was obtained under the conditions of joint use of coagulant PAX-18 or PAX-XL19H together with flocculant brand A100. At an initial concentration of *Microcystis aeruginosa* cells (dry matter) of 500 ppm, a mass concentration of coagulants PAX-18 and PAX-XL19H of 10 ppm and a concentration of flocculant A100 of 1 ppm during the settling 30 min after treatment with reagents, the effect of thickening suspensions was achieved in 11.8 and 10.4 times by the volume. The mass concentration of *Microcystis aeruginosa* cells in the sediment as a result of coagulation-flocculation treatment and precipitation increased 9.6 and 9.0 times compared to the initial to 4800 ppm and 4500 ppm, respectively.

It is established that in order to open the surfaces of mass transfer for biochemical reactions, it is advisable to pre-treat the biomass of aquatic organisms. Processing in the field of hydrodynamic cavitation can be promising for practical use, but the most promising is vibrocavitation treatment. The technological advantage of



such treatment may be the ability to implement biomass processing in a continuous mode in the flow.

The results of studies of the impact on methanogenesis of pre-vibro-cavitation treatment of aquatic biomass show that vibro-cavitation treatment can significantly increase the intensity of biogas synthesis, as well as increase the volume of its formation. Thus, with increasing time of vibro-cavitation treatment from 5 to 10, and then up to 15 minutes, the amount of synthesized biogas increased 1.5 and 1.7 times, respectively.

Analysis of the results of studies of the impact on methanogenesis of the seed introduction into the biomass of aquatic organisms before methanogenesis suggests the viability of this approach, which increases both the rate of methanogenesis and the total amount of synthesized biogas (for  $CP_c=0.1$ ;  $X_E=0.2$  - 3.92 times compared with the case of  $CP_c=0.05$ ;  $X_E=0.05$ ).

Bioindication studies have shown that it is impractical to use fresh biomass as a fertilizer: it has an inhibitory effect and prevents plants from growing, but studies on the use of spent biomass (degestate) showed that in all studied variants with degestate content there was a positive effect on the germination of cultivated plants in comparison with control and sterile control. In this case, the limiting factor for the use of degestate can only be its significant humidity (95-98%), which requires prior dehydration.

**Keywords:** life cycle, open biological conveyor, collection, concentration, vibro-cavitation, methanogenesis, biogas, degestate.

## LIST OF PUBLISHED PAPERS ON THE TOPIC OF THE DISSERTATION

### *In which the main scientific results of the dissertation are published:*

1. Malovanyy M., Zhuk V., Nykyforov V., Bordun I., Balandiukh Iu., Leskiv G. Experimental investigation of *Microcystis aeruginosa* cyanobacteria thickening to obtain a biomass for the energy production/ Journal of water and land development. 43 (X–XII), 2019, R.113–119.
2. Malovanyy M., Tymchuk I., Balandiukh Iu., Solovi Kh., Zhuk V., Kopyy M., Stokalyuk O., Petrushka K. Optimum collection and concentration strategies of hydrobionts excess biomass in biological surface water purifying technologies/ Environmental Problems. V.6, №1. R.40-47.
3. Aftanaziv I.S., Balandiukh IU.A., Mal'ovanyy M.S., Tymchuk I.S., Zhuk V.M., Kopyy M.L. Vplyv vibrokavitatsiynoyi obrobky suspenziyi tsianobakteriy na intensyvnist' syntezy biohazu /Naukovyy visnyk NLTU. T.31, №1. 2021 S.99-104.
4. Balandiukh IU.A., Mal'ovanyy M.S., Tymchuk I.S., Zhuk V.M., Kopyy M.L. Zbir ta kontsentruvannya hidrobiontiv v tekhnolohiyi ochyshchennya poverkhnevyykh ta stichnykh vod metodom rozimknutoho biolohichnoho konveyera/Visnyk Kremenchuts'koho natsional'noho universytetu imeni Mykhayla Ostrohrads'koho. Vyp.4 (127), 2021. S.32-38.
5. Mal'ovanyy M.S., Aftanaziv I.S., Tymchuk I.S., Balandiukh IU.A., Zhuk V.M., Kopyy M.L. Otsinka stadiy zhyttyevoho tsyклу hidrobiontiv v tekhnolohiyakh ochyshchennya poverkhnevyykh ta stichnykh vod/Ekolohichni nauky. Vyp.55, 2020. S.23-28.

### *Certifying the approbation of the dissertation materials:*

6. Bohachevs'ka YU.I. Osoblyvosti metahenezu v protsesi syntezy biohazu iz roslynnoyi syrovyny /YU.I.Bohachevs'ka, IU.A.Balandiukh, M.S.Mal'ovanyy// Materialy III Student-s'koho konhresu «Zakhyst navkolyshn'oho seredovyscha. Zbalansovane pryrodokorystuvannya.» - L'viv: NU «L'vivs'ka politekhnika», 2016. – S. 14-16.

7. Balandiukh IU.A. Rozvytok vidnovlyuval'nykh dzherel enerhiyi – shlyakh do enerhetychnoyi nezalezhnosti Ukrainy /IU.A.Balandyukh, V.R.Bodnar, M.S.Mal'ovanyy// Materialy III Student's'koho konhresu «Zakhyst navkolyshn'oho seredovyscha. Zbalansovane pryrodokorystuvannya.» - L'viv: NU «L'vivs'ka politekhnik», 2016. – S. 17-18.
8. Balandiukh IU. Perspektyvy zastosuvannya hidrobiontiv v tekhnolohiyakh ochyshchennya stichnykh ta poverkhnevyykh vod// Zbirnyk materialiv 6-ho Mizhnarodnoho konhresu “Stalyy rozvytok: zakhyst navkolyshn'oho seredovyscha. Enerhooshchadnist'. Zbalansovane pryrodokorystuvannya” – L'viv: Zakhidno-Ukrayins'kyy Konsaltny Tsent (ZUKTS), TzOV, 2020. S. 189.
9. Balandiukh IU.A. Doslidzhennya optimal'nykh umov syntezu biohazu iz biomasy hidrobiontiv / O.I.Konovalov, IU.A.Balandiukh, M.S. Mal'ovanyy // Zbirnyk materialiv 6-ho Mizhnarodnoho molodizhnoho konhresu “Stalyy rozvytok: zakhyst navkolyshn'oho seredovyscha. Enerhooshchadnist'. Zbalansovane pryrodokorystuvannya” – L'viv: Zakhidno-Ukrayins'kyy Konsaltny Tsent (ZUKTS), TzOV, 2021. S. 101.
10. Balandiukh IU.A. Praktychna pidhotovka fakhivtsiv u haluzi ekolohichnoyi bezpeky na prykladi doslidzhennya utylizatsiyi biomasy hidrobiontiv shlyakhom syntezu biohazu / Balandiukh IU.A., Mal'ovanyy M.S., Tymchuk I.S. // Materialy 1-yi Mizhnarodnoyi internet-konferentsiyi «Ekolohichna bezpeka - suchasni napryamky ta perspektyvy vyshchoyi osvity» - Kharkiv: KHNU imeni V. N. Karazina, 2021. S.12.

## З М І С Т

	стор.
ВСТУП	16
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	22
1.1. Аналіз відомих технологій очищення стічних та поверхневих вод із використанням гідробіонтів	22
1.1.1. Аналіз гідробіонтів, які можуть застосовуватись в технологіях очищення стічних та поверхневих вод	24
1.1.2. Мікродорості та бактерії	26
1.1.3. Рослини	29
1.1.4. Гриби	31
1.1.5. Тварини	32
1.2. Особливості реалізації метаногенезу для утилізації рослинної сировини	33
1.2.1. Параметри та оптимізація процесу зброджування	34
1.2.2. Використання біогазу	41
1.3. Перспективні напрямки утилізації дигестату	44
1.4. Цілі та завдання досліджень	46
РОЗДІЛ 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ’ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ.	
МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ	48
2.1. Загальна характеристика об’єкту та предмету дослідження	48
2.2. Методика дослідження концентрування мікродоростей для подальшої їх утилізації	49
2.2.1. Методика дослідження концентрування мікродоростей за допомогою електричного струму	49
2.2.2. Методика дослідження концентрування мікродоростей коагуляційно – флокуляційним методом	49

2.3	Методика дослідження попередньої обробки суспендованої біомаси у віброкавітаторі з ціллю збільшення поверхні масообміну	51
2.4.	Методика дослідження кінетики метаногенезу	55
	2.4.1. Опис конструкції термостатованого блоку біорозкладу	56
	2.4.2. Методика досліджень метаногенезу	58
2.5.	Методика дослідження елементного складу дигестату	60
2.6.	Методика дослідження якості ростового субстрату (біоіндикація) на основі дигестату	61
2.7.	Висновки та узагальнення до другого розділу	63
	<b>РОЗДІЛ 3. ОЦІНКА СТАДІЙ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ГІДРОБІОНТІВ В ТЕХНОЛОГІЯХ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ТА СТІЧНИХ ВОД. ОСОБЛИВОСТІ ОЧИЩЕННЯ РІЗНИМИ ТИПАМИ ГІДРОБІОНТІВ</b>	64
3.1	Аналіз переваг та недоліків концепцій замкнутого та відкритого біологічного конвеєра для очищення поверхневих та стічних вод	64
3.2	Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів у технології розімкнутого біологічного конвеєра	67
	3.2.1. Стадія очищення гідробіонтами забрудненого водного середовища	68
	3.2.2. Стадія збору та концентрування нарощеної надлишкової біомаси	70
	3.2.3. Попередня обробка (подрібнення, помел, реагентна, кавітаційна) з ціллю забезпечення максимальної поверхні масообміну	70
	3.2.4. Утилізація зібраної біомаси гідробіонтів шляхом синтезу біогазу	70

	3.2.5. Використання дигестаті у агротехнологіях	70
3.3	Ефективність використання гідробіонтів різних типів для очищення забруднених водних середовищ	71
	3.3.1. Використання аеробного мікробіоценозу	73
	3.3.2. Використання анаеробного мікробіоценозу	74
	3.3.3. Використання мікроводоростей	76
	3.3.4. Використання водоплавних рослин	77
	3.3.5. Використання штучно побудованих водно-болотних угідь	80
3.4	Висновки та узагальнення до 3 розділу	83
	<b>РОЗДІЛ 4 КОНЦЕНТРУВАННЯ, ПОПЕРЕДНЯ КАВІТАЦІЙНА ОБРОБКА ТА БІОРОЗКЛАД БІОМАСИ ГІДРОБІОНТІВ</b>	<b>84</b>
4.1.	Стадія збору та концентрування нарощеної надлишкової біомаси гідробіонтів	84
	4.1.1. Збір та концентрування відпрацьованого активного мулу аеробної та анаеробної зон	84
	4.1.2. Збір та концентрування нарощеної біомаси мікроводоростей	84
	4.1.2.1. Дослідження концентрування мікроводоростей з допомогою електричного струму	86
	4.1.2.2. Дослідження концентрування мікроводоростей коагуляційно – флокуляційним методом	88
	4.1.3. Збір нарощеної біомаси макроводоростей, водоплавних рослин та рослин штучно створених водно – болотних угідь	90
4.2.	Оцінка ефективності попередньої обробки біомаси з ціллю розкриття додаткової поверхні масообміну	93
4.3.	Дослідження кінетики синтезу біогазу із біомаси гідробіонтів	96

4.3.1.	Дослідження впливу на метаногенез попередньої віброкавітаційної обробки біомаси гідробіонтів	96
4.3.2.	Дослідження впливу на метаногенез внесення затравки в склад біомаси гідробіонтів перед метаногенезом	99
4.4.	Дослідження перспективності використання дигестату у агротехнологіях	101
4.4.1.	Попередня підготовка дегестату	104
4.4.2.	Вплив дегестату на схожість культурних рєлин	106
4.5.	Висновки та узагальнення до 4 розділу	111
	ВИСНОВКИ	113
	СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	116
	ДОДАТКИ	129

## ВСТУП

**Обґрунтування вибору теми дослідження.** Однією із 17 цілей прийнятої 25 вересня 2015 року главами держав та урядів на спеціальному саміті ООН програми «Трансформація нашого світу: Порядок денний для сталого розвитку на 2030 рік» є шоста ціль – «Чиста вода та належні санітарні умови». Програмою визначається досягнення необхідних показників та індикаторів для цієї цілі як однією із умов подальшого збалансованого розвитку людства. І в цьому ракурсі надзвичайно важливе значення має забезпечення належного стану водних ресурсів: попередження антропогенного забруднення гідросфери у всіх випадках, де це можливо; впровадження ефективних та екологічно безпечних технологій очищення стічних та поверхневих вод; мінімізація водоспоживання та раціональне використання водних ресурсів, впровадження замкнених систем водозабезпечення у промисловості, належного рівня охорони водних об'єктів. Україна належить до найменш забезпечених власними водними ресурсами країн Європи і є одним із регіонів зі значним антропогенним навантаженням на водні джерела та нестачею достатньої кількості прісної води. Питне водопостачання України майже на 80% забезпечується поверхневими водами. Водночас більшість басейнів річок згідно із гігієнічною класифікацією водних об'єктів за ступенем забруднення, можна віднести до забруднених та дуже забруднених. Проте незважаючи на це, за останні роки склад очисних споруд та технології водоочищення фактично не змінились. Одним із перспективних напрямків впровадження інноваційних технологій водоочищення є використання біологічних методів. У цьому випадку в водне середовище не вноситься невластивих йому речовин, технологічні процеси імітують природні, ефективність протікання яких підсилена в десятки і сотні разів спеціальною організацією біологічних процесів. В ряді біологічних методів очищення стічних та поверхневих вод чільне місце займає запропонована професором Петром Гвоздюком концепція біологічного конвеєра, яка передбачає реалізацію процесів очищення на окремих ділянках, населених певними видами гідробіонтів, через,



які послідовно перетікає забруднене водне середовище. Очищення відбувається за рахунок вилучення гідробіонтами із води забруднень і використанням їх у власному живильному циклі як елементів живлення. Проблемою залишається вилучення та раціональна утилізація нарощеної біомаси, чого не передбачає ця концепція. Адже без цього нарощена біомаса може неконтрольовано розкладатись, створюючи вторинне забруднення (як це спостерігається в процесах евтрофікації водойм) та загрозу екологічній безпеці акваторій. Тому вилучення надлишкової біомаси гідробіонтів із технологій очищення та раціональна її утилізація є актуальним завданням.

**Зв'язок роботи із науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційна робота відповідає науковому напрямку кафедри «Екологія та збалансоване природокористування» Національного університету «Львівська політехніка» «Природоохоронні технології з використанням природних дисперсних сорбентів та мінеральних добрив пролонгованої дії» та виконувалась згідно із тематикою науково-дослідної роботи кафедри «Очищення і утилізація змішаних стічних вод та забруднених водних середовищ біологічними, реагентними, коагуляційно-флотаційними, адсорбційними та фізичними методами» (номер державної реєстрації 0117U004017).

**Мета і завдання дослідження.** Метою дисертаційної роботи є підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери застосуванням для очищення поверхневих та стічних вод методу розімкнутого біологічного конвеєра.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- запропонувати концепцію розімкнутого біологічного конвеєра із комплексною утилізацією нарощеної в процесі очищення водних середовищ біомаси;
- дослідити життєвий цикл гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра ;

- провести аналітичний огляд та встановити перспективу застосування різних видів гідробіонтів для очищення водних середовищ у технології розімкнутого біологічного конвеєра;
- дослідити оптимальні умови збору та концентрування нарощеної біомаси;
- визначити перспективні методи попередньої підготовки нарощеної біомаси гідробіонтів перед реалізацією процесу метаногенезу;
- дослідити вплив попередньої віброкавітаційної обробки на динаміку метаногенезу нарощеної біомаси різних видів гідробіонтів;
- дослідити вплив внесення затравки у сировинну суміш на динаміку метаногенезу нарощеної біомаси різних видів гідробіонтів;
- дослідити перспективність використання дигестату у агротехнологіях.

*Об'єкт дослідження* – процеси біологічного очищення стічних та поверхневих вод за методом біологічного конвеєра.

*Предмет дослідження* – утилізація нарощеної біомаси гідробіонтів в технології очищення стічних та поверхневих вод за методом біологічного конвеєра.

**Методи досліджень** включають в себе розроблені та апробовані методики експериментальних досліджень: для визначення елементного складу компонентів у дигестаті застосовувався рентгенофлуоресцентний аналіз, кінетика метаногенезу досліджувалась на спеціально сконструйованій установці, для дослідження ефективності утилізації дигестату використовувалась методика лабораторних агроекологічних досліджень, попередня обробка біомаси гідробіонтів проводилась у віброкавітаційному полі, коагуляційно-флокуляційне концентрування ціанобактерій в суспенсії досліджувалось в гравітаційному полі. Коректність результатів підтверджувалась 4-х кратною повторюваністю експериментальних досліджень. Оцінку достовірності та інтерпретацію результатів проводили за допомогою математичного моделювання та

статистичного аналізу. Для аналізу отриманих даних застосовувався програмний пакет microsoft office excel 2013.

**Наукова новизна одержаних результатів.** З ціллю підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери дисертантом отримані такі найбільш важливі наукові результати:

*вперше:*

- проведений аналіз стадій життєвого циклу гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра, що дало можливість забезпечити екологічну безпеку технології розімкнутого біологічного конвеєра внаслідок вилучення нарощеної біомаси;
- встановлені оптимальні умови коагуляційно-флокуляційного гравітаційного загущення суспензій мікрводоростей, що дозволило ефективно вилучати біомасу мікрводоростей із водного середовища із подальшим використанням її як сировини для виробництва біогазу;
- доведена експериментально ефективність проведення попередньої віброкавітаційної обробки біомаси гідробіонтів, що забезпечує додаткове розкриття поверхонь масообміну в безперервному потоці;
- встановлені оптимальні параметри внесення затравки в сировинну суміш та часу її попередньої обробки у віброкавітаційному полі для досягнення максимальної інтенсивності та продуктивності синтезованого біогазу.

*отримали подальший розвиток:*

- концепція очищення забруднених водних середовищ за методом біологічного конвеєра в результаті введення стадій вилучення та утилізації нарощеної біомаси.
- дослідження щодо використання дигестату в агротехнологіях.

**Практичне значення одержаних результатів.** Аналіз даних експериментальних досліджень дав змогу розробити та запропонувати для впровадження технологію очищення забруднених водних середовищ за методом розімкнутого біологічного конвеєра. На метод подано заявку на отримання

патенту України. Результати досліджень передані в ТзОВ «ПАНСЕМАЛ» для використання у проектній роботі, що підтверджується відповідним актом. Наукові та практичні результати дисертаційної роботи використані у навчальному процесі для студентів спеціальності 101 – Екологія та 183 «Технології захисту навколишнього середовища» в Національному університеті «Львівська політехніка», що підтверджується актом впровадження.

**Особистий внесок здобувача.** Здобувачем особисто опрацьовано літературні джерела за темою дисертації, розроблено методологію дослідження, проведено теоретичні та лабораторні дослідження, систематизовано й узагальнено експериментальний матеріал, сформульовано науково обґрунтовані висновки, підготовлено патент на корисну модель України. Постановка задач, розроблення методик дослідження процесів та технологій мінімізації екологічної небезпеки, обговорення поставлених задач проводились під керівництвом та за участю д.т.н., проф., Заслуженого діяча науки і техніки України Мирослава Мальованого, зав.кафедри екології та збалансованого природокористування та Івана Тимчука, к.с.-г.н., доцента кафедри екології та збалансованого природокористування Національного університету «Львівська політехніка».

**Апробація результатів дисертації.** Основні положення та результати дисертаційної роботи доповідалися, обговорювалися і були схвалені на таких міжнародних та всеукраїнських наукових конференціях: III Студентський конгрес «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування» (21-22 квітня 2016 р. Львів); 6-ий Міжнародний конгрес «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (23-25 вересня 2020 р. Львів); 6-ий Міжнародний молодіжний конгрес «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (09-10 лютого 2021 р. Львів); 1-а Міжнародна інтернет-конференції «Екологічна безпека – сучасні напрямки та перспективи вищої освіти» (25 лютого 2021 р. Харків).

**Публікації.** За матеріалами дисертації опубліковано 10 друкованих наукових праць, в тому числі 1 публікація у виданнях, що входять до наукометричних баз даних (Scopus), 4 статті у фахових виданнях із технічних наук, 5 тез доповідей на міжнародних наукових конференціях.

**Структура та обсяг дисертаційної роботи.** Дисертаційна робота складається зі вступу, 4 розділів, висновків, списку використаної літератури та додатків. Матеріали дисертаційної роботи викладено на 136 сторінках машинописного тексту, ілюстровано 35 рисунками, текст містить 11 таблиць, у бібліографії наведено 121 літературних джерела, дисертація містить 4 додатки.

## РОЗДІЛ 1

### ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

#### 1.1. Аналіз відомих технологій очищення стічних та поверхневих вод із використанням гідробіонтів

Очищенню забруднених стічних вод із застосуванням гідробіонтів присвячено велику кількість досліджень. Неконтрольований бурхливий розвиток водоростей (в значній мірі синьо – зелених водоростей) став яскравим прикладом очищення в акваторіях рік України забруднених поверхневих вод. Внаслідок заневищення гідросфери продуктами життєдіяльності людини – сполуками фосфору та азоту, водорості отримали сприятливі умови для розвитку. В результаті будівництва штучних водосховищ на Дніпрі, Дністрі, Південному Бузі та інших ріках України збільшилась кількість мілководних ділянок, що добре прогріваються сонцем. Водорості завдають значної шкоди довкіллю на стадії відмирання створюючи вторинне забруднення (виділення токсичних речовин в повітря і у водне середовище), але разом з тим засвоюючи забруднення сприяють очищенню води.

Накопичену біомасу на думку (Dogaris et al., 2020) [1] доцільно використовувати як сировину для виробництва біопалива та біопродуктів із доданою вартістю для біоекономіки. Для досягнення максимальних ефектів очищення забруднених водних середовищ присвятили свої дослідження пошукам оптимального складу консорціуму мікробіодоростей ряд дослідників (Sardi Saavedra et al., 2018, Sniffen KD et al., 2015) [2]. Щодо використання водоростей для очищення фільтратів полігонів твердих побутових відходів, то широкий огляд таких досліджень приводиться в (Dogaris et al., 2020) [1]. Цілим рядом досліджень підтверджується ефективність очищення забруднених вод ціанобактеріями, хоча у випадку їхнього неконтрольованого розповсюдження ця рослина в період її відмирання створює екологічну загрозу.

Використання для очищення забруднених стоків вищих водних рослин присвячено значну кількість досліджень (Soloviy et al., 2019, Soloviy et al., 2020)

[3, 4]. Для цих цілей із розряду водоплавних рослин напевне найбільш популярною рослиною, яка використовується в останній час, є водний гіацинт або *Eichornia crassipes* (Villamagna et al., 2010, Flyurik et al., 2014) [5]. Для очищення забруднених поверхневих вод на сьогоднішній день доцільності застосування цієї рослини одностайної думки немає. Водяний гіацинт широко застосовується у ряді країн для обеззаражування каналізаційних відстійників, очищення забруднених водних середовищ, усунення неприємних запахів, отримання біомаси для різних цілей.

Значна частина досліджень із використанням штучно організованих водно-болотних ділянок (які часто носять назву біоплато), вказує про ефективність очищення стічних вод від різних типів поллютантів (органічні забруднення, амонійний азот, важкі метали). Очерет (Rai et al., 2013) [6], верба (Jozwiakowski et al., 2020) [7], ячмінь, овес, кукурудза, жито (Lapan et al., 2019) [8] використовувались для формування біоплато, а також комбінації із різних типів рослин (Marzec et al., 2018) [9].

Автори (Porovuch et al., 2018, Porovuch et al., 2020) [10, 11] досліджували перспективність застосування біоплато для очищення фільтратів Львівського (Грибовицького) сміттєзвалища, але дані експериментальних досліджень цього методу автори не приводять. На нашу думку, можна застосовувати цю технологію, як один із елементів комплексних технологій очищення фільтратів за невеликих капітальних та експлуатаційних затрат, що дозволяє забезпечити достатню ступінь очищення.

**1.1.1. Аналіз гідробіонтів, які можуть застосовуватись в технологіях очищення стічних та поверхневих вод.** Гідробіонти – солоно- та прісноводні організми, що постійно (облігатно) або тимчасово (факультативно) живуть у водному середовищі [12]. Пристосувалися до існування у найрізноманітніших умовах багато із них протягом мільйонів років еволюції. Залежно від способу перебування та пересування у відповідних шарах водного середовища, серед гідробіонтів виокремлюють такі основні екологічні групи: нектон, планктон і бентос.

Нектон (*nektos* – плаваючий) – великі тварини, що активно пересуваються і здатні долати великі відстані та сильні течії: риби, кальмари, ластоногі, кити. До нектону у прісних водоймах належать і земноводні, і безліч комах [13 - 15].

Планктон (*planktos* – блукаючий) – сукупність рослин (фітопланктон: діатомові, зелені та синьо-зелені водорості тощо) і дрібних тварин (зоопланктон: дрібні ракоподібні, крилоногі молюски, реброплави, медузи, деякі черви), що не здатні до активних пересувань і до протистояння течіям, але мешкають на різній глибині. Личинки тварин, утворюючи особливу групу – нейстон, належать до складу планктону. Це «тимчасове» населення верхнього шару води, представлене різними тваринами (десятиногі, вусоногі і веслоногі ракоподібні, голкошкірі, поліхети, риби, молюски та ін.) у личинковій стадії, що пасивно плаває [16].

До епінейстону належать організми, що мешкають зверху поверхневої плівки, ті що знизу – до гіпонейстону. Дорослішаючи личинки переходять до нижчих шарів пелагеалі. Вище нейстону розташовується організми, у яких верхня частина тіла зростає над водою, а нижня – у воді (ряска – *Lemna*, сифонофори та ін.) – це плейстон. Для багатьох водних мешканців, у тому числі основним кормом для вусатих китів (*Mysticoceti*), планктон виступаючи їжею, має важливе значення у трофічних зв'язках біосфери [17, 18].

Бентос (*benthos* – глибина) – гідробіонти дна. До складу бентосу належать переважно тварини, що ведуть прикріплений спосіб життя або повільно



пересуваються на невеликі відстані (зообентос: форамініфери, деякі риби, губки, кишковопорожнинні, черви, плечоногі молюски, асцидії тощо), більш численними на мілководді, де до складу бентосу належать і рослини (фітобентос: діатомові, зелені, бурі, червоні водорості, бактерії). Фітобентос відсутній на глибині, де немає світла. Камка (зостера), рупія – це квіткові рослини які зустрічаються біля узбережжя. Кам'янисті ділянки дна є найбагатшими на фітобентос. Менш багатий і різноманітний, ніж у морі - зообентос в озерах, утворюють його найпростіші, ракоподібні, черви, молюски, личинки комах та ін. Фітобентос озер утворений діатомеями, що вільно плавають, зеленими та синьо-зеленими водоростями; бурі та червоні водорості відсутні [19 - 21].

Укорінені прибережні рослини в озерах утворюють чітко виражені пояси, видовий склад і вигляд яких узгоджуються із умовами середовища в прикордонній зоні «суходіл–вода». У воді біля самого берега ростуть гідрофіти – напівзанурені у воду рослини (стрілиця, образки, очерет, рогіз, осоки). Вони змінюються гідатофітами – рослинами, зануреними у воду, але з листям, що плаває (лотос, ряски, глечики, водяний горіх) і – далі – повністю зануреними (рдесник, елодея, хара). До гідатофітів належать і рослини, що плавають на поверхні (ряска, водний гіацинт).

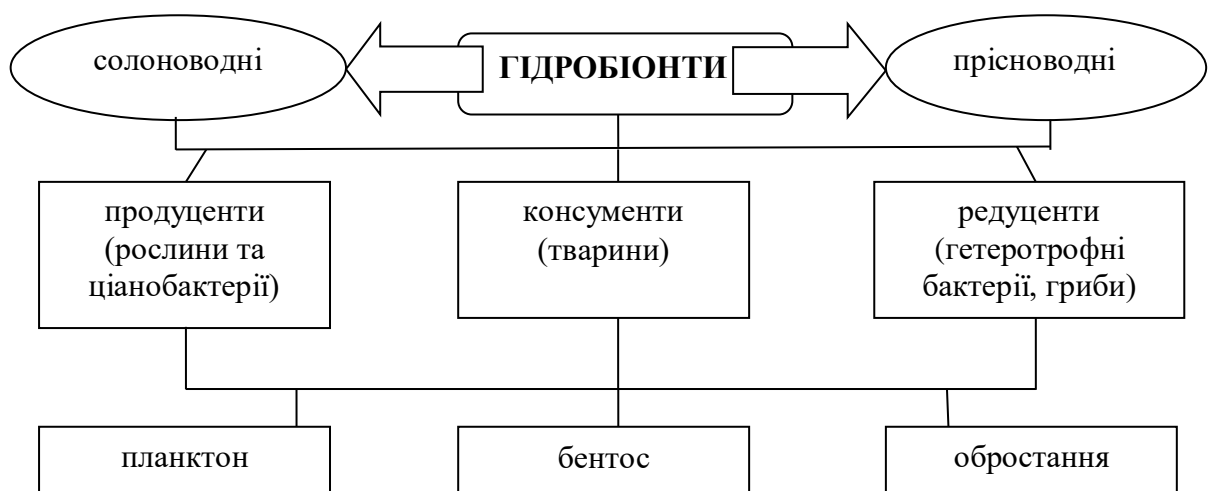


Рисунок 1.1 - Схема екологічної класифікації гідробіонтів

До масових форм гідробіонтів належать види, збільшення чисельності яких за певних умов набуває у водоймах вибухоподібного характеру, і їх біомаса починає суттєво переважати таку, порівняно із видами-конкурентами. Оригінальну класифікацію гідробіонтів [22] наведено на схемі (рис. 1.1).

На рівні царств живої природи гідробіонти є представниками *Virabiota*, *Bacteriobiota*, *Phytobiota*, *Mycobiota* et *Zoobiota*. Вони належать до різних таксонів і таксономічних груп в сучасній системі органічного світу.

**1.1.2. Мікродорості та бактерії.** Бактерії (*Bacteriobiota*) – царство мікроскопічних, переважно одноклітинних, прокариотних організмів, для яких характерна наявність клітинної стінки, цитоплазми з органелами, різних специфічних включень, відсутність мітохондрій і хлоропластів, оформленого ядра. Розмір бактеріальних клітин звичайно не перевищує кількох мікрометрів, зрідка досягає 20 мкм (у середньому 0,1–1,0 мкм). За фізіологією живлення серед бактерій розрізняють гетеротрофи та автотрофи (фото- і хемотрофи), за типом дихання – аероби й анаероби. Багато видів патогенних (хвороботвірних) бактерій спричиняють захворювання людей, тварин і рослин. Деякі бактерії можуть між собою обмінюватись генетичною інформацією, що є так званим процесом передачі горизонтальних генів [23].

Як у прісних, так і в морських водах можуть оселятися певні види бактерій. Прикладом є бактерія *Nitrospira moscoviensis* (рис.1.2.). Деякі існують лише у прісних гідроекосистемах (рис. 1.3.).

Дослідженнями було встановлено розповсюдженість таких груп бактерій у прісних водоймах, як  $\alpha$ -,  $\beta$ -, і  $\gamma$ -протеобактерії [24]. В осадах прісних, так і морських водойм було виявлено високий уміст  $\delta$ -протеобактерій [25]. Поширеність різних типів (таксономічних груп) бактерій у бентосі прісних, морських та перехідних водойм зображено на рис. 1.4. Багато досліджень присвячених резистентності бактерій до антибіотиків було зроблено за останніх п'ять років [26].

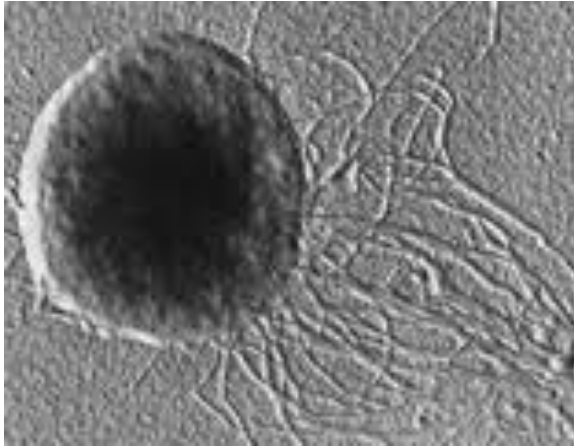


Рисунок 1.2 - Гетеротрофний мікрокок морських, солонуватих (перехідних) і прісних водойм *Nitrospira moscoviensis* (*Nitrospirales, Nitrospiraceae*) [27]

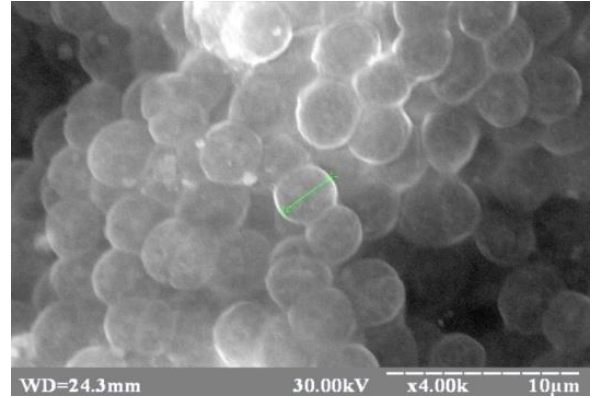


Рисунок 1.3 - Фототрофний мікрокок – збудник «цвітіння» прісних водойм – ціанобактерія *Microcystis aeruginosa* (*Chroococcales, Chroococcophyceae*) [28]

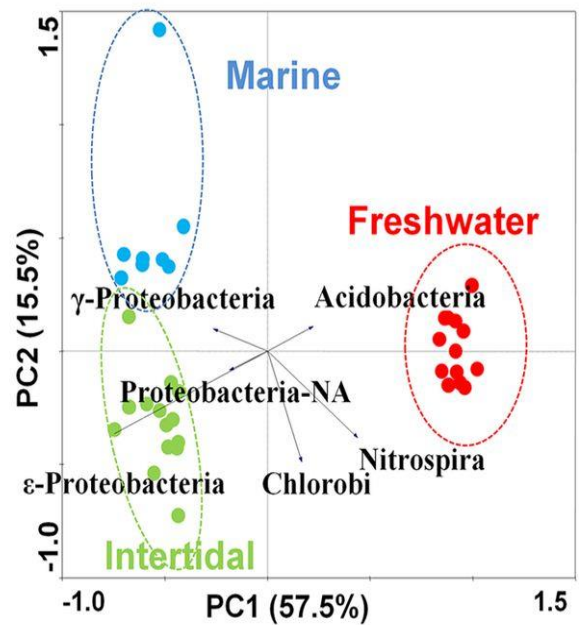
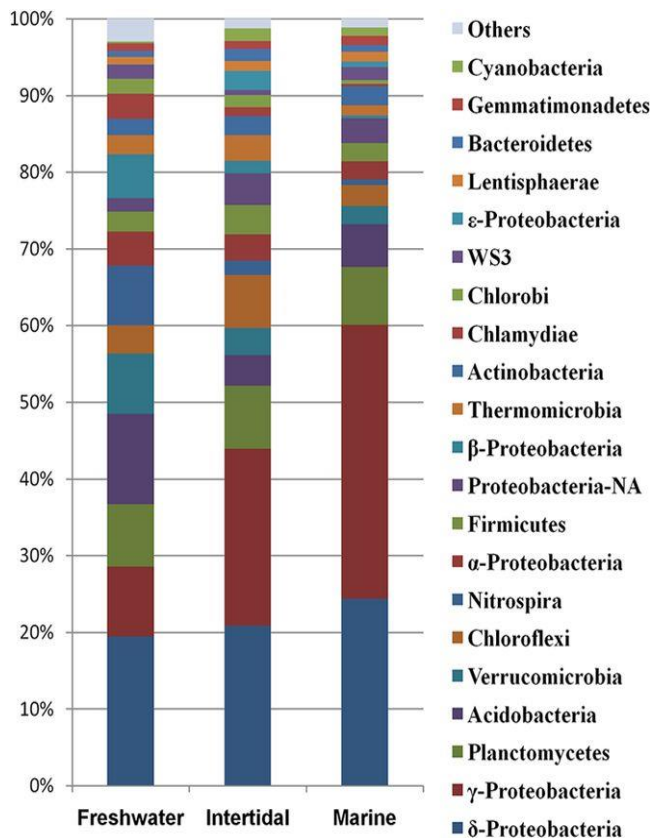


Рисунок 1.4 - Поширення різних таксономічних груп бактерій у прісних, морських і перехідних водоймах [25]

Через те, що ціанобактерії – фотосинтетичні та водні (головним чином планктонні) мікроорганізми, їх часто ще називають «синьо-зеленими водоростями» (СЗВ). Для існування та розвитку ціанобактерії не потребують вітамінів. Вони можуть використовувати сполуки фосфору та мікродобавки таких елементів як залізо, сірка, цинк, мідь, манганум, кобальт, молібден, а також нітрати чи амоніак як джерело азоту. Більшість їх видів є фототрофами, проте деякі нитчасті види можуть рости у темряві, використовуючи деякі вуглеводи (глюкозу або сахарозу) як джерело енергії. Комплекс взаємопов'язаних, здебільшого абіотичних факторів складає оптимальні умови розвитку ціанобактерій. Питанням факторів впливу на розвиток ціанобактерій на прикладі ціанобактерій із родів *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Planktothrix* обіймалася велика кількість дослідників [29].

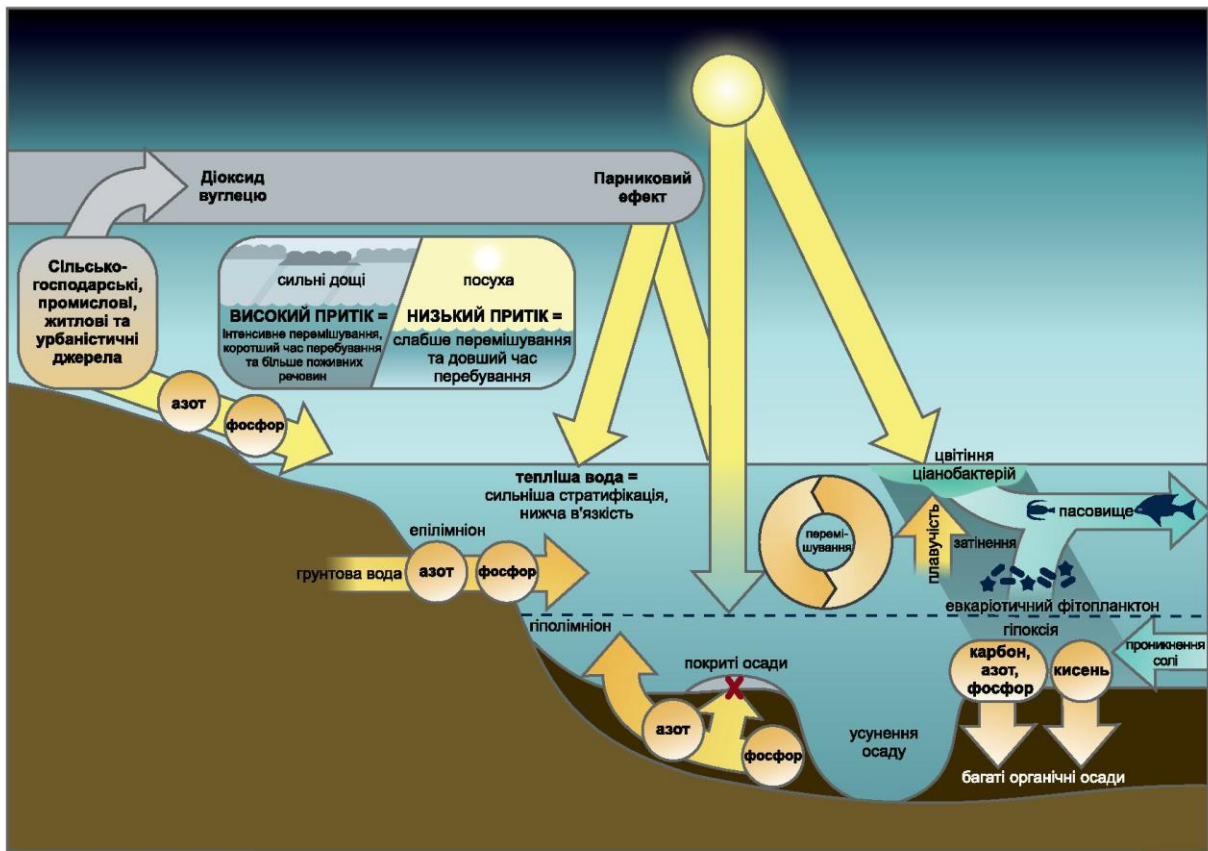


Рисунок 1.5 - Концептуальна модель факторів впливу на розвиток ціанобактерій [30]

Серед інших факторів, що формують умови розвитку ціанобактерій, вони сконцентрували увагу у своїх дослідженнях на солоність, температуру, рН, освітлення, гідродинаміку середовища. На рис. 1.5. зображено концептуальну модель факторів, які впливають на життєвий цикл ціанобактерій, розроблену Перлом *et al* у 2011 році [30].

Ця модель включає температуру, ламінарні умови в середовищі розвитку, експозицію перебування ціанобактерій в середовищі, постачання карбону (С), нітрогену (N) та фосфору (P) від джерел техно- й агрогенного забруднення.

**1.1.3. Рослини.** Рослини (*Phytobiota*) – царство еукаріотних автотрофних (фотосинтезуючих) одно-, або багатоклітинних організмів; одна із основних груп органічного світу на Землі. За морфо - анатомічною будовою та складністю функціонування рослини поділяють на нижчі з недиференційованим тілом – таломом (водорості, деякі моховидні, лишайники) та вищі, тіло яких диференційоване на корінь, стебло, листки. На спорові (мохо-, хвощо-, плауно- та папоротевидні) й насінні (голо- та покритонасінні), в свою чергу, поділяють вищі рослини [31].

Існує близько 500 тис. видів сучасних рослин, що відіграють надзвичайно важливу роль у природі: вони створюють сприятливі умови існування для представників тваринного світу і людини, утворюють флору та рослинний покрив Землі, оскільки є первинними продуцентами органічної речовини.

Водорості (*Rhodobionta et Phycobionta*) – група відділів нижчих (сланевих) одноклітинних, багатоклітинних та колоніальних автотрофних, хлорофілоносних рослин із двох підцарств рослин. Відомо понад 35 тис. видів, більшість з яких є облігатними гідробіонтами (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 - Класифікація мікроводоростей за Андерсом, Ральфом, Левіном [32]

<b>Відділ</b> (тип хлорофілу)	<b>Клас</b>	<b>Рід</b>
<b><i>Rhodophyta</i></b> («a» + «d»)	<i>Rhodophyceae</i>	<i>Bangia, Chondrus, Corallina, Gelidium, Palmaria, Gracilaria, Porphyra, Rhodymenia et al.</i>
<b><i>Chromophyta</i></b> («a» + «c»)	<i>Bacillariophyceae</i>	<i>Cyclotella, Thalassiosira, Bacillaria, Navicula, Nitzschia et al.</i>
	<i>Chrysophyceae</i>	<i>Chrysamoeba, Chrysocapsa, Lagynion, Ochromonas, Bicosoeca, Chrysochromulina et al.</i>
	<i>Phaeophyceae</i>	<i>Ascophyllum, Ectocarpus, Fucus, Laminaria, Macrocystis, Postelsia, Sargassum et al.</i>
	<i>Raphidophyceae</i>	<i>Chattonella, Gonyostomum, Heterosigma, Psammomonas, Vacuolaria et al.</i>
	<i>Xanthophyceae</i>	<i>Botrydium, Bumilleriopsis, Tribonema, Vaucheria et al.</i>
	<i>Cryptophyceae</i>	<i>Chilomonas, Cryptomonas, Falcomonas, Plagioselmis, Rhinomonas, Teleaulax et al.</i>
	<i>Dinophyceae</i>	<i>Ceratium, Dinophysis, Gonyaulax, Gymnodinium, Noctiluca, Peridinium et al.</i>
<b><i>Chlorophyta</i></b> («a» + «b»)	<i>Chlorophyceae</i>	<i>Chlamydomonas, Chlorella, Dunaliella, Oedogonium, Desmidium, Volvox, Acetabularia, Caulerpa, Monostroma et al.</i>
	<i>Prasinophyceae</i>	<i>Micromonas, Ostreococcus, Pyramimonas et al.</i>
	<i>Charophyceae</i>	<i>Chara et al.</i>
<b><i>Euglenophyta</i></b>	<i>Euglenophyceae</i>	<i>Colacium, Euglena, Eutreptiella, Phacus et al.</i>

Вищі водні рослини (макрофіти) – група порядків здебільшого класу однодольних (*Liliopsida*) підцарства *Embriobionta* – найбільш високоорганізовані листостеблові рослини, онтогенез яких відбувається у водному середовищі-гідрофіти (рис. 1.6) і гідатофіти. У прісноводних біогідроценозах і морських екосистемах, взаємодія водних рослин із бактеріями має важливе значення для низки екологічних процесів, що відбуваються (зокрема самоочищення води, фіксація азоту, денітрифікація, окиснення аміаку тощо) [33].

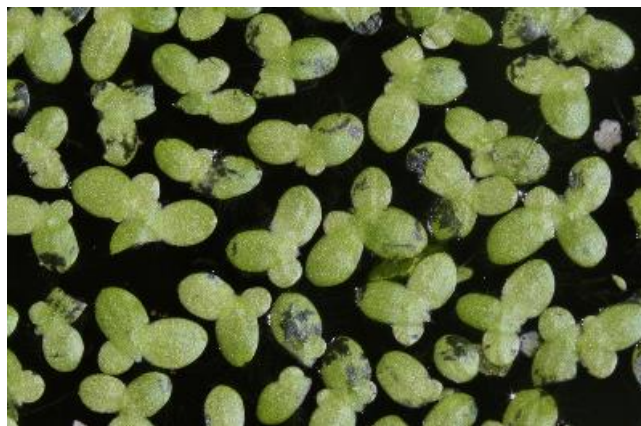


Рисунок 1.6 - Типовий гідрофіт прісних біогідроценозів *Lemna minor* (*Alismatales, Liliopsida*) [34].

**1.1.4. Гриби.** Гриби (*Mycobiota*) – царство гетеротрофних, еукаріотних організмів (близько 100 тис. видів поширених на всій земній кулі). Живляться органічними речовинами осмотично (адсорбтивне живлення), дістаючи їх з неживого субстрату – сапротрофи, або з живих організмів – паразити [35].

Утворюючи мікоризу, деякі види грибів перебувають у симбіозі з водоростями (лишайники) та деревними рослинами. Вегетативне тіло складається із системи тонких розгалужених гіф, тобто міцелію (грибниці). Клітини грибів одно-, дво- або багатоядерні. Клітинна стінка гіф щільна, на 80–90 % складається з полісахаридів, основним з яких у переважної більшості грибів є хітин, а у ооміцетів – целюлоза. Здатність утворювати плодові тіла, що розвиваються з вегетативного міцелію є важливою ознакою вищих грибів

(сумчастих і базидіоміцетів). Розмноження – нестатеве (вегетативне) і статеве. У деяких грибів відомо й брунькування (дріжджі). Поділ грибів на відділи: справжні гриби (*Eumycota*), водні гриби (*Oomycota*), слизовики (*Mucromycota*) та лишайники (*Lichenes*). Серед грибів переважають наземні мікроорганізми, але є деякі види, що поширені у водних екосистемах [24].

**1.1.5. Тварини.** Тварини (*Zoobiota*) – царство гетеротрофних одно- або багатоклітинних організмів. Відсутність целюлозної клітинної стінки характерна для клітин усіх тварин, крім покривників. Здатні рости до певного віку, за винятком алігаторів і черепах. У процесі еволюції будова та функції багатоклітинних тварин ускладнювались: виникли тканини, органи та їх системи, пристосування, що забезпечують сталість внутрішнього середовища (гомеостаз); розвинулись спеціальні складні форми поведінки тощо. Відомо близько 1,5 млн. видів тварин, що існують в наш час, серед них понад 1 млн. комах. Багато представників безхребетних (найпростіші, кишковопорожнинні, молюски, членистоногі тощо) і хребетних (хордові) тварин, належить до первинних і вторинних гідробіонтів [36].

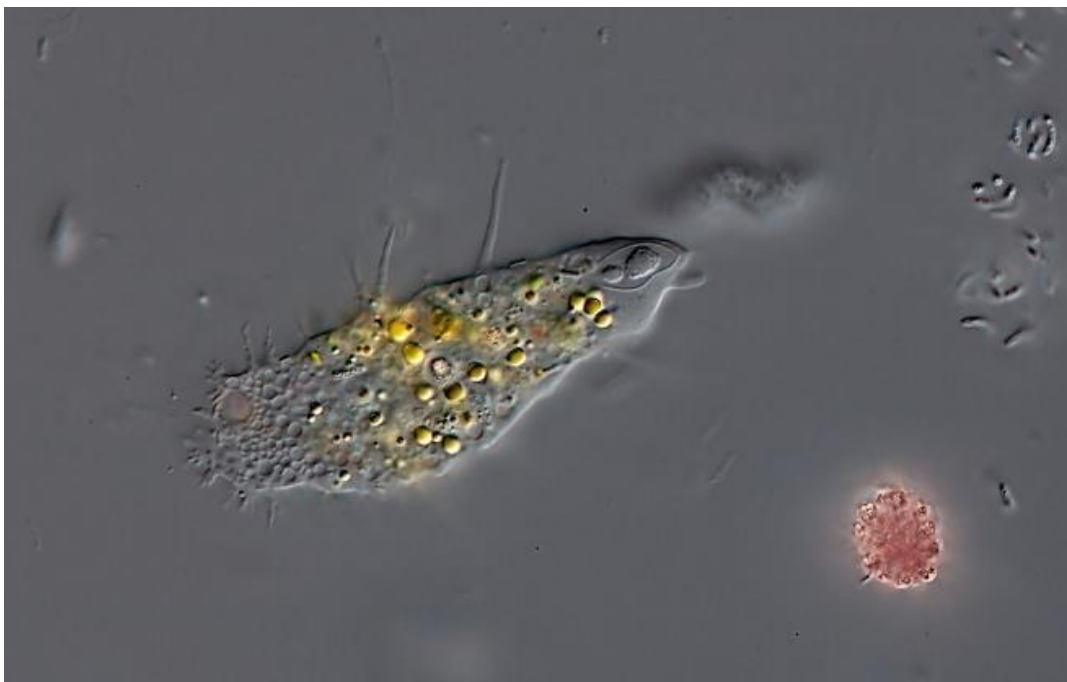


Рисунок 1.7 - Прісноводна бентосна амеба мулових відкладень *Mastigamoeba aspera* (*Pelobiontida*, *Sarcodina*)



Найпростіші (*Protozoa*) – тип одноклітинних тварин (розміри 2–200 мкм), тіло яких складається з цитоплазми (поділяється на ектоплазму та ендоплазму), псевдоподій (тимчасових утворів ектоплазми) і розташованих в ендоплазмі ядра і органел, які діляться на п'ять класів: саркодові (рис. 1.7), різоподи, радіолярії, сонячники і зоомастигінні [24].

За допомогою травних вакуоль, виділення та газообмін – через скоротливі вакуолі або поверхню тіла відбувається травлення. Розмножуються здебільшого поділом. За несприятливих умов здатні утворювати цисти. Понад 30 тис. видів (в Україні – близько 1,5 тис.) поширених у всьому світі.

## **1.2 Особливості реалізації метаногенезу для утилізації рослинної сировини**

Отримання біогазу та біодобрих із органічних відходів ґрунтується на властивості відходів виділяти біогаз в процесі розкладу в анаеробних, тобто безкисневих умовах. Процес відбувається в три етапи у результаті розкладу органічних речовин двома основними групами мікроорганізмів – кислотними та метановими і носить назву метанового зброджування [37].

Метаносинтезуючі бактерії є головними, із великої кількості мікроорганізмів, які слугують процесу виробництва біогазу. Цей процес розділений на три стадії: гідроліз, окиснення та формування метану [38].

На першій стадії (гідроліз) органічна речовина ферментується позаклітинними ферментами (клітковина, амілаза, протеаза та ліпаза). Бактерії розкладають довгі ланцюги складних вуглеводів – протеїни та ліпіди – в більш короткі ланцюги.

У другій стадії синтезу біогазу приймають участь кислотопродукуючі бактерії, які розкладають складні органічні сполуки (білки, жири, вуглеводи) в більш прості сполуки. В зброджувальному середовищі виникають первинні продукти бродіння – жирні кислоти, нижчі жири, водень, оксид вуглеводу,

оцтова та мурашина кислоти та інші, вони є джерелом харчування для метаносинтезуючих бактерій, які перетворюють органічні кислоти в біогаз.

У третій стадії, розкладаються сполуки із низькою молекулярною вагою. Вони утилізують водень, вуглекислоту та оцтову кислоту. Метаноформуєчі бактерії існують за наявності анаеробних умов (під водою, в болотах) в нормальних природних умовах. Інтенсивність газовиділення залежить від умов, які створюються для життєдіяльності метаноформуєчих бактерій, оскільки вони дуже чутливі до змін в навколишньому середовищі.

У симбіозі взаємодіють метано- та кислотоформуєчі бактерії. З однієї сторони, кислотоформуєчі бактерії створюють атмосферу із ідеальними параметрами для метаноформуєчих бактерій (анаеробні умови, хімічні структури із низькою молекулярною вагою). З другої сторони, метаноформуєчі мікроорганізми використовують проміжкові сполуки бактерій, які синтезують кислоти. Якби не відбувалось цієї взаємодії, в реакторі б розвивалися неправильні умови існування, які не відповідають умовам для діяльності обох типів мікроорганізмів.

**1.2.1 Параметри та оптимізація процесу зброджування.** Метано- та кислотоформуєчі бактерії зустрічаються у природі повсюди, здебільшого в екскрементах тварин. Наприклад, в травних системах крупного рогатого скоту є повний набір мікроорганізмів, необхідних для бродіння гною, а сам процес метанового зброджування починається ще зі шлунку. Часто гній крупного рогатого скоту застосовують як сировину, для початку процесу бродіння достатньо забезпечити такі умови [39]:

- Регулярне перемішування;
- Відсутність інгібіторів процесу;
- Вибір правильної вологості сировини;
- Підтримку анаеробних умов в реакторі;
- Виконання температурного режиму;
- Доступність поживних речовин для бактерій;

- Вибір правильного часу зброджування та своєчасне завантаження та вивантаження сировини;
- Дотримання кислотно-лужного балансу;
- Моніторинг співвідношення складу вуглеводу та азоту.

Для ефективної роботи біогазової установки і підтримання стабільності процесу зброджування сировини всередині реактора необхідно періодичне перемішування.

Головними цілями перемішування є:

- Вивільнення виробленого біогазу;
- Перемішування свіжого субстрату і популяцій бактерій;
- Запобігання формуванню кірки та осаду;
- Запобігання утворенню секторів з різною температурою всередині реактора;
- Запобігання формування пустот та скупчень, які зменшують ефективну площу реактора;
- Забезпечення рівномірного розподілення популяцій бактерій.

Вибираючи необхідні спосіб та методику перемішування, слід враховувати, що процес зброджування є симбіозом між різноманітними штамами бактерій, тобто бактерії одного виду можуть харчуватись іншими. В процесі подальшого розвитку, із виникненням розвинутого суспільства бактерій, процес ферментації стає непродуктивним до того, як виникає нове суспільство бактерій [40]. Тому занадто часто або довго та інтенсивно перемішувати сировину шкідливо. Рекомендується перемішувати сировини через кожні 4-6 годин.

Органічна маса, що зброджується, не повинна містити речовин (антибіотики, розчинювачі і т.п.), які негативно впливають на життєдіяльність мікроорганізмів. Заважають «діяльності» мікроорганізмів і деякі неорганічні сполуки, тому не можна, наприклад, використовувати для розбавлення сировини воду, яка залишилась після прання синтетичними мийними засобами.

Безперешкодний обмін речовин в сировині є основою для високої активності бактерій. Це можливо тільки у тому випадку, коли в'язкість сировини допускає вільне переміщення бактерій та газових бульбашок між рідиною і твердими частинками, що містяться в ній.

Тверді частинки зумовлюють формування осаду. Більш легкі матеріали формують кірку, піднімаючись на поверхню сировини, що приводить до зменшення газоутворення. Рекомендуються ретельно подрібнювати рослинні залишки перед завантаженням в реактор – солому, об'їдки та інші і прагнути до відсутності твердих частинок в сировині.

Вміст сухих речовин визначається вологістю сировини. За вологості 70% в сировині міститься 30% твердих речовин. Вологість сировини, яка завантажується в реактор установки, повинна бути не менше 85% з зимовий час і 92% в літній час. Для досягнення правильної вологості сировину зазвичай розбавляють гарячою водою в кількості, яка визначається за формулою:

$$OB = N((V_2 - V_1) : (100 - V_2)) \quad (1.1)$$

де  $N$  – кількість сировини, що завантажується,  $V_1$  – початкова вологість сировини,  $V_2$  – необхідна вологість сировини,  $OB$  – кількість води в літрах.

Таблиця 1.2. Кількість води для досягнення необхідної вологості на 100 кг сировини [41]

Необхідна вологість	Початкова вологість сировини						
	60%	65%	70%	75%	80%	85%	90%
85%	166 л	133 л	100 л	67 л	33,5 л	-	-
92%	400 л	337 л	275 л	213 л	150 л	87,5 л	25 л

В таблиці 1.2. приводиться необхідна кількість води для розбавлення 100 кг сировини до 85% і 92% вологості.

Для життєдіяльності метаноформуєчих бактерій в реакторі біогазової установки повинен бути відсутнім доступ кисню, тому необхідно слідкувати за герметичністю реактора.

Підтримка оптимальної температури є одним із важливих факторів процесу зброджування [42]. В природних умовах, формування газу відбувається за температур від 0°C до 97°C, проте із урахуванням оптимізації процесу переробки органічних відходів для отримання біогазу та біодобрив виділяють три температурних режими:

- Психофільний - до 20-25°C;
- Мезофільний - від 25°C до 40°C;
- Термофільний - вище 40°C.

Ступінь бактеріологічного виробництва метану збільшується зі зростанням температури. Проте оскільки кількість вільного аміаку також збільшується зі зростанням температури, процес зброджування може сповільнитись. В середньому біогазові установки без підігріву реактора демонструють задовільну продуктивність тільки за середньорічної температури близько 20°C або вище чи коли середня денна температура досягає хоча б 18°C. За середніх температур 20-28°C виробництво газу непропорційно збільшується. Якщо ж температура біомаси менше 15°C, вихід газу буде такий низький, що біогазова установка без теплоізоляції і підігріву перестає бути економічно вигідною [43].

Інформація щодо оптимального температурного режиму різноманітна для різних видів сировини, проте на основі багатьох емпіричних даних, оптимальною температурою для мезофільного режиму є 34-37°C, а для термофільного - 52-54°C. Психофільний температурний режим зберігається в установках без підігріву, в яких відсутній контроль за температурою. Найбільш

інтенсивне виділення біогазу в психофільному режимі відбувається за температури 23°C.

Процес біометаногенезу дуже чутливий до змін температури [44]. Ступінь цієї чутливості в свою чергу залежить від температурних рамок, в яких відбувається переробка сировини. В процесі ферментації можуть бути допустимі зміни температури в межах:

- Психофільний температурний режим  $\pm 2^\circ\text{C}$  в годину;
- Мезофільний температур режим  $\pm 1^\circ\text{C}$  в годину;
- Термофільний температурний режим  $\pm 0,5^\circ\text{C}$  в годину;

До переваг термофільного процесу зброджування відносяться: підвищена швидкість розкладу сировини і, відповідно, більш високий вихід біогазу, а також практично повна ліквідація хвороботворних бактерій, що містяться у сировині.

Недоліком термофільного розкладу є: велика кількість енергії, яка необхідна на підігрів сировини в реакторі, чутливість процесу зброджування до мінімальних змін температури і дещо менш низька якість отриманих біодобрих.

У мезофільному режимі зброджування зберігається високий амінокислотний склад біодобрих, проте знезаражування сировини не таке повне, як в процесі реалізації термофільного режиму.

Для росту та життєдіяльності метанових бактерій необхідний вміст в сировині органічних та мінеральних поживних речовин. В додаток до вуглецю та водню створення біодобрих потребує достатньої кількості азоту, сірки, фосфору, магнію, кальцію, калію та деяких мікроелементів – марганцю, молібдену, заліза, кобальту, цинку, нікелю, вольфраму, селену та інших. Звичайна органічна сировина – гній тварин – містить достатню кількість вищевказаних елементів.

Для визначення оптимальної температури зброджування користуються терміном «цикл реактора». Цикл реактора – це той час, на протязі якого свіжа сировина, що завантажується до реактора, піддається обробці, та вивантажується із реактора.

Для систем із неперервним завантаженням сировини середня тривалість збродження визначається відношенням об'єму реактора до щоденного об'єму сировини, що завантажується до реактора. На практиці тривалість циклу реактора обирають в залежності від температури збродження і складу сировини в таких інтервалах:

- Психофільний температурний режим: від 30 до 40 і більше діб;
- Мезофільний температурний режим: від 10 до 20 діб;
- Термофільний температурний режим: від 5 до 10 діб.

Добова доза завантаження сировини визначається часом циклу реактора і збільшується зі зростанням температури у реакторі [45]. Якщо час циклу реактора складає 10 діб, то добова частка завантаження буде складати 1/10 від загального об'єму завантаженої сировини. Якщо час циклу реактора складає 20 діб, то добова частка завантаження буде складати 1/20 від загального об'єму сировини, що завантажується. Для установок, що працюють в термофільному режимі, частка завантаження може складати до 1/5 від загального об'єму завантаження реактора.

Вибір часу збродження залежить також і від типу сировини, що переробляється. Для завантаження різних видів сировини, що переробляються в умовах мезофільного температурного режиму, час, за який виділяється найбільша частина біогазу, рівний приблизно:

- Рідкий гній великої рогатої худоби: 10-15 днів;
- Рідкий свинячий гній: 9-12 днів;
- Рідкий курячий гній: 10-15 днів;
- Гній, змішаний із рослинними відходами: 40-80 днів.

Бактерії, які продукують метан, найбільш за все пристосовані до існування в нейтральних та трохи в лужних середовищах. Під час процесу метанового збродження другий етап синтезу біогазу є активною фазою діяльності кислотних бактерій. В цей час рівень рН знижується, тобто середовище стає більш кислим.

Проте у випадку нормального ходу процесу життєдіяльність різноманітних груп бактерій у реакторі проходить однаково ефективно і кислоти переробляються метановими бактеріями [46]. Коливання рН в оптимальних умовах складатимуть від 6,5 до 8,5, в залежності від сировини.

Одним із найбільш визначних факторів, який впливає на процес метанового зброджування, є співвідношення азоту та вуглецю в сировині, яка переробляється (таблиця 1.3). За умови, що співвідношення C/N занадто велике, нестача азоту буде слугувати фактором, який зумовлює обмежений процес метанового бродіння. Якщо співвідношення буде занадто малим, тоді буде утворюватись велика кількість аміаку, який стане токсичним для бактерій.

Таблиця 1.3. Склад азоту і співвідношення складу вуглецю і азоту для рослинної сировини [37,47]

Біоферментуючий матеріал	Азот N, %	Співвідношення C/N
Кукурудзяні качани	1,2	56,6
Солома зернових	1,0	49,9
Пшенична солома	0,5	100-150
Кукурудзяна солома	0,8	50
Вівсяна солома	1,1	50
Соя	1,3	33
Люцерна	2,8	16,6-17
Буряковий жом	0,3-0,4	140-150
Трава	4	12
Тирса	0,1	200-500
Опавші листя	1,0	50



Мікроорганізми потребують як азоту, так і вуглецю для амісіляції в їх клітинну структуру. Різноманітні експерименти продемонстрували: вихід біогазу найбільший при рівні співвідношення вуглецю і азоту від 10 до 20, де оптимальним значенням є коливання в залежності від типу сировини. Практикується змішування сировини для досягнення високої продукції біогазу.

**1.2.2. Використання біогазу.** Застосування біогазу - це його перетворення в джерело теплової, механічної чи електричної енергії. Проте великі біогазові установки можна використовувати і для створення виробництв отримання цінних хімічних продуктів. Склад біогазу представлений в таблиці 1.4.

Таблиця 1.4 - Усереднений склад біогазу [41]

Характеристики	Компоненти біогазу					Біогазова суміш( $CH_4$ –60%, $CO_2$ -40%)
	$CH_4$	$CO_2$	$H_2$	$H_2S$	$N_2$	
Частка об'ємна, %	55-70	20-44	1	1	<3	100
Об'ємна теплота спалювання, МДж/м <sup>3</sup>	35,8	-	10,8	22,8	-	21,5
Межа займистості (склад у повітрі), %	5-15	-	4-30	4-45	-	5-12
Температура займання, °С	+65 +750	-	+585	-	-	+650 +750
Густина, г/л	0,72	1,98	0,9	1,54	-	1,2

Одними із головних засобів, на яких використовують біогаз – це газоспалюючі пристрої, які продукують енергію, що застосовують для освітлення, опалювання, для роботи водонагрівачів, газових плит, постачання до цехів кормоприготувань, інфрачервоних випромінювачів та двигунів внутрішнього згорання.

Найелементарнішим методом використання є спалювання біогазу в газових пальниках, за рахунок того, що до них під низьким тиском із газгольдеру можна підводити газ, проте більш всього застосування біогазу набуло ефективного використання для отримання електричної та механічної енергії.

Основою більшості побутових приборів, що застосовують біогаз, є газовий пальник. Здебільшого, застосовуються пальники атмосферного типу, які працюють на попередньо змішаному із повітрям біогазі [48]. Кількість спожитого газу складно порахувати заздалегідь, тому конструкція та налаштування пальників повинні визначатися для кожного випадку шляхом експериментального дослідження.

Для запалювання біогаз потребує менше кисню в порівнянні із іншими газами. Відповідно до цього, звичайні газові прилади потребують більш широких жиклерів для проходження біогазу. Для спалювання одного літру біогазу необхідно 5,7 л повітря, для пропану – 23,8 л, бутану – 30,9 л.

Трансформація та пристосування стандартних пальників встановлюється на основі аналізу даних експериментальних досліджень. У відношенні до найбільш розповсюджених побутових приладів, які пристосовані для використання пропану та бутану, слід зазначити, що ці газу володіють теплотворною здатністю майже у три рази більшою, ніж біогаз, та дають вдвічі більше полум'я.

Модифікація горілок на роботу на біогазі завжди призводить до більш низького рівня роботи приладів. Необхідні практичні засоби для переобладнання горілок вимагають:

- Збільшення жиклерів для проходження газу в 2-4 рази;
- Зміна об'єму подачі повітря.

Широкого розповсюдження в сільському господарстві для отримання необхідних температур для вирощування молодняку, наприклад, поросят та курчат, в обмеженому просторі, набули випромінюючі нагрівачі. Для прикладу,

необхідна температура поросяттам починається зі 30-35°C у перший тиждень їх життя, пізніше йде повільне зменшення до 18-23°C в четвертий та п'ятий тижні.

Головний принцип регулювання температури за допомогою нагрівачів у приміщенні полягає, як правило, в опусканні або піднятті обігрівача. Для запобігання поширення  $CO$  та  $CO_2$  необхідно обладнати приміщення хорошою вентиляцією. Відповідно, приміщення має знаходитись під постійним наглядом. Температура перевіряється інтервалами, кожні кілька годин. Обігрівачі для поросят та курчат споживають 0,2-0,3 м<sup>3</sup> біогазу в годину.

Обігрівачі, що випромінюють тепло, реалізують інфрачервоне випромінювання через керамічний об'єкт (тіло), який може нагріватись до ярко-червоного стану за температури 900-1000°C полум'ям. Обігрівача можливість випромінюючого обігрівача визначається об'ємом газу на чисту теплотворну можливість, так як 95% енергії біогазу синтезується в тепло. Вихід теплової енергії від маленьких нагрівачів складає орієнтовно від 1,5 до 10 кВт теплової енергії [49].

Випромінюючі нагрівачі, які використовують біогаз, повинні завжди бути обладнані запобіжником, що зупиняє поступання біогазу в випадку зниження або різкого перепаду температури, тобто у випадку, коли газ не спалюється.

Перед тим як використовувати газові плити пальники повинні бути чітко відрегульовані для досягнення таких факторів:

- Полум'я повинно самовільно стабілізуватись. Це означає, що ділянки пальника повинні самостійно підпалюватись на протязі 2-3 секунд.
- Полум'я повинно мати відтінки блакитного кольору та бути компактним.

Газові пальники, що використовуються споживають 0,2-0,45 м<sup>3</sup> біогазу в годину, на той час як промислові – від 1 до 3 м<sup>3</sup> біогазу в годину. Необхідний об'єм газу, що необхідний для приготування їжі, може бути визначений на основі часу, який використовується для її приготування.

### 1.3. Перспективні напрямки утилізації дигестату

Дигестат – це продукт біоконверсії органічних матеріалів у процесі метанового бродіння, в результаті чого комплексна органічна речовина розпадається до більш простих органічних сполук, мінералізованих речовин, мікробної біомаси та біогазу. Спочатку дигестат поділяють на тверду і рідку фракції. Розподіл елементів живлення в твердій та рідкій фракції дигестату після сепарації приведений на рис. 1.8. До речі, рН таких добрив має оптимальні для ґрунту показники – від 6,8 до 7,5.

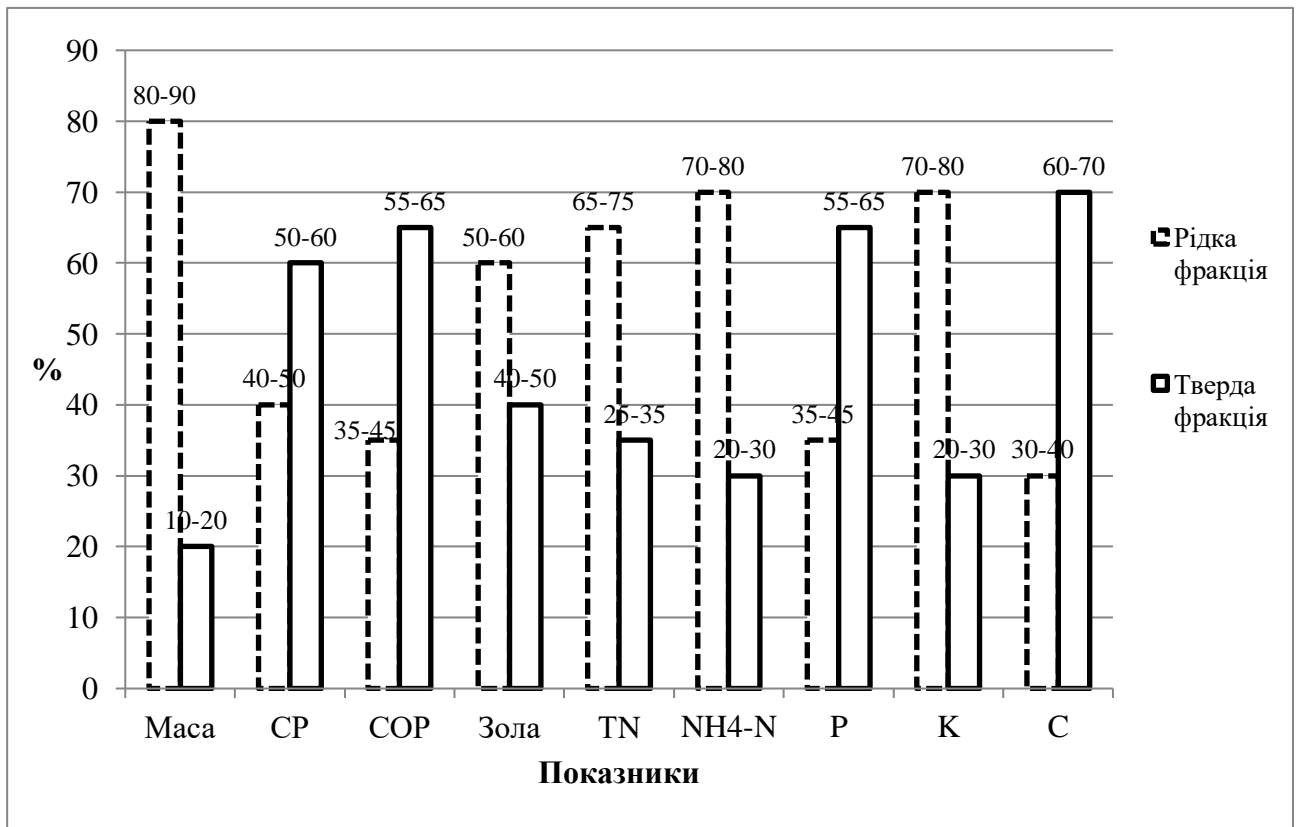


Рисунок 1.8 – Розподіл елементів живлення в твердій та рідкій фракції дигестату

Далі технології виробництва добрив різні (таблиця 1.5).

Таблиця 1.5 – Основні методи обробки дигестату та їх застосування

Групи методів	Основний метод	Застосування
Концентрування	Сушіння та гранулювання твердої фази	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Розширення можливості комерціалізації;</li> <li>• зниження витрат на транспортування та внесення</li> </ul>
	Випаровування рідкої фракції (атмосферне, вакуумне)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Зменшення (до 50%) об'єму рідкого дигестату;</li> <li>• зниження витрат на транспортування та внесення.</li> </ul>
	Фільтрація рідкої фракції (мікро-, ультра-, нано- фільтрація, зворотній осмос)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Концентрування дигестату у рідкій формі;</li> <li>• виробництво струвіту;</li> <li>• зниження витрат на транспортування та внесення.</li> </ul>
Виділення окремих сполук	Віддувка аміаку з рідкої фракції (повітрям, паром)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Використовується для зниження вмісту азоту в дигестаті при внесенні його в поля або поверненні в процес зброджування;</li> <li>• похідним продуктом є сульфат амонію (або аміачна вода).</li> </ul>
	Осадження струвіту ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) з пермеату після фільтрації	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Виробництво аналогу синтетичних магnezієво-амонієво-фосфатних добрив.</li> </ul>
	Адсорбція/гранулювання у рідкій фракції	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Виробництво концентрованого продукту з рідкої фракції – гранульованого органічного добрива</li> </ul>

Основні переваги та цінності отриманого після анаеробного очищення дигестату:

- 1- містить органічний вуглець;
- 2- містить комплекс необхідних для рослин макро- та мікроелементів (N, P, K, Mg, S);
- 3- підвищує урожайність сільськогосподарських культур, у порівнянні з мінеральними добривами;
- 4- має високий вміст легкодоступного азоту для рослин (60-80% вмісту азоту загального);
- 5- оптимальне для ґрунту співвідношення C:N = 20...30;
- 6- оптимальне для ґрунту значення показника рН 6,8...7,5;
- 7- містить активні популяції бактерій, що сприяють розпаду органіки в ґрунті.

Описані вище цінності вказують на перспективність використання дигестату, як високоякісного органічного добрива для рослин.

#### **1.4. Цілі та завдання досліджень**

Мета роботи - підвищення рівня екологічної безпеки гідросфери застосуванням для очищення поверхневих та стічних вод методу розімкнутого біологічного конвеєра.

Задачі, що розв'язувались для досягнення поставленої мети:

- запропонувати концепцію розімкнутого біологічного конвеєра із комплексною утилізацією продуктів очищення водних середовищ;
- дослідити життєвий цикл гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра;
- провести аналітичний огляд та перспективу застосування різних видів гідробіонтів у технології розімкнутого біологічного конвеєра;
- дослідити оптимальні умови збору та концентрування нарощеної біомаси у технології розімкнутого біологічного конвеєра;

- дослідити перспективні методи попередньої підготовки нарощеної біомаси гідробіонтів перед реалізацією процесу метаногенезу;
- дослідити особливості метаногенезу нарощеної біомаси різних видів гідробіонтів;
- встановити перспективні шляхи утилізації дигестату.

## РОЗДІЛ 2

### ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТУ ДОСЛІДЖЕНЬ.

### МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 2.1. Загальна характеристика об'єкту та предмету дослідження

Об'єктом досліджень є процеси біологічного очищення стічних та поверхневих вод із застосуванням концепції розімкнутого біологічного конвеєра. Суттю концепції є організація очищення на ділянках, заселених певним типом гідробіонтів в процесі послідовного перетікання забруднених водних середовищ через ці ділянки (звідки і назва – біологічний конвеєр). І на всіх етапах очищення, на всіх ділянках із гідробіонтами, які є складовими біологічної технології, внаслідок засвоєння гідробіонтами занечищень у їхньому харчовому ланцюгу, утворюється надлишкова біомаса. Суттю розімкнутого біологічного конвеєра є виведення цієї біомаси із технології очищення (звідки і назва «розімкнутий») і її утилізація. Утилізації нарощеної біомаси гідробіонтів в технології очищення стічних та поверхневих вод за методом біологічного конвеєра і складає предмет досліджень.

Утилізація може проводитись у агротехнологіях в ланцюгах живлення тварин або як елементів живлення в створенні нових видів компості, органічних чи органо-мінеральних добрив, у технологіях синтезу енергоносіїв. На нашу думку перспективним є двохетапний підхід для утилізації біомаси: на 1 етапі використання її як складової сировинної суміші для синтезу енергоносіїв (біогазу), на другому етапі – утилізація дигестату (залишку після біорозкладу) у агротехнологіях. Ці аспекти і служили предметом досліджень, описаних нижче. Без реалізації процесу утилізації надлишкової біомаси неможливий розвиток методу біологічного конвеєра взагалі, тому дослідження мають важливе значення для розвитку цього перспективного біологічного методу очищення стічних та поверхневих вод взагалі. Стадії життєвого циклу гідробіонтів у



технології розімкнутого біологічного конвейєра детально проаналізовані у 3 розділу, тому тут вони не знайшли відображення і опису.

## **2.2. Методика дослідження концентрування мікроводоростей для подальшої їх утилізації**

Об'єктом дослідження були водні суспензії прісноводних ціанобактерій *Microcystis aeruginosa* з початковою концентрацією клітин мікроводоростей від 200 ppm до 1000 ppm (масових часток за сухою речовиною).

**2.2.1. Методика дослідження концентрування мікроводоростей за допомогою електричного струму.** Для перевірки способу концентрування водної суспензії синьо-зелених водоростей за допомогою електричного струму використовувалась експериментальна установка, яка складалася зі скляної посудини об'ємом 150 мл, у яку поміщалися вертикально два мідних електроди із площею занурення 10 см<sup>2</sup>. Відстань між електродами становила 25 мм. Джерелом живлення служив стабілізатор напруги ПСИП-500, величину сили струму контролювали за допомогою амперметра М2038. Для усунення впливу на експеримент розчинених у воді іонів суспензія синьо-зелених водоростей виготовлялася шляхом розведення концентрованої маси водоростей у дистильованій воді. Під час експерименту проводився забір за допомогою дозатора суспензії об'ємом 1 мл біля середини кожного із електродів для визначення оптичної густини. Оптичну густину визначали за допомогою спектрофотометра СФ-46 на довжині хвилі 450 нм, оскільки у цій області синьо-зелені водорості мають один із максимумів поглинання [50].

**2.2.2. Методика дослідження концентрування мікроводоростей коагуляційно – флокуляційним методом.** Для перевірки способу концентрування водної суспензії синьо-зелених водоростей коагуляційно – флокуляційним методом використовувались промислові коагулянти та флокулянти виробництва компанії P.P.H.U. WĘGLO-STAL (Польща). Загалом пройшли випробування:

- полімер-алюмінієві коагулянти марок PAX-18 та PAX-XL19H;
- флокулянти марок A100 та C494.

Виходячи з якісних результатів попередніх досліджень, із розгляду було виключено флокулянт C494, як такий, що потребує наступного проціджування або мікрофільтрування суспензії.

У досліджувану суспензію (без кавітаційної обробки, чи після проведення кавітаційної обробки) добавлявся відповідний реагентний склад. Умови проведення досліджень приведені в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1. – Умови проведення досліджень концентрування водної суспензії синьо-зелених водоростей коагуляційно – флокуляційним методом

№ реагентного складу	Концентрація реагентів, ppm		
	PAX-18	PAX-XL19H	A100
1	-	-	-
2	10	-	-
3	1	-	-
4	-	10	-
5	-	1	-
6	-	-	10
7	-	-	1
8	10	-	-
9	-	10	1

Як видно із табл.1, для підвищення техніко-економічних показників методу дослідження проводили за умови використання додатків у особливо малих концентраціях. Масові концентрації коагулянтів PAX-18 і PAX-XL19H становили 10 ppm і 1 ppm, а концентрація флокулянта A100 10 ppm та 1 ppm за

його використання без коагулянтів і лише 1 ppm при застосуванні разом з коагулянтами. Виходячи з якісних результатів попередніх досліджень, із розгляду було виключено флокулянт С494, як такий, що потребує наступного проціджування або мікрофільтрування суспензії.

Динаміку процесу загущення суспензії *Microcystis aeruginosa* досліджували за початкової концентрації клітин за сухою речовиною  $C_0=500$  ppm. Вміст сухої речовини у суспензії визначали за стандартним методом.

### **2.3. Методика дослідження попередньої обробки суспендованої біомаси у віброкавітаторі з ціллю збільшення поверхні масообміну**

Для збільшення поверхні масообміну в біомасі, яка в подальшому може використовуватись як сировина для біорозкладу із отриманням біогазу або для екстрагування ліпідів, раціональним є застосування кавітаційної обробки, в результаті якої руйнуються клітинні перегородки і доступність біомаси до масообміну зростає. За результатами досліджень [51,52] запропоновано принципово новий різновид кавітаційної техніки, придатної для продуктивної і високоякісної обробки рідинних середовищ, у тому числі і середовищ із підвищеною, порівняно із водою, в'язкістю. Це устаткування об'єднано спільною назвою «віброрезонансні кавітатори» і їх перевагою є спроможність до обробки значних обсягів рідинних середовищ у неперервному їх потоці. Характерною особливістю віброрезонансних кавітаторів є збурення кавітаційного поля віброуючими деками по всьому поперечному перерізу протічної робочої камери. Дослідження на діючих експериментальних зразках віброрезонансних кавітаторів засвідчили їх придатність для якісної кавітаційної обробки водяних суспензій ціанобактерій з метою вивільнення їх внутріклітинного вмісту. На підставі цих даних із врахуванням специфіки кавітаційної обробки суспензій ціанобактерій було розроблено принципову схему промислового варіанту віброрезонансного кавітатора для гомогенізації біомаси ціанобактерій.

Принципова конструктивна схема віброрезонансного кавітатора для гомогенізації біомаси мікрowodоростей із електромагнітним приводом зображена на рис.2.1.

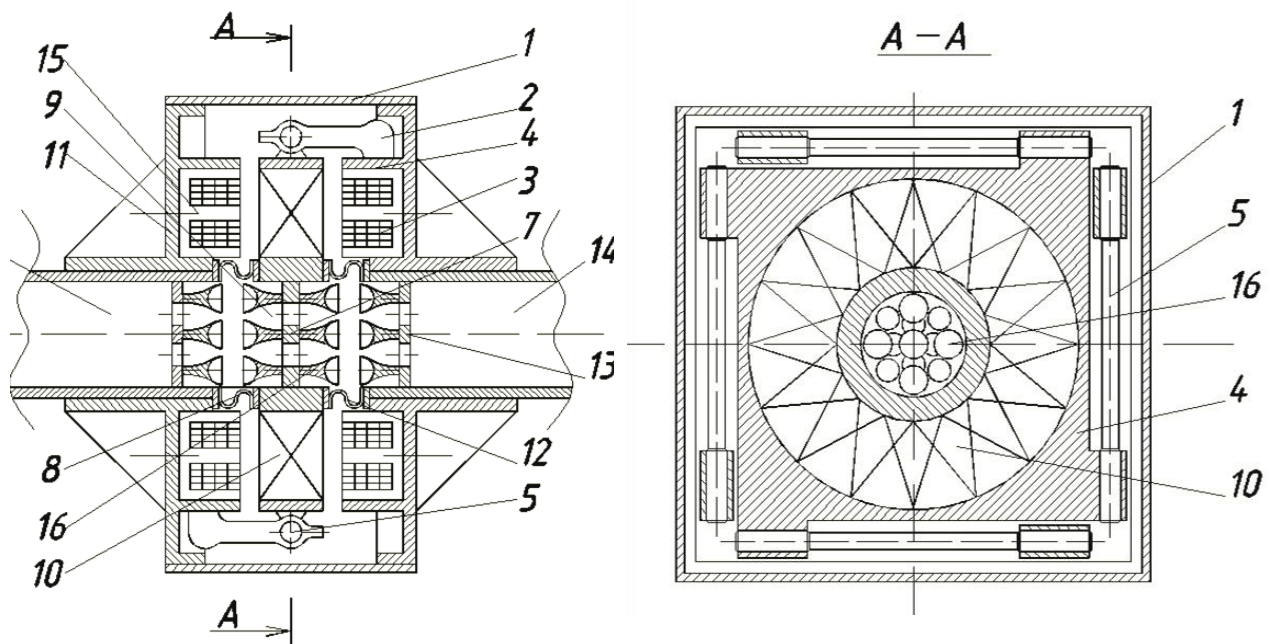


Рисунок 2.1 - Принципова схема віброрезонансного кавітатора із електромагнітним приводом для гомогенізації біомаси ціанобактерій.

До складу віброкавітатора входять завантажувальна 6, робоча 9 та відвідна 14 камери. Робоча камера 9 з'єднана із завантажувальною 6 та відвідною 14 із можливістю відносних переміщень через гнучкі гофри 8 та 12. На робочій камері 9 закріплено набраний із листового заліза кільцевий якорь 10, а камера та якорь через кронштейни 2 та циліндричні пружні стержні 5 з'єднані із закріпленими на трубах завантажувальної 6 та відвідної 14 камер реактивних масах 11. Співвісно якореві 10 до кожної із закріплених на завантажувальній 6 та відвідній 14 камері реактивних мас 11 прикріплено корпус 4 електромагніта.

У корпусі 4 співвісно якореві 10 розташовані кільцевий статор 15 із котушкою обмотки 3. Кожен із статорів 15 із котушкою обмотки 3 та спільним якорем 10 формують два симетрично розміщених відносно якоря 10

електромагніти. Обмотки електромагнітів під'єднані до мережі змінної напруги живлення із зміщенням за фазою, таким чином, що у першому півперіоді синусоїдальної змінної напруги якір притягується до одного із крайніх електромагнітів, а у другому півперіоді - до іншого електромагніту.

Співвісно розташовані статори 15 із котушками обмоток 3 та якір 10 із робочою камерою 9 утворюють кільцевий електромагнітний віброзбудник із двома електромагнітами та спільним якорем. Електромагнітний віброзбудник у поєднанні із прикріпленими до реактивної маси пружними стрижнями 5 формують двомасову резонансну коливну систему. Перша із коливних мас – наповнена оброблюваною рідиною робоча камера 9 із прикріпленням до неї якорем 10 та декою 7, друга – статори 15 із обмотками 3, реактивні маси 11 із масивними трубами завантажувальної 6 та відвідної 14 камер.

До якоря та статора жорстко прикріплені рухома 7 та нерухомі 13 деки із рівномірно розташованими на всій їхній площі отворами для протікання оброблюваної рідини. На коливній деці 7 та закріплених на корпусах статорів нерухомих деках 13 встановлені розвернуті один навпроти другого своїми торцевими поверхнями збурювачі кавітації 16, зовнішня поверхня яких виконана у формі гіперболоїда обертання, а торцева – у вигляді вписаної в гіперболоїд півсфери із радіусом, рівним подвоєному розмаху коливань робочої камери. Мінімальна віддаль між сусідніми розташованими на спільній деці збурювачами кавітації 16 рівна амплітуді коливань робочої камери 9, а віддаль між коливними та нерухомими збурювачами кавітації 16 рівна розмаху коливань деки 7. Від потрапляння сторонніх предметів до коливних систем електромагнітний віброзбудник захищено захисним кожухом 1.

Робота вібраційного електромагнітного кавітатора здійснюється таким чином. Трубою завантажувальної камери 6 в робочу камеру 9 під незначним тиском або самотоком подають оброблювану рідину – водяну суспензію ціанобактерій Одночасно на обмотки 3 котушок електромагнітів із вище відзначеним зміщенням за фазою подають напругу. Електромагніти по чергово

притягують до себе якір 10 із наповненою оброблюваною рідиною робочою камерою 9, прогинаючи при цьому пружні циліндричні стержні 5. Прогин та пружність циліндричних стержнів 5 розраховано таким чином, що вони забезпечують резонансні коливні режими робочої камери 9 та унеможливають співударяння якоря 10 та статорів 15 між собою. Почергове протягування якоря 10 до електромагнітів 15 трансформується у направлені плоскопаралельні коливні переміщення наповненої оброблюваною рідиною робочої камери 9. Ці коливання відбуваються із певними розрахунковими амплітудами та частотою, рівною подвоєній частоті подачі напруги на котушки кільцевих електромагнітних вібробудників. Так за частоти змінної напруги мережі живлення обмоток 3 електромагнітів 50 Гц частота коливань робочої камери 9 становитиме 100 Гц. Разом із коливною робочою камерою 9 плоскопаралельні переміщення здійснює і прикріплена до камери дека 7 із зафіксованими на ній збурювачами кавітації 16.

Саме на такій лабораторній моделі віброкавітатора проводилась попередня обробка суспензії ціанобактерій перед проведенням досліджень екстрагування із них ліпідів та встановлення особливостей кінетики метаногенезу.

На лабораторній моделі описаного вище віброкавітатора, який працював у періодичному режимі, проводилась попередня обробка суспензії ціанобактерій із ціллю руйнування клітинних стінок та вивільнення біомаси у простір доступності для реалізації в подальшому метаногенезу.

Досліди проводили із водою, в яку вводились ціанобактерії, відібрані на Кременчуцькому водосховищі у м. Світловодськ. Перед початком експериментів водорості розбавлялись до вмісту сухої речовини 17,1 г/л, що відповідає реальній концентрації водоростей у місцях скупчення.

У робочу ємність віброкавітатора заливали 1 л модельної суспензії. Час кавітаційної одробки складав 5, 10 та 15 хв. Попередніми дослідженнями встановлено, що метаногенез у ціанобактеріях без будь-якої попередньої обробки біомаси проходить повільно і неефективно, кількість та інтенсивність

отриманого біогазу не дозволяє рекомендувати таку технологію для промислового впровадження. Обробка біомаси більше 15 хв. також неефективна, оскільки не дивлячись на збільшення підводу енергії досягти подальшого збільшення ефективності чи інтенсивності метаногенезу не вдалось. Після віброкавітаційної обробки проба використовувалась в подальшому для дослідження ефективності синтезу біогазу.

#### 2.4. Методика дослідження кінетики метаногенезу

Метою досліджень було встановлення можливості отримання біогазу шляхом анаеробного зброджування біомаси ціанобактерій. Для проведення досліджень була сконструйована установка, яка включала 2 блоки: термостатований блок біорозкладу та блок вловлювання та контролю кількості і якості виділеного біогазу.

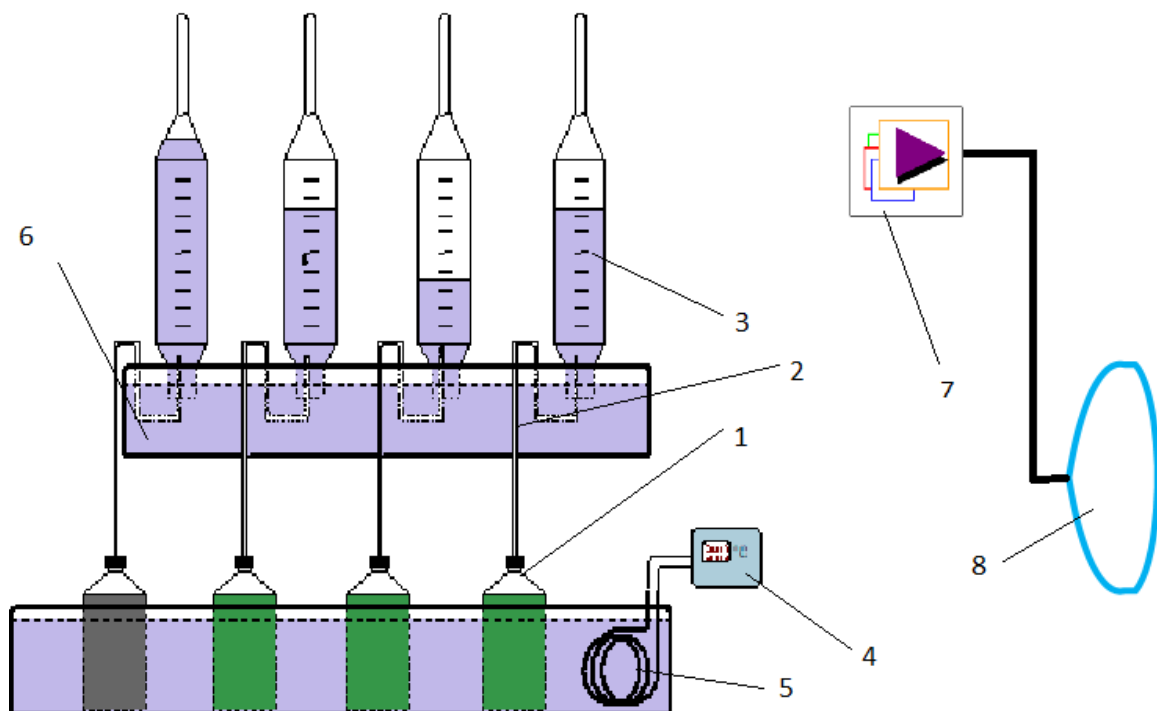


Рисунок 2.2 - Експериментальна установка дослідження процесу отримання біогазу: 1-колба-реактор; 2 – газовідвідні трубки; 3 – градуйовані колби; 4 – система контролю температури; 5 – водяна баня – термостат; 6 – водяна ванна; 7 – вебкамера; 8 – компютер.

Експериментальна установка для дослідження динаміки синтезу біогазу із ціанобактерій представлена на рис. 2.2.

На першому етапі досліджень визначався вміст органічної частини водоростей шляхом спалювання наважки висушених водоростей у печі за  $550^{\circ}\text{C}$  впродовж 15 хв. За результатами досліджень органічна частина складала 94% від загальної маси водоростей.

**2.4.1. Опис конструкції термостатованого блоку біорозкладу.** Для досліджень був сконструйований і виготовлений спеціальний термостат (ТСР-0105-ВМТ), в якому передбачалось автоматичне термостатування до 10 колб-реакторів, в яких проходив метаногенез, а також періодичне перемішування (із заданою періодичністю). Світлина термостату представлена на рис.2.3.

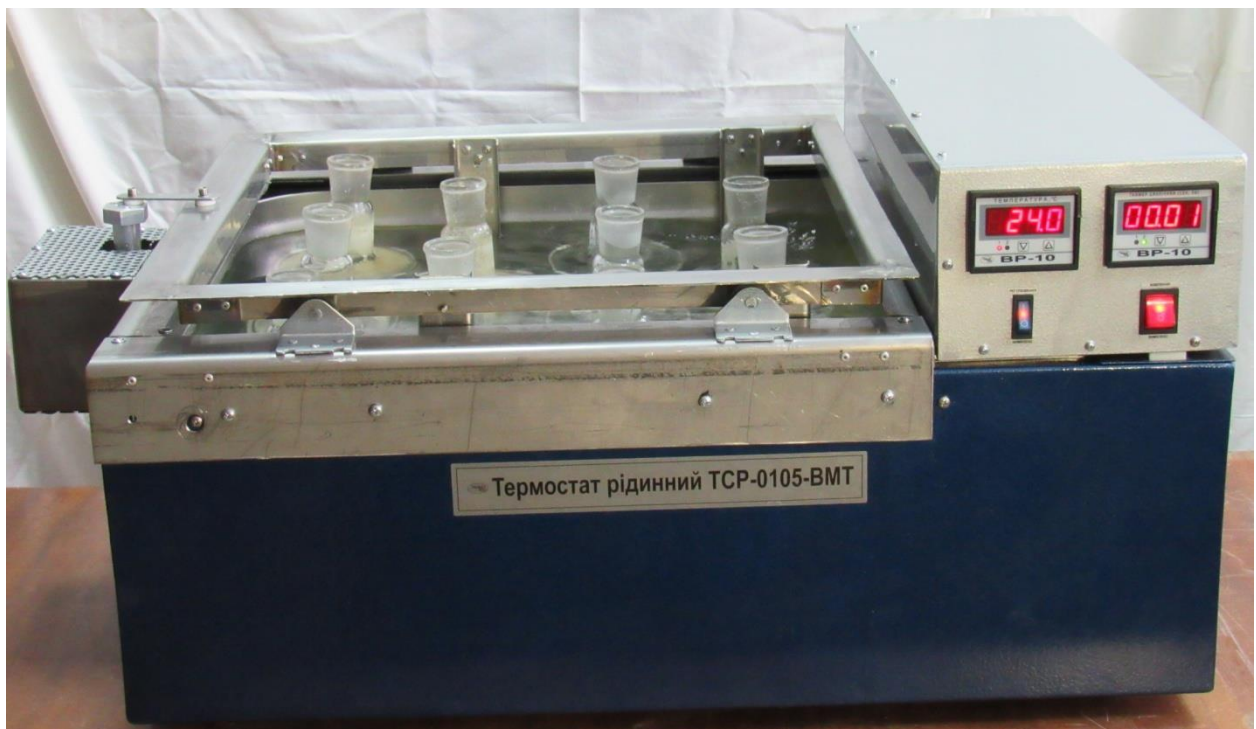


Рисунок 2.3 – Світлина спеціально сконструйованого і виготовленого термостату для досліджень метаногенезу.

Термостат складається з двох частин: термостатованої ємності і регулятора температури з головкою, ТЕНом, мішалкою, термоперетворювачем опору.



Регулятор має цифрову індикацію і кнопки для виставлення необхідних значень температури термостатування та вибору оптимальних параметрів регулювання. Термостатована ємність встановлена в корпус і накривається головкою з кришкою, в якій виготовлені отвори для занурення досліджуваних об'єктів. Крім того, в головку встановлено (крім ТЕНа і мішалки) платиновий термоперетворювач опору, що електрично з'єднаний з регулятором. Автоматична підтримка заданої температури (термостатування) здійснюється за допомогою регулятора шляхом зміни потужності, що подається на нагрівачі термостатованої ємності. До входу регулятора підключено платиновий термоперетворювач опору, а до виходу симістор. Для вирівнювання температурного поля в ємності встановлено мішалку (крильчатку, що посаджена на вісь електродвигуна постійного струму).

**Порядок роботи.** Необхідно ввімкнути живлення термостату. З допомогою кнопок регулятора виставити необхідну температуру термостатування. Для цього короткочасно натиснути одну з кнопок, після чого індикується позначення установки  $t_0$ , а потім її значення. Зміну значення можна провести кнопками, почекати 3 секунди і після появи напису Good нове значення запишеться в пам'ять регулятора. В правій частині кожного регулятора розміщено світлодіод 1, який сигналізує про вмикання нагріву термостата. Після досягання термостатом заданої температури починається періодичне блимання світлодіода. При встановлених показах можна проводити вимірювання. В термостаті передбачено розміщення до 10 колб. Вміст колб можна перемішувати в автоматичному режимі. Режим перемішування задається вмонтованим циклічним таймером. Таймер формує на виході імпульси з заданою тривалістю. Період імпульсів задається значеннями параметрів "t<sub>1</sub>" і "t<sub>2</sub>". Де "t<sub>1</sub>" – час, протягом котрого вихідне реле замкнене ; а "t<sub>2</sub>" – час, протягом котрого вихідне реле розімкнене. Значення часу "t<sub>1</sub>" вибирається з діапазону 1..9999 секунд, а "t<sub>2</sub>" – 1..9999 хвилин. Параметр "n\_t" задає кількість імпульсів, які будуть

сформовані на виході (вибирається з діапазону 1..9999). Якщо задати “n\_t” = 0, імпульси будуть формуватися безперервно.

Запуск таймера здійснюється одночасно з включенням пристрою. Контакти вихідного реле замикаються на час “t<sub>1</sub>”, засвічується червоний світлодіод. Після закінчення заданого часу “t<sub>1</sub>”, контакти вихідного реле розмикаються і засвічується зелений світлодіод на час “t<sub>2</sub>”. Після запуску таймера на індикаторах відображається час, що пройшов з моменту запуску таймера, або в реверсному режимі (параметр “rEVr” = “on”) – час до закінчення заданого часу.

Натисненням кнопки (▲) можна здійснити зупинку (закінчення) роботи таймера. На індикаторах світиться напис “Stop”, вихідне реле розімкнене, світлодіоди не світяться. Запуск таймера здійснюється повторним короткочасним натисненням кнопки (▲).

В таймері передбачено 2 формати індикації часу, що визначаються значенням параметру „ind”: Якщо параметр „ind” має значення „ 10 ” – час на індикаторах відображається в хвилинах/секундах і в молодшому розряді блимає десяткова крапка, що відображає секундні відліки. Якщо параметр „ind” має значення „ 60 ” – час відображається в форматі XX.XX (години.хвилини)/(хвилини.секунди). Короткочасне натиснення кнопки (▼) дозволяє змінити значення параметрів “t<sub>1</sub>”, “t<sub>2</sub>” і “n\_t”.

Зміна значення параметрів „ind”, “rEVr” і “dt\_1” здійснюється (в робочому стані) натисканням одночасно нижньої і верхньої кнопки і утримування їх протягом 5 с до появи напису „ind”. Після цього кнопками (▼, ▲) встановити необхідне значення („10”/„60”) для параметру „ind”, “on”/“off” для параметру “rEVr”.

**2.4.2. Методика досліджень метаногенезу.** Для проведення експериментів отримання біогазу з ціллю імітації складу верхнього шару водосховища, в якому знаходиться невелика кількість анаеробних бактерій, для інтенсифікації процесу анаеробного розкладу, проби змішувались із первинним мулом очисних споруд, у якому міститься значна кількість анаеробних бактерій. До 900 мл кожної з проб

добавляли по 50 мл мулу (концентрація сухої речовини 24,0 г/л; вміст органічної частини складав 69,3%) та поміщали в окремі реактори експериментальної установки, представленої на рис.2.2. Для того, щоб знати яка частина біогазу виділяється із мулу, а яка із водоростей, готували нульову пробу шляхом змішування 50 мл мулу із 900 мл води, яку поміщали у реактор 1. Отримані розчини водоростей мали рН=4,57-4,78, що пояснюється початком фази ацетогенезису. Оптимальним для анаеробного розкладу є рН в межах 7-7,5, тому рН в реакторах коригували до 7,5 шляхом добавляння невеликої кількості розчину NaOH.

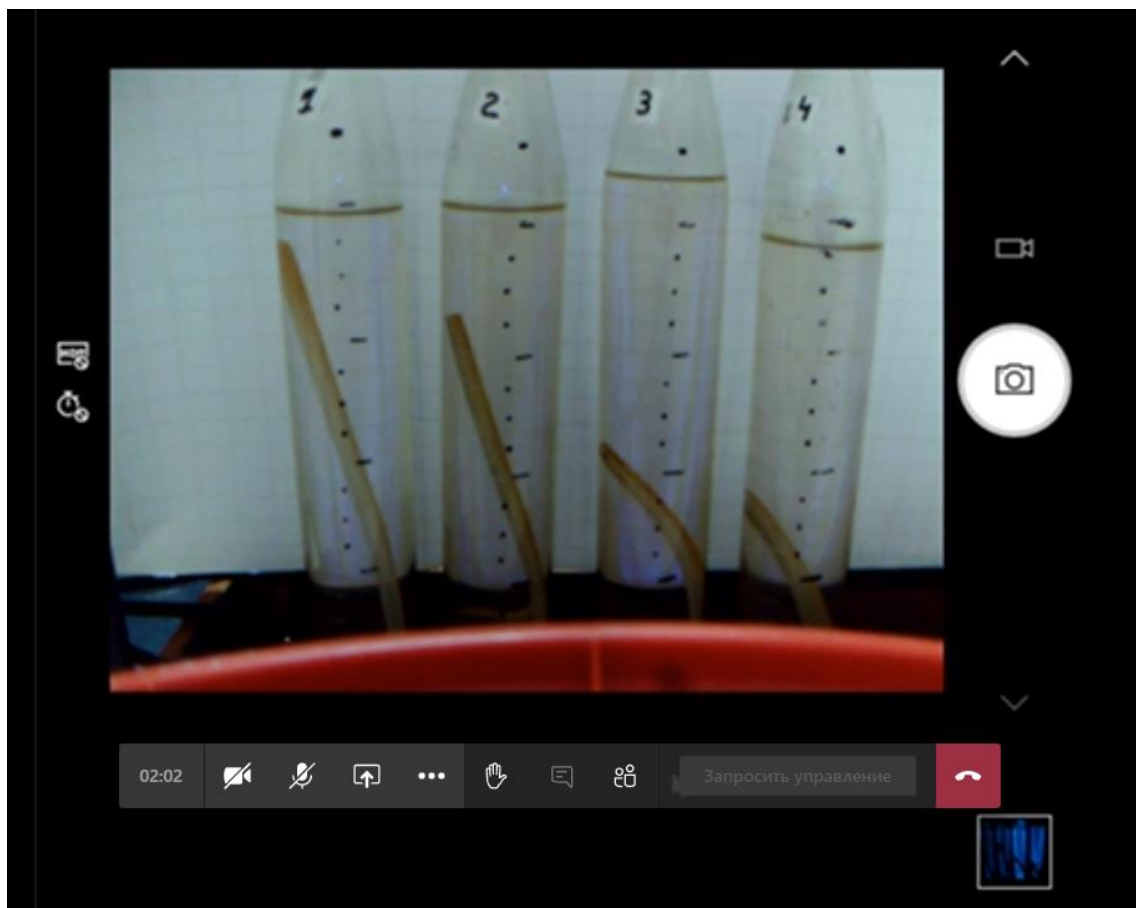


Рисунок 2.4 - Зображення градуювальник колб під час дослідження метаногенезу в режимі реального часу (16.12.2020 р.)

Реактори закривались герметичними корками із газовідвідними трубками 2. Утворений біогаз збирався через систему газовідвідних трубок 2 у градуйовані колби 3, які були занурені у наповнені водою ванни 6. рН води підтримувався нижче 5. Оскільки за низьких рН неорганічний вуглець знаходиться у формі  $\text{CO}_2$ , це дозволяло уникнути розчинення вуглекислого газу, присутнього у біогазі, у воді. Реактори обмотували чорним поліетиленом для недопущення потрапляння світла та поміщали у термостат 5, в якому підтримувалась температура  $34\text{ }^\circ\text{C}$  (мезофільні умови). Вміст реакторів перемішували впродовж 1 хв кожних 2 дні. Для оперативного контролю динаміки накопичення біогазу у градувальних колбах 3 використовувалась система відеоконтролю, яка складалась із веб-камери 7, зображення із якої подавалось на монітор 8 (рис.2.2). Система дозволяла досягти безперервності контролю за кількістю утвореного біогазу. Загальний вигляд зображення, що передавалось на монітор, показано на рис.2.4.

## **2.5. Методика дослідження елементного складу дигестату.**

Для оцінки перспективності застосування дигестату у агротехнологіях важливим завданням є встановлення елементного складу відпрацьованої біомаси ціанобактерій та перевірка її на вміст важких металів та небезпечних токсинів, оскільки це основний лімітуючий фактор для застосування добрив. Використовували рентгенофлуоресцентний аналізатор EXPERT 3L, загальний вигляд якого представлений на рис.2.5.

Призначення рентгенофлуоресцентного аналізатора EXPERT 3L - вимірювання масової частки (%) основних хімічних елементів методом рентгенофлуоресцентного аналізу. Діапазон вимірюваних хімічних елементів (діапазон контролю): від магнію (12 Mg) до урану (92 U). В процесі взаємодії зразка із високоенергетичним рентгенівським випромінюванням частина випромінювання проходить через зразок, частина розсіюється, а частина поглинається речовиною зразка. Поглинання рентгенівського випромінювання речовиною призводить до появи відразу декількох ефектів, одним із яких є

рентгенівська флуоресценція - випускання речовиною вторинного рентгенівського випромінювання. В аналізаторі EXPERT 3L реалізована методика енергодисперсійного рентгенофлуоресцентного елементного аналізу за методом фундаментальних параметрів із порушенням характеристичного випромінювання атомів проби фотонами гальмівного спектру малопотужної рентгенівської трубки і реєстрацією цього випромінювання напівпровідниковим PIN- детектором з термоелектричним охолодженням.

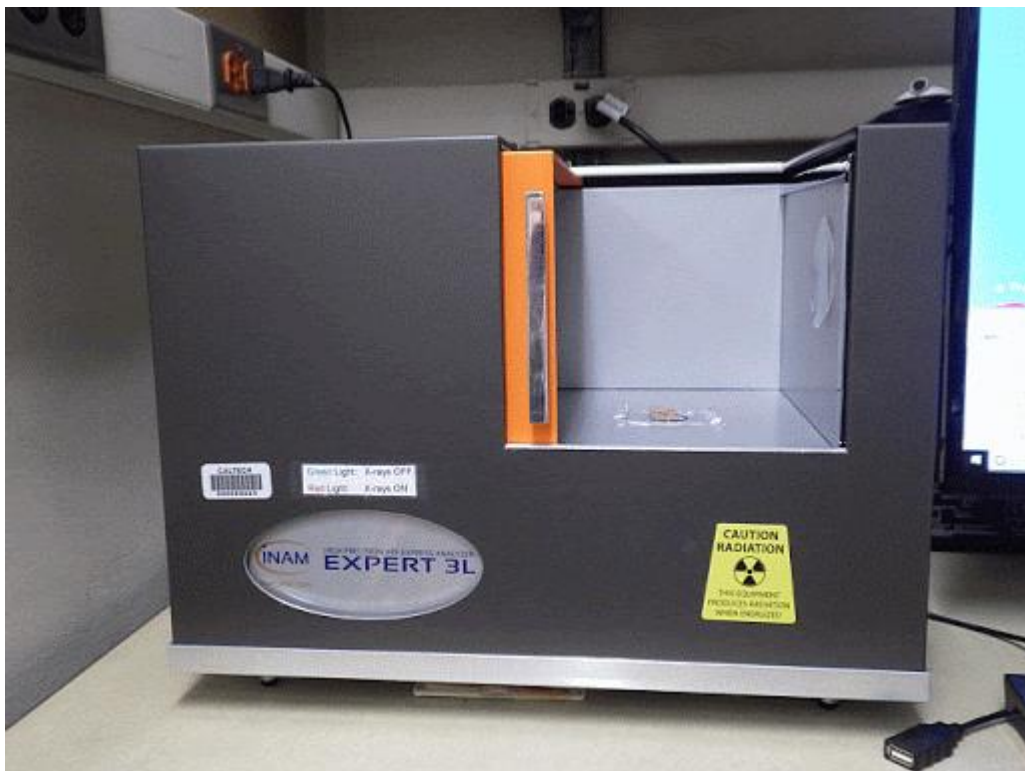


Рисунок 2.5 - Рентгенофлуоресцентний аналізатор EXPERT 3L

## **2.6. Методика дослідження якості ростового субстрату (біоіндикація) на основі дигестату**

Визначення якості ростового субстрату визначали за загальноприйнятим методом [53, 54].

В цьому методі для встановлення можливості використання ростового субстрату перевагу віддають рослинам, оскільки вони характеризують стан

середовища в якому вони ростуть, швидко розмножуються, по-різному реагують на дію шкідливих факторів і тим самим дають змогу вибирати найдоцільнішу відповідну реакцію для конкретного дослідження. Використання такого методу дає змогу визначити сумісну біологічну активність впливу фізико-хімічних факторів на природне середовище [55].

Метод є придатним для всіх типів ґрунтів, ґрунтотворних матеріалів, осаджених відходів або хімічних речовин, які можуть бути внесені у ґрунт. Згідно із методикою, ростовими субстратами є досліджувана суміш ґрунт та контрольний ґрунт, про який відомо, що він має добру якість.

Для досліду обирали два види рослин, які відносяться до Категорії 1 (згідно ДСТУ ISO 11269-2:2002) – однодольні рослини: жито, райграс, рис, овес, пшениця, ячмінь, сорго звичайне, кукурудза. Перед використанням насіння проводили аналіз кожної культури визначали їх схожість та енергію проростання. У кожну із посудин висаджували по 10 однакових насінин вибраного виду. Для кожної повторності у кожному варіанті обчислювали відсоток проростання насіння відносно середнього проростання в контрольних посудинах. Вимірювали довжину найдовших коренів кожної рослини та визначали середню довжину найдовшого кореня для кожного досліджуваного ростового субстрату. Для визначення найменших суттєвих розбіжностей між контролем та дослідними концентраціями застосовували статистичний аналіз.

Для дослідження, у відповідності до цього методу нами були використана суміш різних видів дегестату та ґрунту, порівняння яких здійснювали відповідно до контрольного ґрунту.

Для визначення якості дегестату із перелічених вище рослин використовували: ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare*) та райграс (*Lolium perenne*).

## **2.7. Висновки та узагальнення до другого розділу**

Відповідно до мети дисертаційної роботи, подано загальну характеристику об'єкту та предмету досліджень.

Детально описані методики експериментальних досліджень: методика досліджень процесу концентрування біомаси ціанобактерій, методика обробки біомаси у віброкавітаційному полі з ціллю руйнування міжклітинних перегородок і вивільнення біомаси, доступної для метаногенезу, методика дослідження кінетики метаногенезу, методика визначення елементного складу дигестату та методика дослідження якості ростового субстрату (біоіндикація) на основі дигестату.

Результати приведені в даному розділі детально описані у роботах [56 - 65].

### РОЗДІЛ 3

## ОЦІНКА СТАДІЙ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ГІДРОБІОНТІВ В ТЕХНОЛОГІЯХ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ТА СТІЧНИХ ВОД. ОСОБЛИВОСТІ ОЧИЩЕННЯ РІЗНИМИ ТИПАМИ ГІДРОБІОНТІВ

### 3.1. Аналіз переваг та недоліків концепцій замкнутого та відкритого біологічного конвеєра для очищення поверхневих та стічних вод

Елементи очищення стічних та поверхневих вод із застосуванням гідробіонтів різних видів широко застосовуються і область застосування таких способів очищення зростає. Практичні аспекти впровадження технологій у своєму діалектичному розвитку перейшли від використання в цілях очищення окремих видів гідробіонтів, до застосування штучно створених консорціумів мікроорганізмів (активний мул) і далі – до комбінації різних ділянок біологічного очищення (анаеробно-аеробна зона, біоплато або штучно створені водно-болотні угіддя, аерована лагуна). Квінсистенцією цього розвитку стало створення штучних біоценозів ланцюгового або конвеєрного типу, де комбінуються декілька ділянок очищення, населених відповідними видами гідробіонтів. Ці біоценози у якійсь мірі моделюють природні екосистеми, питання стоїть лише у принципах і доцільній глибині такого моделювання.

В Інституті колоїдної хімії та хімії води ім. А.В.Думанського за активної участі професора Петра Гвоздяка [66] розроблена концепція «біологічного конвеєра». Суть цієї концепції полягає в тому, що автори пропонують комбінувати у технології очищення ділянки, «заселені» різними видами гідробіонтів: анаеробними бактеріями, аеробними мікроорганізмами (зокрема копіотрофами, оліготрофами, найпростішими), фільтраторами, хижакими. Ці штучно створені біоценози моделюють довкілля аж до створення і функціонування трофічних ланцюгів: для різних видів гідробіонтів продуктами живлення стають і забруднення і біомаса (тіла) організмів. Автори концепції



такого біоконвеєра вважають що пропонованою технологією можна очищати будь-які (зливові, природні, промислові чи побутові) стічні води, які містять забруднення (в тому числі органічні сполуки, токсичні сполуки, мутагенні та канцерогенні сполуки) концентрації яких знаходяться у широких межах. На думку авторів концепції перевагою пропонованої технології є утилізація надлишкової біомаси (яка неминуче нарощується в результаті засвоювання гідробіонтами забруднень водного середовища, яке очищається) «всередині» технології очищення – в утворених там трофічних ланцюгах, в яких вона споживається і мінералізується. Автори вважають, що вже створення в технологічному циклі трофічного ланцюга в 2-3 ланки дозволяє зменшити кількість нарощеної біомаси у 100 – 1000 разів. Метою пропонованої технології наряду із ефективним очищенням є прагнення максимального наближення до замкнутої екобіологічної системи через функціонування трофічних ланцюгів. Тому на нашу думку таку технологію можна умовно назвати «замкнутим біоконвеєром» (хоча звичайно досягти «замкнутості» штучно створеної екосистеми в умовах існування граничних умов та взаємозв'язків за межами системи практично неможливо).

На нашу думку і досягати такої глибини моделювання недоцільно із декількох причин:

1. Значну частину простору в пропонованій технології займають оліготрофи, головним завданням яких є утилізація надлишкової біомаси і які не беруть безпосередньої участі в очищенні забруднених водних середовищ – головній меті технології.
2. Надлишкова біомаса, яка є цінною сировиною для різних енергетичних та сільськогосподарських технологій, утилізується в самій технології очищення (ми вважаємо декларовану акторами перевагу - недоліком).
3. Ідея функціонування трофічних ланцюгів не охоплює фітозону, утилізація біомаси якої взагалі не розглядається.

На нашу думку вказаних недоліків можна було б уникнути у випадку, коли б нарощена біомаса із всіх зон біологічного біоконвеєра не утилізувалась у трофічних ланцюгах, а вилучалась із системи очищення і використовувалась як сировина в енергетичних та сільськогосподарських технологіях. Принципова схема такої технології, яку умовно можна назвати розімкнутим біологічним конвеєром, приведена на рис.3.1.

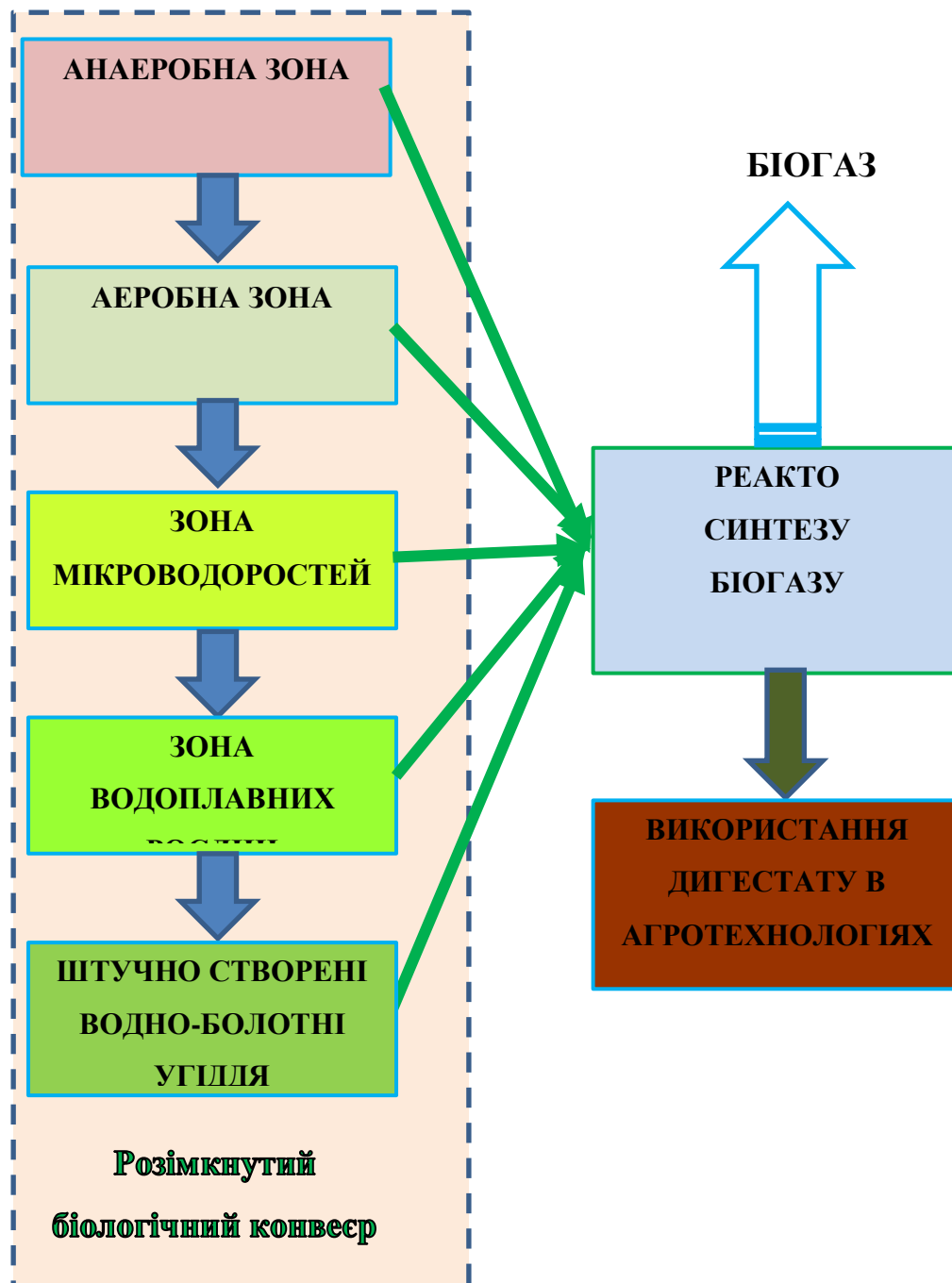


Рис.3.1. Принципова схема розімкнутого біологічного конвеєра

Суттю концепції розімкнутого біологічного конвеєра є відбір нарощеної надлишкової біомаси із всіх зон і передача її в реактор синтезу біогазу. Синтезований біогаз використовується в енергетичних цілях, а дигестат – в агротехнологіях. В практичній реалізації схеми кількість зон може бути зменшена, послідовність їх змінена - в залежності від конкретних умов реалізації очищення. Певну складність складає відбір біомаси, оскільки технологічні підходи відрізняються для кожної окремої зони. Для дослідження особливостей реалізації окремих стадій необхідно провести оцінку життєвого циклу гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра.

### 3.2. Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів у технології розімкнутого біологічного конвеєра

На основі аналізу життєвого циклу гідробіонтів, що застосовуються у біологічних технологіях очищення стічних та поверхневих вод, нами виділено 5 стадій (рис.3.2).

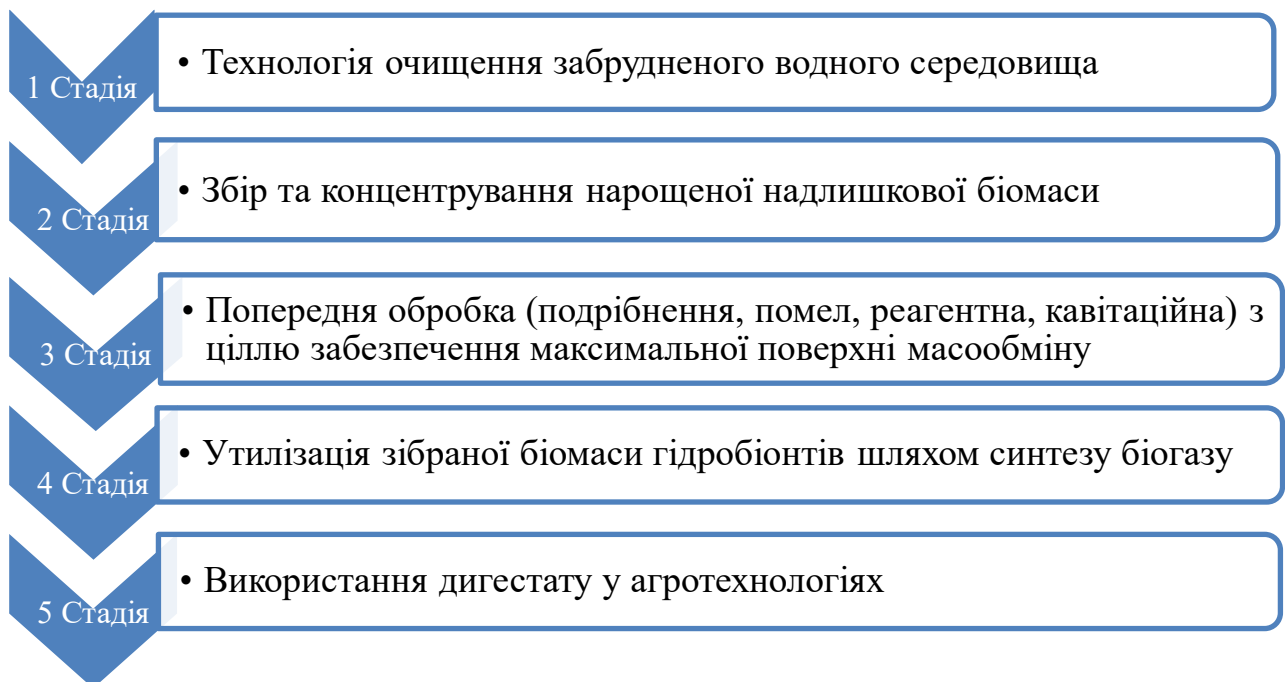


Рис. 3.2. Життєвий цикл гідробіонтів у технології очищення стічних та поверхневих вод за методом розімкнутого біологічного конвеєра

**3.2.1. Стадія очищення гідробіонтами забрудненого водного середовища.** Динаміка очищення забруднених середовищ на першій стадії життєвого циклу гідробіонтів визначається типом гідробіонтів, схемою компонування ділянок із різними типами гідробіонтів в технології очищення, факторами впливу навколишнього середовища (температура, освітленість, гідродинамічний режим, умови клімату, рН водного середовища та його хімічний склад, концентрація забруднень, від яких проходить очищення і т.п.) та відповідністю їх оптимальним умовам розвитку гідробіонтів. Тому оптимальні умови реалізації цієї стадії, ступінь очищення водного середовища та кількість нарощеної біомаси повинні визначатись для кожної конкретної схеми біологічного конвеєра виходячи із цих умов. Встановлення цих умов не були предметом наших досліджень, але з ціллю встановлення взаємозв'язку між різними зонами розімкнутого біологічного конвеєра нами проводився аналіз даних таких досліджень інших науковців.

Дослідженню біологічного очищення із використанням певних типів гідробіонтів присвячена чисельна кількість досліджень різних авторів. Найбільша кількість досліджень присвячена розгляду перспектив очищення забруднених водних середовищ із використанням аеробних та анаеробних мікробіоценозів, мікроводоростей та водоростей, водоплавних гідробіонтів, штучно організованих водно-болотних угідь. Використанню аеробних та анаеробних мікробіоценозів присвячена велика кількість досліджень. Особливо широко освітлюються в науковій літературі результати досліджень анаеробного та аеробного очищення мікробіоценозом муніципальних стічних вод та фільтратів сміттєзвалищ [67 - 69]. Встановлені оптимальні схеми організації таких процесів, перспективні типи обладнання для їх реалізації, якісний та кількісний склад мікробіоценозів, які застосовуються в таких технологіях.

Автори [70] розглядають перспективність використання у технологіях очищення забруднених водних середовищ мікроводоростей. Відзначається що мікроводорості можуть складати стійке доповнення до комплексних технологій

очищення водних середовищ. На думку [71, 72] на ділянці очищення мікрководоростями у складі комплексної біологічної технології очищення поверхневих та стічних вод найбільш раціонально використовувати консорціум мікрководоростей оптимального, визначеного експериментально складу. Обов'язковою операцією є відбір нарощеної біомаси в цілях недопущення її неконтрольованого біорозкладу. Відібрану надлишкову біомасу доцільно використовувати як сировину для виробництва біопалива та біопродуктів [70].

Значна кількість досліджень присвячена використанню для очищення забруднених поверхневих та стічних вод водоплавних рослин [73]. Найбільш популярними рослинами, які можуть використовуватись для цих цілей, є *Eichornia crassipes* [74], або водяний гіацинт та *Lemna L.*, або ряска.

На сьогоднішній день немає одностайної думки щодо доцільності застосування для очищення забруднених поверхневих вод водяного гіацинту [75, 76]. Водяний гіацинт розглядають головним чином як швидкоростучу водяну рослину, що може ефективно використовуватись для очищення забруднених водних середовищ, обеззаражування каналізаційних відстійників, усунення неприємних запахів, отримання біомаси для різних цілей. Відзначається, що неконтрольоване розповсюдження цієї рослини і відсутність організованого відбору нарощеної біомаси створює біологічну загрозу вторинного забруднення довкілля в період відмирання рослин та їх біорозкладу.

В Україні у стоячих водах найбільш поширена ряска мала (*Lemna minor L.*) та ряска триборозенчаста (*Lemna trisulca L.*). Третій вид - ряска горбата (*Lemna gibba L.*) [77], що має здуті лусочки, зустрічається в Україні рідше, ніж два попередні. Проте опис досліджень щодо застосування цих рослин в біологічних технологіях очищення поверхневих та стічних вод практично відсутній.

Велика кількість досліджень свідчить про ефективність очищення стічних вод від різних типів поллютантів (органічні забруднення, амонійний азот, важкі метали) із використанням штучних водно-болотних ділянок. Спосіб очищення стічних та поверхневих вод із використанням водно-болотних угідь передбачає

використання сорбційних процесів для очищення від забруднюючих речовин, хімічних окислювально-відновних реакцій та біологічної активності відібраних рослин, які населяють болотні екосистеми. Обробка стоків за допомогою водно-болотних угідь може проходити в природних чи штучних умовах, тоді їх називають відповідно "заболоченими" та "побудованими водно-болотними угіддями". Таке очищення стічних вод широко застосовується у багатьох країнах (Австрія, Чехія, Данія, Німеччина, Італія, Польща, Португалія, Корея, Японія, Австралія та ін.)

Більш детальна характеристика біологічних процесів очищення поверхневих та стічних вод різними представниками гідробіонтів приведена у розділі 3.3.

### **3.2.2. Стадія збору та концентрування нарощеної надлишкової біомаси.**

Як вже згадувалось вище, технологія збору та концентрування нарощеної біомаси в значній мірі визначається особливостями гідробіонтів, які розміщуються у відповідній зоні. Тому аналіз різних підходів для вилучення нарощеної біомаси із різних зон біологічного конвеєра детально розглядається у п.4.1.

**3.2.3. Попередня обробка (подрібнення, помел, реагентна, кавітаційна) з ціллю забезпечення максимальної поверхні масообміну.** Нами досліджувалась ефективність попередньої обробки гідробіонтів у віброкавітаційному полі та полі гідродинамічної кавітації. Результати досліджень приведені у розділі 4.2.

**3.2.4. Утилізація зібраної біомаси гідробіонтів шляхом синтезу біогазу.** Ця стадія життєвого циклу гідробіонтів детально досліджена у розділі 4.3.

**3.2.5. Використання дигестату у агротехнологіях.** В останні роки в нашій країні одна за одною відкриваються біогазові установки. У таких біогазових установках при реакції утворюється біогаз і дигестат. Причому вихід останнього не набагато менше ваги біомаси, яка подається в біогазові установки. У країнах

де накопичено значний досвід роботи біогазових установок, активно розробляються технології виробництва з дигестату органічних добрив.

Результати досліджень перспективності застосування дигестату, отриманого в результаті отримання біогазу із біомаси гідробіонтів, приведені у розділі 4.4.

### **3.3. Ефективність використання гідробіонтів різних типів для очищення забруднених водних середовищ**

Серед методів очищення стічних вод велику роль відіграють біологічні методи очищення. Біологічні методи очищення господарсько-побутових стічних вод (та їх сумішей) від органічних речовин ґрунтуються на застосуванні мікроорганізмів, що використовують ці сполуки як поживні речовини та джерело енергії. До різних типів гідробіонтів, що використовуються для очищення стоків, відносяться: активний мул (аеробний біомікроценоз), різного роду бактерії (анаеробні біомікроценози), мікроводорості, водоплавні рослини, вищі рослини (у штучно побудованих водно-болотних угіддях). Оптимальні значення температури та рН та необхідність наявності джерела кисню представлені у табл. 3.1.

Таблиця 3.1 – Оптимальні значення температури, рН та джерела повітря

	рН	Наявність кисню	Температура, °С
Аеробний біомікроценоз	6,5-7,5	+	20-40
Анаеробний біомікроценоз	6,5-8,5	-	25-35
Мікроводорості	6,0-6,5	+	23-25
Водоплавні рослини	6,0-6,8	+	16-20
Вищі рослини	6,5-8,5	+	08- 25

Органічні сполуки у забруднених стоках зазнають деструктивного розкладання внаслідок окиснення у аеробному та відновних процесах з утворенням метану у анаеробному очищенні [78].

Порівняльні характеристики процесів очищення стоків від амонійного азоту наведена в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2 – Порівняльна характеристик процесів очищення стоків від амонійного азоту, що базуються на ANAMMOX-реакції, з традиційними процесами.

Системи	SHARON	ANAMMOX	CANON	DEAMOX	Нітрифікація-денітрифікація
Умови	аеробні	анаеробні	обмежена подача кисню	анаеробні	аеробно-анаеробні
Утворювані речовини	$\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_2^-$	$\text{N}_2$ , $\text{NO}_3^-$	$\text{N}_2$ , $\text{NO}_3^-$	$\text{N}_2$	$\text{NO}_3^-$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{N}_2$
Контроль рН	нема	нема	нема	нема	є
Потреба в кисні	низька	нема	низька	низька	висока
Потреба в ХПК	нема	нема	нема	низька	є
Продуктивність реакторів, кг N/м <sup>3</sup> /добу	1	6 – 12	1 – 3	1	0,05 – 4

Найбільша ефективність біологічного очищення вод забезпечується за таких умов:

- температури 20 – 30 °С та рН середовища 5 – 9 (оптимальна 6,5 – 7,5);
- достатньої концентрації основних елементів живлення бактерій – органічного вуглецю, азоту і фосфору з розрахунку БПК : N : P = 100: 5:1;
- кількості забруднення, що припадає на 1 м<sup>3</sup> очисної споруди, на 1 г біомаси або на 1 г беззольної частини біомаси (100— 300 мг БПК<sub>пов</sub> на 1 г беззольної речовини);
- постійної концентрації розчиненого кисню не нижче 2 мг/л;



- допустимої дози токсичних речовин, яка могла б негативно вплинути на біологічні процеси [79].

Відомі нові процеси біологічного очищення стічних вод: часткова нітрифікація або нітритація, денітрифікація з допомогою нітрифікуючих бактерій, анаеробне окиснення амонію, деамоніфікація, нітрифікація-денітрифікація метанотрофними бактеріями та ін., що отримали назви ANAMMOX, CANON, OLAND, SHARON та ін.

**3.3.1. Використання аеробного мікробіоценозу.** Аеробний метод заснований на використанні аеробних мікроорганізмів, для життєдіяльності яких необхідний постійний приплив кисню і температура в межах 20-40°C [80]. При аеробному очищенні мікроорганізми культивуються в активному мулі або у вигляді біоплівки.

Термін «активний» щодо мулу означає, що біомаса являє собою мікрофлору, що містить всі ферментні системи, необхідні для деградації забруднень; має поверхню з сильною адсорбційною здатністю; здатна утворювати стабільні флокули, які легко осаджуються у процесі відстоювання.

Основні показники активного мулу: активний мул аеротенків має вигляд жовтувато-бурих пластівців, що містять різні види організмів; в активному мулі містяться бактерії, гриби, найпростіші, черви, коловертки тощо. Концентрація мулу залежно від типу стоків та особливостей процесу очищення перебуває в межах 1,5 - 5г/л. Очищення в природних умовах відбувається на полях зрошення, полях фільтрації та біологічних ставках.

Найважливіші фактори, що впливають на розвиток і життєздатність активного мулу: температура, наявність поживних речовин, вміст розчиненого кисню у муловій суміші, значення рН, присутність токсинів.

Очищення у штучних спорудах проводиться в аеротенках, метантенках, окситенках і в біофільтрах. Більше широко застосовуються аеротенки.

Аеротенки – це залізобетонні резервуари, які являють собою відкриті басейни, обладнані пристроями для примусової аерації. Глибина аеротенків – 2-5м [81]. Аеробний процес відбувається за рахунок дії бактерій родів *Paracoccus*, *Caulobacter*, *Hyphomicrobium*, *Nitrobacter*, *Acinetobacter*, *Sphaerotilus*, *Aeromonas*, *Pseudomonas*, *Cytophaga*, *Flavobacterium*, *Flexibacter*, *Halisomenobacter*, *Artrobacter*, *Rhodococcus*, *Bacillus*, *Clostridium*, *Lactobacillus*, *Staphylococcus*. Час перебування стічної води в аеротенку 6-12 годин.

У зимовий період, коли потужність біологічного окиснення знижується, аеротенкам необхідно працювати з більш високою дозою мулу. Так якщо в літній період доза мулу складала 1,2-1,5 г/дм<sup>3</sup>, то в зимовий її варто підтримувати в інтервалі від 1,6 до 2,0 г/дм<sup>3</sup>. Перевищення дози мулу приводить до зайвого накопичення активного мулу в муловій зоні вторинних відстійників, його загнивання, підвищеного виносу, зниження концентрації розчиненого кисню у очищеній воді і, отже, погіршення якості очищення.

До недоліків аеробного процесу очищення можна віднести наступні показники:

- обмеження використання за ХСК і солевмістом;
- чутливість до наявності токсичних речовин і високих значень рН;
- застосовується лише за невисоких концентрацій забруднюючих речовин фільтрату;
- потреба у великих земельних площах для розміщення споруд;
- утворення великої кількості надлишкової біомаси;
- висока трудомісткість.

Одним з основних недоліків аеробного очищення стоків є неможливість видалять із господарсько-побутових стічних вод азотистих сполук, зокрема амонійного азоту, який присутній там у високих концентраціях.

**3.3.2. Використання анаеробного мікробіоценозу.** Анаеробний метод очищення протікає без доступу повітря. Його переважно застосовують для

знешкодження твердих осадів, що утворюються під час механічного, фізико-хімічного та біологічного очищення стічних вод.

Зброджування осадів стічних вод відбувається способом метанового бродіння [82]. Метантенк, метантанк – штучний резервуар великої ємності (до декількох тисяч кубічних метрів) для біологічного перероблення (так званого метанового зброджування за допомогою бактерій-мініералізаторів та інших мікроорганізмів) органічного осаду стічних вод без доступу повітря.

В даний час все більш популярним стає процес анаеробного окиснення амонію нітритом з утворенням молекулярного азоту, який був виявлений близько 20 років тому [83], хоча його можливість була доведена термодинамічними розрахунками трохи більше 30 років тому [84]. Теоретично передбачений процес отримав експериментальне підтвердження тільки в 90-х роках 20-го століття і отримав назву ANAMMOX-процес (ANAMMOX – AnaerobicAMMoniumOXidation) [84]. Після відкриття ANAMMOX-процесу ANAMMOX-бактерії були успішно реалізовані в повному обсязі в системах очищення стічних вод для ефективного вилучення азотистих сполук. В даний час ANAMMOX застосовується за мезофільних температур на стічних водах, що містять високі концентрації амонію. Початкове відкриття ANAMMOX-процесу відбувалось в різних очисних спорудах [85], починаючи від установок очищення стічних вод з високим навантаженням азоту та низьких концентраціях розчиненого кисню закінчуючи міськими каналізаційними очисними спорудами.

Переваги використання анаеробного мікробіоценозу:

- низьке споживання електроенергії (до 10% від енергоспоживання при аеробного очищення);
- утворення незначної кількості надлишкового активного мулу;
- можливість підтримки активності анаеробного мулу тривалий час, при температурі його зберігання не нижче +15 °С;
- допустимість високих навантажень.

Головним недоліком анаеробного методу очищення є те, що в результаті діяльності анаеробів виділяється горючий газ – метан. З цієї причини діють певні обмеження при застосуванні анаеробної методики очищення: такі конструкції можна зводити тільки на рівній добре вентильованій поверхні.

**3.3.3. Використання мікроводоростей.** Водорості – це організми, які швидко ростуть у недорогих середовищах і відіграють важливу екологічну роль завдяки фотосинтезу, але чутливі до факторів навколишнього середовища. Водорості – це організми, які швидко ростуть в недорогих середовищах і грають важливу екологічну роль завдяки фотосинтезу, але чутливі до факторів навколишнього середовища. В результаті водорості широко використовуються в екологічних дослідженнях як засіб тестування токсичності води і застосовуються при перевірці стічних вод, в тому числі фільтратів сміттєзвалищ [86].

Мікроводорості присутні в фільтратах сміттєзвалищ, після деякої попередньої обробки або розведення цих фільтратів, але в основному в дрібномасштабних експериментах, в той час як кілька видів водоростей були досліджені для біологічного очищення стоків сміттєзвалищ в великих відкритих ставках і водостоках. Вирощування водоростей в фільтратах сміттєзвалищ може вирішити подвійне завдання - робити біомасу водоростей для виробництва енергії і біопродуктів та відновлювати низькоякісні стоки сміттєзвалищ для переробки та повторного використання [1].

Мікроводорості слід розглядати, як перспективне та досить стійке доповнення до комплексних технологій очищення фільтратів [87].

Здатність водоростей рости в стічних водах залежить від таких показників: рН, температури, доступу світла,  $O_2$  і  $CO_2$ , присутності інгібіторів і, що важливо, від концентрації основних поживних речовин, таких як азот та фосфор.

У декількох невеликих дослідженнях повідомлялося про успішне використання зеленої водорості *Chlorella vulgaris* (Chlorophyta) для очищення фільтратів сміттєзвалищ з метою ефективного зниження рівнів азоту та фосфору

[88]. Вивчали зниження рівнів аміаку, нітратів і нітритів у стічних водах звалищ під час біологічної денітрифікації фільтратів.

Фільтрат звалищ містять велику кількість біорозкладних або стійких до біорозкладання органічних матеріалів, серед яких важливі групи складають органічні і неорганічні солі, амонійний азот, важкі метали і хлор. У фільтратах міських звалищ через п'ять днів біохімічна потреба в кисні знижується, але зміст  $N-NH^{4+}$  залишається високим. Зазвичай концентрацію амонію можна знизити за рахунок процесів нітрифікації з подальшою біологічною денітрифікацією, але для стічних вод з сміттєзвалищ необхідно додавати органічні молекули (наприклад, метанол або оцтову кислоту) в якості джерела вуглецю. Щоб подолати цей недолік, у роботі [88] було запропоновано використання мікроводоростей для зниження вмісту азоту з фільтрату до і після процесів нітрифікації. Культивування мікроводоростей проводили з різною кількістю фільтрату після попередньої мікрофільтрації. Додаткові досліді були виконані в фільтраті звалища після попередньої біологічної нітрифікації. Прогони порівнювали з дослідями, виконаними на класичній базальній середовищі Bold. Під час росту біомасу спостерігали під мікроскопом і визначали вміст амонію, нітратів і нітритів. Результати показали, що *Chlorella vulgaris* може розмножуватися в присутності виснаженого фільтрату полігону і виснаженого фільтрату полігону після попередньої обробки нітрифікація з ефективністю видалення амонію 38,8 мг/л в день. Отримане середовище багате нітритами і нітратами, може бути використане для подальших процесів денітрифікації, в той час як отримана біомаса мікроводоростей, багата ліпідами, може бути використана в енергетичних цілях.

**3.3.4. Використання водоплавних рослин.** Значна кількість досліджень присвячена використанню для очищення забруднених стоків вищих водоплавних рослин [4]. Напевне найбільш популярною рослиною, яка використовується для цих цілей, в останній час є *Eichornia crassipes*, або водний гіацинт [89]. Ейхорнія - найунікальніша водна тропічна рослина, яка змогла

акліматизуватись в середніх широтах з виживанням до нульової температури води (рис.3.3).



Рисунок 3.3– Фото *Eichornia crassipes*

Унікальність її проявляється в двох аспектах:

- швидкісне вегетаційне розмноження;
- здатність очищувати воду майже від будь-яких хімічних і бактеріологічних забруднень.

Виростаючи в забрудненій водоймі, водяний гіацинт абсорбує, окислює та розщеплює зі стоків азот, аміак, сірководень, калій, фосфор, фенол (до 540 г/л), сірку, марганець, сульфати, залізо, нікель та ртуть на продукти розкладу та детоксикацію отрути. Це відбувається за рахунок виділення кореневою системою симулянтів та інгібіторів росту вуглецево-окисних бактерій. При чому чим вищий рівень забруднення, тим краще себе буде почувати рослина, приріст в масі ейхорнії за добу складає до 12 кг/добу з одного м<sup>2</sup>. Очищення відбувається в результаті діяльності бактерій-симбіонтів (хемотрофних та фототрофних), активно акумулюючи іони металів, нікелю, миш'яку, міді, цинку, свинцю, кадмію, та відновлюють їх до металевого стану [90].

Ефективність виносу забруднюючих речовин одним гектаром водного гіацінту по декількох показниках показана на рис. 3.4.

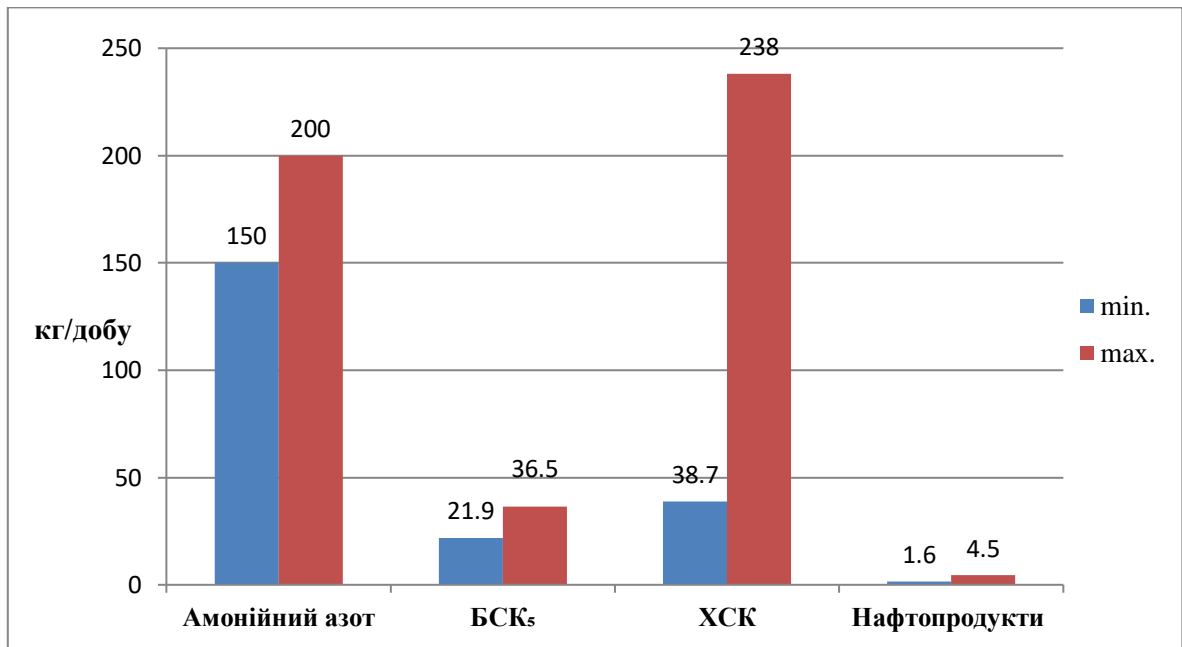


Рисунок 3.4 - Ефективність виносу забруднювачів одним гектаром водного гіацінту

Переваги використання водного гіацінту:

- використання водного гіацінту – це простий і ефективний спосіб очищення вод, промислових, господарсько-побутових стоків, ставків тваринницьких і птахівничих комплексів, міських водойм, озер, малих річок, ставків в зонах відпочинку;
- можливість повністю усунути сильний отруйний запах відстійників в літню пору при перекритті рослиною більше половини площі відстійників;
- очищені від інгредієнтів стоки можуть бути використані як оборотні для господарських цілей;
- при очищенні стоків даним методом гинуть всі хвороботворні бактерії (зокрема, кишкова паличка), нормалізується Coli-індекс екосистем;

- вміст розчиненого кисню збільшується після очищення стічних вод з 0,1 до 2,4 мг/л, а іноді до 5;
- покращується якість очищеного стоку за показниками БСК (з 150 до 20-30мг/л), ХСК (з 300 до 25-30мг/ л);
- виключаються процеси гниття (з викидами метану), пригнічується життєзабезпечення личинок комах;
- застосування зеленої маси в якості більш ефективного, ніж компост, органічного добрива.

Традиційні витрати на очищення стоків більш ніж в 10 разів перевищують суми витрат при використанні водного гіацинта, що говорить про економічну доцільність застосування даної технології очищення стічних та інших вод.

**3.3.5. Використання штучно побудованих водно-болотних угідь.** Біоплато – це біоінженерна споруда, яка у світовій практиці має назву *constructed wetlands*, є мілководною територією довільної конфігурації із заростями вищої водної рослинності, створену в існуючих пониженнях рельєфу або на спеціально обладнаних майданчиках [91].

Видалення забруднення в побудованих водозбірних системах відбувається завдяки функціонуванню біоплівки, яка утворюється під час протікання стічних вод через русло. Рослини відіграють допоміжну роль у процесі очищення стічних вод. У ризосфері (навколо коренів рослин) виробляється кисень, а інші частини шару є анаеробною зоною і вони погано продукують кисень. Рослини в побудованих водно-болотних системах можна оцінити як елементи, що забезпечують постійне надходження кисню із атмосфери в русло. Дифузія кисню із атмосфери через листя та стебла очерету дозволяє кисню надходити в зону кореня, а потім в екосистему ґрунтового шару, де кисень може бути додатково переданий за допомогою молекулярної дифузії, що виникає внаслідок хаотичного руху частинок газу [92].

В останні роки спостерігається тенденція до побудови гібридних побудованих водно-болотних угідь, що складаються з двох або трьох пластів із



вертикальним та горизонтальним потоком стічних вод [93, 94]. На думку багатьох авторів, гібридні побудовані водно-болотні угіддя забезпечують кращі умови для біологічного очищення стічних вод [93, 95]. Використовуючи різні типи побудованих водно-болотних угідь вдається поєднувати не лише різні види рослин, але реалізувати і різні типи технологій очищення стічних вод - з вертикальним та горизонтальним потоком. Для формування побудованих водно-болотних угідь використовувались такі рослини як очерет [96], верба [97], ячмінь, овес, кукурудза, жито [98], а також комбінації із різних типів рослин [99].

Водні рослини в штучно побудованих водно-болотних угідь виконують такі основні функції:

- ✓ фільтраційну (сприяють осіданню завислих речовин);
- ✓ поглинальну (поглинання біогенних елементів і деяких органічних речовин);
- ✓ накопичувану (здатність нагромаджувати деякі метали і важко розкладаючі органічні речовини);
- ✓ окислювальну (в процесі фотосинтезу вода збагачується киснем);
- ✓ детоксикаційну (рослини здатні накопичувати токсичні речовини і перетворювати їх в не токсичні).

До факторів, які найбільше впливають на ефективність очищення, відносяться: температура води та повітря, рН середовища, період року, гідравлічне навантаження на споруди, аерація; початкова концентрація забруднюючих речовин води, що подається на очистку; існування розвинених ефективних поверхонь як субстрату прикріплення для різноманітних водних організмів – бактерій, грибів, простіших та одноклітинних водоростей, ракоподібних, червів та комах. Найбільш важливими характеристиками штучно сформованого біоценозу макрофітів є: загальна площа акваторії, яку займають рослини, їх видовий склад та чисельність на 1 м<sup>2</sup>; час контакту потоку води з біоценозом; режим експлуатації.

Ця технологія використовує процеси седиментації, фільтрації та природного самоочищення водних об'єктів, заснованого на здатності вищої водної рослинності, водної мікрофлори і мікроорганізмів здійснювати деструкцію, трансформацію та акумуляцію органічних, мінеральних і зважених речовин, нафтопродуктів, іонів важких металів і бактеріального забруднення [100].

Видалення забруднення в побудованих водозбірних системах відбувається завдяки функціонуванню біоплівки, яка утворюється під час протікання стічних вод через русло. Рослини в побудованих водно-болотних системах можуть виконувати такі функції: стабілізація поверхні ґрунту і захист їх від ерозивного вітру, відмінне середовище для проживання представників фауни (особливо птахів), відмінна теплоізоляція, захист фільтруючого матеріалу від замерзання взимку, відмінні умови для розвитку гетеротрофних мікроорганізмів, відповідальних за гниття органічної речовини.

Механізми біологічного видалення шкідливих органічних сполук включають бактеріальний антагонізм, поїдання найпростішими, а також природне відмирання [100].

Побудовані водно-болотні угіддя дозволяють забезпечити не тільки високу ефективність очищення стічних вод, але і надійну експлуатацію протягом багатьох років. Вищі водні рослини володіють здатністю видаляти з води такі забруднюючі речовини: біогенні елементи (азот, фосфор, калій, кальцій, магній, марганець, сірку), важкі метали (кадмій, мідь, свинець, цинк), феноли, сульфати, нафтопродукти, синтетичні поверхневоактивні речовини (СПАР), і поліпшити такі показники органічного забруднення середовища, як біологічне споживання кисню (БСК) і хімічне споживання кисню (ХСК).

Ступінь очищення стічних вод на спорудах біоплато досягає 90-95% від загальної кількості домішок. Ефективність роботи біоплато дещо знижується в осінньо-зимовий період (приблизно до 70%), але якість очищення не погіршується вище ГДК для випуску очищеної води у природні водойми.

### **3.4. Висновки та узагальнення до 3 розділу**

1. Запропонована концепція розімкнутого біологічного конвеєра для технології біологічного очищення стічних та поверхневих вод із використанням різних типів гідробіонтів. Встановлені особливості очищення за технологією розімкнутого біологічного конвеєра та його переваги у порівнянні із технологією закритого біологічного конвеєра.

2. Проведений аналіз життєвого циклу гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра очищення забруднених водних середовищ, в якому виділено п'ять стадій.

Основні результати досліджень, приведених у 3 розділі, відображені у публікаціях здобувача [56, 58-60, 62].

## РОЗДІЛ 4

### КОНЦЕНТРУВАННЯ, ПОПЕРЕДНЯ КАВІТАЦІЙНА ОБРОБКА ТА БІОРОЗКЛАД БІОМАСИ ГІДРОБІОНТІВ. УТИЛІЗАЦІЯ ДИГЕСТАТУ

#### **4.1. Стадія збору та концентрування нарощеної надлишкової біомаси гідробіонтів**

Оптимальні умови реалізації другої стадії – збору та концентрування гідробіонтів, в значній мірі визначається типом гідробіонтів, біомаса яких вилучається із системи очищення. Розглянемо особливості збору та концентрування (за потреби) гідробіонтів із різних зон розімкнутого біологічного конвеєра (рис.3.1).

**4.1.1. Збір та концентрування відпрацьованого активного мулу аеробної та анаеробної зон.** Питання збору та концентрування відпрацьованого активного мулу аеробної та анаеробної зон в достатній мірі вивчене, відпрацьоване, реалізоване у науковому та практичному аспектах. Тому у цій роботі ці аспекти не досліджувались.

**4.1.2. Збір та концентрування нарощеної біомаси мікробіодоростей.** Промислові технології збору та концентрування мікробіодоростей до цього часу не розроблені. Саме тому неконтрольований розвиток мікробіодоростей в акваторіях рік за відсутності технологій вилучення їх біомаси спричиняє значну екологічну загрозу довкіллю в період їх відмирання та біорозкладу. Складність реалізації цих технологій обумовлюється дрібнодисперсним розміром мікробіодоростей а також співрозмірністю їх густини із густиною води. Тому відділення їх можливе тільки за умов вилучення із місць концентрування в природних умовах за рахунок гідродинамічних умов водойм (із застійних зон, створених за рахунок відповідного рельєфу берегової лінії, облаштування гребель, верхніх б'єфів гідроелектростанцій). Подальше концентрування зібраної суспензії доцільно проводити в полі дії гравітаційних сил, перспективним може бути застосування коагуляційно - флотаційних методів

концентрування суспензій мікрободоростей.

Вилучення сконцентрованих у місцях «природних концентраторів» ціанобактерій автори в достатньо повній мірі проаналізований авторами [101]. Дослідники пропонують проводити збір мікрободоростей багатоступінчато із використанням переливних порогів чи викачувальних рукавів на першому етапі та вертикальних концентраційних колон на другому етапі. На обох етапах операції збору і концентрування є пов'язаними і взаємно доповнюваними.

Перший етап пропонується реалізовувати або в стаціонарних умовах (стаціонарно обладнана в місцях концентрування ціанобактерій система переливних порогів, занурених викачувальних рукавів, «неводів» обладнаних викачувальними рукавами) або із використанням плавучих засобів (спеціально обладнаних суден, занурених барж).

Основні методи загущення суспензій мікрободоростей: осадження, фільтрація та мікрофільтрація, зневоднення центрифугуванням, флотація, електрокоагуляція, прямий осмос та ін. Особливістю суспензій мікрободоростей є те, що питома маса клітин мало відрізняється від питомої маси води. Це практично унеможлиблює безреагентне осадження, а також істотно знижує ефективність центрифугування.

У роботі [102] описано спосіб впливу на водну суспензію синьо-зелених водоростей за допомогою електричного струму. Показано велику ефективність запропонованого способу для концентрування водоростей та їх збору на аноді. Нами проводилась перевірка цього способу концентрування водоростей.

Перспективним серед зазначених методів є метод коагуляційно-флокуляційного осадження [103 - 105]. Аналіз результатів коагуляційно-флокуляційного загущення суспензій мікрободоростей вказує на те, що технічна ефективність такої обробки істотно залежить як від виду мікрободоростей та хімічного складу водного середовища суспензії [106 - 108], так і від початкової концентрації клітин в суспензії та температурних умов реалізації процесу [108 - 110].

Велике різноманіття видових особливостей мікрободоростей та широкий діапазон зміни фізико-хімічних характеристик суспензій зумовлюють необхідність підбору реагентів під конкретний вид чи види водоростей, та навіть виходячи із початкової концентрації в суспензії органічних речовин.

**4.1.2.1. Дослідження концентрування мікрободоростей з допомогою електричного струму.** В результаті досліджень встановлено, що за вказаних у роботі [102] умов концентрування водоростей не відбувається. Оскільки склад води, як розчинника, у обох експериментах є різним, то нами бралася до уваги густина струму, який протікає між електродами. Однак і у цьому випадку видимого ефекту не було. Візуальне концентрування водоростей впродовж часів спостереження, характерних для [102], відбувається за густини струму в  $0,008 \text{ A/cm}^2$ , що є на порядок вищим, ніж у роботі [102]. На катоді спостерігається виділення водню, що говорить про електроліз води. Залежність оптичної густини суспензії біля електродів від часу електролізу наведено на рис.4.1. Штрихова лінія – початкове значення оптичної густини суспензії.

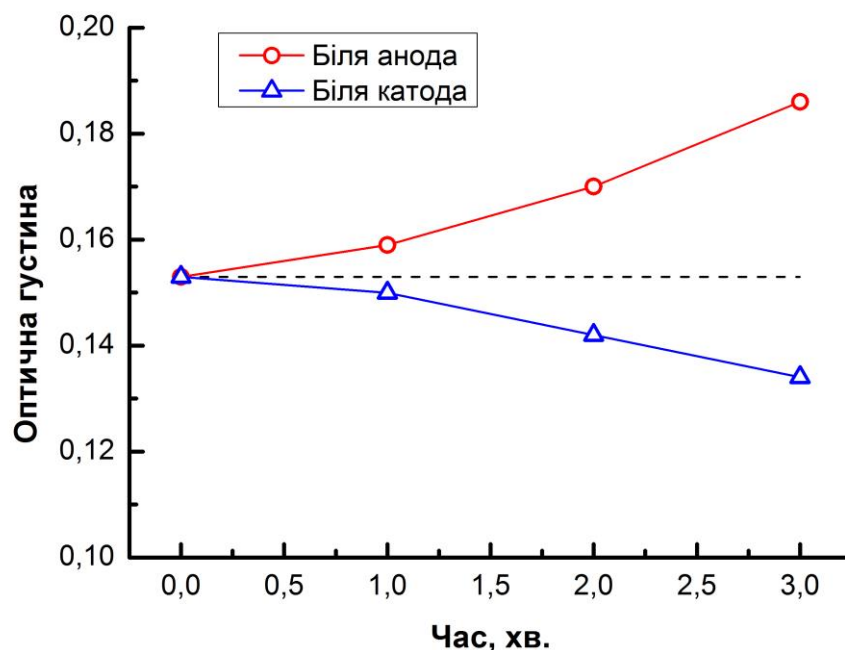


Рисунок 4.1 - Залежність оптичної густини суспензії біля електродів від часу електролізу

Як видно із рис.4.1, біля аноду (+) відбувається зростання оптичної густини, а біля катода (-) – зменшення. Перше зумовлене концентруванням водоростей, а друге – як зменшенням концентрації водоростей у суспензії, так і газовиділенням водню біля катода, що сприяє перемішуванню суспензії та спливанню водоростей на поверхню. Забір проб біля електродів був проведений впродовж 3 хв, оскільки за більшого часу електролізу на аноді утворилася «шуба» із водоростей, яка не дозволяла коректно проводити відбір проб.

Після 5 хв електролізу електроди були відключені від джерела живлення, вийняті та сфотографовані, фотографія представлена на рис.4.2.

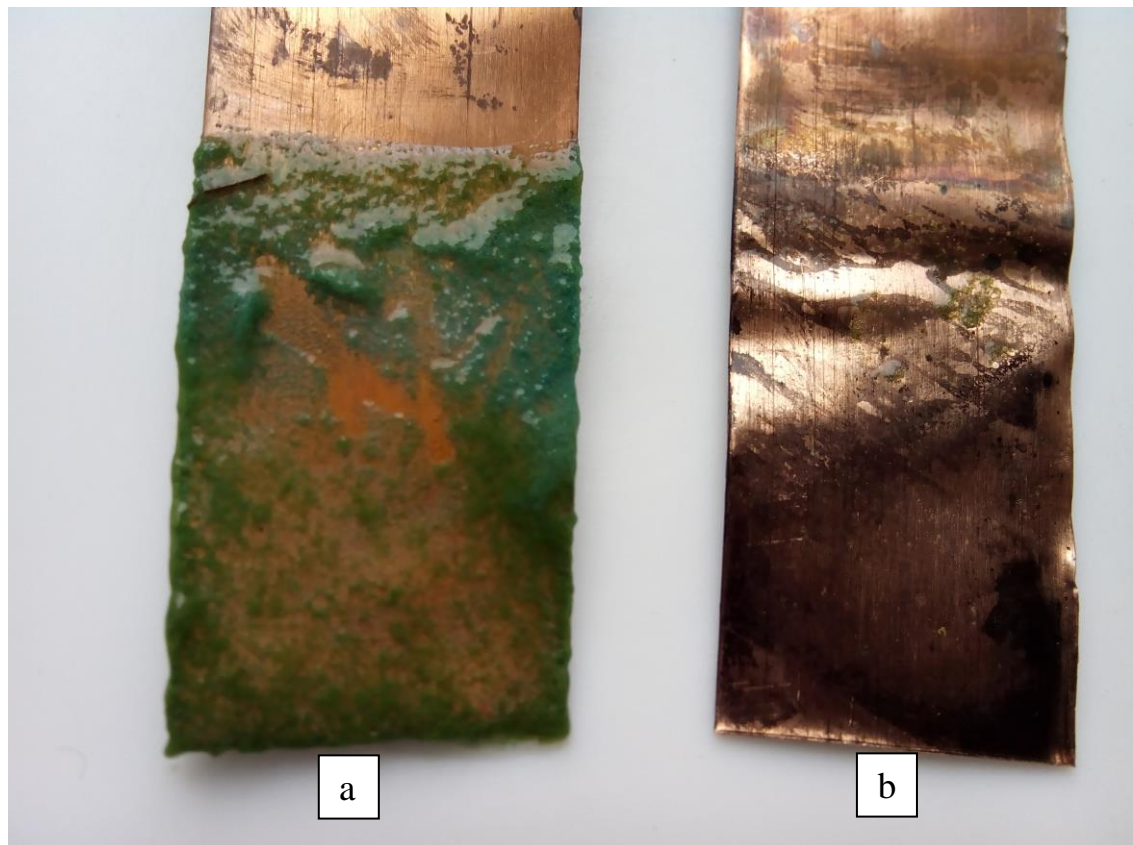


Рисунок 4.2 - Фотографії електродів після відключення від джерела живлення, вийняті та сфотографовані( a – анод; b – катод).

На аноді чітко видно шар водоростей, незважаючи на те, що частина із них змилася в процесі виймання електроду із суспензії. Катод чистий від водоростей.

Наступним етапом експерименту було встановлення дії електричного поля на синьо-зелені водорості без проходження електричного струму через суспензію. Для цього виготовлявся циліндричний конденсатор, внутрішнім електродам якого служив циліндр із неіржавіючої сталі діаметром 5 мм, а зовнішнім електродам був циліндр із сталеві фольги. Суспензія наливалася у скляну посудину, всередину якої поміщався внутрішній електрод, а зовні посудини знаходився зовнішній електрод конденсатора. Відстань між електродами становила 30 мм. На конденсатор подавалася напруга від високовольтного стабілізатора 807 R. Однак, навіть за напруги у 7 кВ між електродами жодного видимого концентрування водоростей не відбулося.

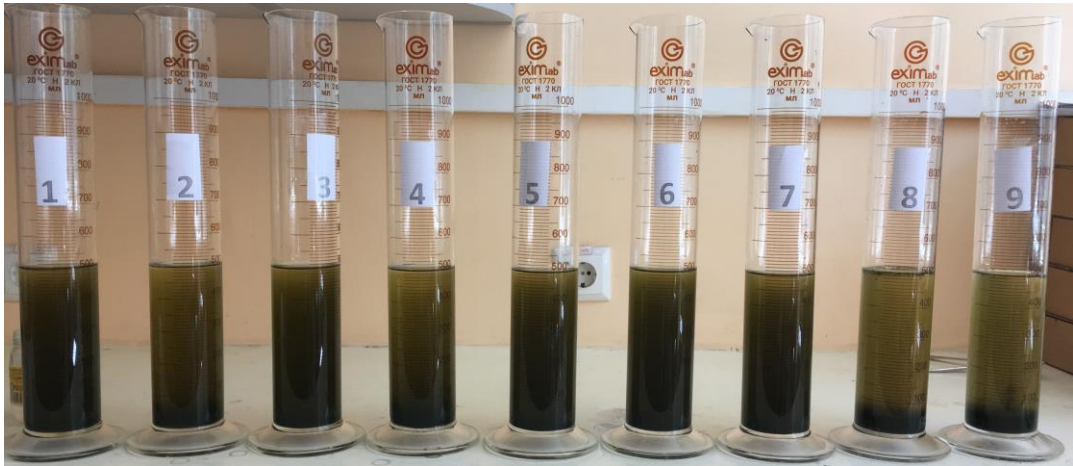
Отже, проведені експериментальні дослідження концентрування синьо-зелених водоростей у електричному полі дозволили встановити наступне. Синьо-зелені водорості можна концентрувати за допомогою електричного струму, який проходить через водну суспензію, однак цей процес вимагає значних енергозатрат на протікання струму і супроводжується електролізом водного розчину. Концентрування водоростей відбувається на аноді електролізера. Дія лише електричного поля на водну суспензію синьо-зелених водоростей не призводить до концентрування водоростей біля електродів.

**4.1.2.2. Дослідження концентрування мікрководоростей коагуляційно – флокуляційним методом.** Візуальні результати згущення мікрководоростей коагуляційно – флокуляційним методом приведені на рис.4.3, значення висоти сконцентрованого шару мікрководоростей після 24 годин відстоювання приведено на рис.4.4.

Як видно із рис.4.4, представлені дані не дають змогу судити про перевагу того чи іншого реагентного режиму концентрування. Такий аналіз зроблено нами із врахуванням динаміки освітлення суспензії за різні проміжки часу, динаміки нарощення шару водоростей, які осідають на дно циліндрів, та динаміки подальшого самоущільнення цього шару в полі гравітаційних сил та під впливом добавлених реагентів.



a



b



c

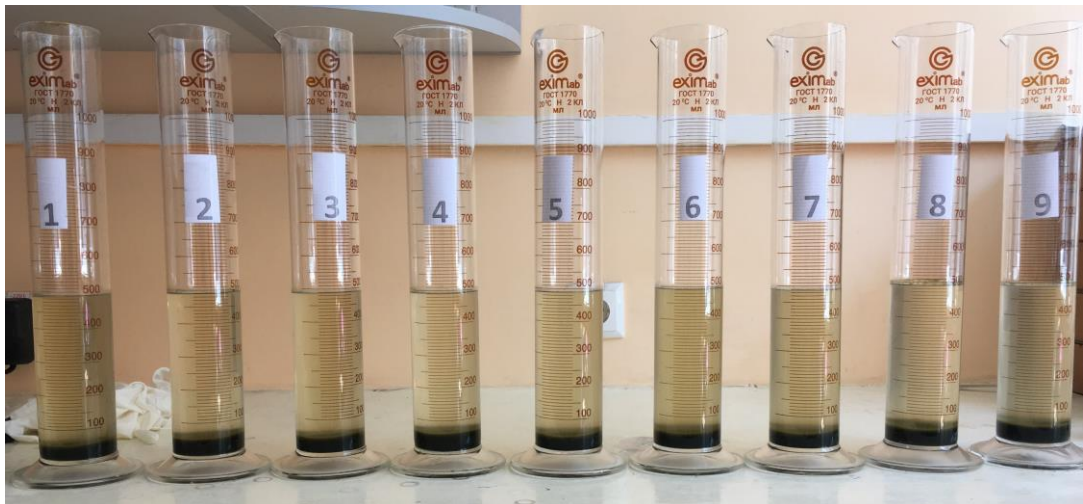


Рисунок 4.3 - Динаміка осадження суспензій *Microcystis aeruginosa*: а – після 5 хв. відстоювання; б – після 30 хв.; с – після 24 год.;

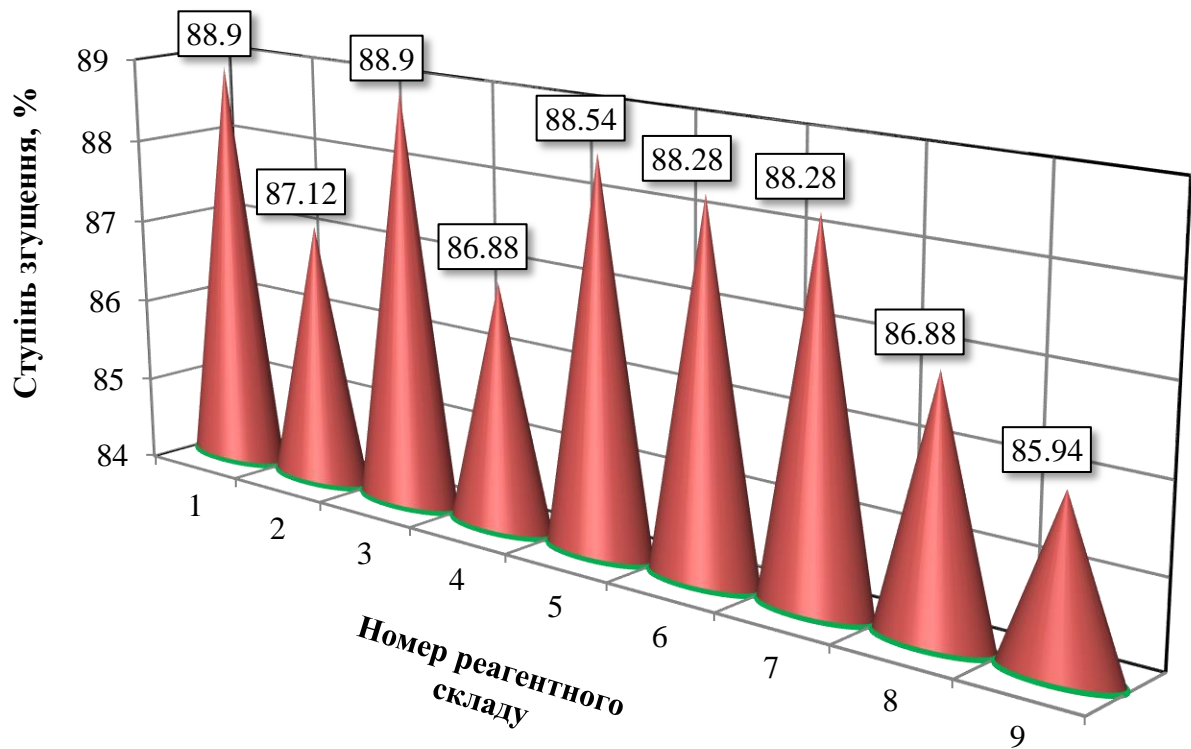


Рисунок 4.4 - Значення висоти сконцентрованого шару мікрowodоростей після 24 годин відстоювання

Виходячи із такого аналізу оптимальні результати загушення (за співвідношенням ефект – затрати) отримано за спільного застосування коагулянтів та флокулянта А100. За масових концентрації коагулянтів РАХ-18 і РАХ-ХЛ19Н 10 ppm та концентрації флокулянта А100 1 ppm за час відстоювання 30 хв після обробки реагентами було досягнуто ефект загушення суспензій відповідно в 11,8 та в 10,4 рази у відношенні об'єму. Масова концентрація клітин *Microcystis aeruginosa* в осаді у результаті коагуляційно-флокуляційної обробки та осадження збільшилася порівняно із початковою відповідно у 9,6 та у 9,0 рази до значень 4800 ppm та 4500 ppm відповідно.

**4.1.3. Збір нарощеної біомаси макроводоростей, водоплавних рослин та рослин штучно створених водно – болотних угідь.** Збір водоплавних рослин достатньо відпрацьований технологічно, для цього використовується існуюче

технологічне обладнання. На рис.4.5 показана технологія збору водного гіацинту, а на рис. 4.6 – збір макроводоростей.



Рисунок 4.5 - Збір водяних гіацинтів спеціалізованим водяним комбайном



Рисунок 4.6 - Збір макроводоростей спеціалізованим водяним комбайном

Щодо збору біомаси водних рослин із розвинутою кореневою системою, то найефективнішим способом очищення поверхні води від надлишкової біомаси гідробіонтів (стрижки очерету, осоки, водоростей) можна назвати застосування земснарядів, плавучих комбайнів та косарок (рис.4.7). Професійне продуктивне обладнання дозволяє впоратися із вирішенням проблеми відбору надлишкової нарощеної біомаси не тільки швидко, але і з дотриманням всіх основних параметрів, на зразок глибини покосу рослинності для запобігання відновлення її швидкого розростання в акваторії.



Рисунок 4.7 - Використання плавучої косарки для збору надлишкової біомаси очерету

Плавучі косарки із граблями, земснаряди із ковшами та іншим професійним обладнанням – єдиний вид техніки, що дозволяє ефективно виконати роботи із очищення водойм, оздоровлення екосистеми ставків, озер і русел річок, розчищення акваторії під різні цілі із запобіганням швидкого розростання віддаленої рослинності. Крім того, завдяки високій продуктивності такої

техніки, роботи із очищення водойми виконуються в максимально стислі терміни, що дозволяє не вносити коригування в графік виконання базових завдань щодо експлуатації водойми в повній відповідності із його призначенням. Механізований спосіб очищення водойм від водоростей та очерету супроводжується можливістю ретельного збору продуктів покосу та їх складування в спеціально відведених місцях із подальшою утилізацією [111].

#### **4.2. Оцінка ефективності попередньої обробки біомаси з ціллю розкриття додаткової поверхні масообміну**

Як попередня обробка зібраної та зконцентрованої біомаси гідробіонтів в залежності від типу гідробіонтів, технології та умов подальшої утилізації, може використовуватись реагентна обробка, тонке подрібнення та помел, ультразвукова кавітація, гідродинамічна кавітація, віброгідродинамічна кавітація. Для кожного типу гідробіонтів доцільно застосовувати ті види попередньої обробки, які б давали найкращі результати у наступних процесах утилізації [112]. Це вимагає окремих досліджень для кожного конкретного випадку. Слід зауважити що для дрібнодисперсних гідробіонтів (ціанобактерії) тонке подрібнення та помел провести неможливо. Ефективним методом підготовки може бути тільки один із видів кавітації. Для інших гідробіонтів доцільною і обов'язковою стадією є подрібнення та помел. Але і після цієї стадії подрібнену біомасу доцільно обробити у кавітаційному полі з ціллю ще більш повного розкриття поверхонь масообміну, збільшення доступності біомаси до біорозкладу.

Використанню біомаси ціанобактерій як сировини для виробництва біогазу та біодизелю присвячено ряд досліджень [113 - 115]. Перші етапи цих технологій споріднені і включають збір із поверхні водойм ціанобактерій, відділення їх від води у накопичувальних колонах чи спеціальних ємностях та підготовку субстрату біомаси водоростей. Для отримання біогазу субстрат завантажують у метантенки, де за температури 60°C за біотехнологією «метанового бродіння» із

нього ферментується біогаз, який спрямовується у газозбірник. У технології виробництва біодизельного пального субстрат біомаси піддають екстрагуванню для виділення із нього ліпідів та жирних кислот. Із цієї сировини біодизель виготовляють за традиційною технологією – переетиризацією рослинних масел [116, 117]. У кожному із цих технологічних процесів вихід готового продукту певною мірою лімітується ступенем розкладу сировинної біомаси (ціанобактерій), або по-іншому ступенем відкритості до масообміну локалізованої у клітинній оболонці ціанобактерій біомаси. Як відзначалось, оболонка цих бактерій доволі стійка до зовнішніх впливів, що обумовлює у випадку відсутності попередньої обробки низьку інтенсивність проходження процесів синтезу біогазу та екстрагування ліпідів. У кінцевому результаті це не дозволяє повною мірою використати повністю енергетичний потенціал біомаси.

Використання засобів механічного руйнування оболонок бактерій через незначні їх розміри виявилось малоефективним. Тому продовжуються пошуки більш дієвих методів інтенсифікації виділення внутріклітинного вмісту ціанобактерій. Доволі ефективний метод руйнівного впливу на ціанобактерії запропоновано у роботах [118 - 120]. Авторами досліджувалось застосування кавітаційних явищ для інтенсифікації руйнування мембран та оболонок ціанобактерій з метою повнішого і пришвидшеного виділення їх внутріклітинного вмісту.

Результати досліджень впливу гідродинамічної кавітації на ефективність екстрагування ліпідів із біомаси ціанобактерій за даними наших попередніх досліджень [118] показують що загальний вміст ліпідів у відібраній пробі ціанобактерій становив 1,27 % від сухої маси. Із біомаси без попередньої обробки в полі гідродинамічної кавітації вдалося екстрагувати ліпіди у кількості, що відповідає 0,32 % сухої маси водоростей (25,2 % від всього вмісту ліпідів). Цей результат підтверджує, що клітинні стінки необроблених водоростей є тяжкопроникні, і використання їх без обробки для отримання енергоносіїв є ускладненим. Із біомаси, яка пройшла попередню обробку в полі

гідродинамічної кавітації, за описаною вище методикою вдалось екстрагувати 0,45 % ліпідів (майже 80 % від всього вмісту ліпідів).

Кавітаційна обробка водяної суспензії ціанобактерій, завдяки утворенню в процесі сплескування кавітаційних мікробульбашок ударних мікрохвиль, почергової зміни зон підвищених та понижених тисків, а також інтенсивному впливу на мембрани та оболонки водоростей самоутворюваних в кавітаційному полі хімічно активних окиснювачів радикалів  $\text{OH}^-$  та пероксиду водню  $\text{O}_2\text{H}_2^-$ , активно руйнує оболонки водоростей та вивільняє їх внутріклітинний вміст. Цей спосіб захищено патентом на корисну модель України і він передбачає на етапі «екстрагування та біорозкладу» застосування гідродинамічної кавітації [1], що на 20-25 % підвищує швидкість руйнування оболонок ціанобактерій. Однак, очевидно через недостатню інтенсивність формованого лопатевими кавітаторами кавітаційного поля, бажаного результату забезпечити не вдалося.

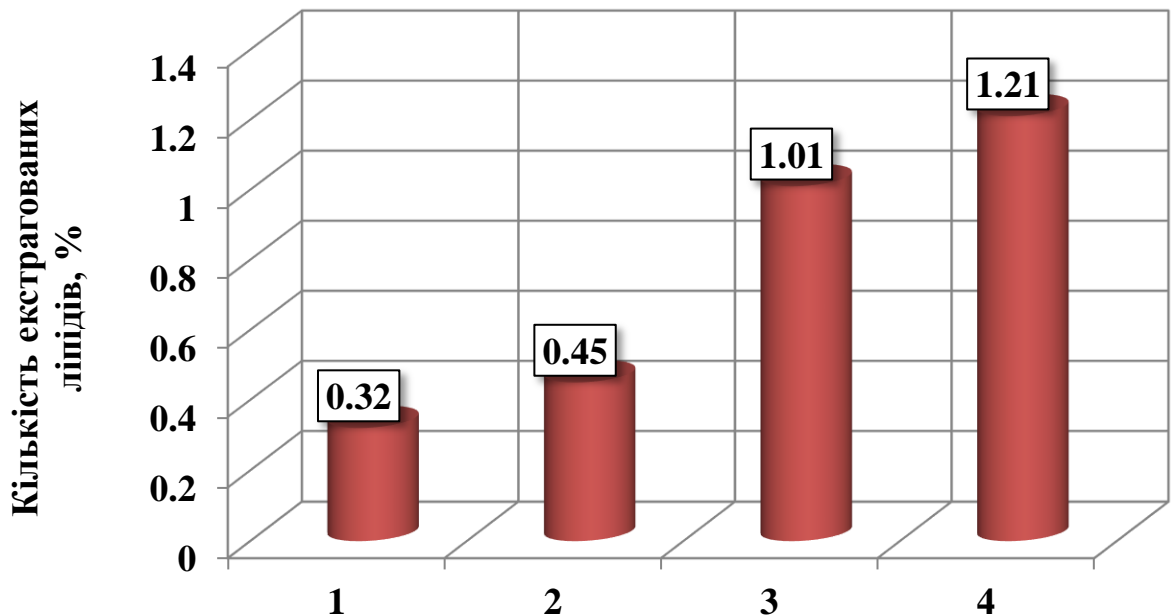


Рисунок 4.8 - Залежність кількості екстрагованих із ціанобактерій ліпідів (у % від сухої маси) від виду попередньої обробки біомаси: 1 – без попередньої обробки; 2 – після обробки в акустичному кавітаційному полі; 3 – після обробки в полі гідродинамічної кавітації; 4 – після віброкавітаційної обробки.

Нами [56] проводилось порівняння ефективності різних видів попередньої

обробки біомаси гідробіонтів, за критерій ефективності було обрана кількість екстрагованих ліпідів, яка визначалась за методом [52]. Результати досліджень приведені на рис.4.8.

Приведені дані свідчать, що перспективною для практичного використання може бути обробка у полі гідродинамічної кавітації, але найбільш перспективною є віброкавітаційна обробка. Технологічною перевагою такої обробки може бути можливість реалізації процесу обробки біомаси у безперервному режимі в потоці.

### **4.3. Дослідження кінетики синтезу біогазу із біомаси гідробіонтів**

Кінетика синтезу біогазу досліджувалась на спеціально сконструйованій установці, описаній у розділі 2. Досліджувались вплив двох параметрів на кінетику метаногенезу:

1. Вплив попередньої віброкавітаційної обробки (яка була вибрана як найбільш перспективна, виходячи із результатів, приведених у розділі 4.2). Як сировина використовувалась біомаса ціанобактерій.
2. Вплив внесення в склад сировинної суміші затравки для зброджування (використовувався мул анаеробного зброджування стічних вод дріжджового виробництва ЗАТ «ЕНЗИМ»). Як сировина використовувались подрібнена і суспендована біомаса осоки.

Результати досліджень приведені нижче.

**4.3.1. Дослідження впливу на метаногенез попередньої віброкавітаційної обробки біомаси гідробіонтів.** На лабораторній моделі описаного в розділі 2 віброкавітатора, який працював у періодичному режимі, проводилась попередня обробка суспензії ціанобактерій із ціллю руйнування клітинних стінок та вивільнення біомаси у простір доступності для реалізації в подальшому метаногенезу.

Досліди проводили із водою, в яку вводились ціанобактерії, відібрані на Кременчуцькому водосховищі у м. Світловодськ. Перед початком експериментів



водорості розбавлялись до вмісту сухої речовини 17,1 г/л, що відповідає реальній концентрації водоростей у місцях скупчення.

У робочу ємність віброкавітатора заливали 1 л модельної суспензії. Час кавітаційної одробки складав 5, 10 та 15 хв. Попередніми дослідженнями встановлено, що метаногенез у ціанобактеріях без будь-якої попередньої обробки біомаси проходить повільно і неефективно, кількість та інтенсивність отриманого біогазу не дозволяє рекомендувати таку технологію для промислового впровадження. Обробка біомаси більше 15 хв. також неефективна, оскільки не дивлячись на збільшення підводу енергії досягти подальшого збільшення ефективності чи інтенсивності метаногенезу не вдавалось. Після віброкавітаційної обробки проба використовувалась в подальшому для дослідження ефективності синтезу біогазу.

Метою досліджень було підтвердження перспективності отримання біогазу шляхом анаеробного зброджування біомаси ціанобактерій та встановлення ступеня ефективності попередньої віброкавітаційної обробки.

На першому етапі досліджень визначався вміст органічної частини водоростей шляхом спалювання наважки висушених водоростей у печі за 550<sup>0</sup>С впродовж 15 хв. За результатами досліджень органічна частина складала 94% від загальної маси водоростей.

Результати досліджень динаміки синтезу біогазу із біомаси ціанобактерій, представлені на рис.4.9.

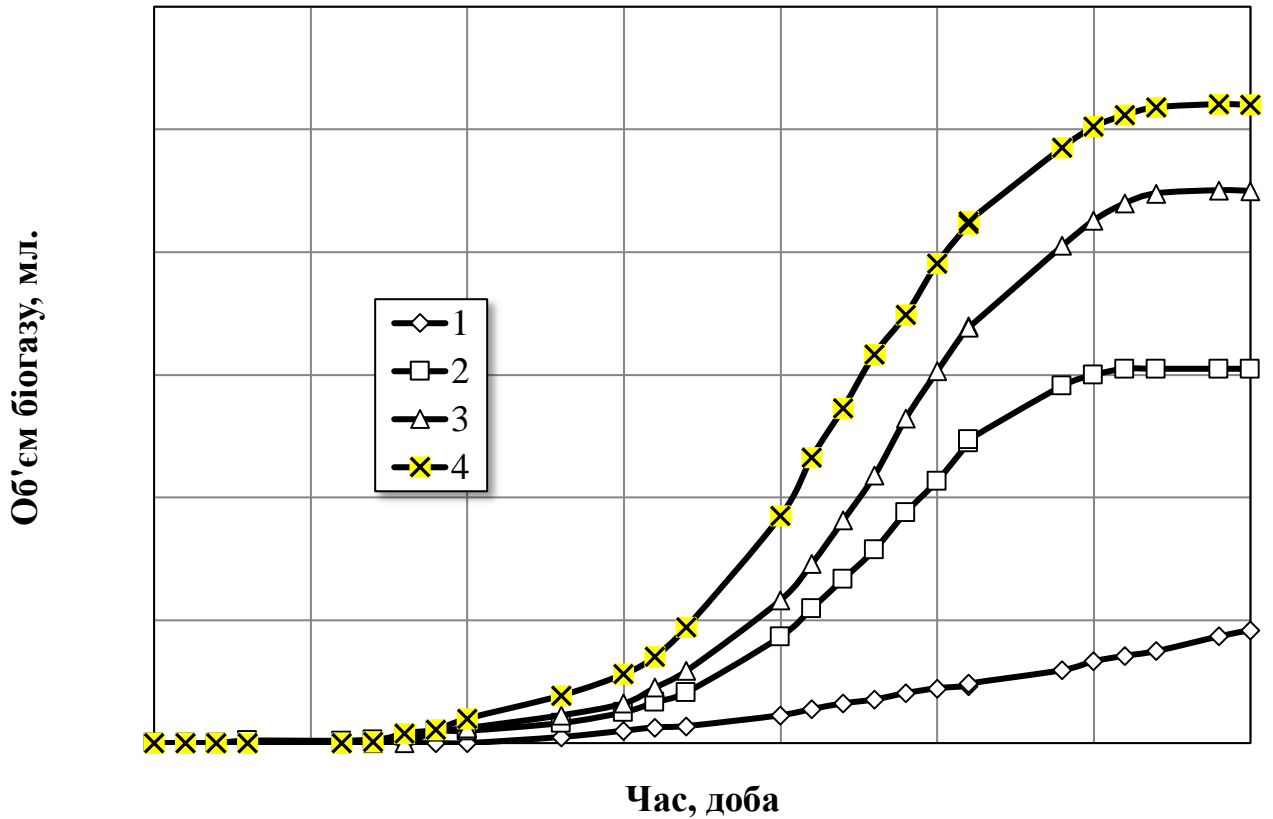


Рисунок 4.9 – Динаміка біорозкладу біомаси ціанобактерій та активного мулу в мезофільних умовах в залежності від тривалості попередньої віброкавітаційної обробки (1 – активний мул; 2, 3 4 – суспензія ціанобактерій, тривалість віброкавітаційної обробки якої складає відповідно 5, 10 та 15 хвилин).

Як видно із цих даних, у випадку біорозкладу активного мулу без добавок ціанобактерій, із великою часткою ймовірності можна прийняти, що процес виділення біогазу відбувається із постійною швидкістю. У випадку ж виділення біогазу в процесі біорозкладу біомаси ціанобактерій (після обробки в віброкавітаційному полі) криві динаміки виділення біогазу мають S - подібну форму. Це підтверджує, що процес носить автокаталітичний характер і може бути описаний рівнянням Міхаеліса – Ментена. Ціллю подальших досліджень буде більш детальне дослідження процесу за різних умов його реалізації з ціллю встановлення кінетичних констант, які можуть бути використані для розрахунку реальних процесів.

Результати, приведені на рис.4.9, свідчать, що віброкавітаційна обробка дозволяє значно збільшити інтенсивність синтезу біогазу, а також збільшити об'єм його утворення. Так, із збільшенням часу віброкавітаційної обробки відповідно від 5 до 10, а потім до 15 хв., кількість синтезованого біогазу відповідно збільшилась у 1,5 і 1,7 рази.

**4.3.2. Дослідження впливу на метаногенез внесення затравки в склад біомаси гідробіонтів перед метаногенезом.** Дослідження проводились за описаною у розділі 2 методикою. Як затравка використовувався мул анаеробного зброджування стічних вод дріжджового виробництва ЗАТ «ЕНЗИМ». Результати досліджень приведені у таблиці 4.1 та на рис.4.10.

Таблиця 4.1 – Питомий добовий вихід біогазу

Час від початку $t$ , діб	Питомий вихід біогазу, мл/(л*добу)			
	$CP_c=0,05$	$CP_c=0,05$	$CP_c=0,1$	$CP_c=0,1$
	$X_E=0,05$	$X_E=0,2$	$X_E=0,05$	$X_E=0,2$
	колба 1	колба 2	колба 3	колба 4
<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
1	804	1260	1470	2254
2	36	70	24	20
3	110	1260	6	30
4	0	100	10	620
5	10	60	50	2070
6	0	0	40	170
7	0	40	30	70
8	0	0	0	80
9	50	0	0	0
10	20	30	0	80
11	0	0	0	180
12	0	0	0	130

1	2	3	4	5
13	0	0	0	140
14	0	10	0	110
15	0	10	0	190
16	10	10	0	110
17	60	0	0	10
18	180	0	0	60
19	150	0	0	0
20	110	10	0	0
21	50	0	0	0
22	20	0	0	0
23	0	0	0	0
<b>Середнє:</b>	<b>70,0</b>	<b>124,3</b>	<b>70,9</b>	<b>275,0</b>

Як видно із приведених даних, інтегральні криві за характером відрізняються від результатів, приведених на рис.4.9 відсутністю повільної індукційної стадії (стадії зародження активних центрів метаногенезу). Як видно із рис.4.10 синтез біогазу починається відразу, за рахунок внесеної затравки, в якій містяться створені раніше центри розвитку біохімічних реакцій. В значній мірі він також залежить від кількості сухої речовини. І інтенсивність метаногенезу найбільша для дослідження, у якому кількість внесеної затравки і вміст сухої речовини у сировинній суміші найбільші -  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$ .

Як видно із рис.4.10, на всіх кривих спостерігається у більшій чи в меншій мірі виражена «площадка». На нашу думку її поява пов'язана із переходом у процесу бродіння із використання в біохімічних реакціях внесеної затравки (яка на той час вичерпується) на індуковані у результаті розвитку процесу бродіння власні центри розвитку біохімічних реакцій.

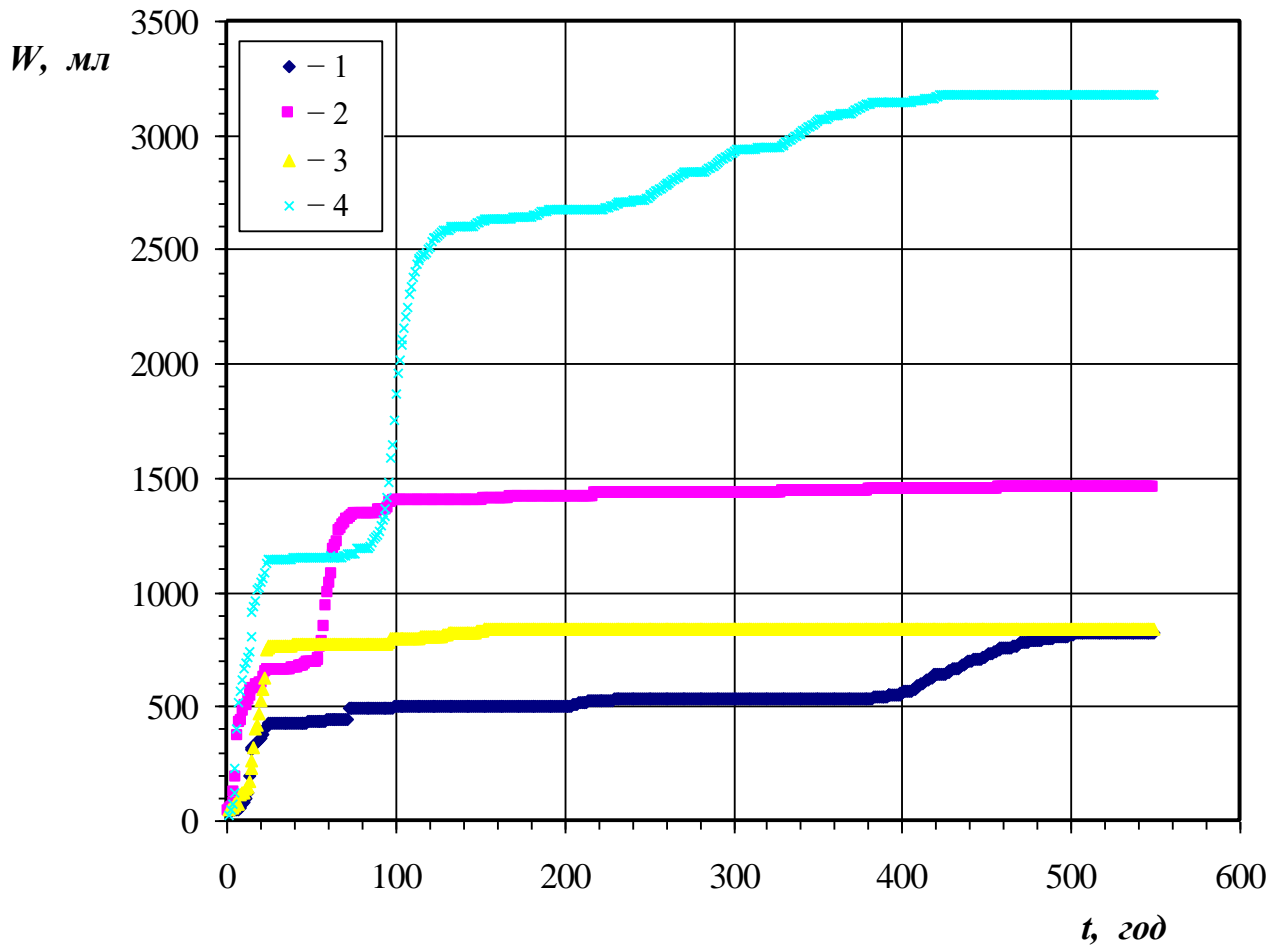


Рисунок 4.10 - Інтегральні криві сумарного виходу біогазу: 1 – масова частка сухої речовини  $CP_c=0,05$ ; масова частка "затравки"  $X_E=0,05$ ; 2 –  $CP_c=0,05$ ;  $X_E=0,2$ ; 3 –  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,05$ ; 4 –  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$ .

Таким чином аналіз результатів досліджень дозволяє стверджувати про перспективність внесення затравки в процес синтезу біогазу, яка збільшує як швидкість метаногенезу, так і загальну кількість синтезованого біогазу (для випадку  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$  у 3,92 рази в порівнянні із випадком  $CP_c=0,05$ ;  $X_E=0,05$ ).

#### 4.4. Дослідження перспективності використання дигестату у агротехнологіях

Дослідження можливості використання дегестату як добавки (добрива) проводили згідно методики описаної в розділі 2.5, предметом дослідження були отримані в результаті метаногенезу (розділ 4.3.2.) органічні відходи – дегестат.

Першочерговим етапом дослідження є визначення кількості небезпечних сполук, а особливо вмісту важких металів, які можуть бути лімітуючим чинником для використання цього виду відходів як органічного добрива чи добавки для ростового субстрату. А також паралельно визначали основний вміст макро та мікроелементів у дегестаті. Дослідження проводили на *рентгенофлуоресцентному аналізаторі* EXPERT 3L згідно із методикою, детально описаною у розділі 2.5. Отримані дані приведені у таблиці 4.2.

Таблиця 4.2 - Елементний склад висушеного дегестату

Назва елемента	Вміст, %	Назва елемента	Вміст, %	Назва елемента	Вміст, %
14Si	4.432 ±0.086	22Ti	0.081 ±0.019	34Se	0.007 ±0.002
15P	7.160 ±0.131	25Mn	1.139±0.017	35Br	0.053 ±0.002
16S	11.713±0.101	26Fe	1.492 ±0.015	38Sr	0.029 ±0.002
17Cl	8.461 ±0.079	28Ni	0.023 ±0.002	40Zr	0.004 ±0.002
19K	20.197±0.060	29Cu	0.006 ±0.001	46Pd	0.008 ±0.002
20Ca	45.131±0.112	30Zn	0.024 ±0.001	51Sb	0.025 ±0.004

Проведено перерахунок вмісту основних компонентів дегестату із лімітуючим вмістом важких металів та небезпечних сполук у сировині для виробництва добрив, які визначаються діючими в Україні ТУ У 24.1-14005076-065-2003 «Закордонні фосфорити» [121]. Дані порівняння приведено в таблиці 4.3.

Отже наведені дані свідчать, що ні одного із елементів, вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований (кадмію, свинцю та арсену) в дегестаті не знайдено. Найбільший вміст у відпрацьованій біомасі кальцію і значний вміст сірки (ці елементи є олігоелементами, необхідними для збалансованого живлення рослин), внесення яких в складі добрив доцільне, значний вміст фосфору і калію – основних біогенних елементів живлення рослин

(за вмістом вони знаходяться на рівні кращих сортів мінеральних добрив), а також мікроелементів заліза і марганцю, які є необхідними для збалансованого розвитку багатьох культурних рослин.

Таблиця 4.3 – Порівняння вимог до вмісту важких металів та небезпечних сполук у сировині для виробництва добрив згідно ТУ У 24.1-14005076-065-2003 «Закордонні фосфорити» із елементним складом висушеного дегестату

№ п/п	Вимоги згідно ТУ У 24.1-14005076-065-200				Вміст в біомасі
	Назва показників і одиниця вимірювання	Норма для марок			
		А	Б	В	
1.	Масова частка кадмію, мг/кг, не більше	18	18	18	Не знайдено
2.	Масова частка свинцю, мг/кг, не більше	15	15	15	Не знайдено
3.	Масова частка арсену, мг/кг, не більше	12	12	12	Не знайдено

Обмежуючим фактором може бути вміст хлору, проте він може міститися в складі комбінованих сполук, які не будуть створювати інгібуючий вплив, а також в перерахунку на масову частку його кількість незначна. Також він часто входить у вигляді хлоридів в калійні добрива, які масово застосовуються в сільському господарстві, тому вміст його в органічному добриві із відпрацьованої біомаси допустимий. Таким чином проведені дослідження дають можливість стверджувати про можливість використання отриманого дегестату як органічного добрива або добавки для ростового субстрату, оскільки в своєму складі він не містить небезпечних компонентів, проте забезпечений значною кількістю біогенних елементів, макро- та мікроелементів.

**4.4.1. Попередня підготовка дегестату.** Одним із основних завдань для використання дегестату як добрива є виділення зайвої вологи, оскільки дослідження показали, що в різних варіантах відпрацьованої сировини міститься значна кількість вологи 95-98 % (рис. 4.11, 4.12).

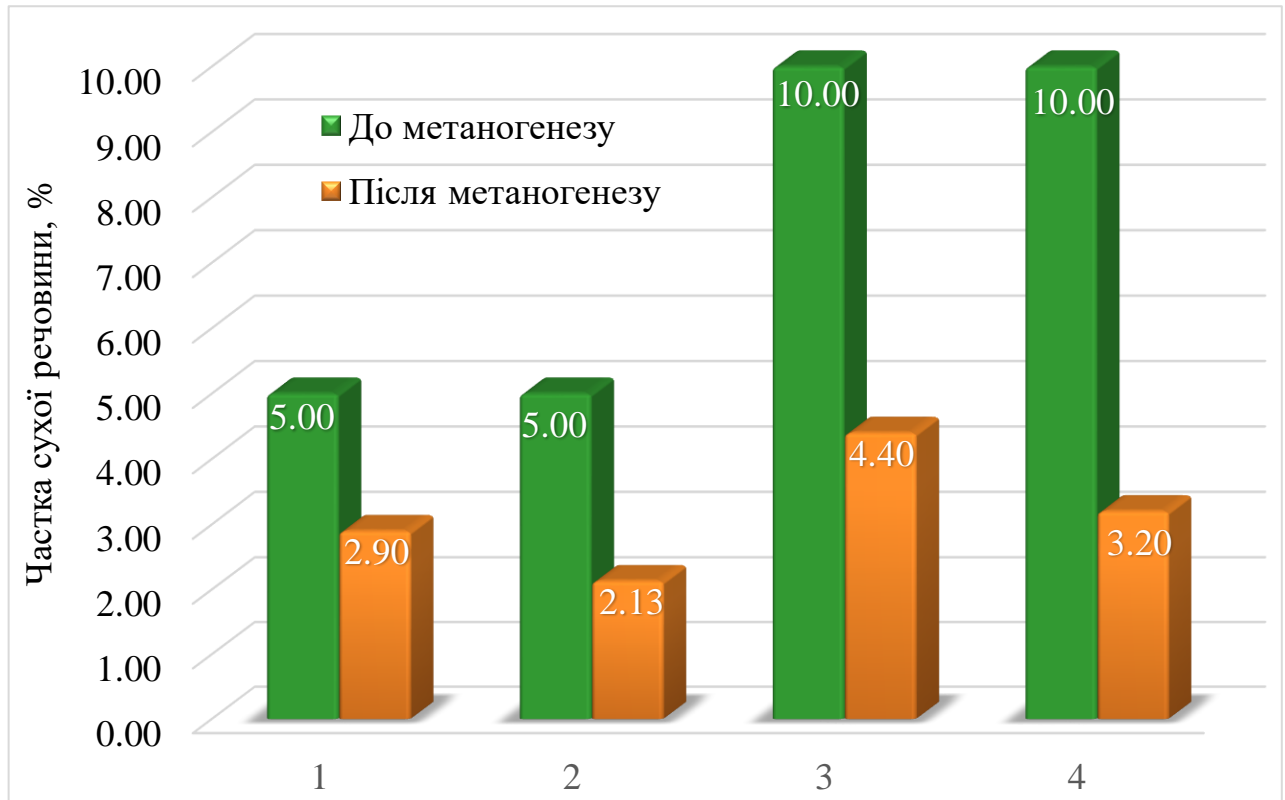


Рисунок 4.11 – Сухий залишок дегестату в результаті проходження метаногенезу: 1 – масова частка сухої речовини  $CP_c=0,05$ ; масова частка "затравки"  $X_E=0,05$ ; 2 –  $CP_c=0,05$ ;  $X_E=0,2$ ; 3 –  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,05$ ; 4 –  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$ .

Таким чином кожна проба дегестату відрізнялася за кількістю сухої речовини це пояснюється різницею співвідношень біомаси і "затравки", а також відповідно проходженням процесу метаногенезу. Так у варіантах де було більше "затравки" №2 і №4 розклад відбувався ефективніше і виділялася більша кількість газу. Отже, кількість сухої речовини в процесі метаногенезу змінювалася по – різному. Так в колбі №1 вона зменшилася на 42,04 % або в 1,73 рази, в колбі №2 – зменшилася на 57,39 % або в 2,35 рази, в колбі №3 –



зменшилася на 56,01 % або в 2,27 рази і найбільше розкладання відбулося в колбі №4 кількість сухої речовини зменшилася на 68,01 % або в 3,13 рази.

Щоб мати змогу внести більшу кількість дегестату і запобігти перезволоженню та заболоченню ґрунту необхідно виділити частину зайвої вологи, ми здійснювали це механічним методом за допомогою центрифуги ОПн-8 (2 хв., при 5000 об.), щоб виключити можливий вплив флокулянтів на подальші результати біоіндикаційних досліджень. Усереднені результати виділення зайвої вологи представлені на рис. 4.12.

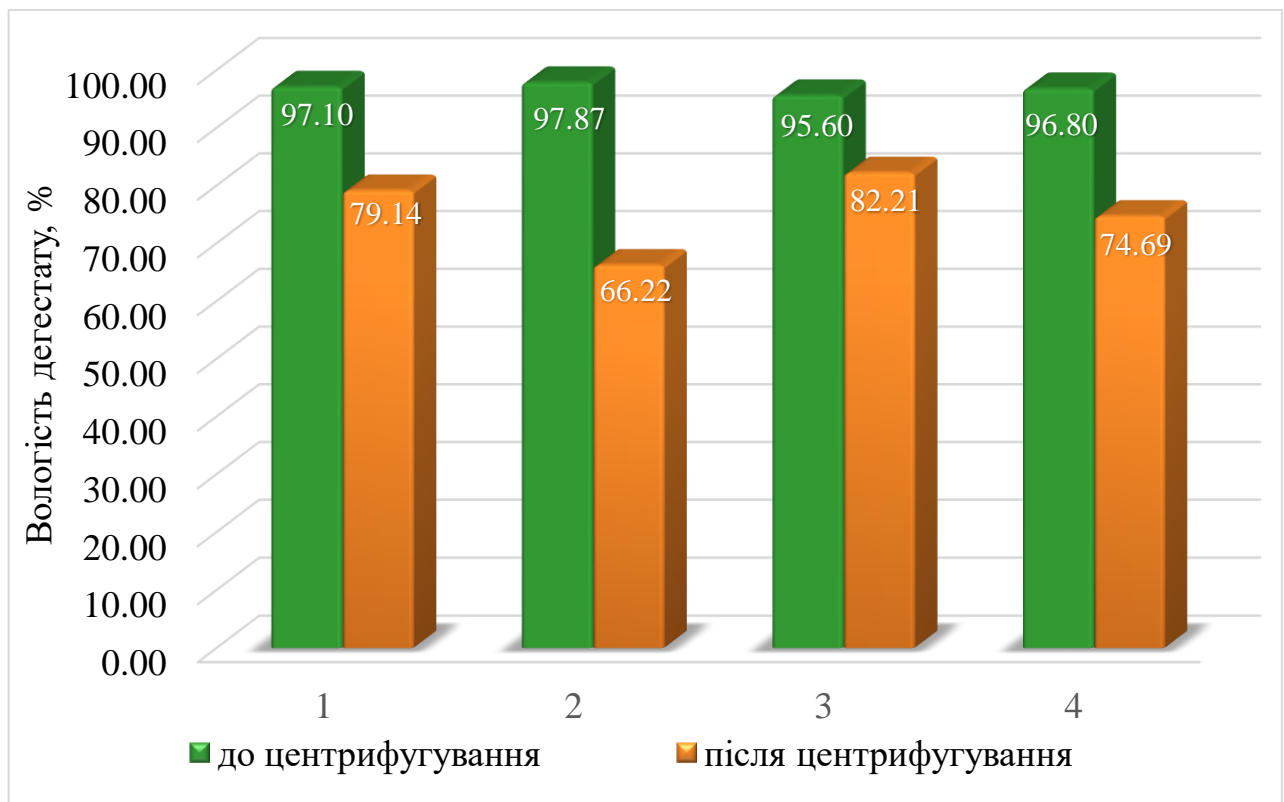


Рисунок 4.12 – Вологість дегестату до і після центрифугування: 1 – масова частка сухої речовини  $CP_c=0,05$ ; масова частка "затравки"  $X_E=0,05$ ; 2 –  $CP_c=0,05$ ;  $X_E=0,2$ ; 3 –  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,05$ ; 4 –  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$ .

Виділення зайвої вологи допомогли знизити вологість дегестату перед біоіндикаційними дослідженнями для першого зразка на 17,96 %, для другого на 31,65 %, для третього на 13,39 %, а для четвертого на 22,11 %. В цьому випадку також спостерігається така залежність: у зразках з більшим вмістом "закваски"

волога виділялася значно краще ніж з меншим вмістом. Так в другому зразку виділилося на 1,76 рази більше води ніж першому, а в четвертому зразку виділилося на 1,65 рази більше води ніж третьому.

**4.4.2. Вплив дегестату на схожість культурних рослин.** На цьому етапі для досліджень визначали можливість впливу дегестату на схожість досліджуваних культур.

Для визначення відбиралося по 100 насінин райграсу (*Lolium perenne*) та ячменю звичайного (*Hordeum vulgare*), поміщали в чашки Петрі на різні субстрати за такою схемою:

1. КС – контроль на стерильному середовищі (дистильована вода на фільтрувальному папері),  $m=25$  г;
2. К – контроль на ґрунті (темно-сірий опідзолений ґрунт),  $m=25$  г;
3. Д 10 % – дегестат 10 % (суміш темно-сірого опідзоленого ґрунту та дегестату, 90:10),  $m=25$  г;
4. Д 20 % – дегестат 20 % (суміш темно-сірого опідзоленого ґрунту та дегестату, 80:20),  $m=25$  г.

Всі досліджувані зразки зберігали за однакових умов за  $t=25^{\circ}\text{C}$  у сухоповітряному термостаті (рис. 4.13) впродовж 7 днів, вологість субстратів була схожою і становила 70 %, за результатами досліджень визначали інтенсивність схожості культур на відповідних субстратах, та можливість подальшого дослідження впливу дегестату на ріст і розвиток культурних рослин.



Рисунок 4.13 – Досліджувані зразки у сухоповітряному термостаті.

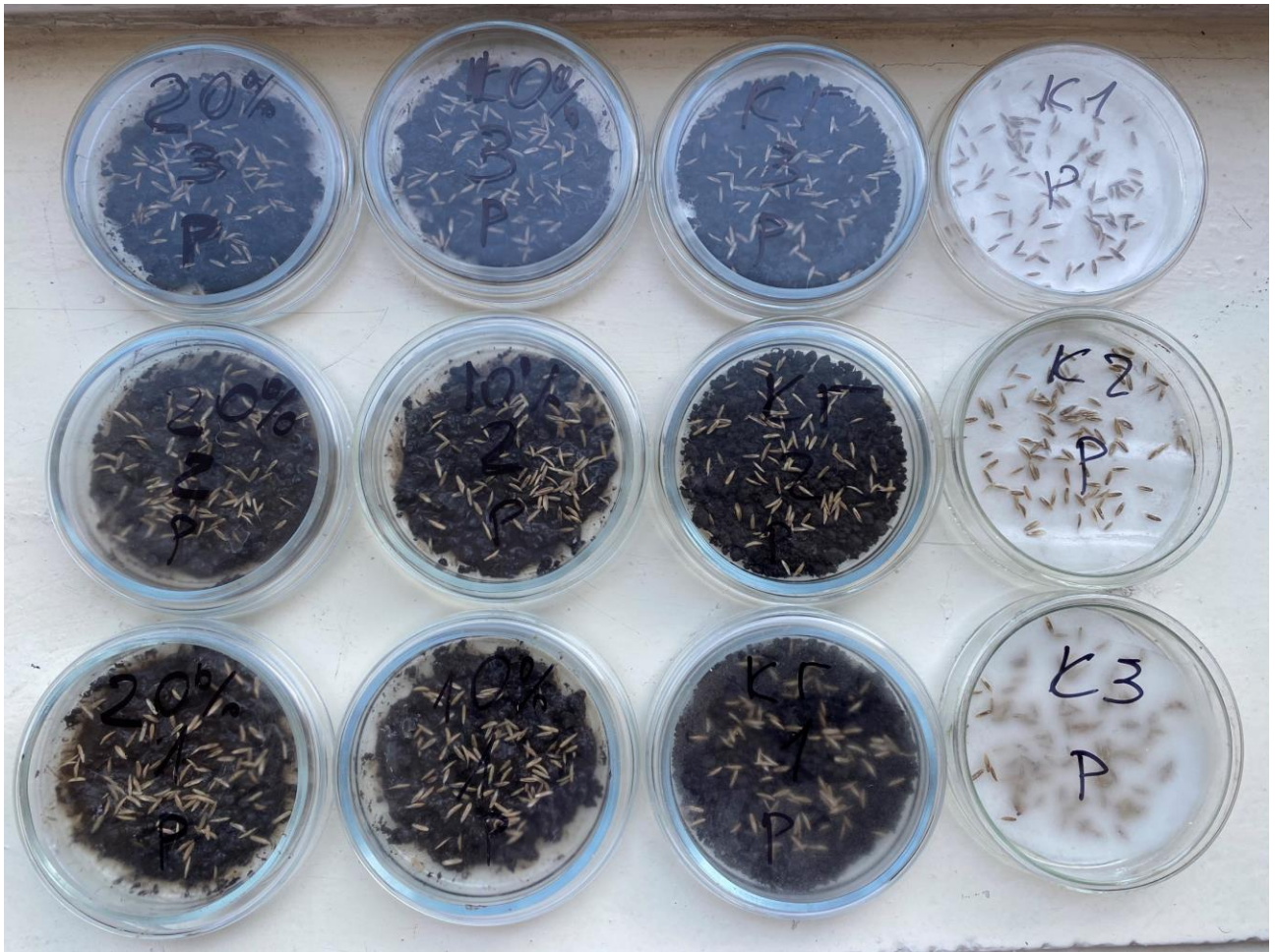


Рисунок 4.14 – Загальний вигляд досліджуваних варіантів випробовувальних сумішей з райграсом (*Lolium perenne*) на день посіву.

Таким чином дані дослідження дадуть змогу встановити вплив дегестату на проростання насіння культурних рослин відсіявши всі зовнішні фактори навколишнього середовища, освітлення, температуру та вологість. Загальний вид досліджуваних варіантів з райграсом (*Lolium perenne*) представлено на рис. 4.14, а з ячменем звичайним (*Hordeum vulgare*) на рис. 4.15. Всі варіанти містили по чотири повторення, для забезпечення чистоти проведення досліджень та мінімізації похибок.

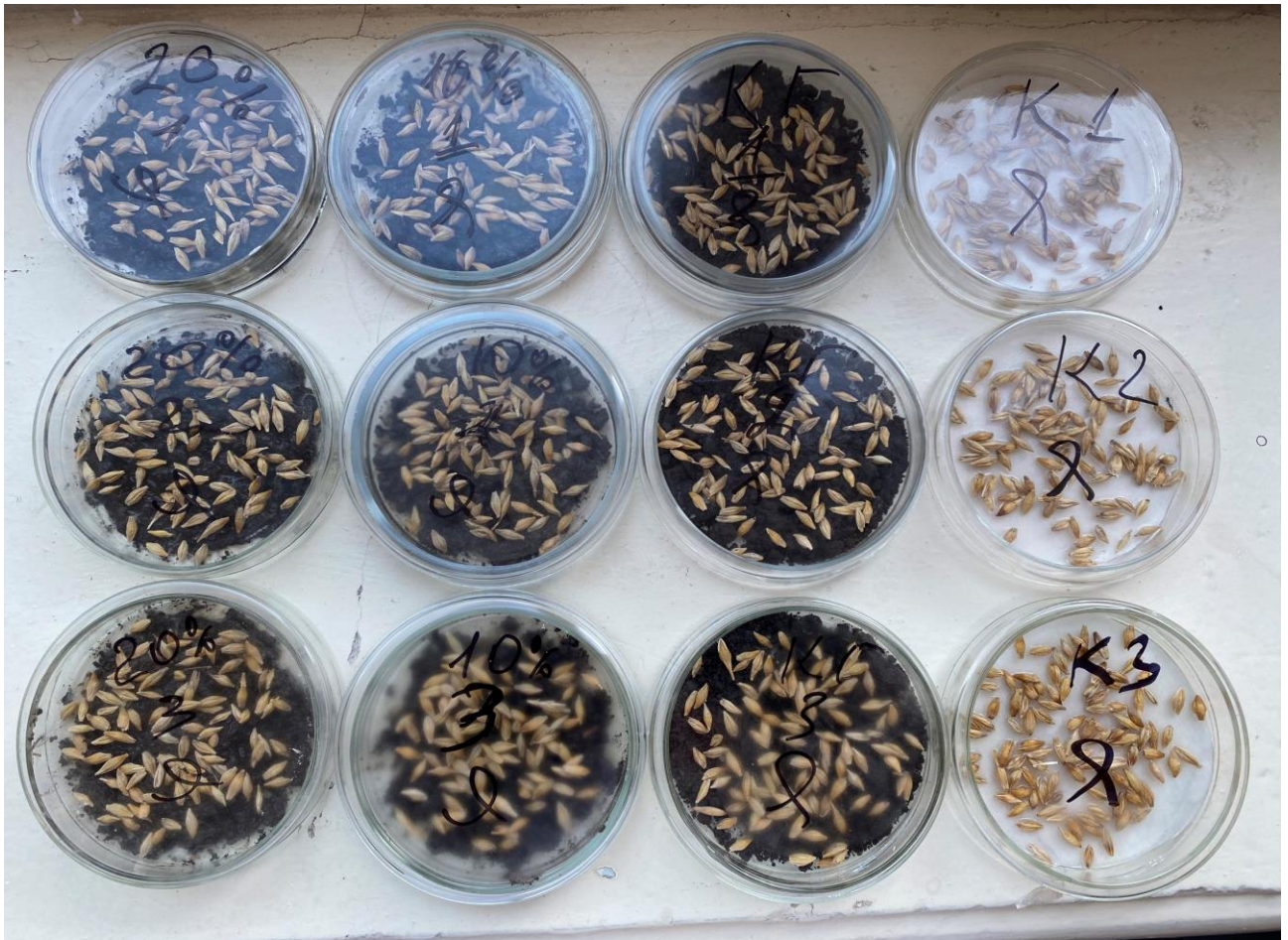


Рисунок 4.15 – Загальний вигляд досліджуваних варіантів випробовувальних сумішей з ячменем звичайним (*Hordeum vulgare*) на день посіву.

Усереднені результати проведеного дослідження представлені на рис. 4.16. Як ми можемо побачити схожість в усіх досліджуваних варіантах була досить хорошою і становила 87-93 %, райграс в загальному показав кращий відсоток схожості рослин (91-93 %), проте на ячмені краще видно позитивний вплив дегестату на схожість культурних рослин. Отже, найкраща схожість двох культур було відмічена на варіанті з вмістом дегестату 20%, для райграсу вона становила 93,33 % (на 1,67 % більше від контролю, та 0,33 % більше від стерильного контролю), для ячменю звичайного – 91,33 % (на 4,00 % більше від контролю, та 0,67 % більше від стерильного контролю).

На рис. 4.17 і 4.18 зображено загальний вигляд досліджуваних варіантів на 7 день досліджень.

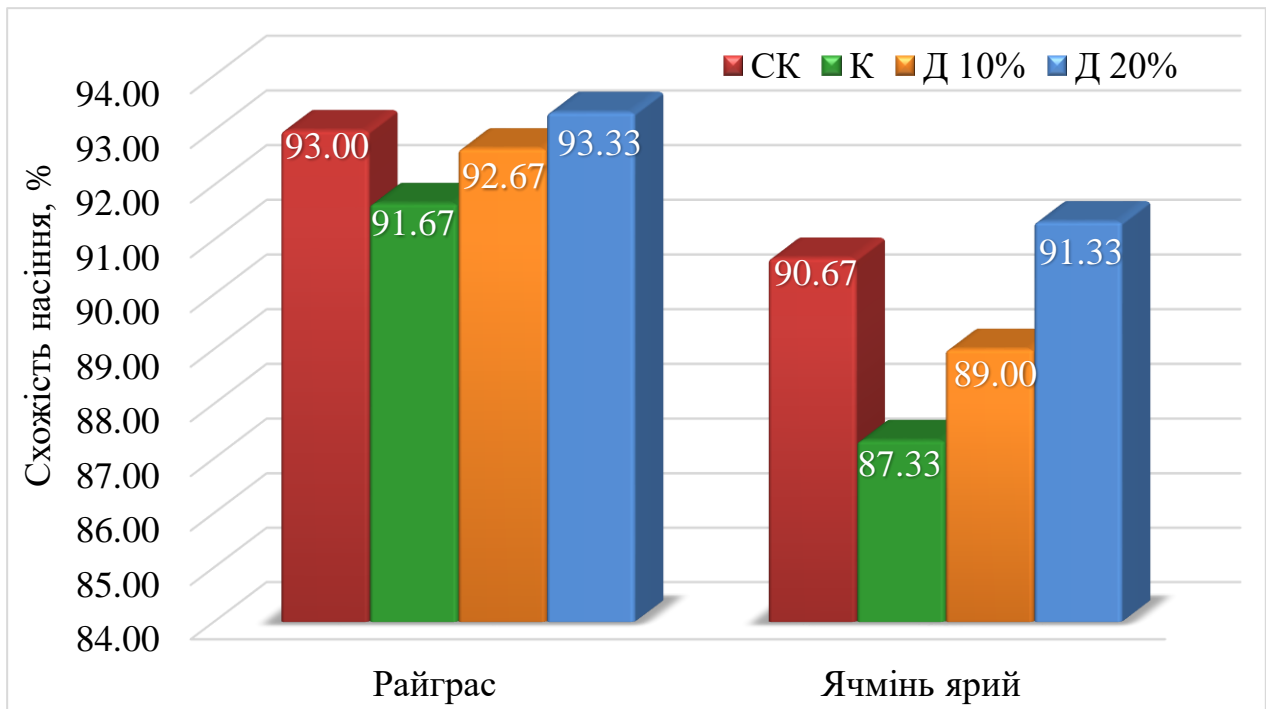


Рисунок 4.16 – Вплив дегестату на схожість культурних рослин.



Рисунок 4.17 – Загальний вигляд досліджуваних варіантів випробовувальних сумішей з райграсом (*Lolium perenne*) на 7-й день досліджень.



Рисунок 4.18 – Загальний вигляд досліджуваних варіантів випробовувальних сумішей з ячменем звичайним (*Hordeum vulgare*) на 7-й день досліджень.

Підсумовуючи дані досліджень всіх варіантів із дегестатом можна зробити висновок, що вони показали хороші результати, отже вони можуть успішно використовуватися в подальших дослідженнях.

Проте постало питання чи можливе використання біомаси гідробіонтів без проходження процесу метаногенезу, для цього спеціально було закладено окремий дослід із різною кількістю біомаси від 20 до 50 % необробленої біомаси та відповідно 80 і 50% темно-сірого опідзоленого ґрунту. Результати даного дослідження були однозначними - проростання культурних рослин не відбувалося на жодних досліджуваних варіантах крім контролю, спостерігалось загнивання насіння і розвиток грибкової флори.

#### 4.5. Висновки та узагальнення до 4 розділу

1. Проведений аналіз технологічних підходів для збору біомаси водоплавних водних рослин та макроводоростей та збору біомаси водних рослини із розвинутою кореневою системою. Запропоновано використання для цих операцій існуючого технологічного обладнання: спеціалізованих водних комбайнів та плавучих косарок.

2. За даними лабораторних досліджень концентрування мікроводоростей в електричному полі не дивлячись наявну в літературі інформацію про його перспективність, не показав позитивних результатів. Тому його не можна застосовувати на практиці.

3. У лабораторних умовах підтверджено високу ефективність методу коагуляційно-флокуляційного гравітаційного загущення суспензій прісноводних мікроводоростей виду *Microcystis aeruginosa*. Визначено оптимальні концентрації реагентів при коагуляційно-флокуляційному загущенні мікроводоростей виду *Microcystis aeruginosa* у лабораторних умовах. Найбільше загущення за найкоротший проміжок часу отримано за умов спільного застосування коагулянта PAX-18 або PAX-XL19H разом з флокулянтом марки A100. За початкової концентрації клітин *Microcystis aeruginosa* (за сухою речовиною) 500 ppm, масовій концентрації коагулянтів PAX-18 і PAX-XL19H 10 ppm та концентрації флокулянта A100 1 ppm за час відстоювання 30 хв після обробки реагентами було досягнуто ефект загущення суспензій відповідно в 11,8 та в 10,4 рази по об'єму. Масова концентрація клітин *Microcystis aeruginosa* в осаді у результаті коагуляційно-флокуляційної обробки та осадження збільшилася порівняно з початковою відповідно у 9,6 та у 9,0 рази до значень 4800 ppm та 4500 ppm відповідно.

4. Встановлено, що з ціллю розкриття поверхонь масообміну для проходження біохімічних реакцій доцільно проводити попередню обробку біомаси гідробіонтів. Перспективною для практичного використання може бути обробка у полі гідродинамічної кавітації, але найбільш перспективною є

віброкавітаційна обробка. Технологічною перевагою такої обробки є можливість реалізації процесу обробки біомаси у безперервному режимі в потоці.

5. Результати досліджень впливу на метаногенез попередньої віброкавітаційної обробки біомаси гідробіонтів свідчать, що віброкавітаційна обробка дозволяє значно збільшити інтенсивність синтезу біогазу, а також збільшити об'єм його утворення. Так, із збільшенням часу віброкавітаційної обробки відповідно від 5 до 10, а потім до 15 хв., кількість синтезованого біогазу відповідно збільшилась у 1,5 і 1,7 рази.

6. Аналіз результатів досліджень впливу на метаногенез внесення затравки в склад біомаси гідробіонтів перед метаногенезом дозволяє стверджувати про перспективність такого підходу, в результаті якого збільшується як швидкість метаногенезу, так і загальна кількість синтезованого біогазу (для випадку  $CP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$  у 3,92 рази в порівнянні із випадком  $CP_c=0,05$ ;  $X_E=0,05$ ).

7. Результати проведених біоіндикаційних досліджень показали, що недоцільно використовувати свіжу біомасу як добриво: вона створює інгібуючий вплив і не дає змоги розвиватися рослинам, проте дослідження щодо використання відпрацьованої біомаси (дегестату) засвідчили, що в усіх досліджуваних варіантах із вмістом дегестату спостерігався позитивний вплив на проростання культурних рослин в порівнянні із контролем та стерильним контролем. У цьому випадку лімітуючим фактором використання дегестату може бути тільки значна його вологість (95-98 %), що потребує попереднього зневоднення.

Основні результати, висвітлені в 4 розділі, в повній мірі відображені у публікаціях [51, 58 - 65].



## ВИСНОВКИ

У дисертації наведене теоретичне узагальнення і нове вирішення наукової задачі, що виявляється в підвищенні рівня екологічної безпеки гідросфери в результаті застосування для очищення поверхневих та стічних вод методу розімкнутого біологічного конвеєра. В результаті узагальнення даних дисертаційних досліджень отримані такі найбільш вагомні результати.

1. Запропоновано концепцію розімкнутого біологічного конвеєра, яка відрізняється від відомої збором, концентруванням та виведенням із системи очищення нарощеної в результаті очищення водних середовищ біомаси із подальшою її комплексною утилізацією.
2. Досліджено життєвий цикл гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра, в якому виділено 5 стадій: технологія очищення забрудненого водного середовища; збір та концентрування нарощеної надлишкової біомаси; попередня обробка (подрібнення, помел, реагентна, кавітаційна) з ціллю забезпечення максимальної поверхні масообміну; утилізація зібраної біомаси гідробіонтів шляхом синтезу біогазу; використання дигестату у агротехнологіях.
3. Проведений аналітичний огляд та встановлені перспективи застосування різних видів гідробіонтів (аеробного та анаеробного мікробіоценозу, мікро та макроводоростей, водоплавних рослин, штучно побудованих водно-болотних угідь) для очищення водних середовищ у технології розімкнутого біологічного конвеєра;
4. Досліджені оптимальні умови збору та концентрування нарощеної біомаси. Встановлено, що для збору біомаси водоплавних водних рослин, макроводоростей та водних рослин із розвинутою кореневою системою доцільно використовувати існуюче технологічне обладнання (спеціалізовані водні комбайни та плавучі косарки).
5. У лабораторних умовах підтверджено високу ефективність методу коагуляційно-флокуляційного гравітаційного загущення суспензій

прісноводних мікрободоростей виду *Microcystis aeruginosa*. Найбільше загушення за найкоротший проміжок часу отримано за умов спільного застосування коагулянта PAX-18 або PAX-XL19H разом з флокулянтом марки A100. За початкової концентрації клітин *Microcystis aeruginosa* (за сухою речовиною) 500 ppm, масовій концентрації коагулянтів PAX-18 і PAX-XL19H 10 ppm та концентрації флокулянта A100 1 ppm за час відстоювання 30 хв після обробки реагентами було досягнуто ефект загушення суспензій відповідно в 11,8 та в 10,4 рази по об'єму. Масова концентрація клітин *Microcystis aeruginosa* в осаді у результаті коагуляційно-флокуляційної обробки та осадження збільшилася порівняно із початковою відповідно у 9,6 та у 9,0 рази до значень 4800 ppm та 4500 ppm відповідно.

6. Встановлено, що з ціллю розкриття поверхонь масообміну для проходження біохімічних реакцій доцільно проводити попередню обробку біомаси гідробіонтів у полі гідродинамічної кавітації, але найбільш перспективною є віброкавітаційна обробка. Технологічною перевагою такої обробки є можливість реалізації процесу обробки біомаси у безперервному режимі в потоці.
7. Результати досліджень впливу на метаногенез попередньої віброкавітаційної обробки біомаси гідробіонтів свідчать, що віброкавітаційна обробка дозволяє значно збільшити інтенсивність синтезу біогазу а також збільшити об'єм його утворення. Так, із збільшенням часу віброкавітаційної обробки відповідно від 5 до 10, а потім до 15 хв., кількість синтезованого біогазу відповідно збільшилась у 1,5 і 1,7 рази.
8. Аналіз результатів досліджень впливу на метаногенез внесення затравки в склад біомаси гідробіонтів перед метаногенезом дозволяє стверджувати про перспективність такого підходу, в результаті якого збільшується як швидкість метаногенезу, так і загальна кількість синтезованого біогазу (для випадку  $SP_c=0,1$ ;  $X_E=0,2$  у 3,92 рази в порівнянні із випадком  $SP_c=0,05$ ;  $X_E=0,05$ ).

9. Результати проведених біоіндикаційних досліджень показали, що недоцільно використовувати свіжу біомасу як добриво: вона створює інгібуючий вплив і не дає змоги розвиватися рослинам, проте дослідження щодо використання відпрацьованої біомаси (дигестату) засвідчили, що в усіх досліджуваних варіантах із вмістом дигестату спостерігався позитивний вплив на проростання культурних рослин в порівнянні із контролем та стерильним контролем. У цьому випадку лімітуючим фактором використання дигестату може бути тільки значна його вологість (95-98 %), що потребує попереднього зневоднення.

**СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ**

1. Dogaris I. Prospects of integrating algae technologies into landfill leachate treatment / Dogaris I., Ammar E., Philippidis GP.. // *World Journal of Microbiology & Biotechnology*. – 2020. – №36(3). – С. 39.
2. Sardi Saavedra. Phytoplankton Functional Groups in a High-Rate Algal Pond used for the Bioremediation of Landfill Leachate / Sardi Saavedra, Antonella, Madera Parra. // *Acta Biologica Colombiana (Online)*. – 2018. – №23(3). – С. 295–303.
3. Soloviy C. Critical analysis of biotechnologies on using resource potential of hydrobionts / Soloviy C., Malovanyy M., Nykyforov V., Dihtyar S.. // *Journal of water and land development*. – 2020. – №44(1-3). – С. 143–150.
4. Soloviy C. Freshwater ecosystem macrophytes and microphytes: development, environmental problems, usage as raw material / Soloviy C., Malovanyy M.. // *Environmental Problems*. – 2019. – №4(3). – С. 115–124.
5. Villamagna A. M. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review / A. M. Villamagna, B. R. Murphy. // *Freshwater Biology*. – 2010. – №55. – С. 282–298.
6. Rai U. N. Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga river / U. N. Rai, R. D. Tripathi, N. K. Singh. // *Bioresour. Technol.*. – 2013. – С. 148.
7. Jozwiakowski K. Technological reliability of pollutant removal in different seasons in one-stage constructed wetland system with horizontal flow operating in the moderate climate / K. Jozwiakowski, P. Bugajski, R. Caceres. // *Separation and Purification Technology*. – 2020. – №238. – С. 1–23.
8. Lapan O. Water Purification from Ions of Cadmium (II) Using a Bio-Plateau / O. Lapan, O. Mikhyeyev, S. Madzhd. // *Journal of Ecological Engineering*. – 2019. – №20(11). – С. 29–34.
9. Marzec M. The Efficiency and Reliability of Pollutant Removal in a Hybrid Constructed Wetland with Common Reed, Manna Grass, and Virginia Mallow / M. Marzec, K. Józwiakowski, A. Debska. // *Water*. – 2018. – №10(10). – С. 1445.

10. Popovych N. P. Pidvyshchennia rehionalnoi ekolohichnoi bezpeky shliakhom udoskonalennia lohistrychnoi systemy povodzhennia z vidkhodamy / N. P. Popovych, M. S. Malovanyi, V. V. Popovych. // Ekolohichni nauky. – 2018. – №1(20.2). – С. 11–14.
11. Popovych V. Migration of Hazardous Components of Municipal Landfill Leachates into the Environment / V. Popovych, J. Telak, O. Telak. // Journal of Ecological Engineering. – 2020. – №21(1). – С. 52–62.
12. Ekolohichni hrupy hidrobiontiv [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://www.slideshare.net/zhmekapanova/ss-31627064>.
13. Гайнріх Д. Екологія / Д. Гайнріх, М. Гергт. – Київ: Знання-Прес, 2001. – 287 с. – (1).
14. Round F. E. The Ecology of Algae / F. E. Round. – New York: Cambridge University Press, 1981. – 653 с.
15. Brock T. D. Biollogy of Microorganisms / T. D. Brock. – London: Prentice-Hall, Inc., 1994. – 909 с. – (7th ed.).
16. Єлізаров О.І. Про можливість використання гідробіонтів для отримання біогазу/О.І.Єлізаров, А. В.Луговой, В.В.Никифоров//Вісник КДПУ. – 2006. – Вип.6(41). – С. 43 – 44.
17. Одум Ю. Основы экологии. / Ю. Одум. – М.: Мир, 1986. – 328 с.
18. Екологія / [М. М. Мусієнко, В. В. Серебряков, О. В. Брайон та ін.]. – К.: Либідь, 2004. – 550 с.
19. Бобровський А. В. Термінологічний словник з надійності та безпеки гідротехнічних об'єктів / А. В. Бобровський, Д. В. Стефанишин. – Рівне, 2005. – 223 с.
20. Мусієнко М. М. Екологія рослин / М. М. Мусієнко. – К.: Либідь, 2006. – 432 с.
21. Raven. P. H. Biology of plants / P. H. Raven., R. F. Evert, S. E. Eichhorn. – Madison: W.H. Freeman/Palgrave, 2013. – 900 с. – (Missouri Botanical Garden and Washington University, St. Louis, University of Wisconsin). – (8th edn).

22. Комбіновані біологічно–адсорбційні методи очищення поверхневих та стічних вод : дис. докт. філософії : ДФ 35.052.038 / . – Львів, 2020. – 176 с.
23. Bacteria. Biological dictionary. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://biologydictionary.net/bacteria/>.
24. Okafor N. Environmental Microbiology of Aquatic and Waste Systems / Nduka Okafor., 2011. DOI 10.1007/978-94-007-1460-1
25. Yu Wang. Comparison of the Levels of Bacterial Diversity in Freshwater, Intertidal Wetland, and Marine Sediments by Using Millions of Illumina Tags / Yu Wang. – Washington: American Society for Microbiology, 2012.
26. Tae Woon Kim. Antibiotic resistance among aquatic bacteria in natural freshwater environments of Korea / Tae Woon Kim, Yochan Joung, Ji-Hye Han. // J Water Health. – 2015. – №13. – С. 1085–1097.
27. Nitrospira miscoviensis [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://kingdomclassification.weebly.com/kingdom-eubacteria.html>.
28. The biotechnological ways of blue-green algae complex processing / V.Nykyforov, M. Malovanyu, T. Kozlovs'ka, O. Novokhatko. // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2016. – №5(10). – С. 11–18. DOI: 10.15587/1729-4061.2016.79789
29. Cyanobacteria. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <http://huey.colorado.edu.2017>
30. Classification of Algae. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://www.britannica.com/>.
31. Caux P. Comparative study of the effects of MCPA, butylate, atrazine, and cyanazine on *Selenastrum capricornutum* / P. Caux, L. Ménard, R. Kent. // Environmental Pollution. – 1996. – №92. – С. 219–225.
32. Plant–microbe interaction in aquatic system and their role in the management of water quality: a review / [J. K. Srivastava, H. Chandra, S. Kalra та ін.]. // Applied Water Science. – 2017. – №7. – С. 1079–1090.

33. Швець Р. Я. Інтеркаляційна модифікація пористих і шаруватих матеріалів для пристроїв генерування і накопичення електричної енергії : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.27.06 / Швець Р. Я. – Львів, 2015. – 27 с.
34. Introduction [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://michiganflora.net>.
35. Bonfante P. The mycobiota: fungi take their place between plants and bacteria / P. Bonfante, F. Venice, L. Lanfranco. // *Current Opinion in Microbiology*. – 2019. – №49. – С. 18–25.
36. Taylor P. D. Palaeoecology and evolution of marine hard substrate communities / P. D. Taylor, M. A. Wilson. // *Earth-Science Reviews*. – 2003. – №62. – С. 1–103.
37. AT Information: Biogas, GTZ project Information and Advisory Service on Appropriate Technology (ISAT) – Eshborn, 1996.
38. Biogas from microalgae: Technologies, challenges and opportunities [Електронний ресурс] / [H. Zabed, S. Akter, J. Yun та ін.] // *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. – 2020. – Режим доступу до ресурсу: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109503>.
39. Chiumenti A. D. Dry anaerobic digestion of cow manure and agricultural products in a full-scale plant: Efficiency and comparison with wet fermentation / A. D. Chiumenti, F. A. da Borso, S. Limina. // *Waste Management*. – 2018. – №71. – С. 704–710.
40. Faizal A. Production of bioethanol from four species of duckweeds (*Landoltia punctata*, *Lemna aequinoctialis*, *Spirodela polyrrhiza*, and *Wolffia arrhiza*) through optimization of saccharification process and fermentation with *Saccharomyces cerevisiae* / A. Faizal, A. Sembada, N. Priharto. // *Saudi Journal of Biological Sciences*. – 2020. – №28.
41. ОФ «Флюид». Биоэнергетические модули для анаэробного сбраживания навоза типа БЭМС с реакторами объемом 5,0; 25,0; 50,0; 100,0 м<sup>3</sup> / ОФ «Флюид». – Бишкек: Руководство по эксплуатации, 2004.

42. Скляр О.Г. Методи інтенсифікації процесів метанового зброджування [Текст]/ О.Г.Скляр, Р.В.Скляр Р.В.//Науковий вісник Таврійський державний агротехнологічний університет. – 2014. - Випуск 4, Том 1. - С.3 – 9.
43. Golub G. Technical means for production of biogas/ G.Golub, M.Linnik, O.Dubrovina// Proceedings of the 5th Research and Development Conference of Central- and Eastern European Institutes of Agricultural Engineering. – Kiev: National Agricultural University of Ukraine, 2007. – part 1. – 2007 p. – P. 131-136.
44. 97/01450 Environmental impact of biomethanogenesis. // Fuel and Energy Abstracts. – 1997. – №38. – С. 114.
45. Sung-Mok L. Bio-gas production by co-fermentation from the brown algae / L. Sung-Mok, G. Kim, L. Jae-Hwa. // Journal of Industrial and Engineering Chemistry. – 2012. – №18. – С. 1512–1514.
46. Chemical composition of maize stover fraction versus methane yield and energy value in fermentation process / [D. Wojcieszka, J. V. Przybył, I. Ratajczak та ін.]. // Energy. – 2020. – №198.
47. Дубровский В. Метановое сбраживание сельскохозйственных отходов / В. Дубровский. – Р.: Зинатне, 1988.
48. Біогазова установка на біовідходах [Електронний ресурс] // Електронний журнал енергосервісної компанії «Екологічні системи» – Режим доступу до ресурсу: [http://esco-ecosys.narod.ru/2008\\_2/art129.htm](http://esco-ecosys.narod.ru/2008_2/art129.htm).
49. Некрасов В. Микробиологическая анаэробная конверсия биомассы / В. Некрасов., 2001.
50. Light absorption and scattering by cell suspensions of some cyanobacteria and microalgae / [M. N. Merzlyak, O. B. Chivkunova, A. E. Solovchenko та ін.]. // Russian Journal of Plant Physiology. – 2008. – №55. – С. 420–425.
51. Вплив віброкавітаційної обробки суспензії ціанобактерій на інтенсивність синтезу біогазу / [І. С. Афтаназів, Ю. А. Баландюх, М. С. Мальований та ін.]. // Науковий вісник НЛТУ. Т.31. – 2021. – №1. – С. 99–104.



52. Developing a technology for treating blue-green algae biomass using vibration cavitation / [V. V. Nykyforov, M. S. Malovanyu, I. S. Aftanaziv та ін.]. // *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. – 2019. – №6. – С. 181–188.
53. ДСТУ ISO 11269-2:2002 Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 2: Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин. – Київ: Держстандарт України, 2004. – 14 с.
54. ДСТУ ISO 11269-1:2004 Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1: Метод визначення інгібіторної дії на ріст коренів. – Київ: Держстандарт України, 2005. – 15 с.
55. Горова А. Оцінка токсичності ґрунтів червоноградського гірничопромислового району за допомогою ростового тесту / А. Горова, С. Кулина // *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. – 2008. – Вип.48. – С. 189-194.
56. Вплив віброкавітаційної обробки суспензії ціанобактерій на інтенсивність синтезу біогазу / [І. С. Афтаназів, Ю. А. Баландюх, М. С. Мальований та ін.]. // *Науковий вісник НЛТУ*. Т.31. – 2021. – №1. – С. 33–38.
57. Experimental investigation of *Microcystis aeruginosa* cyanobacteria thickening to obtain a biomass for the energy production / [M. Malovanyu, V. Zhuk, V. Nykyforov та ін.]. // *Journal of water and land development*. – 2019. – №43(X–XII). – С. 113–119.
58. Optimum collection and concentration strategies of hydrobionts excess biomass in biological surface water purifying technologies / [M. Malovanyu, I. Tymchuk, I. Balandiukh та ін.]. // *Environmental Problems*. V.6. – 2021. – №1. – С. 40–47.
59. Збір та концентрування гідробіонтів в технології очищення поверхневих та стічних вод методом розімкнутого біологічного конвеєра / [Ю. А. Баландюх, М. С. Мальований, І. С. Тимчук та ін.]. // *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. – 2021. – №4(127). – С. 32–38.

60. Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів в технологіях очищення поверхневих та стічних вод / [М. С. Мальований, І. С. Афтаназів, І. С. Тимчук та ін.]. // Екологічні науки. – 2020. – №55. – С. 23–28.
61. Богачевська Ю.І. Особливості метагенезу в процесі синтезу біогазу із рослинної сировини /Ю.І.Богачевська, Ю.А.Баландюх, М.С.Мальований// Матеріали III Студентського конгресу «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування.» - Львів: НУ «Львівська політехніка», 2016. – С. 14-16.
62. Баландюх Ю. Перспективи застосування гідробіонтів в технологіях очищення стічних та поверхневих вод// Збірник матеріалів 6-го Міжнародного “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” – Львів: Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2020. С. 189.
63. Баландюх Ю.А. Розвиток відновлювальних джерел енергії – шлях до енергетичної незалежності України /Ю.А.Баландюх, В.Р. Боднар, М.С.Мальований// Матеріали III Студентського конгресу «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування.» - Львів: НУ «Львівська політехніка», 2016. – С. 14-16.
64. Баландюх Ю.А. Дослідження оптимальних умов синтезу біогазу із біомаси гідробіонтів / О.І. Коновалов, Ю.А. Баландюх, М.С. Мальований // Збірник матеріалів 6-го Міжнародного молодіжного конгресу “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” – Львів: Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2021. С. 101.
65. Баландюх Ю.А. Практична підготовка фахівців у галузі екологічної безпеки на прикладі дослідження утилізації біомаси гідробіонтів шляхом синтезу біогазу / М.С. Мальований, І.С. Тимчук // Матеріали 1-ї Міжнародної інтернет-конференції «Екологічна безпека - сучасні напрямки та перспективи вищої освіти» - Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2021. С.12.

66. Gvozdyak P. Za pryntsypom biokonveiera (Biotekhnolohiia okhorony dovkillia) / P. Gvozdyak. // Visnyk NAN Ukrainy. – 2003. – №3. – С. 29–36.
67. EN Environment. Sustainable Development Goal Indicator [Електронний ресурс] // 6.3.2 Technical Feedback Process Report – Режим доступу до ресурсу: [https://communities.unep.org/display/sdg632/Documents+and+Materials?preview=/32407814/38306462/CDC\\_SDG%20Technical%20Feedback%20Process%20Report\\_20191008%20\(1\).pdf](https://communities.unep.org/display/sdg632/Documents+and+Materials?preview=/32407814/38306462/CDC_SDG%20Technical%20Feedback%20Process%20Report_20191008%20(1).pdf).
68. UN Water. Indicator [Електронний ресурс] // 6.3.2 Proportion of bodies of water with good ambient water quality – Режим доступу до ресурсу: <https://www.sdg6monitoring.org/indicator-632/>.
69. Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2018 р. [Електронний ресурс] – Режим доступу до ресурсу: <https://www.minregion.gov.ua/wpcontent/uploads/2019/11/Proekt-Nats.-dop.-za-2018.pdf>.
70. Яновська Е.С. Наукові основи безвідходної технології доочищення промислових стічних вод від сумішей іонів важких металів / Е.С. Яновська, І.В. Затовський, М.С. Слободяник // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – №5. – С. 50 – 54.
71. Мальований М.С. Очищення стічних вод природними дисперсними сорбентами: монографія / М.С. Мальований, І.М. Петрушка. – Львів: Видво Львівської політехніки, 2012. – 180 с.
72. Круглицкий Н.Н. Физико-химические основы регулирования свойств дисперсий глинистых минералов / Н.Н. Круглицкий. – Киев: 1968. – 456 с.
73. Степова К.В. Хемосорбція гідроген сульфіду модифікованими природними сорбентами: автореф. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.17.08 – «Процеси та обладнання хімічної технології» / К.В. Степова. - Львів.: 2011.–20с.

74. Agunbiade F. Phytoremediation potential of *Eichornia crassipes* in metal-contaminated coastal water / F. Agunbiade, B. Olu-Owolabi, K. Adebowale. // *Bioresource Technology*. – 2009. – №100. – С. 4521–4526.
75. Співак В. В. Адсорбція йонів важких металів природними та модифікованими бентонітами / В. В. Співак, І. М. Астрелін. // Вісник НТУ «ХПІ». Тематичний випуск «Хімія, хімічна технологія і екологія». – 2010. – №11. – С. 117–127.
76. Грицик В.Е. Новые бентонитовые (сапонитовые) провинции Украины и перспективы их освоения. Месторождения природных адсорбентов и перспективы их использования в народном хозяйстве Украины / Грицик В.Е.–(Тезисы докладов республиканского науч.технического совещания, г.Берегово). Вып. Киев: 1987. – С.38-41.
77. Gaur R. Effect of thermal pre-treatment on co-digestion of duckweed (*Lemna gibba*) and waste activated sludge on biogas production / R. Gaur, A. Khan, S. Suthar. // *Chemosphere*. – 2017. – №174. – С. 754–763.
78. Новицька Л. Л. Промислова екологія:електронний ресурс [Електронний ресурс] / Л. Л. Новицька – Режим доступу до ресурсу: [http://lubbook.net/book\\_353.html](http://lubbook.net/book_353.html).
79. Wastewater Treatment / M.Henze, P. Harremoes, C. Jansen, E. Arwin. – New York: Springer, 2002. – 430 с.
80. Möbius C. Waste water biofilters used for advanced treatment of papermill effluent / Christian H. Möbius. // *Water Science and Technology*. – 1999. – №40. – С. 101–108.
81. Wanner J. Microbial population dynamics in biological wastewater treatment plants. In *Microbial community analysis: the key to the design of biological wastewater treatments systems*. / J. Wanner – London: IAWQ, 1997. – С. 35–39.
82. Inhibition of Nitrification in the Activated Sludge Process of Sewage Disposal / P.Strand, T. Tomlinson, A. Boon, C. Trotman. // *Fluorescamine assay*. – 2007. – №29. – С. 266–291.

83. Broda E. Twokinds of lithotrophs missing in nature / E. Broda. // *Zeitschrift fur Allgemeine Mikrobiologie*. – 1977. – №17. – С. 491–493.
84. Abma W. R. Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater / W. R. Abma, W. Driessen, R. Haarhuis. // *Water Science and Technology*. – 2010. – №61. – С. 1715–1722.
85. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon / H. Siegrist, S. Reithaar, G. Koch, P. Lais. // *Water Science & Technology*. – 1998. – №38(8-9). – С. 241–248.
86. Liu L. The role of algae in the removal and inactivation of pathogenic indicator organisms in wastewater stabilization pond systems / L. Liu, G. Hall, P. Champagne. // *Algal Research*. – 2020. – №46.
87. Schenk P.M. Second generation biofuels: high-efficiency microalgae for biodiesel production / [Schenk P.M., Hall S.R.T., Stephens та ін.] // *Bioenergy Research*. – 2008. – №1. – P.20–43.
88. Casazza A. A. Reduction of nitrogen content in landfill leachate using microalgae / A. A. Casazza, M. Rovatti. – Rhodes, 2017. – (15th International Conference on Environmental Science and Technology).
89. Villamagna A. M. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review / A. M. Villamagna, B. R. Murphy. // *Freshwater Biology*. – 2010. – №55. – С. 282–298.
90. Драч О. В. Очищення стічних вод водяним гіацинтом / О. В. Драч, О. О. Богачов. // *ХІМІЧНА ТЕХНОЛОГІЯ: НАУКА, ЕКОНОМІКА ТА ВИРОБНИЦТВО МАТЕРІАЛИ ІІІ Міжнародної науково-практичної конференції*. – 2016. – С. 70–72.
91. Стольберг В. Ф. Биоплато – эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод / В. Ф. Стольберг, В. Н. Ладыженский, А. И. Спирин. // *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. – 2007. – №3. – С. 120.
92. Дрий В.А. Глинистые минералы / Дрий В.А., Косовская А.Г. – М.: Мир, 1980. – 204 с

93. Biochar-based nanocomposites for the decontamination of wastewater / Xiao-Fei Tan, Yun-Guo Liu., Yan-Ling Gu та ін.]. // *Bioresource Technology*. – 2016. – №212. – С. 318–333.
94. Nair V. Peroxide-assisted microwave activation of pyrolysis char for adsorption of dyes from wastewater / V. Nair, R. Vinu. // *Bioresource Technology*. – 2016. – №216. – С. 511–519.
95. Engineered biochar reclaiming phosphate from aqueous solutions: mechanisms and potential application as a slow-release fertilizer / Y. Yao, B. Gao, J. J. Chen, L. Y. Yang. // *Environmental Science Technology*. – 2013. – №47(15). – С. 8700–8708.
96. Progress in the preparation and application of modified biochar for improved contaminant removal from water and wastewater / [M. B. Ahmed, J. L. Zhou, H. H. Ngo та ін.]. // *Bioresource Technology*. – 2016. – №214. – С. 836–851.
97. Steam activation of biochars facilitates kinetics and pH-resilience of sulfamethazine sorption / [A. U. Rajapaksha, M. Vithanage, S. S. Lee та ін.]. // *Journal of Soils and Sediments*. – 2015. – №16. – С. 889–895.
98. “Pre”-“Post” спряжена модифікація пористої і електронної будови активованого вугілля, отриманого з лляного волокна / [В. З. Каліцінський, І. І. Григорчак, І. М. Бордун та ін.]. // *Вісник НУ «Львівська Політехніка»*. Серія «Електроніка». – 2009. – №646. – С. 77–85.
99. Reed A. R. Thermal processing of biomass natural fibre wastes by pyrolysis / A. R. Reed, P. T. Williams. // *International journal of Energy Research*. – 2004. – №28(2). – С. 131–145.
100. Завацький С.В. Біоінженерні споруди для очищення стічних вод малої продуктивності / С.В. Завацький, Л.С. Котельчук, А.Л. Котельчук // *Чернігівський науковий часопис*. Серія 2, Техніка і природа. 2012. – №1 (3). – С. 57-63.
101. Екологічна біотехнологія переробки синьо-зелених водоростей / [М. В. Загірняк та ін.]. – Кременчук: ПП Щербатих О.В., 2017. – 104 с.

102. Топачевский А. В. Способ выделения водорослей / А. В. Топачевский, А. И. Мережко, А. Т. Пацера. // Авторское свидетельство 251292 (СССР). – 1969.
103. Effective harvesting of microalgae: Comparison of different polymeric flocculants / [Y. Gerchman, B. Vasker, M. Tavasi та ін.]. // *Bioresource Technology*. – 2017. – №228. – С. 141–146.
104. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics / [M. E. Grima, E. H. Belarbi, F. A. Fernandez та ін.]. // *Biotechnology Advances*. – 2003. – №20. – С. 491–515.
105. Vandamme D. Flocculation as a low-cost method for harvesting microalgae for bulk biomass production / D. Vandamme, I. Foubert, K. Muylaert. // *Trends in Biotechnology*. – 2013. – №31(4). – С. 233–239.
106. Chatsungnoen T. Harvesting microalgae by flocculation-sedimentation / T. Chatsungnoen, Y. Chisti. // *Algal Research*. – 2016. – №13. – С. 271–283.
107. Microalgae harvesting by pH adjusted coagulation-flocculation, recycling of the coagulant and the growth media / [P. Das, M. Thaher, M. Hakim та ін.]. // *Bioresource Technology*. – 2016. – №216. – С. 824–829.
108. Microalgae flocculation: Impact of flocculant type, algae species and cell concentration / [J. A. Gerde, L. Yao, J. Y. Lio та ін.]. // *Algal Research*. – 2014. – №3. – С. 30–35.
109. Evaluation of flocculants for the recovery of freshwater microalgae / [M. R. Granados, F. G. Ación, C. Gómez та ін.]. // *Bioresource Technology*. – 2012. – №118. – С. 102–110.
110. Heat-aided flocculation for flotation harvesting of microalgae / C. A. Laamanen, G. N. Senhorinho, G. M. Ross, J. A. Scott. // *Algal Research*. – 2016. – №20. – С. 213–217.
111. Saranya G. Life cycle assessment of biodiesel from estuarine microalgae / G. Saranya, T. V. Ramachandra. // *Energy Conversion and Management: X*. – 2020. – №8.
112. Sartika Indah A. Floating aquatic plants for total nitrogen and phosphorus removal

- from treated swine wastewater and their biomass characteristics / A. Sartika Indah, A. V. Renggaman, C. Hong Lim. // *Journal of Environmental Management*. – 2019. – №231. – С. 763–769.
113. Reduction of the environmental threat from uncontrolled development of cyanobacteria in waters of Dnipro reservoirs / [M. Malovanyu, V. Nykyforov, O. Kharlamova та ін.]. // *Environmental Problems*. – 2016. – №1. – С. 61–64.
114. Никифоров В. В. О природоохранных и энергосберегающих перспективах использования сине-зеленых водорослей / В. В. Никифоров. // *Промышленная ботаника*. – 2010. – №10. – С. 193–196.
115. Choi S. P. Enzymatic pretreatment of *Chlamydomonas reinhardtii* biomass for ethanol production / S. P. Choi, M. T. Nguyen, S. J. Sim. // *Bioresour Technol*. – 2010. – №101. – С. 5330–5336.
116. Microalgae for oil: strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor / [L. Rodolfi, G. C. Zittelli, S. J. Bassi та ін.]. // *Biotechnology and Bioengineering*. – 2009. – №102. – С. 100–112.
117. Chisti Y. Biodiesel from microalgae / Y. Chisti. // *Biotechnology Advances*. – 2007. – №25(3). – С. 294–306.
118. Production of renewable energy resources via complex treatment of cyanobacteria biomass / M. Malovanyu, V. Nikiforov, O. Kharlamova, O. Synelnikov. // *Chemistry & Chemical Technology*. – 2016. – №10(2). – С. 251–254.
119. Оптимальні умови отримання енергії з ціанобактерій / М. С. Мальований, О. Д. Синельніков, О. В. Харламова, А. М. Мальований. // *Хімічна промисловість України*. – 2014. – №5. – С. 39–43.
120. Низькочастотні віброрезонансні кавітатори [Low-frequency vibration-resonant cavitators] / І. І. Шевчук, І. С. Автаназів, О. І. Строган, В. Л. Старчевський. // *Видавництво Львівської політехніки*. – 2013.
121. ТУ У 24.1-14005076-065-2003 «Закордонні фосфорити».



# ДОДАТКИ



НАЦІОНАЛЬНИЙ ОРГАН ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ ВЛАСНОСТІ  
 ДЕРЖАВНЕ ПІДПРИЄМСТВО  
 «УКРАЇНСЬКИЙ ІНСТИТУТ ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ ВЛАСНОСТІ»  
 (УКРПАТЕНТ)

вул. Глазунова, 1, м. Київ, 01601, тел.: (044) 494-05-05, факс: (044) 494-05-06  
 E-mail: office@ukrpatent.org, сайт: www.ukrpatent.org, код згідно з ЄДРПОУ 31032378

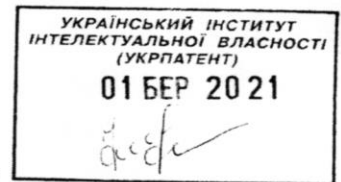
01.03.2021 № 2598/ЗУ/21

**Розписка про одержання заявки на корисну модель**  
 Вх.№35148 Дата одержання **01.03.2021 14:22:16**

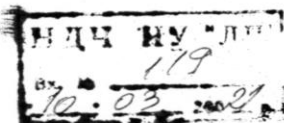
**Номер заявки** **u 2021 01013** (в подальшому обов'язково посилатись на цей номер)  
**Заявник** НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА"  
**Назва корисної моделі** СПОСІБ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ЗА МЕТОДОМ ВІДКРИТОГО БІОЛОГІЧНОГО КОНВЕЄРА  
**Адреса для листування** Національний університет "Львівська політехніка", вул. Ст. Бандери, 12, м. Львів-13, 79013

**Подані матеріали**

21/ЗУ/Вх№5361 Заява про видачу патенту на винахід (КМ)  
 21/ЗУ/Вх№5365 Формула винаходу (КМ) (арк. - 1, прим. - 3).  
 21/ЗУ/Вх№5364 Опис винаходу (КМ) (арк. - 3, прим. - 3).  
 21/ЗУ/Вх№5367 Реферат (арк. - 1, прим. - 3).  
 21/ЗУ/Вх№5366 Креслення (арк. - 1, прим. - 3).  
 21/ЗУ/Вх№5362 Документ, що підтверджує неприбутковість особи (арк. - 1, прим. - 1).  
 21/ЗУ/Вх№5363 Платіжне доручення № 28, дата 10.02.2021, сума 960,00 грн.



Прийняв(ла) Якименко М.Г.





Проректор

з науково-педагогічної роботи  
Національного університету  
«Львівська політехніка»

Давидчак О.Р.

\_\_\_\_\_ 2021 р.

## А К Т

про використання у навчальному процесі  
Національного університету «Львівська політехніка»  
результатів досліджень та розробок, одержаних  
при виконанні дисертаційної роботи  
«Утилізація надлишкової біомаси гідробіонтів в технологіях біологічного  
очищення поверхневих вод» Баландюха Юрія Андрійовича

Комісія у складі:

- голова науково-методичної ради ІСТР ім. В'ячеслава Чорновола,  
к.е.н., доц. Данько Т.І.,
- зав. каф. ЕЗП, д.т.н., проф. Мальований М.С.,
- д.т.н., проф. Гумницький Я.М.,
- д.т.н., проф. Дячок В.В.

цим актом підтверджує, що основні положення та результати дисертаційної роботи «Утилізація надлишкової біомаси гідробіонтів в технологіях біологічного очищення поверхневих вод» Баландюха Юрія Андрійовича на здобуття наукового ступеня кандидата технічних наук за спеціальністю 21.06.01 Екологічна безпека будуть використані в навчальних програмах спеціальностей 101 «Екологія» та 183 «Технології захисту навколишнього середовища»:

1. У програмі лекційного курсу «Техноекологія», тема 13. «Комунальне господарство», оскільки отримані результати стосуються очищення муніципальних стічних вод із використанням технологій біологічного очищення.

2. У програмі лекційного курсу «Технологічні процеси охорони навколишнього середовища», тема 7 «Очищення стічних вод» та в програмі практичних занять цього курсу.
3. Рекомендується за результатами дисертаційної роботи розробити лабораторну роботу щодо дослідження процесів біологічного очищення за методом розімкнутого біологічного конвеєра та підготувати методичну розробку для виконання цієї роботи.

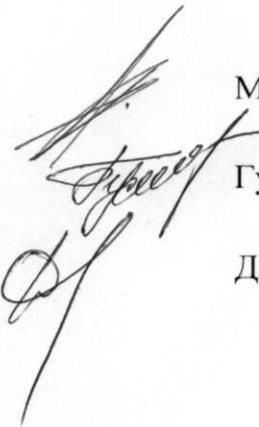
Голова НМР ІСТР  
к.е.н., доц.



Данько Т.І.

Члени комісії:

зав. каф. ЕЗП, д.т.н., проф.



Мальований М.С.

д.т.н., проф.

Гумницький Я.М.

д.т.н., проф.

Дячок В.В.

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

Заступник директора із наукової  
Роботи ТзОВ «ПАНСЕМАЛ»  
к.т.н., Гелетий Г.І.



23 грудня 2020 р.

**А К Т**

передачі результатів наукових досліджень одержаних при виконанні дисертаційної роботи “Утилізація надлишкової біомаси гідробіонтів в технологіях біологічного очищення поверхневих вод” Баландюха Юрія Андрійовича

Ми, які нижче підписалися: від Національного університету «Львівська політехніка» д.т.н., проф.. Мальований М.С. та аспірант Баландюх Ю.А., від ТзОВ «ПАНСЕМАЛ» керівник проектного відділу Щиголь С.В. підтверджуємо, що результати наукової роботи дисертаційної роботи “Утилізація надлишкової біомаси гідробіонтів в технологіях біологічного очищення поверхневих вод” передані для використання у діяльності ТзОВ «ПАНСЕМАЛ».

Результати будуть використані проектним відділом ТзОВ «ПАНСЕМАЛ» для проектування інноваційних біологічних технологій очищення стічних та поверхневих вод за методом розімкнутого біологічного конвеєра.

**Від ТзОВ «ПАНСЕМАЛ»**

 Щиголь С.В.

**Від Національного університету «Львівська політехніка»**

Доктор технічних наук, професор

 Мальований М.С.

Аспірант

 Баландюх Ю.А.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ ТА  
ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ

1. Malovanyu M., Zhuk V., Nykyforov V., Bordun I., **Balandiukh Iu.**, Leskiv G. Experimental investigation of *Microcystis aeruginosa* cyanobacteria thickening to obtain a biomass for the energy production/ Journal of water and land development. 43 (X–XII), 2019, P.113–119 *Особистий внесок – проведення експериментальних досліджень загушення суспензії ціанобактерій.*
2. Malovanyu M., Tymchuk I., **Balandiukh Iu.**, Solovi Kh., Zhuk V., Kopyi M., Stokalyuk O., Petrushka K. Optimum collection and concentration strategies of hydrobionts excess biomass in biological surface water purifying technologies/ Environmental Problems. V.6, №1. P.40-47. *Особистий внесок – аналіз системи збору гідробіонтів різних типів .*
3. Афтаназів І.С., **Баландюх Ю.А.**, Мальований М.С, Тимчук І.С., Жук В.М., Копій М.Л. Вплив віброкавітаційної обробки суспензії ціанобактерій на інтенсивність синтезу біогазу /Науковий вісник НЛТУ. Т.31, №1. 2021 С.99-*Особистий внесок – дослідження впливу віброкавітаційної обробки на ефективність метаногенезу.*
4. **Баландюх Ю.А.**, Мальований М.С., Тимчук І.С., Жук В.М., Копій М.Л. Збір та концентрування гідробіонтів в технології очищення поверхневих та стічних вод методом розімкнутого біологічного конвеєра/Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. Вип.4 (127), 2021. С.32-38. *Особистий внесок – встановлення кінетики згущення суспензії ціанобактерій за різного реагентного складу коагулянтів та флокулянтів.*
5. Мальований М.С., Афтаназів І.С., Тимчук І.С., **Баландюх Ю.А.**, Жук В.М., Копій М.Л. Оцінка стадій життєвого циклу гідробіонтів в технологіях очищення поверхневих та стічних вод/Екологічні науки. Вип.55, 2020. С.23-28. *Особистий внесок – аналіз стадій життєвого*

*циклу гідробіонтів в технології розімкнутого біологічного конвеєра.*

**Які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:**

6. Богачевська Ю.І. Особливості метагенезу в процесі синтезу біогазу із рослинної сировини /Ю.І.Богачевська, **Ю.А.Баландюх**, М.С.Мальований// Матеріали III Студентського конгресу «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування.» - Львів: НУ «Львівська політехніка», 2016. – С. 14-16.

*Особистий внесок – аналіз теоретичних механізмів метаногенезу.*

*Форма участі – очна.*

7. **Баландюх Ю.А.** Розвиток відновлювальних джерел енергії – шлях до енергетичної незалежності України /Ю.А.Баландюх, В.Р. Боднар, М.С.Мальований// *Матеріали III Студентського конгресу «Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування.»* - Львів: НУ «Львівська політехніка», 2016. – С. 17-18. *Особистий внесок – аналіз вкладу біогазових технологій в загальний баланс використання відновлювальних джерел енергії.*

*Форма участі – очна.*

8. **Баландюх Ю.** Перспективи застосування гідробіонтів в технологіях очищення стічних та поверхневих вод// Збірник матеріалів 6-го Міжнародного конгресу “Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” – Львів: Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2020. С. 189. *Особистий внесок – аналіз перспективності використання гідробіонтів різних типів в технології розімкнутого біологічного конвеєра*

*Форма участі – очна.*

9. **Баландюх Ю.А.** Дослідження оптимальних умов синтезу біогазу із біомаси гідробіонтів / О.І. Коновалов, Ю.А. Баландюх, М.С. Мальований // Збірник матеріалів 6-го Міжнародного молодіжного конгресу “Сталий

розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування” – Львів: Західно-Український Консалтинг Центр (ЗУКЦ), ТзОВ, 2021. С. 101. *Особистий внесок – узагальнення даних щодо оптимальних режимів синтезу біогазу із біомаси гідробіонтів.*

*Форма участі – очна.*

10.Баландюх Ю.А., Мальований М.С., Тимчук І.С. Практична підготовка фахівців у галузі екологічної безпеки на прикладі дослідження утилізації біомаси гідробіонтів шляхом синтезу біогазу//Матеріали 1-ї Міжнародної інтернет-конференції «Екологічна безпека - сучасні напрямки та перспективи вищої освіти». Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2021. С.12. *Особистий внесок – оцінка екологічної небезпеки від неконтрольованого біорозкладу біомаси гідробіонтів.*

*Форма участі – очна.*