

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**  
**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ**

**Інститут (факультет)** Навчально-науковий інститут харчових технологій  
**Кафедра** Технології цукру та підготовки води

**«До захисту в ЕК»**  
Директор інституту  
Оксана КОЧУБЕЙ-ЛИТВИНЕНКО  
(підпис) (ім'я та ПРІЗВИЩЕ)

«\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2024 р.

**«До захисту допущено»**  
В.о. завідувача кафедри  
Інна КАРПОВИЧ  
(підпис) (ім'я та ПРІЗВИЩЕ)

«\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2024 р.

**КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**  
**НА ЗДОБУТТЯ ОСВІТНЬОГО СТУПЕНЯ МАГІСТРА**

зі спеціальності 181 «Харчові технології»  
(код та назва спеціальності)  
освітньо-професійної програми «Технології цукрів, полісахаридів і підготовки  
води у промислових та крафтових виробництвах»  
на тему: Удосконалення технології очищення поверхневих вод від  
полівалентних металів з використанням пектиновмісних сорбентів на основі  
бурякового жому

Виконав: здобувач 2 курсу, групи ЦВ-2-11М

Гаврик Микола Олександрович  
(прізвище, ім'я, по батькові повністю) (підпис)

Керівник Крапивницька Ірина Олексіївна  
(прізвище, ім'я та по батькові повністю) (підпис)

Консультанти \_\_\_\_\_  
(ім'я та прізвище) (підпис)

\_\_\_\_\_ (ім'я та прізвище) (підпис)

Рецензент Олена КУШНІР  
(ім'я та прізвище) (підпис)

Я як здобувач (ка) Національного університету харчових технологій розумію і підтримую політику університету з академічної доброчесності. Я не надавав (-ла) і не одержував (-ла) недозволеної допомоги під час підготовки цієї роботи. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Здобувач \_\_\_\_\_  
(підпис)

Київ – 2024 р.

# НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Інститут (факультет) Навчально-науковий інститут харчових технологій

Кафедра технології цукру і підготовки води

Освітній ступінь магістр

Спеціальність 181 «Харчові технології»

(код і назва)

Освітньо-професійна програма «Технології цукрів, полісахаридів і підготовки води у промислових та крафтових виробництвах»

(назва)

## ЗАТВЕРДЖУЮ

В.о. завідувача кафедри ТЦ і ПВ

Інна КАРПОВИЧ

“ 07 ” жовтня 2024 року

## ЗАВДАННЯ

### НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ ЗДОБУВАЧА

Гаврика Миколи Олександровича

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Удосконалення технології очищення поверхневих вод від полівалентних металів з використанням пектиновмісних сорбентів на основі бурякового жому

керівник роботи Крапивницька Ірина Олексіївна, доцент, кандидат технічних наук

( прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом закладу вищої освіти від 07.10.2024 року № 882кс

2. Строк подання здобувачем роботи 06 грудня 2024 р.

3. Вихідні дані до роботи буряковий жом як сировина для пектиновмісних сорбентів, вода з поверхневих джерел

4. Зміст пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) Вступ, Проблема забруднення поверхневих вод полівалентними металами та шляхи її вирішення, Об'єкти і методи досліджень, Отримання пектиновмісних сорбентів із бурякового жому та дослідження їх ефектиновності в очищенні поверхневих вод, Отримання пектиновмісних сорбентів з бурякового жому. Дослідження комплексоутворювальної здатності бурякового пектину з іонами свинцю, пектиновмісних сорбентів. Застосування пектиновмісних сорбентів в процесі очищення вод. Дослідження ефективності зниження загальної жорсткості пектиновмісним сорбентом. Дослідження зміни загальної жорсткості води залежно від рН середовища, зміни показників поверхневої води. Розроблення удосконаленої схеми підготовки води з поверхневого джерела. Оптимізація дослідних даних, Управління безпечністю продукції за системою НАССР, Екологічні, економічні та соціальні аспекти дослідження в контексті забезпечення сталого розвитку України, Загальні висновки і рекомендації.

5. Перелік графічного матеріалу Технологічна схема очищення поверхневих вод

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада Консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв

7. Дата видачі завдання 7 жовтня 2024 р

### КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№	Назва етапів виконання кваліфікаційної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Оформлення розділу “Проблема забруднення поверхневих вод полівалентними металами та шляхи її вирішення”	25.10.24	
2	Визначення об'єктів і методів досліджень	01.11.24	
3	Оформлення розділу “Отримання пектиновмісних сорбентів із бурякового жому та дослідження їх ефективності в очищенні поверхневих вод»	07.11.24	
4	Виконання оптимізації отриманих даних досліджень	17.11.24	
5	Оформлення розділу “Управління безпечністю продукції за системою НАССР”	23.11.24	
6	Консультація щодо технологічної схеми	27.12.24	
7	Оформлення розділу “Екологічні, економічні та соціальні аспекти дослідження ехнології цукру в контексті забезпечення сталого розвитку України”	01.12.24	
8	Затвердження магістерської роботи	06.12.24	

Здобувач \_\_\_\_\_  
(підпис)

Микола ГАВРИК  
(ім'я та прізвище)

Керівник роботи \_\_\_\_\_  
(підпис)

Ірина КРАПИВНИЦЬКА  
(ім'я та прізвище)

## АНОТАЦІЯ

Магістерська робота складається з п'яти розділів, виконана на 97 сторінках, ілюстрована 14 таблицями і 4 рисунками, висновками, списком бібліографічних джерел з 64 найменувань і додатку.

*Тема магістерської роботи* – удосконалення технології очищення поверхневих вод від полівалентних металів з використанням пектиновмісних сорбентів на основі бурякового жому.

*Мета роботи* – отримання пектиновмісних сорбентів із бурякового жому, дослідження їх сорбційної здатності та застосування для очищення поверхневих вод від полівалентних металів.

*Об'єкт дослідження* – технологія очищення поверхневих вод пектиновмісним сорбентом із бурякового жому.

*Предмет дослідження* – поверхневі води, буряковий жом, пектиновмісні сорбенти.

У *вступі* сформульована мета даної роботи, її актуальність, наукова новизна та практична цінність одержаних результатів.

У *першому* розділі представлено аналітичний огляд літературних джерел по проблемі забруднення поверхневих вод полівалентними металами, характеристика існуючих сорбційних матеріалів. Проведений аналіз існуючих способів очищення води від іонів металів, обґрунтована доцільність використання пектиновмісних сорбентів.

У *другому* розділі подається стисла характеристика об'єктів і методів досліджень, постановка досліджень, методика їх проведення, шляхи і методи отримання експериментальних даних, представлено удосконалу методику по визначенню комплексоутворювальної здатності пектиновмісних препаратів.

У *третьому* розділі представлені результати дослідження по зв'язуванні іонів свинцю пектином, одержання пектиновмісних сорбентів з бурякового жому, їх сорбційні властивості щодо полівалентних металів,

наведено удосконалену технологічну схему очищення води з поверхневого джерела.

*У четвертому розділі* наведена оптимізація дослідних даних.

*У п'ятому розділі* представлені розрахунки собівартості пектиновмісного сорбенту у виробництво. Також наводиться екологічний аналіз впливу важких металів на навколишнє середовище.

*У висновках* наведені основні результати досліджень щодо вирішення поставленого завдання.

В результаті виконання магістерської роботи була вирішена науково-практична задача отримання пектиновмісних сорбентів з бурякового жому та їх використання для очищення поверхневих вод від полівалентних металів. Розроблено та досліджено пектиновмісні сорбенти із бурякового жому: пектиновмісний сорбент (ПС) та композиційний пектиновмісний сорбент з додаванням активованого вугілля (КПС), які володіють високою комплексоутворювальною здатністю до полівалентних металів. Вагомою перевагою даних сорбентів є те, що вони природного походження, не забруднюють навколишнє середовище, здатні до природного розкладу, володіють селективною здатністю до зв'язування металів, в тому числі важких.

**Ключові слова:** пектин, буряковий жом, пектиновмісний сорбент із бурякового жому, поверхнєве джерело, полівалентні метали.

## ABSTRACT

The master's thesis consists of five chapters, is executed on 97 pages, illustrated by 14 tables and 4 figures, conclusions, a list of bibliographic sources from 64 names and an appendix.

The topic of the master's thesis is the improvement of the technology of purification of surface waters from polyvalent metals using pectin-containing sorbents based on beet pulp.

The purpose of the work is to obtain pectin-containing sorbents from beet pulp, study their sorption capacity and use for purification of surface waters from polyvalent metals.

The object of the study is the technology of purification of surface waters with pectin-containing sorbent from beet pulp.

The subject of the study is surface waters, beet pulp, pectin-containing sorbents.

The introduction formulates the purpose of this work, its relevance, scientific novelty and practical value of the results obtained.

The first section presents an analytical review of literature on the problem of surface water pollution by polyvalent metals, characteristics of existing sorption materials. An analysis of existing methods of water purification from metal ions is carried out, the feasibility of using pectin-containing sorbents is substantiated.

The second section presents a brief description of the objects and methods of research, the formulation of the research, the methodology for conducting them, the ways and methods of obtaining experimental data, an improved methodology for determining the complex-forming ability of pectin-containing preparations is presented.

The third section presents the results of research on the binding of lead ions by pectin, the preparation of pectin-containing sorbents from beet pulp, their

sorption properties with respect to polyvalent metals, an improved technological scheme for water purification from a surface source is presented.

The fourth section presents the optimization of research data.

The fifth section presents calculations of the cost of pectin-containing sorbent in production. An ecological analysis of the impact of heavy metals on the environment is also provided.

The conclusions present the main results of research on solving the problem.

As a result of the master's thesis, the scientific and practical task of obtaining pectin-containing sorbents from beet pulp and their use for cleaning surface waters from polyvalent metals was solved. Pectin-containing sorbents from beet pulp were developed and investigated: pectin-containing sorbent (PS) and composite pectin-containing sorbent with the addition of activated carbon (CPS), which have a high complexing ability for polyvalent metals. A significant advantage of these sorbents is that they are of natural origin, do not pollute the environment, are capable of natural decomposition, and have a selective ability to bind metals, including heavy metals.

Keywords: pectin, beet pulp, pectin-containing sorbent from beet pulp, surface source, polyvalent metals.

## ЗМІСТ

<b>ВСТУП</b> .....	10
<b>РОЗДІЛ 1 ПРОБЛЕМА ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПОЛІВАЛЕНТНИМИ МЕТАЛАМИ ТА ШЛЯХИ ЇЇ ВИРІШЕННЯ</b> .....	13
1.1.Коротка характеристика забруднень поверхневих вод полівалентними металами.....	13
1.2 Сучасні методи очищення води від полівалентних металів.....	15
1.2.1. Фізико-хімічні методи.....	15
1.2.2. Біохімічні методи.....	23
1.2.3. Класифікація сорбентів та їх використання.....	24
1.3. Характеристика сорбентів на основі органічної сировини.....	27
1.4. Перспективи використання сорбентів на основі органічної сировини для очищення води.....	32
1.5. Наукове обґрунтування доцільності використання пектину та пектиновмісних сорбентів для очищення води від полівалентних металів....	38
<b>РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ</b> .....	41
2.1. Об'єкти досліджень.....	41
2.2. Методика отримання сорбенту із бурякового жому.....	41
2.3. Методика визначення вмісту пектину.....	42
2.4. Методика визначення комплексотвірної здатності пектинвмісного сорбенту.....	42
2.5 Методика проведення сорбції металів у статичних умовах.....	44
2.6. Методики визначення показників контролю якості води.....	45
<b>РОЗДІЛ 3 ОТРИМАННЯ ПЕКТИНОВМІСНИХ СОРБЕНТІВ ІЗ БУРЯКОВОГО ЖОМУ ТА ДОСЛІДЖЕННЯ ЇХ ЕФЕКТИВНОСТІ В ОЧИЩЕННІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІД ПОЛІВАЛЕНТНИХ МЕТАЛІВ</b> .....	46

3.1. Характеристика бурякового жому як сировини для отримання пектиновмісних сорбентів.....	46
3.2. Отримання пектиновмісних сорбентів з бурякового жому.....	49
3.3 Дослідження комплексоутворювальної здатності бурякового пектину з іонами свинцю.....	52
3.4. Дослідження комплексоутвірної здатності пектиновмісних сорбентів....	54
3.5 Дослідження сорбції іонів металів в статичних умовах.....	56
3.6 Застосування пектиновмісних сорбентів в процесі очищення поверхневих вод.....	57
3.6.1. Дослідження ефективності зниження загальної жорсткості пектиновмісним сорбентом.....	57
3.6.2 Дослідження зміни загальної жорсткості води при обробленні пектиновмісним сорбентом залежно від рН середовища.....	58
3.6.3 Дослідження зміни показників поверхневої води при обробленні пектиновмісними сорбентами.....	60
3.7. Розроблення удосконаленої схеми підготовки води з поверхневого джерела.....	62
<b>РОЗДІЛ 4 ОПТИМІЗАЦІЯ ДОСЛІДНИХ ДАНИХ.....</b>	<b>65</b>
4.1. Визначення оптимальних витрат пектиновмісного сорбента з бурякового жому для видалення іонів свинцю.....	65
4.2. Визначення оптимальних витрат пектиновмісного сорбенту з активованим вугіллям для видалення іонів свинцю.....	71
<b>РОЗДІЛ 5. ЕКОЛОГІЧНІ, ЕКОНОМІЧНІ ТА СОЦІАЛЬНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ В КОНТЕКСТІ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ УКРАЇНИ.....</b>	<b>78</b>
5.1. Розрахунок собівартості пектиновмісного сорбенту.....	78
5.2. Екологічна проблема забруднення земельних та водних ресурсів важкими металами.....	80

<b>ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ І РЕКОМЕНДАЦІЇ.....</b>	<b>88</b>
<b>СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....</b>	<b>90</b>
<b>ДОДАТКИ.....</b>	<b>97</b>

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Питне водопостачання країни майже на 80 % забезпечується за рахунок поверхневих вод. Якість води в поверхневих водних об'єктах є вирішальним чинником санітарного та епідемічного благополуччя населення. Потенційні запаси поверхневих вод України становлять близько 209,3 км<sup>3</sup> на рік, з яких лише 25 % формуються в межах держави. Водночас більшість басейнів річок можна віднести до забруднених та дуже забруднених. Понад 70% населення країни користується водою р. Дніпро, хоча невелика кількість води забирається з достатньо потужних річок: Дністер, Сіверський Донець, Південний Буг, Тиса, Прут. Більше 30 % населення проживає у вододефіцитних регіонах нашої держави.

Раціональне використання водних ресурсів є одним з пріоритетних напрямків в галузі охорони навколишнього середовища. Вода поверхневих джерел перед подачею її в мережу питного водопостачання обов'язково проходить підготовку на станціях знебарвлення, прояснення, дезодорації та знезараження води. В залежності від якісних показників води джерела на станціях використовуються різні технологічні схеми обробки води, а, відповідно, різні за вартістю й складністю експлуатації споруди.

Одними з головних забруднювачів поверхневих вод є важкі метали. У незначних концентраціях важкі метали завжди містяться у водоймах. Однак ця величина зазнає відчутних змін, які залежать від гідрометеорологічних умов, хімічного складу водойми та ґрунтового покриву водозбірної площі, інтенсивності розвитку вищої водної рослинності, планктону, бентосу. Основними джерелами надходження важких металів у поверхневі води є промислові стічні води. Очищення води від важких металів, безсумнівно, є важливим фактором для отримання готової до використання, чистої і нешкідливої для людини вод.

Зниження вартості процесів очищення води та водопідготовки можливо шляхом створення нових технологій обробки води, заснованих на використанні сучасних високоефективних сорбційних матеріалів, які повинні відповідати таким вимогам: бути доступними, мати високу механічну міцність, здатність до багаторазової регенерації, стійкість до агресивних середовищ. Такі сорбенти можна виготовляти з вторинної сировини, наприклад, з відходів деревообробної промисловості, сільського господарства, що дозволить вирішити одночасно дві задачі: очищення води та утилізацію відходів. Створення таких матеріалів є найбільш перспективним напрямком удосконалення систем водопідготовки і очищення стоків, що містять різноманітні забруднення.

До теперішнього часу досить добре опрацьовані теоретичні питання очищення води з використанням сорбційних технологій. Методологією отримання органічних сорбційних займалися M. Dinu, S. Gupta, A. Liu, M. Vieira, B. Dou та ін.

Перспективним є використання полісахаридів як органічних сорбентів, зокрема, пектинів, які мають здатність до комплексоутворення з іонами важких металів. Це обумовлено тим, що вони є природними речовинами, мають унікальні структурні особливості та є безпечними при утилізації на відміну від хімічних реагентів.

***Мета магістерської роботи*** – отримання пектиновмісних сорбентів із бурякового жому, дослідження їх сорбційної здатності та застосування для очищення поверхневих вод від полівалентних металів.

Для досягнення зазначеної мети необхідно було вирішити такі завдання:

- розробити та отримати пектиновмісні сорбенти на основі бурякового жому;
- дослідити комплексотвірну здатність пектиновмісних сорбентів щодо іонів полівалентних металів;

- визначити ефективність очищення води з поверхневого джерела отриманими сорбентами;
- розробити принципову технологічну схему очищення природної води з використанням пектиновмісного сорбенту.

*Об'єкт дослідження* – технологія очищення поверхневих вод пектиновмісними сорбентами із бурякового жому.

*Предмет дослідження* – поверхневі води, буряковий жом, пектиновмісні сорбенти.

*Методи дослідження.* Для проведення досліджень використовували загальноприйняті методи визначення показників води, комплексоутворювальної здатності пектиновмісних препаратів.

#### **Наукова новизна одержаних результатів:**

- показано можливість тримання ефективних пектиновмісних сорбентів на основі бурякового жому для очищення поверхневих вод від полівалентних металів;
- визначена залежність процесу комплексоутворення пектину з іонами важких металів від рН середовища та його витрат.

**Практична цінність одержаних результатів.** Розроблено пектиновмісний сорбент із бурякового жому для очищення води від полівалентних металів. Отримані результати досліджень були використані при розробці принципової технологічної схеми очищення води з поверхневого джерела.

**Апробація результатів.** Матеріали магістерської роботи були представлені на 90-й Міжнародній науковій конференції молодих учених, аспірантів і студентів «Наукові здобутки молоді – вирішенню проблем харчування людства у XXI столітті» (Київ, 2024 р.)

**Публікації.** За матеріалами магістерської роботи опубліковано 1 теза доповідей і патент України на корисну модель.

# РОЗДІЛ 1 ПРОБЛЕМА ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПОЛІВАЛЕНТНИМИ МЕТАЛАМИ ТА ШЛЯХИ ЇЇ ВИРІШЕННЯ

## 1.1. Коротка характеристика забруднень поверхневих вод

Практично всі поверхневі водні ресурси, особливо в районах розташування потужних промислових комплексів, зазначають антропогенного впливу, що підтверджується щорічним зростанням об'ємів скиду умовно та нормативно очищених стічних вод [1].

Забруднення гідросфери поділяють на хімічне, фізичне, біологічне і теплове. Хімічне забруднення води відбувається внаслідок надходження у водойми зі стічними водами різних шкідливих домішок неорганічного та органічного походження. Більшість з них є токсичними для мешканців водойм. Це – сполуки Арсену, Плюмбуму, Меркурію, Купруму, Кадмію, Хрому, Флуору тощо. Вони поглинаються фітопланктоном і передаються далі по харчових ланцюгах більш високоорганізованим організмам, що супроводжується кумулятивним ефектом, який полягає в прогресуючому збільшенні вмісту шкідливих сполук у кожній наступній ланці харчового ланцюжка.

Однією з пріоритетних груп хімічного забруднення поверхневих вод є важкі метали (ВМ). Формально визначенню важких металів відповідає велика кількість елементів. Упродовж кількох років проводилися дослідження вмісту важких металів у водоймах України методами пасивного моніторингу. Це дало змогу виявити катіони таких металів, як Нікель, Плюмбум, Ферум, Манган, Хром, Цинк, Купрум, Кадмій та Кобальт у кількостях, що значно перевищують нормативи ГДК. Джерелами забруднення вод цих мікроелементів є стічні води різних підприємств. Так, кобальт та свинець потрапляють у водні джерела зі стічними водами металургійної, хімічної промисловості; кадмій – із промисловими стоками свинцево-цинкових заводів, рудозбагачувальних фабрик, оскільки в природі

він трапляється в цинкових і свинцевих рудах. Цинк, як і кадмій, також забруднюється стічними водами рудозбагачувальних фабрик гальванічних цехів, окрім цього – стоками виробництв пергаментного паперу, мінеральних фарб та штучного волокна. Навіть якщо на сьогоднішній день більшість підприємств не працює, поверхневі води інтенсивно забруднюються іонами металів з донних відкладів. Крім того, важкі метали входять до складу добрив і пестицидів, які в подальшому можуть потрапляти у водойми разом зі стоками з сільськогосподарських угідь [2].

У водних середовищах метали можуть бути присутні в трьох формах: у формі завислих часток, колоїдів та розчинених сполук. Останні представлені вільними іонами та розчинними комплексними сполуками з органічними і неорганічними лігандами. Великий вплив на вміст цих елементів у воді має гідроліз, який визначає форму знаходження елементу у водних середовищах. Значна частина важких металів переноситься поверхневими водами у завислому стані [3].

Важкі метали, потрапляючи у водне середовище, протягом довгого часу залишаються у воді, утворюючи квазірівноважні дисперсні системи. Вони вступають у взаємодію з іншими компонентами середовища, утворюючи гідратовані іони, оксигідрати, іонні пари, комплексні неорганічні та органічні з'єднання. У поверхневій плівці метали концентруються у 30-100 раз за рахунок комплексоутворень з органічними речовинами [4].

Розроблені вітчизняними та зарубіжними вченими високоефективні методи очищення на основі процесу адсорбції переважно спрямовані на нейтралізацію одного зі забрудників зі стічних вод. Крім цього, їх широкомасштабне впровадження потребує часткової або повної заміни очисного обладнання. Поряд із синтетичними адсорбентами, які традиційно застосовуються у цих процесах (активоване вугілля, силікагелі, штучні цеоліти), останнім часом проводять дослідження та практичні впровадження як адсорбентів природних дисперсних мінералів [1].

## **1.2. Сучасні методи очищення води від полівалентних металів**

Існуючі методи очистки води дуже різні як за досяжною ефективністю, так по капітальних і експлуатаційних витратах, необхідних для їх здійснення. Вибір найбільш раціонального способу очищення повинен здійснюватися з урахуванням цих факторів при безпосередній прив'язці до конкретного виробництва.

На сучасному етапі для більшості промислових підприємств існуючі станції очистки можуть стати основою створення замкнутих водооборотних циклів без їх серйозної перебудови і реконструкції. Це забезпечить економію ресурсів і виключить забруднення гідросфери. Рішення такого завдання на централізованих очисних станціях підприємств ускладнюється багатоконпонентністю забруднюючих речовин, утилізація яких складна, а іноді неможлива технічно. Більш перспективним в цьому плані є створення локальних установок, призначених для виділення конкретних компонентів безпосередньо у джерела утворення стічних вод.

Для виділення з стічних вод солей важких металів в поєднанні з механічними застосовують хімічні, фізико-хімічні, термічні, біохімічні та електрохімічні методи.

### **1.2.1. Фізико-хімічні методи**

Найбільшого поширення у виробничій практиці отримали методи очищення з використанням реагентів, що дозволяють перевести токсичні сполуки в менш токсичні або практично повністю виділити їх зі стічної води у вигляді гідроксидів, карбонатів, сульфідів та інших малорозчинних сполук [9].

На першій стадії очищення води від іонів металів хімічними методами відбувається утворення важкорозчинних сполук, на другий – відділення цих сполук у вигляді осаду [9]. Осадження металів проводиться, як правило, одночасно з нейтралізацією стічних вод. При цьому застосовують різні способи нейтралізації [10].

Взаємна нейтралізація кислих і лужних стічних вод – найбільш простий і дешевий спосіб. Нейтралізація реагентами широко використовується для кислих стічних вод, вибір реагенту залежить від виду кислот і їх концентрації, а також розчинності солей, що утворюються в результаті реакцій. Для мінеральних кислот можна використовувати будь-який лужний реагент, але найчастіше застосовують вапно у вигляді пушонки або вапняного молока.

Перевагою методу є простота експлуатації і широкий інтервал початкових концентрації іонів металів. Істотним недоліком нейтралізації вапном є утворення пересиченого розчину гіпсу ( $\text{CaSO}_4$ ), що призводить до забивання трубопроводів і апаратури. Вартість гідроксиду натрію і карбонату натрію досить велика, і їх використання є доцільним лише в разі одночасного отримання цінних продуктів.

Для нейтралізації кислих стічних вод можливе застосування фільтрування через нейтралізуючі матеріали (вапняк, доломіт і ін.).

Хімічне осадження полягає в зв'язуванні іонів, що підлягають видаленню, в малорозчинні і слабкорозчинні з'єднання. В якості реагентів для видалення із стічних вод іонів важких металів використовують гідроксиди кальцію і натрію, карбонат натрію, сульфід натрію, а також різні відходи. Для прискорення процесу седиментації солей застосовують коагуляцію або флокуляцію.

В даний час розроблені нові ефективні методи реагентної очистки промислових стоків від іонів металів. Зокрема, відомий спосіб спільного видалення міді і кадмію при контактуванні їх з діоксидом сірки або сульфітами і порошкоподібним металом, наприклад цинком або залізом [11]. Розроблено метод очищення стічних вод від міді обробкою розчинів суспензією вапняку і цементного клінкеру, перевагами якого є проведення процесу в одну стадію без попереднього підлужнення і можливість тривалого зберігання утвореного цементного каменю в природних умовах. Недоліки –

застосування досить дорогого реагенту, необхідність згущення тонкодисперсних осадів та неможливість вторинного використання осаджених металів [12, 15].

В Японії розроблений метод хімічної обробки стічних вод, заснований на введенні в водний розчин в якості осаджувача дипропільдітіофосфата [14]. Ефективність видалення свинцю, кадмію, міді і ртуті в кислому середовищі становить понад 99,9%, а утворений при цьому хелатний комплекс досить стабільний, що зменшує ризики забруднення навколишнього середовища. Використання даної речовини дозволяє зменшити витрату нейтралізуючих реагентів і може скоротити час реакції і вартість очищення.

Очищення хромовмісних стічних вод засновано на відновленні шестивалентного хрому до тривалентного з подальшим осадженням у вигляді гідроксиду в лужному середовищі [17]. Для відновлення можуть бути використані активне вугілля, діоксид сірки, сірчана кислота, бісульфіт або сульфід натрію, залізовмісні реагенти, водень, оксид (гідроксид) магнію, зольна рідина, лігнін та ін. [11, 28].

Одночасне відновлення Cr (VI) до Cr (III) та осадження останнього можливо при використанні гумата амонію, який повністю витрачається в реакції і вразі не забруднює воду. Утворений шлам після прожарювання дає практично чистий оксид хрому (III), що йде на виготовлення абразивного матеріалу [19].

Таким чином, до переваг реагентних методів водоочищення можна віднести широкий інтервал початкових концентрацій забруднюючих речовин, високу ефективність і технологічність. Серед недоліків можна виділити порівняно високу вартість і значні витрати реагентів, цілковиту втрату цінних речовин з осадами, які нерідко відрізняються високим ступенем токсичності, що вимагає спеціальних заходів утилізації і додаткових витрат.

Фізико-хімічні методи використовують для видалення зі стічних вод як органічних розчинених речовин, так і мінеральних дисоційованих в воді домішок, в тому числі з'єднань металів. Використання цих методів для очищення стічних вод від іонів металів має ряд переваг: досягнення глибокого і стабільного ступеня очищення, можливість рекуперації видобутих речовин, повна автоматизація та ін. [20]. Однак застосування фізико-хімічних методів утруднено необхідністю ретельної попередньої підготовки води, в результаті якої практично повністю повинні бути видалені зважені речовини і сполуки, здатні дезактивувати використовувані матеріали.

У практиці водоочистки для видалення іонів металів застосовуються мембранні процеси, адсорбція, іонний обмін, флотація і флокуляція.

Методи коагуляції і флокуляції дозволяють збільшити ефективність відділення з'єднань металів у вигляді осадів, що утворюються при реагентній очистці. У якості флокулянтів часто використовують поліакриламід і солі алюмінію і заліза, а виділений шлам піддають ущільненню і зневодненню [21, 22].

Флотаційна обробка води полягає в насиченні її бульбашками повітря, подальшому їх склеюванні з частинками забруднень і спливанні комплексів, що утворюються на поверхню води з утворенням піни. Інтенсифікація процесу флотації досягається гідрофобізацією поверхні домішок реагентами, які знижують їх змочуваність. В якості таких реагентів використовують коагулянти, флокулянти, для створення оптимального рН середовища застосовують вапно, кислоти, їдкий натр. Перевагами флотації є безперервність процесу, широкий діапазон застосування, невеликі капітальні та експлуатаційні витрати, висока ступінь очищення, велика швидкість процесу в порівнянні з відстоюванням, можливість рекуперації речовин, що видаляються.

Сорбційний метод має ряд істотних переваг перед іншими фізико-хімічними методами і може бути технічно доцільний і економічно вигідний

при створенні замкнутих систем водокористування промислових підприємств.

Вибір сорбенту повинен ґрунтуватися на результатах лабораторних випробувань і техніко-економічному аналізі. Сорбентами можуть бути штучні і природні пористі матеріали, перш за все активоване вугілля різних марок, силікагелі, алюмогелі, глини, торф, тирсу та ін. [24, 25].

Одним з перспективних методів концентрування важких металів є їх хемосорбція у вигляді стійких хелатів на пористих носіях. Оскільки іони  $\text{Cu}^{2+}$  володіють великою спорідненістю до сірковмісних органічних реагентів, запропонований метод отримання сорбентів з природного цеоліту з іммобілізованими на ньому бісмутолом I або дитіокарбамінатом [35].

Відомо, що волокнисті сорбційні матеріали знайшли широке застосування в процесах очищення стічних вод від іонів металів. Використання полімерних сорбентів волокнистої структури дозволяє домогтися високої ефективності (від 79% до 99%) [37]. Зокрема, розроблений сорбційний матеріал, що містить композицію з гранульованого активованого вугілля і активованих вуглецевих волокон, і який показує значно менший опір потоку і поліпшені адсорбційні властивості по відношенню до іонів металів [38].

Перевагою сорбційного методу є можливість рекуперації витягнутих речовин і високий ступінь очищення, а недоліком – значна вартість сорбентів і необхідність їх регенерації.

Метод іонного обміну використовується для вилучення металів з розбавлених розчинів і дозволяє їх регенерувати, а стічні води використовувати в оборотному циклі. Іонний обмін являє собою процес взаємодії розчину з твердою речовиною – іонітом, що володіє здатністю обмінювати іони, що містяться в ньому, на іони, присутні в розчині. Метод іонного обміну заснований на застосуванні катіонітів та аніонітів, які сорбують з оброблюваних стічних вод катіони і аніони розчинених солей

[30]. Іоніти поділяються на мінеральні та органічні, штучні (синтетичні) і природні. До неорганічних природних іонітів відносяться цеоліти, глинисті мінерали, польові шпати; до неорганічних синтетичним – силікагелі, пермутити. Органічні природні іоніти одержують хімічною обробкою вугілля, целюлози і лігніну. В даний час основна роль належить органічним штучним іонітам – іонообмінним смолам, які виробляються з нерозчинних у воді вуглецевих матриць з зафіксованими активними іоногенними групами, заряд яких нейтралізується розташованими всередині полімеру іонами протилежного знака – протиіонами, що вступають в реакцію обміну з іонами того ж знака, присутніми в розчині [39].

До переваг іонного обміну відноситься: досягнення будь-якої глибини очищення, можливість утилізації компонентів, від яких проводиться очищення, в ряді випадків їх цінність компенсує витрати на очистку. Недоліками методу іонного обміну є: необхідність попереднього очищення стічних вод від масел, ПАР, розчинників, органічних і завислих речовин; використання реагентів при регенерації іонітів, громіздкість обладнання, висока вартість смол, велика витрата води на власні потреби установки. В даний час дослідження в області іонного обміну присвячені пошуку нових ефективних і недорогих іонітів. Розроблено спосіб очищення стічних вод від іонів металів шляхом сорбції катіонітом на основі модифікованої гумової крихти [40]. З методів мембранного поділу для виділення важких металів з стічних вод застосовується зворотний осмос, сутність якого полягає в фільтруванні розчину під тиском, що перевищує осмотичний, через напівпроникні мембрани, пропускають розчинник і повністю або частково затримують молекули або іони розчинених речовин [41]. Якість очищення при використанні мембранних методів досягає 99%. В даний час синтезовані полімерні мембрани з широким діапазоном розмірів пор і високу механічну міцність. Так, комплектація мембранного апарату набором мембран зі розміром пор, що зменшується по ходу руху рідини, забезпечує отримання з

багатокомпонентного розчину з органічних і неорганічних сполук особливо чисту воду [43].

Основними досягненнями зворотного осмосу є: відсутність фазових переходів при відділенні домішок, що дозволяє вести процес при невеликій витраті енергії; простота конструкції апаратури, можливість виділення цінних продуктів; одночасна очищення води від органічних, неорганічних і бактеріальних забруднень. Недоліки: підвищений тиск в системі, явище концентраційної поляризації, чутливість мембран до зміни параметрів очищаються стоків, дороговизна мембран [49].

Сучасні мембрани мають, як правило, композитну структуру на основі полісульфону. Поширення отримали також неорганічні мембрани на основі вуглецю, кераміки, металевих порошоків (вольфраму і молібдену), оксиду кремнію [44, 45].

Все більшого поширення в практиці водоочистки знаходить поєднання мембранних і біологічних методів. Так, розроблений новий метод очищення води від іонів миш'яку і ртуті іонообмінним мембранним біореактором (ІЕМВ), який включає транспорт забруднювача через іонообмінну мембрану діалізом з подальшим його біологічним видаленням. Як з'ясували автори, такий процес має високий потенціал для використання в системах очищення питної води [8].

До електрохімічних методів відносяться процеси анодного окислення і катодного відновлення, електрокоагуляції, електрофлотації і електродіалізу. Вони протікають на електродах і в об'ємі оброблюваної рідини при пропусканні через розчин постійного електричного струму. Установки для реалізації цих методів компактні, високопродуктивні, порівняно просто автоматизуються. Основним недоліком є велика витрата електроенергії [49].

Встановлено, що ефективність процесу катодного відновлення металів залежить від матеріалу катода, обробки його поверхні, значення рН середовища, складу електроліту, конструкції електролізера.

В університеті м. Л'Аква (Італія) був запропонований процес відновлення іонів міді та нікелю із стічних вод на катоді з попереднім концентруванням металів вилуговуванням сірчаною кислотою. В результаті вдалося відновити (94-99)% міді і нікелю. Застосування даної технології дозволяє зменшити обсяг стічних вод гальванічних виробництв і повертати цінні метали у виробництво [43].

Очищення стічних вод методом електрокоагуляції засновано на електролізі з використанням металевих анодів, що піддаються електролітичному розчиненню, внаслідок чого вода збагачується відповідними іонами, що утворюють далі в нейтральному і слабколужному середовищі гідроксид заліза (II) (або алюмінію). В результаті здійснюється процес коагуляції, аналогічній обробці води відповідними солями алюмінію або заліза. Однак на відміну від застосування сольових коагулянтів, при електрокоагуляції вода не забруднюється сульфатами або хлоридами, вміст яких в очищеній воді лімітується як при скиданні її у відкриті водойми, так і при повторному використанні в системах промислового водопостачання. До переваг методу також можна віднести високу продуктивність, компактність установки, відносну простоту її експлуатації і невелике реагентне господарство [44].

Одночасно з електрокоагуляцією протікає процес електрофлотації, в результаті якого частинки забруднюючих речовин з рідини переносяться на її поверхню бульбашками газу, що утворюються при електролізі води. До переваг методу відносяться: малий час обробки, висока ступінь вилучення іонів металів (до 99% і більше), простота експлуатації, відсутність вторинного забруднення.

Процес очищення стічних вод електродіалізом заснований на поділі іонізованих речовин під дією електричної сили, яка виникає в розчині по обидві сторони мембрани. Суть методу полягає у використанні спрямованого руху іонів під дією електричного поля. Процес електродіалізу здійснюється в

багатокамерних електродіалізаторах під дією постійного електричного струму, спрямованого перпендикулярно площині мембран. Недолік методу – необхідність попереднього очищення вод від зважених і колоїдних частинок [50].

### **1.2.2. Біохімічні методи**

Біохімічні методи засновані на здатності мікроорганізмів використовувати в процесах своєї життєдіяльності забруднюючі речовини. У практиці водоочищення існуючі методи діляться на аеробні та анаеробні. Аеробні засновані на використанні аеробних груп організмів, які культивуються в активному мулі або біоплівці, для їх життєдіяльності необхідний кисень. Процес очищення протікає в відкритих спорудах – аеротенках або біофільтрах.

Очищення в анаеробних умовах відбувається без доступу кисню, процес здійснюється в метантенках. У порівнянні з аеробним, даний метод має переваги, які полягають в менших експлуатаційних витратах, і невеликій кількості надлишкової біомаси [56]. Однак процес супроводжується виділенням великої кількості газів.

Перспективним є використання біосорбційних процесів для очищення стічних вод від сполук металів, в основі яких лежить здатність мікроорганізмів акумулювати катіони металів з розчинів. Зокрема, вивчена можливість очищення води від сполук міді, нікелю та цинку з використанням культури пивоварних дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* [57].

Для очищення стічних вод біосорбційним способом можливо використовувати бурі водорості, що володіють великою ємністю в порівнянні з мінеральними сорбентами, але поступаються останнім фільтраційними характеристиками. Наприклад, автори [58] пропонують застосовувати висушені тканини водоростей *L. bongardiana*, в вихідному, модифікованому і

комбінованому видах для очищення стічних вод від важких металів. В якості модифікаторів часто використовують природні цеоліти.

Ефективним типом біомаси для обробки стічних вод, що містять сполуки міді, нікелю та цинку, є клітини дріжджів *Saccharomyces cerevisiae*, біомаса грибів, наприклад, виду *Aspergillus niger* [50].

Проводяться дослідження з використання різних водних макрофітів (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Lemna major*, *Ipomoea aquatica*, *N. verticillata*, *Nymphaeae spp.*, *Nelumbo nucifera*, *Nymphoides indica*) для видалення  $Fe^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ , і  $Cu^{2+}$  з водних розчинів, при цьому досягається високий ступінь очищення стічних вод. До переваг їх застосування можна віднести широке поширення, досить велика швидкість росту і продуктивність, толерантність до коливань температури.

До переваг біохімічних методів відноситься висока ефективність очищення стічних вод, можливість видалення різноманітних речовин, що знаходяться в розчиненому, колоїдному і нерозчинному стані, простота апаратурного оформлення, висока буферність до забруднень, які піддаються очищенню, відносно невелика витрата електроенергії, невисокі експлуатаційні витрати. Разом з тим дані методи мають ряд недоліків: невисока швидкість очищення, висока чутливість анаеробних процесів до температури і концентрації речовин, вибухонебезпечність газів, що утворюються при бродінні, значні капітальні витрати.

### **1.2.3 Класифікація сорбентів та їх використання**

Сорбенти являють собою тверді нерозчинні речовини, зазвичай мають пористу структуру, здатні до вилучення та концентрування в своїй фазі цільових компонентів в молекулярної або іонної формах з газового або рідкого середовищ. При цьому цільові компоненти переходять у фазу сорбенту і утримуються в ній за рахунок утворення різних зв'язків з

активними групами сорбенту або утримуються за рахунок «ситового» ефекту.

Основними експлуатаційними характеристиками сорбенту є ємність, селективність та швидкість сорбції. Крім перерахованих вище характеристик вибір сорбенту може здійснюватися на основі його механічної, термічної і хімічної стійкості, фракційного складу, ефективності регенерації. Важливими також є техніко-економічні показники сорбції. Для вирішення особливо складних технологічних завдань можуть направлено синтезуватися спеціальні сорбенти.

У зв'язку з великою різноманітністю технологічних завдань, які вирішуються з допомогою сорбційних процесів, а також великим вибором сорбентів, доцільно розглянути їх основні класи та фундаментальні відмінності.

Сорбенти природного походження можна розділити на неорганічні (цеоліти, морденіти, шабазити, кліноптилоліти) і мінерально-органічні (торфи, вугілля, продукти карбонізації деревини).

Важливою перевагою даного класу сорбентів є їх доступність і низька вартість, яка в 10-50 разів нижче вартості синтетичних сорбентів. Також через велику насипної маси дані сорбенти відрізняються досить високою обмінною ємністю. Сорбенти даного типу схильні до сорбції по катіонообмінному механізму і виявляють селективність до одновалентним металів і деяким радіонуклідів і аміаку.

Сорбенти природного походження застосовують, в основному, для попереднього очищення розчинів. Сорбенти, як правило, не регенерують, що пов'язано з рядом недоліків, характерних для цієї категорії матеріалів:

1. Невисокій механічною міцністю.
2. Неправильної формою зерен і їх полі дисперсністю [5].

Найбільш перспективними для ліквідації вуглеводневих забруднень є природні органічні і органо-мінеральні сорбенти. Найчастіше застосовують

деревну тирсу, модифікований торф, висушені зернові продукти, шерсть, , відходи виробництва льону [6].

Складнощі в регенерації сорбентів природного походження і ряд інших недоліків накладають обмеження на їх використання в сучасних технологічних процесах, спрямованих на безперервний цикл сорбції. Тому в даний час найбільшого поширення знаходять: неорганічні синтетичні сорбенти та органічні синтетичні сорбенти.

До неорганічних синтетичним сорбентам відносяться синтетичні алюмосилікати (пермутити і цеоліти), оксиди, гідроксиди, сульфідиди, фосфати, а також солі полікіслот і гетерополікіслот.

Органічні синтетичні сорбенти є найчисленнішим класом сорбційних матеріалів [5].

Розрізняють такі типи сорбентів: неорганічні, природні органічні і органо-мінеральні, а також синтетичні.

Синтетичні сорбенти виготовляються на основі гідратцелюлози, поліуретану в губчастому або гранульованому виді, також поліпропіленових волокон, формованих в неткані рулонні матеріали різної товщини, застосовується також формований поліетилен з полімерними наповнювачами і інші види пластиків. Найчастіше їх використовують в країнах з високорозвиненою промисловістю (США, країни ЄС, Японія). Синтетичні матеріали, як правило, мають високу ємність, проте більшість з них токсичні (що обмежує їх використання у вигляді тонких порошоків), особливо у разі загоряння.

Найбільш доступними для ліквідації забруднення водної поверхні є сорбенти на основі природної органічної сировини і відходів виробництва рослинного походження. Як правило, вони є органічною частиною існуючих екосистем. Тому, сорбенти на їх основі в найбільшій мірі відповідають екологічним вимогам [2].

### **1.3. Характеристика сорбентів на основі органічної сировини**

В даний час велика кількість досліджень присвячена отриманню сорбентів для очищення води на основі різної органічної сировини, в тому числі відходів.

Перспективним є використання торфу для очищення води від іонів важких і кольорових металів. В роботі [6] показано, що ступінь вилучення іонів міді трав'яним торфом може досягати 97%.

Особлива увага на сьогоднішній день приділяється вивченню сорбційних властивостей продуктів рослинного походження, які є відходами агропромислового сектора, таких як солома сої [7] і пшениці [8], лушпиння рису і гречки [9-11], насіння люцерни, конюшини, квасолі [12], лузга соняшника, пшениці, проса [13], багаса (відходи переробки цукрової тростини) [14, 15], качани кукурудзи, макуха [16, 17], відходи овочівництва [18], апельсинова кірка [19], м'якоть цукрових буряків [20, 21] деревоподібна папороть [22], лушпиння насіння рицини [23], волокно шкаралупи кокосового горіха [24], стебла бавовни і маїсу [25].

Багато біополімерних матеріалів рослинного походження: мох, водорості, кора дерев, – здатні витягувати іони важких металів з розчинів, проте їх використання можливе лише за умов невеликих виробництв, наближених до джерел сировини [26].

Безпосереднє застосування природних матеріалів в якості сорбентів обмежується в силу їх невисоких сорбційних характеристик. У зв'язку з цим виникає завдання підвищення їх сорбційної здатності шляхом застосування різних способів модифікації (механічної, фізичної, хімічної та фізико-хімічної, в т.ч. термічної обробки) з використанням доступних реагентів і простих технологічних операцій.

Перспективним є використання деревної тирси, яка в поєднанні з бентонітом може забезпечити достатню ефективність очищення при порівняно невисокому робочому тиску в фільтрі [31].

В даний час створюють високоефективні сорбенти на основі целюлози та целюлозовмісних матеріалів. Їх перевагою є, перш за все, поширеність, доступність, низька ціна і відносна легкість хімічної модифікації, яку здійснюють прищепленням відповідних полімерних ланцюгів шляхом додавання аміну, амідів, карбоксилу, гідроксилу, імідазолу і ін. [32]. В роботі [33] розглядається підготовка матеріалу для очищення води від іонів  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ , і  $\text{Pb}^{2+}$  на основі мерсеризованої целюлози шляхом її модифікації ангідридом бурштинової кислоти. Авторами [34] створений сорбент на основі целюлози апельсинової кірки, хімічно модифікованої різними лугами ( $\text{NaOH}$ ,  $\text{NH}_4\text{OH}$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) і кислотами (органічними і мінеральними). Отриманий матеріал використовувався для вилучення з водних розчинів іонів  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  і  $\text{Cd}^{2+}$ .

Відомий спосіб очищення стічних вод, що містять іони  $\text{Ag}^+$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  з використанням деревної тирси, яка володіє лігноцелюлозною композицією. У структурі целюлози і лігніну присутні гідроксильні, карбоксильні і фенольні групи, що зв'язують катіони металу [35].

В роботі [36] в якості сорбенту розглядався модифікований білково-целюлозний комплекс барди, що представляє собою відхід при виробництві етилового спирту із суміші пшениці та жита. Модифікування проводили шляхом обробки монохлорацетатом натрію, отриманий сорбент здатний вилучити до 97% іонів  $\text{Cu}^{2+}$  з водного розчину.

Ефективне видалення з водних розчинів іонів  $\text{Pb}^{2+}$  і  $\text{Cu}^{2+}$  в присутності високої концентрації  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$  може бути досягнуто сорбцією на біомасі хлібопекарських дріжджів, модифікованих диангідридом етилендіамінтетраоцтової кислоти. Відновлена біомаса може знову використовуватися лише з невеликою втратою адсорбційної здатності [37].

Для вилучення іонів металів з водних розчинів може бути використаний відхід виробництва чаю. При цьому сорбційна ємність по іонам нікелю становить близько 15,3 мг/г, по іонам міді 48 мг/г [38, 39].

Для видалення солей важких металів з водних розчинів запропоновані такі матеріали рослинного походження, як бамбукова маса, джутове волоно і бавовна [40-42]. Однак застосування цих матеріалів в якості сорбентів економічно виправдано в місцях їх вирощування. Автором [43] показана ефективність використання бавовняних волокон для вилучення зі стічних вод нафтопродуктів і іонів важких металів.

Порівняно недавно була виявлена здатність хітозану сорбувати барвники з стічних вод, що містять іони важких металів. Для збільшення сорбційних властивостей хітозан запропоновано змішувати з монтморилонітом, поліуретаном, бентонітом і перлитом [45-47].

Велике число досліджень на сьогодні присвячено модифікації активних вуглів з метою отримання високоефективних сорбентів для використання в різних галузях промисловості. Так, автором [48] шляхом обробки вугілля розчинами соляної кислоти, пероксиду водню, киснем повітря, озоном отримані матеріали, здатні витягувати фенол, хлороформ, анілін, формальдегід, хлорфенол, піридин з водних розчинів.

В роботах викладено спосіб отримання сорбенту шляхом обробки деревної тирси ортофосфорною кислотою в поєднанні з диметилформамідом і сечовиною, карбамідом [52] з наступним сушінням, відмиванням і термообробкою. Розроблені матеріали володіють високими сорбційними характеристиками по відношенню до іонів  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ . В якості модифікаторів можливе застосування розчину трьохзаміщеного фосфорнокислого натрію, алізаринового червоного і еріохрома чорного, а також діангідридетилендіамінтетраоцтової кислоти [54]. Дані сорбенти показали досить високу ефективність і селективність відповідно до  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ . Ефективним при добуванні іонів  $\text{Cd}^{2+}$  виявився сорбент, отриманий з деревної тирси, модифікованої поліаніліновим покриттям [56].

В роботі [13] в якості сполучників при виготовленні матеріалу з деревної тирси використовували: епоксидну смолу, парафін, дибутилфталат і

полімерну матрицю, що володіє хемосорбційними властивостями. Встановлено, що додавання сполучних компонентів в сорбційні матеріали призводить до збільшення їх механічної міцності, але знижує ефективність очищення стоків від іонів важких металів і нафтопродуктів.

В Індії розроблений спосіб отримання матеріалу для вилучення іонів важких металів шляхом обробки тирси з метою видалення лігніну, який, як показали дослідження призводив до зниження сорбційної ємності і забарвленням води [58].

Авторами [59] в якості сорбенту іонів важких металів використовувалася хімічно модифікована кора різних порід дерев. Відпрацьована кора спалювалась попіл, що утворився містив понад 70% відповідного металевого оксиду, який може бути повторно використаний у відповідному виробництві. Подібний сорбційний матеріал на основі соснових шишок, оброблених гідроксидом кальцію, розглянуто в роботі [60].

Інтерес представляють сорбенти на основі фосфорильованих природних матеріалів, що містять целюлозу. Основою для їх отримання служать деревна тирса, льнотреста і целюлоза, просочені фосфорилуючим розчином (карбамід, мінеральна кислота, вода). Отримані матеріали ефективно поглинають формальдегід, аміак і мають високу сорбційну ємність по деяким катіонів металів [61].

Обробка відходів переробки вовни і льону фізико-хімічною (плазмовою обробкою) і хімічною модифікаціями дозволила авторам [53] домогтися ступеня вилучення іонів важких металів до 55-300 мг/г в нейтральній і 47-212 мг/г в кислому середовищах, нафтоємність склала 13-15 г/г.

Для вилучення іонів важких металів із стічних вод запропоновано використовувати фільтр, виготовлений з пуху і целюлозовмісних відходів сільгоспереробка – лушпиння пшениці. Для формування пористої структури відходи піддавали попередній термообробці в муфельній печі без доступу

кисню при температурі 300 °С протягом 30 хвилин [54]. На поверхні термооброблених відходів формувалася карбонізований шар з високими сорбційними властивостями. Надалі з них виготовляли тришаровий фільтр, для цього пошарово укладали сорбенти таким чином, щоб зовнішні шари містили бавовновмісні відходи, а внутрішній – целюлозовмістні. Зовнішні шари забезпечували міцний каркас і при фільтрації стічних вод вони не відносилися з рідиною. Фільтр забезпечує вилучення іонів цинку і кадмію на 92% при початковій концентрації 10 мг/л [55].

Проводяться дослідження з метою отримання сорбентів для очищення води з соломи однорічних рослин: вівса, жита, пшениці, рослинна тканина яких містить значну кількість лігніну (до 22%) і целюлози (до 50%), що можна порівняти з деревиною листяних порід. Проте характерною особливістю недеревних видів рослинної сировини є високий вміст в них золи – до 5,0% в соломі вівса, що може ускладнювати утилізацію отриманих сорбентів [57].

У Львівському державному університеті проводилися дослідження по отриманню сорбентів з шкаралупи кедрових горіхів при термообробці, які показали високу ефективність очищення стічних вод від нафтопродуктів, АПАР і іонів  $\text{Cu}^{2-}$ . Відомі катіонообмінні сорбенти, отримані активацією ялинової і березової тирси сірчаною кислотою. В результаті такої обробки відбувається часткова карбонізація (обвуглювання) матеріалу і введення в продукт сульфоновокислих груп. Встановлено, що сульфокатіоніт, який виходить при обробці березової стружки 75%-вим розчином сірчаної кислоти, за своїми властивостями не поступається промисловим катіонітам. Недоліком цього способу є відносно висока витрата сірчаної кислоти (2,7 т на 1 т продукту), видалення якої з продукту вимагає великої витрати води, внаслідок чого виникають проблеми подальшої утилізації значних обсягів сірчаноокислотних розчинів [62].

Знайшли застосування для отримання сорбентів відходи процесу переробки соняшнику і гречки – лузга, шрот та ін. Так, відомий спосіб виготовлення сорбційного матеріалу зі шроту соняшнику, який попередньо обробляють розчином NaCl концентрацією 8-10 г/л при температурі від 30 °C до 35 °C [64].

Відомий спосіб отримання сорбентів з плодових оболонок насіння соняшнику, які екстрагують при температурі від 45 °C до 55 °C органічним розчинником з наступним відділенням оболонки від розчину баластних речовин. Вихід сорбенту досягає 96%, а розвинена поверхня дозволяє ефективно видобувати нафтопродукти з води [55]. Авторами [56] вивчений процесі карбонізації обробленої гідроксидом кальцію лушпиння соняшника при температурах від 300 °C до 400 °C, в результаті отриманий ефективний сорбент для нафтопродуктів.

Для сорбції іонів нікелю запропоновано в якості сорбентів використовувати золу рисового лушпиння, відходи пальмового масла і вугільну золу в різних співвідношеннях. Виявлено, що максимальна ефективність очищення досягає понад 90% при контакті з сорбентом не менше 30 хвилин [58]. Використання золи з нафтовим коксом і відходами виробництва целюлози пропонується авторами [59]. Сорбційна ємність отриманого матеріалу становить 8,1 мг/г і 28,3 мг/г по міді і свинцю відповідно.

#### **1.4. Перспективи використання сорбентів на основі органічної сировини для очищення води...**

В останні роки широко доступні природні біополімери, такі як агар, агароза, альгінат, карагенан, целюлоза, хітозан, декстран, желатин, гуарова камедь, пектин, ксантан та інші полімери, були прийняті для різних цілей через їх регульовані характеристики, гнучкість, нетоксичність і біосумісність, а також здатність до біологічного розкладання.

УФ-фотоліз і фотокаталіз, адсорбція через активоване вугілля або перовскіт і озонування є одними із запропонованих і широко аналізованих методів очищення стічних вод для розкладання фармацевтично активних сполук, а також для іонів металів і видалення токсичних барвників [10,11,12]. Природні недорогі (нано) каталізатори з підвищеною ефективністю є основним напрямком очищення стічних вод. Як приклад, різні роботи підкреслюють можливість використання наночастинок (NP) на основі металу або оксиду металу в процедурах нанорозмірної фільтрації для адсорбції забруднюючих речовин [13,14,15,16]. Наноструктури з особливими та індивідуальними особливостями, включаючи велику площу поверхні та значну хімічну реакційну здатність разом із меншим енергоспоживанням, можуть призвести до розробки багатфункціональних наносистем для утримування частинок та видалення забруднюючих речовин. Доступні, регульовані та стійкі альтернативи, такі як природні біополімерні матеріали, отримані з відновлюваних ресурсів, нещодавно привернули увагу через зменшення доступності синтетичних полімерів, отриманих з газу, нафти та невідновлюваних джерел вуглецю [12].

З цією метою в наступних параграфах наведено короткий опис основних біополімерів і технологій, прийнятих для очищення стічних вод.

Композитні матеріали на основі полісахаридів і похідних полісахаридів широко згадуються в літературі як ефективні та недорогі адсорбенти для очищення стічних вод. Як продемонстровано декількома авторами, використання таких композитів дозволяє очищати різні водні стоки, оскільки вони здатні адсорбувати іони металів, барвники, органічні сполуки та інші забруднення води. Крім того, можливості переробки та повторного використання цих матеріалів, а також екологічні аспекти, пов'язані з їх проектуванням, є привабливими з практичної, економічної та екологічної точок зору.

**Крохмаль.** Крохмаль являє собою природний біосумісний і біорозкладаний біополімер, який зазвичай міститься в стеблах, коренях і насінні різних рослин. Мікрокристалічний крохмаль, нанокристал або кристаліт крохмалю та гідролізований крохмаль отримують шляхом гідролізу кристалічної частини крохмалю [17]. Запропоновано різні методи отримання кристалічних і аморфних крохмальних наноструктур [12].

Нанокристали крохмалю все частіше використовуються як ідеальні носії для каталітичних систем завдяки їх високій доступності, високій площі поверхні, нетоксичності, низькій вартості, відновлюваності та біосумісності [12,18,19,20].

Функціоналізовані природні крохмалі були запропоновані як каталізatori на основі колоїдних металевих НЧ. Негативно заряджений крохмаль довів свою ефективність у адсорбції різних катіонних барвників [21,22]. Зшиті прищеплені сополімери крохмалю, що містять амінні групи, були запропоновані як сорбенти іонів Pb(II) і Cu(II) [23]. Крохмаль, зшитий за допомогою POCl<sub>3</sub> і карбоксиметилування, був запропонований для видалення іонів важких металів, отримання швидкої кінетичної та значної сорбційної здатності [23].

Оксиди металів і кислотні солі металів напівпровідників n -типу, включаючи TiO<sub>2</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, ZnO тощо, були запропоновані та пов'язані з крохмалем як фотокаталізatori для фотодеградації забруднень навколишнього середовища [24,25,26,27,28,29].

**Целюлоза.** Матеріали на основі целюлози використовуються в різних сферах застосування: від медицини, фармацевтики, косметики та біомедицини, а також у нанокompозитах, мембранах і бар'єрних плівках до електроніки та суперконденсаторів. Целюлозні нанофібрили та нанокристали нещодавно були досліджені як наносорбенти через їхні унікальні та особливі властивості [30, 31, 32]. Наноматеріали на основі целюлози підкреслили свою ефективність і ефективність у видаленні різноманітних забруднювачів, але їх

вплив на навколишнє середовище, а також їх нетоксичність і здатність до біологічного розкладу все ще потрібно оцінити. Необхідно враховувати витрати на виробництво наноматеріалів на основі целюлози, їх доступність і життєвий цикл, беручи до уваги екологічні переваги в порівнянні з матеріалами, отриманими з активованого деревного вугілля [33 34]. Мембрани для очищення води на основі целюлозних нано- та мікрОВОЛОКОН, отримані з целюлозних наноматеріалів, занурених у полімерну матрицю, були запропоновані та перевірені в галузі дистиляції, гемодіалізу та мікро-, нано- та ультрафільтрації [35]. На застосування матеріалів на основі целюлози впливають обмеження, пов'язані з низькою фізичною стабільністю та низькою адсорбційною здатністю. Починаючи з відходів кокосового лущиння та використовуючи різні методи обробки поверхні розробили адсорбенти ртуті [36].

**Альгінат.** Альгінат вважається одним з недорогих біоматеріалів. Для сполук на основі альгінату були запропоновані різні застосування. Нещодавні роботи підкреслили, що альгінат широко використовується в рекультивації стічних вод для адсорбції забруднень завдяки його нетоксичній природі, стабільності, здатності до біологічного розкладання та водопроникності [37,38,39,].

Стабільні біогідрогелеві кульки були успішно прийняті в якості каталітичного опорного матеріалу завдяки їхнім перевагам, пов'язаним із сітчастою структурою, поверхневими фрагментами та високою площею поверхні [42,43].

Гібридні та багаторазові (протягом шести послідовних циклів) кульки, отримані мезопористим альгінатом кальцію та оксидом титану, були протестовані на видалення стічних вод іонів  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$  та  $\text{Cu}^{2+}$  [44]. Організація макромолекулярних гідрогелів у тривимірній мережевій структурі є ключовим елементом для біосорбентів на основі альгінатів, які також характеризуються селективною катіонною взаємодією з

багатовалентними іонами, такими як  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Ag}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$  тощо [45,46,47,48].

**Хітин і хітозан.** Хітин і хітозан, разом з целюлозою, представляють найбільш поширені біополімери, доступні в природі. Хітозан в основному складається з N-деацетильованого хітину, присутнього в кутикулах і ракоподібних раковинах комах. Він являє собою відновлюваний і біорозкладний вуглевод, що характеризується лінійним амінополісахаридом глюкозаміну. Хітиндеацетилаза забезпечує ферментативне N-деацетилювання для біоконверсії хітину в хітозан.

Застосування гідрофобного хітозану, який характеризується високою сорбційною здатністю та є легкодоступним для хімічних і функціональних модифікацій, широко досліджувалось у сільськогосподарській/промисловій сферах як біокатализаторів при обробці стічних вод, у доставці ліків або генів, а також у іммобілізації клітин/ферментів [12,49].

Інноваційні, стійкі та відновлювані нанокатализатори, засновані на екологічно чистих і недорогих наноматеріалах, були під ретельним дослідженням. Зокрема, коагулянти та флокулянти на основі хітозану також застосовуються для видалення барвників та іонів металу зі стічних вод [50].

Однак адсорбційна здатність наночастинок, вбудованих або стабілізованих на субстратах хітин/хітозан, призводить до можливості отримання нанокатализаторів або наносорбентів із покращеними характеристиками для розробки нанокомпозитів на основі природних полімерів [51]. Нанокомпозити карбоксиметилхітозану досліджувалися для комплексоутворення  $\text{Cd}^{2+}/\text{Cr}^{6+}$ , тоді як нанокомпозити хітин/хітозан були запропоновані для комплексоутворення  $\text{Pb}^{2+}$  [52,53].

Кулькові фотокатализатори на основі хітозану, отримані декоруванням нано- $\text{TiO}_2$  кульок CS, зшитих міддю. Ці фотокатализатори були прийняті для окислення арсеніту в УФ-світлі або для селективної адсорбції  $\text{As(III)}$  і  $\text{As(V)}$  у присутності фосфату [54].

Наносорбенти та адсорбенти на основі полісахаридів також були прийняті для біосорбції пестицидів та органічних/неорганічних забруднень із води. Хітозан показав свою ефективність видалення при видаленні (>90%) гербіциду (оксadiaзону) з водних розчинів [55].

Крім цього, ефективність адсорбції була строго корельована з безліччю факторів, включаючи хімічний склад забруднюючих речовин і характеристики адсорбенту, ступінь зшивання, кристалічність і жорсткість зв'язків хітозану тощо [56].

**Пектин.** Одним із найцікавіших полісахаридів, які використовуються для приготування недорогих адсорбентів, є пектин, природний біополімер, що складається з ланок D -галактуронової кислоти, з'єднаних у ланцюги за допомогою  $\alpha$ -(1→4) гликозидний зв'язок. Комерційно пектин виділяють із різних рослинних джерел (наприклад, шкірки та м'якоті фруктів, цукрових буряків, головок соняшнику тощо), і його використання в різноманітних цілях заохочується через їх низьку вартість, відновлювану природу та велику кількість. Пектин має гарну здатність до адсорбції важких металів, але такі недоліки, як низька механічна міцність і труднощі з розділенням, обмежують його застосування. Тому заохочувалась розробка похідних пектину, таких як гідрогелі та хімічно модифіковані пектини. На адсорбційні властивості впливають різні зовнішні фактори та пов'язані з молекулярною структурою пектину. Механізми адсорбції адсорбентів на основі пектину були здебільшого описані за моделлю «яєчної коробки», іонним обміном, комплексоутворенням та/або фізичним обмеженням.

Для адсорбентів на основі пектину десорбція та регенерація в основному були спрямовані на кульки на основі пектину або біомасу, що містить пектин, але не розчинений пектин, оскільки пектин і комплекси пектин/важкий метал, як правило, мають дуже малий розмір [57].

## 1.5. Наукове обґрунтування доцільності використання пектину та пектиновмісних сорбентів для очищення води від полівалентних металів

Пектинові речовини – це високомолекулярні гетерополісахариди рослинного походження, які складаються головним чином із полімерів D-галактопіранозилуронової кислоти, частина карбоксильних груп яких етерифікована метиловим спиртом чи заміщена металами. Пектинові речовини гетерогенні за складом та є комплексом біополімерів з різним вмістом залишків галактууронової кислоти [33].

Пектини є полісахаридами клітинних стінок. Основним компонентом пектинових полісахаридів є поліуронової кислоти. У вищих рослин вони складаються із залишків D-галактууронової кислоти, пов'язаних C-1→C-4-зв'язками, на частку якої в залежності від джерела походження пектинових речовин припадає від 83 до 90 %.

Однією із важливих властивостей пектинових речовин є їх здатність до комплексоутворення, яка пов'язана із взаємодією молекули пектину з іонами важких і радіоактивних металів. Ця властивість дає підставу рекомендувати пектин для включення у раціон харчування осіб, що знаходяться на забрудненій радіонуклідами території та мають контакт з важкими металами. Для організму людини особливо небезпечні стійкі ізотопи цезію, стронцію, ітрію та ін. Екскреція пектину по відношенню до дози Cs<sup>137</sup> складає 8,4 %, Sr<sup>90</sup> – 52,6 % [44].

Комплексоутворюючі властивості пектинових речовин залежать від вмісту вільних карбоксильних груп, тобто ступеня етерифікації цих груп метанолом. Ступінь етерифікації визначає лінійну щільність заряду макромолекули, і, відповідно, силу і спосіб зв'язку катіонів.

При високому ступені етерифікації пектину (вище за 90 %) вільні карбоксильні групи, в які включені атоми С6, значною мірою віддалені один від одного. При цьому кальцієві або стронцієві солі пектової кислоти практично повністю дисоціюють. Із зменшенням ступеня етерифікації, тобто

при збільшенні заряду макромолекули, зв'язок пектинових речовин з катіонами зростає, а константа стабільності пектатів збільшується згідно з функцією, близькою до логарифмічної залежності. При ступені естерифікації 40 % відбувається зміна конформації, що призводить до агрегування пектинових макромолекул і утворенню міцного внутрішньомолекулярного хелатного зв'язку.

Здатність до комплексоутворення не залежить від молекулярної маси пектину і визначається коефіцієнтом селективності катіонного обміну, що є характеристикою насичення пектинових речовин двоцвалентним катіоном. Дослідження сорбційної здатності пектової кислоти показало, що катіони за здатністю до комплексоутворення або активністю розташовуються у певний ряд  $Mn^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} > Co^{2+} > Pb^{2+} > Ni^{2+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > Cd^{2+}$ . Така послідовність пояснюється тим, що катіони  $Mn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Co^{2+}$  і  $Ni^{2+}$  крім сполук типу  $R(COO)_2Me$  утворюють сполуки другого типу за рахунок взаємодії (крім карбоксильних) з оксигрупами макромолекул або за рахунок утворення солі типу  $R(COO)Me(OOCCN_3)$  [44].

Здатність до комплексоутворення пектину залежить від рН середовища. При різних значеннях рН пектинові речовини мають різні значення цієї здатності. Для пектину із бурякового жому висока здатність до комплексоутворення досягається при рН=5 (505,0 мг  $Pb^{2+}/г$ ) і рН=10 (503,7 мг  $Pb^{2+}/г$ ). При таких значеннях буряковий пектин зв'язував до 64...68% від загальної кількості введеного стронцію. Для пектину соняшника найбільша здатність до комплексоутворення спостерігається при рН=9 (455,0 мг  $Pb^{2+}/г$ ), яблучного пектину – рН=5 (312,2 мг  $Pb^{2+}/г$ ).

Таким, чином, оптимальне значення рН середовища, при якому відбувається максимальне комплексоутворення, для кожного типу пектину індивідуальне і залежить від типу пектиновмісної сировини. Висока здатність до комплексоутворення у всіх пектинових речовин спостерігається в

інтервалі рН=4...12, причому максимальні значення досягаються при рН=5 і рН=9.

В літературі наводяться протилежні дані щодо існування впливу кількісного співвідношення метал-пектин на здатність до комплексоутворення. Проведені дослідження дозволили встановити, що в більш розведених розчинах у порівнянні з концентрованими пектин виявляє більшу здатність до комплексоутворення. Хоча із збільшенням концентрації для всіх пектинів здатність до комплексоутворення повинна зростати прямопропорційно. Це, напевно, зв'язано із взаємним блокуванням карбоксильних груп [56].

Істотний вплив на здатність до комплексоутворення має парний ефект пектину і солі важкого металу. Одночасне зниження концентрації пектину у розчині при збільшенні концентрації важкого металу у ньому призводить до значного збільшення константи зв'язування. Так, при взаємодії в розчині 1 частини кобальту з 10 частинами пектину соняшника зв'язується 7,8 % металу, а при співвідношенні 1:100 – 80,2 %, аналогічно цьому при зниженні концентрації до 0,5 % бурякового пектину їм зв'язується 75 % стронцію.

Пектин випускають у вигляді порошків, що ускладнює проведення процесів сорбції особливо в динамічних умовах. Переробкою розчинів полімеру можна отримувати сорбенти із заданою формою частинок, наприклад сферичної або волокнистої, з високою пористістю, питомою поверхнею, аморфізованої структури й підвищеною сорбційною здатністю. Тому розробка ефективних сорбентів на основі пектину, вивчення їх фізико-хімічних властивостей є актуальним завданням [36].

## РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

### 2.1 Об'єкти досліджень

Під час проведення лабораторних досліджень як об'єкти досліджень використовували:

- Модельні розчини нітрату свинцю; сульфату міді, сульфату заліза.
- Буряковий жом – побічний продукт виробництва цукру з буряка, являє собою обезцукрену бурякову стружку сірого кольору;
- Активоване вугілля марки Filtrasorb 300. Гранульоване активоване вугілля на кам'яновугільній основі виробництва Chemviron Carbon марки Filtrasorb.
- Пектиновмісні сорбенти, отримані шляхом обробки бурякового жому хімічними реагентами.
- Поверхневі води з річки Дніпро (м.Київ).

У роботі використовували експериментальні фізико-хімічні методи контролю якості води питної.

### 2.2. Методика отримання сорбенту із бурякового жому

В скляний стаканчик на 500 мл зважують 40 г. бурякового жому, заливають 200 мл дистильованої води і залишають на 20 хв. для набухання, промивають розчином 0,01 н HCl при  $t=20-25\text{ }^{\circ}\text{C}$ , віджимають. Далі додають 0,1 н. HCl в кількості 300 мл. Потім поміщають на водяну баню на 1,5 години, періодично помішуючи (перед тим вимірити рН, яке становить 1,3-1,8, оптимальне 1,5,  $t=80-85\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Потім охолоджують до  $30-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Додають 0,1 н розчин NaOH 300 мл. Витримати 60 хв. Потім додати 0,1 н. HCl 200 мл, витримати 10 хв. Рідку фазу віджати на серветці, промити декілька раз дистильованою водою до рН 5.5-6.0. Потім сушили за температури  $95-100\text{ }^{\circ}\text{C}$ .

### **2.3. Методика визначення вмісту пектину**

Зважують 15 г пектиновмісної сировини, поміщають у колбу і додають 75 мл дистильованої води за температури 30...40 °С і залишають для набухання 15...20 хв. Потім додають 250 мл 0,1 н розчину соляної кислоти, рН суміші 1,8...2,0. Колби нагрівають на водяній бані до 80...85 °С і витримують протягом 45...60 хв.

Після проведення процесу гідролізу колби охолоджують до 50 °С і розділяють гідролізну суміш на фільтрувальних серветках. Пектиновий екстракт нейтралізують 0,1 н розчином гідроксиду натрію до рН 4,0-4,5.

У хімічний стакан об'ємом 200...300 мл наливають 90 мл етилового спирту міцністю не менше як 96 % об., а потім тоненькою цівкою при повільному перемішуванні – 30 мл пектинового екстракту. Суміш залишають у спокої на 0,5 год для формування осаду пектину.

Далі осад відокремлюють від водно-спиртового розчину фільтруванням. Осад на фільтрувальному папері ретельно віджимають. Фільтрувальний папір попередньо зважують, а потім кладуть у сушильну шафу і висушують до постійної маси при температурі 60...70 °С. Сухий фільтрувальний папір зважують з точністю до 0,01 г і розраховують вміст пектину.

### **2.4 Методика визначення комплексотвірної здатності пектинвмісного сорбенту**

Суть методики полягає у тому, що визначену кількість сорбенту обробляють стандартним розчином свинцю.

**Одержання Рb-пектинів.** У мірну колбу насипаємо порошок (пектинвмісний сорбент), додаємо 25 см<sup>3</sup> 0,035 н Рb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Злегка підігріваємо 10-15 хв. Пектин зв'язує частину Рb. Порошок відфільтровуємо через червоний фільтр і промиваємо дистильованою водою до відсутності Рb<sup>++</sup> в пр. водах по Na<sub>2</sub>S. Фільтрат збираємо в мірну колбу на 200-250 см<sup>3</sup> і

відтитруємо вміст  $Pb^{++}$  або прямим титруванням з еріохромом чорним, або оберненим з  $ZnSO_4$ .

**Трилонометричне визначення свинцю (II).** Для визначення свинцю (II) трилоном Б використовується метод зворотного титрування аліквоти свинцю (II) стандартним розчином сульфату цинку. До аліквоти свинцю (II) попередньо доливають надлишкову кількість стандартного розчину трилону Б. Стандартний розчин сульфату цинку готують розведенням відповідної наважки солі  $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$  в дистильованій воді з розрахунку 0,05 н концентрації. Титр розчину сульфату цинку встановлюють за 0,05 н розчином трилону Б.

Нормальність аналізованого розчину свинцю встановлюють так: відбирають піпеткою в титрувальну колбу місткістю 10...20  $cm^3$  розчин, що містить свинець, доливають 10...20  $cm^3$  0,05 н розчину трилону Б, 15  $cm^3$  аміачного буфера і 1  $cm^3$  індикатора еріохрому чорного Т далі титрують стандартним розчином сульфату цинку до переходу забарвлення індикатора від синього до бузкового.

Розрахунки виконують за формулою:

Нормальність розчину, що містить свинець,

**Error! Reference source not found.,**

де  $N_{mp}$ ,  $V_{mp}$  – відповідно нормальність та об'єм стандартного розчину трилону Б, який додається до аліквотного розчину, що містить свинець;  $N_{Zn}$ ,  $V_{Zn}$  – відповідно нормальність і об'єм стандартного розчину сульфату цинку;  $V_{Pb}$  – об'єм аліквотного розчину, що містить свинець;

Маса свинцю в розчині  $m_{Pb}$ , г:

**Error! Reference source not found.,**

де  $E_{Pb}$  – еквівалентна маса свинцю (II), яка дорівнює 103,6 г;  $V_{заг}$  – загальний об'єм розчину, що містить свинець.

Комплексоутворювальна здатність (КЗ) пектинвмісного сорбенту, мг  $Pb^{2+}/г$ :

$$KЗ = \frac{m_{Pb} \times 1000}{W_n} \text{ Error! Reference source not found.}$$

де  $W_n$  – кількість пектинвмісного сорбенту, який використовують для досліджу.

## 2.5 Методика проведення сорбції металів у статичних умовах.

Для проведення сорбції полівалентних металів у статичних умовах необхідно визначити їх концентрацію у досліджуваному розчині після досягнення повної динамічної рівноваги компоненту між твердою та рідкою фазами.

Методика базується на кількісному визначенні іонів металів ( $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Sr^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ) і визначенні сорбційних властивостей одержаного сорбенту.

Готують вихідні розчини солей металів ( $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Sr^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ) з різною вихідною концентрацією іону металу (50, 100, 150, 207 мг/дм<sup>3</sup>).

У 30 мл вихідного розчину, що досліджується, вносять 0,2 г сорбенту, після чого суспензію перемішують протягом 4 год та фільтрують. Початкову та рівноважну концентрацію іонів металів визначають методом атомно-абсорбційної спектроскопії, на приладі КАС-120.1 (Selma, Україна).

З отриманих результатів розраховують сорбційні характеристики.

1) величину сорбції (питому адсорбцію):

$$a = \frac{(C_0 - C_p) \cdot V_p}{m}, \text{ мг/г.} \quad (2.1)$$

2) ефект вилучення іону

$$E = \frac{(C_0 - C_p)}{C_0} \cdot 100, \% . \quad (2.2)$$

де  $C_0$  та  $C_p$  - відповідно вихідна та рівноважна концентрації іону важкого металу в розчині, мг/дм<sup>3</sup>;  $V_p$  - об'єм досліджуваного розчину,  $V_p = 30$  см<sup>3</sup>;  $m$  – маса сорбенту,  $m = 0,2$  г.

Концентрацію  $\text{Cu}^{2+}$  визначали фотометричним методом з [67].  
Концентрацію  $\text{Fe}^{2+}$  і визначали фотометричним методом з роданідом калію [ ].  
Вміст  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  визначали методом комплексонометричного титрування [ ].

## **2.6. Методики визначення показників контролю якості води**

Визначення загальної жорсткості води здійснюють комплексонометричним методом відповідно до ГОСТ 4151-72 [138].

Визначення загальної лужності води здійснюють комплексонометричним методом відповідно до ДСТУ ISO 9963-1:2007 [139].

Визначення рН розчинів здійснюють потенціометричним методом відповідно до ДСТУ 4077-2001 [137].

## РОЗДІЛ 3 ОТРИМАННЯ ПЕКТИНОВМІСНИХ СОРБЕНТІВ ІЗ БУРЯКОВОГО ЖОМУ ТА ДОСЛІДЖЕННЯ ЇХ ЕФЕКТИВНОСТІ В ОЧИЩЕННІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІД ПОЛІВАЛЕНТНИХ МЕТАЛІВ

### 3.1. Характеристика бурякового жому як сировини для отримання пектиновмісних сорбентів

За своєю структурою жом є складним капілярно-пористим тілом. Його клітини і міжклітинна порожнина заповнені водою з малим вмістом сахарози. Зв'язки речовин з водою у жомі можна віднести до фізико-хімічних (адсорбційна і внутрішньоклітинна) і фізико-механічних (капілярна та змочування). Пресування не призводить до повного видалення вологи.

Тканина бурякового жому переважно складається з полісахаридів (66,3 %), основними складовими яких є такі моноцукри: глюкоза (21,7 %), галактуронова кислота (18,9 %) та арабіноза (17,3 %). Інші цукри, за винятком галактози (4,3 %), зустрічаються в невеликих кількостях (1,5 %).

Лінійні ланцюги 1,4-зв'язаних залишків глюкози утворюють целюлозу. Моносахаридні одиниці мають конформацію  $C_1$  піранозного кільця з достатньо визначеним просторовим розташуванням гідроксильних груп, які обумовлюють різні типи внутрішньо- і міжмолекулярних зв'язків.

У жомі висока кількість вільних глюкозних залишків, вірогідно, сахарозного походження. Вміст цукру у сухому жомі залежить від режимів пресування та конструкції пресу і може сягати 1,5...2 %. Іноземні літературні джерела (Michel) містять дані про вміст сахарози в зразках сухого жома на рівні близько 1 %. Сахароза легко розпадається під дією кислот, лугів, окислювачів, ферментів. При термічному впливі утворюються різні речовини – карамелі, які надають забарвленість жому.

Потемнінню також сприяють меланіни – продукти ферментативного окиснення поліфенолів бурякового соку і меланоїдини – продукти реакції моносахаридів з амінокислотами. Меланіни утворюються у присутності

кисню за участю фермента фенолоксидази. Меланоїдини утворюються при взаємодії амінокислот з фурфуролом і оксиметилфурфуролом, які є продуктами розкладу сахарів. Арабіноза, як інший головний нейтральний цукор, з'єднана переважно зв'язками 1,5- та 1,3,5-, а також присутня у вільному стані. Також були виявлені невеликі кількості 1,3-зв'язаних залишків арабану, що є типовим високорозгалуженим арабаном.

Галактозні залишки зв'язані в більшості у положенні 1,4 – , але інколи у 1,3– і 1,6 – положеннях, так звані арабано–галактани Типу 1 і Типу 2. Останні знайдені і в інших клітинних стінках, що вказує на розповсюдженість таких полімерів у рослинних тканинах.

Ксилани, манани, арабани і галактани входять до складу геміцелюлоз – групи полісахаридів, які відрізняються розчинністю у водних розчинах гідроксидів лужних металів і відносно легкою здатністю гідролізуватися водними розчинами кислот.

Лігнін міститься у жомі в невеликій кількості (1,8 %). Це природний полімер нерегулярної сіткоподібної або трьохмірної будови, який формує клітинні стінки рослин. Він відіграє роль інкрустуючої речовини, що зкріплює волокна целюлози і геміцелюлоз. Вміст золи становить – 8,4 %, вміст протеїну складає 8 %. Білкові речовини зв'язані з полісахаридами складноєфірними зв'язками. В жомі бурякоцукрового виробництва білки в більшості денатуровані і мають гідрофобні властивості. Пектинові речовини легко взаємодіють з  $\alpha$ -амінокислотами, утворюючи пектати і пектинати. Взаємодія пектинових речовин з білками призводить до утворення комплексних коацервантів і малорозчинних комплексів.

Метанол та оцтова кислота містяться у достатньо високій кількості (2,3 і 3,6 % відносно). Карбоксильні групи галактуронової кислоти етерифіковані метанолом і рівень метаксильованості становить 69,1 М метанолу на кожні 100 молекул галактуронідів. Гідроксильні групи етерифіковані залишками оцтової кислоти і рівень ацетилювання сягає 6,8 %.

Буряковий жом містить близько 1,3% фенольних кислот. Ідентифіковані у їх складі ферулова (0,93 %), гідроксибензойна (0,17 %), сиринова (0,09 %), ванілінова (0,06 %) та р-кумарова (0,06 %) кислоти. Вважають, що ферулові кислоти задіяні в реакціях перехресного зшивання у клітинних стінках.

Фізико-хімічні властивості бурякового жому залежать від структури та співвідношення формуючих його компонентів.

Структура жому обумовлює його здатність до дифузійного переносу речовин. В буряковій тканині звертають увагу на те, що поведінка окремих структурних компонентів визначається їх зв'язком з целюлозою. В аморфні області легко проникають низькомолекулярні речовини, а в кристалічні – проникнення обмежене. Саме станом пектино-целюлозного комплексу зумовлена дифузійна провідність бурякової тканини. Швидкість гідролізу визначається дифузією агента у тканину та залежить від вмісту функціональних груп структурних компонентів.

Бурякова тканина поєднує в собі біополімери з різною спорідненістю до води. Співвідношення складових жому визначає таку важливу характеристику сировини, як вологоутримувальна здатність. Пектинові речовини та деякі геміцелюлози відносяться до категорії гідрофільних колоїдів. Целюлоза має велику кількість гідроксильних груп і розвинену систему тонких субмікроскопічних капілярів, що визначає її здатність поглинати і утримувати воду. Лігнін найменш гідрофільний. Для сушеного жому вологоутримувальна здатність в середньому складає 26,2 г води на 1 г сухих речовин. Волога набухання сушеного матеріалу є сумою вологи осмотичної та іммобілізованої. В залежності від співвідношення цих форм зв'язування вологи змінюються структурно-механічні властивості матеріалу. В основі змінення співвідношень є явища сорбції і десорбції – складні процеси, які складаються із адсорбції, капілярної конденсації і осмотичного поглинання вологи міцелами матеріалу.

Сорбційна активність бурякової тканини зумовлена властивістю

компонентів тканини, які мають циклічні угруповання, утворювати стійкі хелатні комплексні сполуки. В значній мірі ці властивості пояснюються присутністю пектинових речовин, які можуть утворювати нерозчинні комплексні сполуки, наприклад, з органічними токсинами – фенолами, амінами, тощо.

Рослинній тканині притаманні іоннообмінні властивості. Пояснюють це тим, що на межі розділу твердої фази з водними розчинами практично завжди виникає особливе розташування електричних зарядів – подвійний електричний шар. Він складається з внутрішньої і зовнішньої оболонок. Іони, що входять у склад твердої фази, утворюють внутрішню оболонку. Протилежні іони, які не входять у склад твердої фази, і, які зв'язані з нею електростатичними силами, утворюють зовнішню оболонку. Вони знаходяться у динамічній рівновазі з іонами розчину і обмінюються в еквівалентній кількості на іони того ж самого знаку, які знаходяться у розчині. Катіонообмінні властивості зумовлені присутністю карбоксильних і фосфорнокислих груп, аніонообмінні – наявністю аміногруп.

Для виробництва пектиновмісних сорбентів можна використовувати як свіжий, так і висушений буряковий жом. Перший відносять до колоїдних капілярно-пористих матеріалів, другий – до капілярно-пористих. Жом розглядають як грубу дисперсію з дисперсійною рідкою фазою, яка в процесах масообміну може суттєво змінювати свій фізико-хімічний склад [141].

### **3.2. Отримання пектиновмісних сорбентів з бурякового жому**

Буряковий жом містить значну кількість рослинних полісахаридів (целюлозу, геміцелюлозу, пектинові речовини), які за хімічною природою проявляють сорбційні властивості до різних хімічних сполук. Особливий інтерес представляють пектинові речовини, які мають здатність зв'язувати полівалентні метали, в тому числі важкі, а також інші токсичні речовини.

Нами розроблено способи отримання пектиновмісних сорбентів з бурякового жому:

1. Пектиновмісний сорбент з бурякового жому (ПС).
2. Композиційний пектиновмісний сорбент з бурякового жому з додаванням активованого вугілля (КПС).

Запропонований нами спосіб отримання сорбенту з бурякового жому (ПС) включає наступні стадії:

- Підготовка пектиновмісної сировини (бурякового жому), що включає промивання та пресування;
- Проведення процесу гідролізу бурякового жому при рН 1,3–2,2 за температури 80...90 °С;
- Проведення процесу деметоксилювання. Для омилення прогідролізовану сировину обробляють розчином гідроксиду натрію та витримують при рН 10–11 протягом 15–20 хв.;
- Оброблення бурякового жому розчином соляної кислоти при рН 1,0–1,4, в результаті чого проходить утворення нерозчинної полігалактуронової кислоти в целюлозній матриці бурякового жому.
- Оброблення бурякового жому розчином лугу для нейтралізації до рН 6,5–7,5.
- Промивання водою до повного видалення іонів хлору та мінеральних складових.
- Висушування обробленого жому за температури 105...110 °С

Залежно від якості сировини та проведення технологічних операцій сорбційна здатність сорбенту становить 24...29,8 мг Рb<sup>2+</sup>/г

На розроблений пектиновмісний сорбент отримано патент на корисну модель № 156915.

Отримання композиційного пектиновмісного сорбенту з бурякового жому з додаванням активованого вугілля (КПС).

- Підготовка пектиновмісної сировини (бурякового жому), що включає промивання в розчині кислоти для зниження вмісту мінеральних складових та пресування;
- Проведення процесу гідролізу бурякового жому при рН 1,3–2,2 за температури 80...90 °С;
- Проведення процесу деетерифікації пектину бурякового жому в лужному середовищі при рН = 10...11, до значення ступеня еттерифікації СЕ= 10...18 %.
- Оброблення бурякового жому розчином соляної кислоти при рН 1,0–1,4, в результаті чого проходить утворення нерозчинної полігалактуронової кислоти в целюлозній матриці бурякового жому.
- Оброблення бурякового жому розчином лугу для нейтралізації до рН 6,5-7,5.
- Промивання водою до повного видалення іонів хлору та мінеральних складових.
- Висушування обробленого жому за температури 105...110 °С.
- Висушений жом змішували з активованим вугіллям марки Filtrasorb 300 у співвідношенні 70 мас.ч. жому і 30 мас.ч. вугілля.

Проведені дослідження по впливу співвідношення компонентів – буряковий жом: активоване вугілля – на сорбційну здатність щодо іонів свинцю та органолептичні показники, зокрема, запах аміаку, який вносили в модельний розчин. Результати досліджень представлені в табл. 3.1.

Згідно з результатами досліджень зі більшенням частки бурякового жому підвищувалась сорбційна здатність, а при збільшенні частки активованого вугілля запах аміаку зникав. Тому оптимальним співвідношенням було вибрано жом: активоване вугілля 70:30.

*Таблиця 3.1 – Вплив співвідношення компонентів жом:активоване вугілля на сорбційну здатність та органолептичні показники модельного розчину*

№ прикладу	Склад сорбенту, мас. ч.		Сорбційна здатність, мг Pb <sup>2+</sup> /г	Органолептичні показники, запах аміаку
	Активоване вугілля	Буряковий жом		
1	35	65	18,6	відсутній
2	30	70	20,3	відсутній
3	25	75	20,8	присутній
4	20	80	22,2	присутній
5	15	85	25,5	присутній

Запропонований склад передбачає отримання сорбенту пектиновмісного з бурякового жому та активованого вугілля з покращеними характеристиками, які виражаються у підвищеній сорбційній здатності щодо полівалентних металів, в тому числі важких, поліпшення органолептичних показників в процесах очищення води.

### **3.3 Дослідження комплексотвірної здатності бурякового пектину з іонами свинцю**

Важкі метали відносяться до пріоритетних забруднюючих речовин у поверхневих водах. Перевищення їх вмісту в складі води призводить до тяжких захворювань. Тому на сьогодні є актуальним дослідження способів видалення цих елементів із природних вод.

Для проведення дослідження комплексотвірної здатності пектину з іонами важких металів був використаний модельний розчин свинцю та буряковий пектин. Початковий вміст іонів Pb<sup>2+</sup> у модельних розчинах складав 0,362 г. У табл. 3.2 наведені результати проведених досліджень.

В результаті взаємодії молекул пектину з іонами свинцю їх вміст в розчині знизився. Найвища комплексоутворювальна здатність (КЗ) становить 35 мг Pb<sup>2+</sup>/г за кількості бурякового пектину 0,2г.

Таблиця 3.2 - Комплексоутворювальна здатність бурякового пектину

Кількість бурякового пектину, г	Маса іонів свинцю в модельних розчинах після фільтрування, г	Комплексоутвірна здатність пектину, мг Pb <sup>2+</sup> /г
0,1	0,259	28,6
0,2	0,355	35,1
0,3	0,352	33,3
0,4	0,35	30,7
0,5	0,348	28

Далі відбувається зниження КЗ, яке, вірогідно, пов'язано з взаємним блокуванням карбоксильних груп. Найменше її значення становить 28 мг Pb<sup>2+</sup>/г.

*Вплив рН середовища на комплексоутвірну здатність пектину.*  
Проведені дослідження щодо визначення залежності комплексоутворювальної здатності пектину від рН середовища. За різних значеннях рН пектинові речовини мають різні значення КЗ. Оптимальні значення рН середовища, при яких відбувається максимальне комплексоутворення, для кожного типу пектину індивідуальне і залежить від виду пектиновмісної сировини.

Були проведені дослідження за витрат бурякового пектину пектину 0,1 г; 0,2 г; 0,3 г; 0,4 г; 0,5 г, а рН модельних розчинів становив 4,0; 4,5; 5,0; 5,5; 6,0.

Згідно з отриманими результатами встановлено, що за різних витрат пектину на процес комплексоутворення рН середовище впливає по різному. За кількості пектину 0,1...0,3 г; найвища КЗ досягається за рН 4,0...5,0. При

витраті бурякового пектину 0,4 г процес комплексоутворення проходить краще за рН середовища 5,5; при витраті 0,5 г – за рН 6,0.

### 3.4. Дослідження комплексоутворювальної здатності пектиновмісних сорбентів

Нами було проведені дослідження по зв'язуванню іонів свинцю пектиновмісними сорбентами. Для виконання дослідів були взяті такі наважки сорбентів: 0,1 г; 0,2 г; 0,3 г; 0,4 г; 0,5 г. Початковий вміст іонів  $Pb^{2+}$  у модельних розчинах складав 0,362 г. У табл. 3.2 наведені результати проведених досліджень.

*Таблиця 3.3* - Комплексоутворювальна здатність пектинвмісного сорбенту (ПС)

Кількість бурякового пектину, г	Маса іонів свинцю в модельних розчинах після фільтрування, г	Комплексоутворювальна здатність ПС, мг $Pb^{2+}$ /г
0,1	0,187	32,6
0,2	0,225	35,1
0,3	0,254	33,3
0,4	0,25	30,7
0,5	0,248	29,2

*Таблиця 3.4* - Комплексоутворювальна здатність пектинвмісного сорбенту (КПС)

Кількість бурякового пектину, г	Маса іонів свинцю в модельних розчинах після фільтрування, г	Комплексоутворювальна здатність КПС, мг $Pb^{2+}$ /г
0,1	0,289	28,6
0,2	0,255	31,1
0,3	0,242	32,3
0,4	0,251	32,7
0,5	0,248	30,8

За результатами дослідження комплексотворювальна здатність для пектиновмісного сорбенту (ПС) становить 29,2...35,1 мг  $Pb^{2+}/г$ , для композиційного пектиновмісного сорбенту дещо нижча 28,6...32,7.

Також було визначено залежність ефекту очищення від витрат пектиновмісного сорбенту із бурякового жому (рис. 3.1).

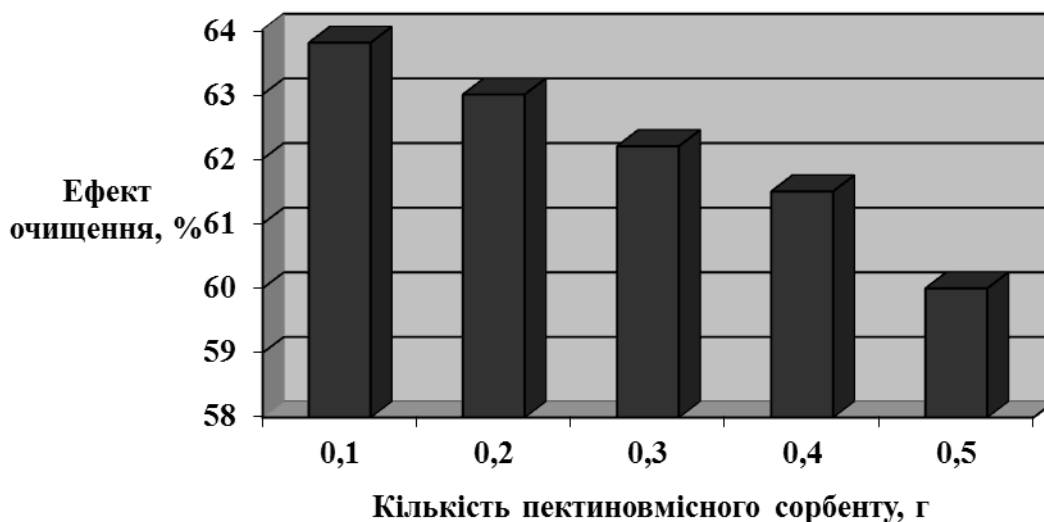


Рисунок 3.1 – Ефективність видалення іонів свинцю пектиновмісним сорбентом із бурякового жому (ПС)

На діаграмі показано, що позитивний ефект очищення досягається при всіх використаних наважках сорбенту і становить 60...63,8 %.

*Вплив рН середовища на комплексотвірну здатність пектиновмісного сорбенту.* Для аналізу залежності комплексоутворення пектиновмісного сорбенту з іонами свинцю нами було проведено дослідження. Взято наважку сорбенту 0,1 г; 0,2 г; 0,3 г; 0,4 г; 0,5 г, а рН модельних розчинів становив 4,0; 4,5; 5,0; 5,5; 6,0.

Згідно з отриманими результатами встановлено, що за різних витрат пектиновмісних сорбентів на процес комплексоутворення рН середовище впливає по різному. За кількості пектиновмісного сорбенту (ПС) 0,1...0,3 г; найвища КЗ досягається за рН 4,0...5,0 і становить 35,6 мг  $Pb^{2+}/г$ . при витраті 0,4...0,5 г процес комплексоутворення проходить краще за рН середовища

pH 5,5...6,0 і становить 37,6 мг Pb<sup>2+</sup>/г. Для композиційного сорбенту (КПС) найбільше зв'язування іонів свинцю здійснюється в більшому діапазоні pH 4,0...6,0 і становить 34,8 мг Pb<sup>2+</sup>/г., на що впливає складова активованого вугілля.

### 3.5 Дослідження сорбції іонів металів в статичних умовах

Досліджена можливість використання пектиновмісних сорбентів для сорбції іонів полівалентних металів металів (Fe<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>). Досліджували здатність отриманих пектиновмісних сорбентів вилучати іони токсичних важких металів із водних розчинів в умовах їх початкових концентрацій, що становлять 100 мг/л солей, Отримані значення ефективності вилучення іонів наведені в табл.3.5.

Таблиця 3.5 – Порівняльні характеристики сорбції іонів полівалентних металів пектиновмісними сорбентами

Назва зразка	Величина сорбції, мг/ г					Ефект вилучення іонів з розчину, %				
	Pb <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup> +	Cu <sup>2+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Pb <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup> +	Cu <sup>2+</sup>	Fe <sup>2+</sup>
Пектиновмісний сорбент (ПС)	30,3	22,7	13,8	23,0	28,5	88,2	80,3	6,2	69,5	76,5
Пектиновмісний сорбент (КПС)	21,2	20,3	11,8	19,1	27,4	74,9	75,4	53,0	58,2	73,4

Таким чином, можна бачити, що хімічне модифікування бурякового жому дозволяє отримувати біосорбенти з високою обмінною ємністю, селективністю та функціональними властивостями.

### **3.6 Застосування пектиновмісних сорбентів в процесі очищення поверхневих вод**

Хімічний склад поверхневих вод надзвичайно складний і постійно змінюється, що зумовлено дією певних чинників: фізико-географічних (рельєф, клімат, вивітрювання, ґрунтовий покрив); геологічних (склад гірських порід, тектонічна будова, гідрогеологічні умови); фізико-хімічних (хімічні властивості елементів, кислотно-лужні та окисно-відновні умови, змішування вод і катіонний обмін); біологічних (життєдіяльність живих організмів і рослин); антропогенних (штучні) – всі чинники, пов'язані з діяльністю людини. Мінеральний склад поверхневих вод представлений здебільшого солями металів. У водних середовищах метали можуть бути присутні в трьох формах: у формі завислих часток, колоїдів та розчинених сполук. Останні представлені вільними іонами та розчинними комплексними сполуками з органічними і неорганічними лігандами. Великий вплив на вміст цих елементів у воді має гідроліз, який визначає форму знаходження елементу у водних середовищах. Значна частина полівалентних металів, в тому числі важких, переноситься поверхневими водами у завислому стані

Нами досліджувалась поверхнева вода р.Дніпро (м.Київ). В пробах води визначали початкові показники та показники води після оброблення пектиновмісними сорбентами.

#### **3.6.1. Дослідження ефективності зниження загальної жорсткості пектиновмісним сорбентом.**

Загальна жорсткість води характеризується сумарним вмістом розчинених солей кальцію і магнію, незалежно від того, з якими аніонами вони зв'язані. Визначення загальної жорсткості води проводили методом комплексометричного титрування. Вода була взята з поверхневих джерел, а саме з річки Дніпро, початкова жорсткість становила 5,2 ммоль-екв/дм<sup>3</sup>, тривалість обробки 15 хв. Далі було проведено дослідження ефективності

видалення з води солей жорсткості за допомогою пектиновмісних сорбентів на основі бурякового жому в кількості 0,1...0,5 г. Результати досліджень представлені в табл. 3.6.

*Таблиця 3.6* –Зміна загальної жорсткості води при обробленні пектиновмісними сорбентами

Кількість пектиновмісного сорбенту (ПС), г					Кількість пектиновмісного сорбенту (КПС), г				
0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
Загальна жорсткість води після оброблення $C_x$ , ммоль-екв / дм <sup>3</sup>									
4,2	3,8	3,1	2,7	2,3	4,8	4,4	4,1	3,8	3,2

Згідно з отриманими результатами, що загальна жорсткість води поверхневих джерел помітно знижується зі збільшенням витрат пектиновмісного сорбенту. Початкове значення загальної жорсткості води з р. Дніпро становило 5,2 ммоль-екв/дм<sup>3</sup>, після очищення пектиновмісним сорбентом (ПС) їх показники знизились до 2,3 при витраті сорбенту 0,5 г. Значення жорсткості води після оброблення композиційним сорбентом (КПС) знизились менше, що можна пояснити вищим вмістом пектину в ПС, відповідно більше іонів кальцію і магнію зв'язалось і було видалено з води

### **3.6.2 Дослідження зміни загальної жорсткості води при обробленні пектиновмісним сорбентом залежно від рН середовища**

Нами було проведено дослідження впливу рН середовища на загальної жорсткість поверхневої води р. Дніпро при обробленні пектиновмісним сорбентом (ПС). Для проведення дослідження було взято різну кількість сорбенту: 0,1 г; 0,3 г та 0,5 г, рН води 4,0; 4,5; 5,0; 5,5; 6,0. Початкове значення загальної жорсткості води з р. Дніпро становило 5,2 ммоль-екв/дм<sup>3</sup>, тривалість обробки 15 хв. Результати досліджень представлені табл. 3.7.

Таблиця 3.7 – Вплив рН на загальну жорсткість води при обробленні пектиновмісним сорбентом (ПС)

Кількість пектиновмісного сорбенту, г	Загальна жорсткість води $C_x$ після оброблення сорбентом, ммоль/дм <sup>3</sup> , за різних значень рН:				
	4,0	4,5	5,0	5,5	6,0
0,1	4,8	4,2	3,8	3,3	3,0
0,3	4,7	4,1	3,6	3,3	3,0
0,5	4,6	3,9	3,4	3,2	2,9

Результати досліджень свідчать, що при зменшенні значення рН, тобто переході рН в кисле середовище, дія пектиновмісного сорбенту по відношенню до солей жорсткості знижується. Таким чином найгірший результат спостерігається при рН 4,0, а найкращий – при рН 6,0.

Можна зробити висновок про те, що в слабкокислому та нейтральному середовищі зв'язування іонів кальцію та магнію з сорбентом проходить в більшій кількості, що позитивно впливає на процес очищення води пектиновмісним сорбентом.

Лужність обумовлена наявністю у воді аніонів слабких кислот (карбонатів, гідрокарбонатів, силікатів, боратів, сульфатів, гідросульфатів, сульфідів, гідросульфідів, аніонів гумінових кислот, фосфатів). Їх сума називається загальною лужністю. Через незначну концентрацію трьох останніх іонів загальна лужність води визначається тільки аніонами вугільної кислоти (карбонатна лужність). Початкове значення загальної лужності води  $L_3$ , 4,5 ммоль/дм<sup>3</sup>, тривалість обробки 15 хв., об'єм проби 200мл.

Результати проведених досліджень наведені в таблиці 3.8.

Таблиця 3.8 –Зміна загальної лужності води при обробленні пектиновмісними сорбентами

Кількість пектиновмісного сорбенту (ПС), г					Кількість пектиновмісного сорбенту (КПС), г				
0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
Загальна лужність води після оброблення $L_3$ , ммоль/дм <sup>3</sup>									
4,2	3,9	3,7	3,4	3,1	4,0	3,6	3,3	2,9	2,6

Наведені дані свідчать, що після оброблення води загальна лужність помітно знижується зі збільшенням витрат пектиновмісних сорбентів. Більш ефективно на цей показник впливала обробка композиційним пектиновмісним сорбентом (КПС), вірогідно, за наявності в складі сорбенту компоненти активованого вугілля, що має високу здатність до сорбції аніонів.

### 3.6.3 Дослідження зміни показників поверхневої води при обробленні пектиновмісними сорбентами

Проведені дослідження зміни показників води з р.Дніпро під час оброблення пектиновмісними сорбентами. Досліджували такі показники: кольоровість, каламутність, жорсткість, вміст кальцію, магнію та заліза.

Кольоровість - показник якості води, виражений в одиницях кольоровості, тобто в градусах платиново-кобальтової шкали. Кольоровість води викликається присутністю барвних речовин, що потрапляють у воду разом зі стічними водами, органічними речовинами з ґрунту, сполуками заліза, колоїдами або цвітінням. Відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10 безбарвною вважається вода, показник кольоровості якої не перевищує 20 градусів. Природна вода в більшості випадків набуває жовтого або світло-коричневого (чайного) кольору різного ступеня інтенсивності в результаті забруднення води органічними речовинами або продуктами розкладання

мікроорганізмами водоростей, що вимиваються з ґрунту (таніни, гумінові та фульвові кислоти). Найчастіше ця проблема характерна для поверхневих вод і рідше – для води з джерел та глибоких свердловин. Кольоровість води може бути результатом присутності окислених металів та їх стійких комплексних органічних сполук з гумусовими кислотами. Жовтий або світло-коричневий колір води може вказувати на вміст у воді високомолекулярних органічних сполук – фульвових кислот, танінів або гумінових кислот. Червоний або червоно-коричневий колір характерний для води, що містить окислене залізо.

Каламутність. Під мутністю рідини розуміється наявність у ній твердих часток глини, піску, мулу, планктону, а також домішок органічних і неорганічних речовин. Головною небезпекою каламутної води є її здатність захищати мікроорганізми в воді від дії ультрафіолетового випромінювання і тим самим спровокувати бактеріальний ріст.

Залізо в природній воді міститься переважно у вигляді сульфатів, хлоридів, гумусових сполук, а іноді фосфатів. Присутність іонів заліза дуже шкодить більшості технологічних процесів, особливо в харчовій, целюлозній, текстильній промисловості. Значний вміст заліза у поверхневих водах надає їм коричнево-червоного забарвлення. Крім того, вміст заліза у воді може викликати розвиток залізобактерій, розмноження яких може бути причиною заростання водопровідних мереж. В поверхневих водах сполуки заліза знаходяться в окисленій формі трьохвалентного металу та колоїдному стані. Такі домішки доцільно вилучати з води сорбційними методами.

Проби води об'ємом 200 мл обробляли пектиновмісними сорбентами в кількості 0,5 г протягом 15 хв. Результати досліджень наведені в табл. 3.9

Отримані результати свідчать, що пектиновмісні сорбенти ефективно вилучають полівалентні метали: кальцій, магній, залізо, а також покращують показники кольоровості і мутності. Пектиновмісний сорбент з бурякового жому (ПС) більше зв'язує кальцій та магній, що можна пояснити іонною

Таблиця 3.9 –Результати досліджень показників поверхневих вод р.Дніпро очищених пектиновмісними сорбентами

Показники	Початкові значення	Значення після оброблення пектиновмісним сорбентом (ПС)	Значення після оброблення пектиновмісним сорбентом (КПС)
Кольоровість,градуси	60,0	25	18
Каламутність, мг/л	4,3	2,8	1,5
Жорсткість, ммоль /л	5,2	2,3	3,2
Кальцій, мг/л	66,0	30, 2	36,4
Магній, мг/л	17,0	9,8	11,7
Залізо, мг/л	1,2	0,6	0,4
Лужність, ммоль /л	4,9	3,1	2,6

взаємодією позитивно заряджених іонів металу з негативно зарядженими іонами карбоксильних груп пектинових речовин. Щодо заліза, то ефективнішим виявився композиційний пектиновмісний сорбент (КПС), що знизив вміст заліза в 3 рази. Очевидно сполуки заліза перебували в колоїдному стані та у вигляді суспензій, які сорбуються краще активованим вугіллям, що входить до складу сорбента. Відповідно при обробленні води цим сорбентом значно знижуються показники колбровості та каламутності.

### **3.7. Розроблення удосконаленої схеми підготовки води з поверхневого джерела**

Результати проведених досліджень були покладені в основу розробки принципової технологічної схеми очищення води з поверхневого джерела. Технологічна схема очищення природної води, представлена на рис. 3.2. заснована на використанні в якості завантаження пектиновмісний сорбент на основі бурякового жому. Дана технологічна схема може бути використана

для очищення поверхневої води при продуктивності станції більше 30000 м<sup>3</sup>/добу.

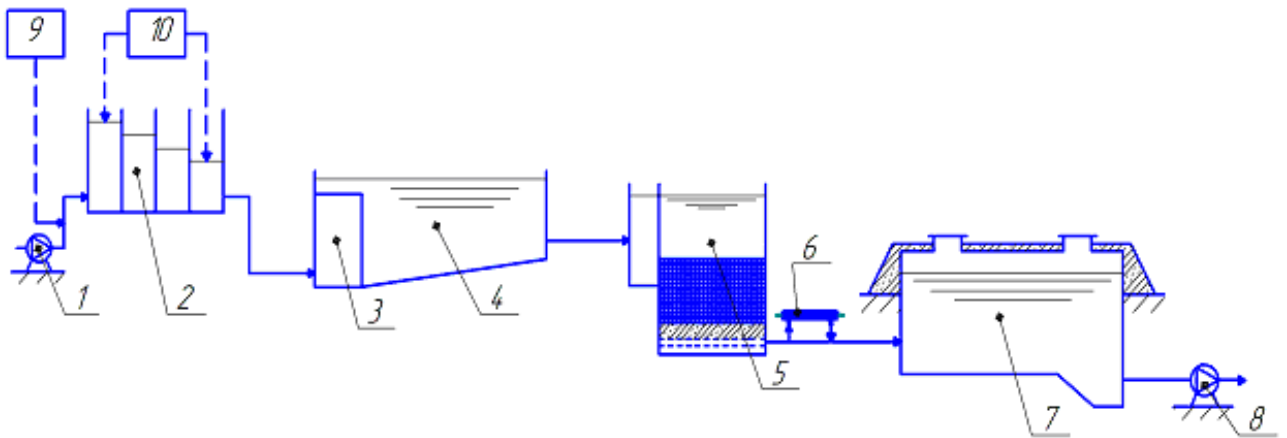


Рисунок 3.2 – Удосконалена технологічна схема очищення води з поверхневого джерела:

1 – насосна станція першого підйому; 2 – змішувач; 3 – камера утворення пластівців; 4 – горизонтальний відстійник; 5 – сорбційний фільтр; 6 – ультрафіолетова установка; 7 – резервуар чистої води; 8 – насосна станція другого підйому; 9 – хлораторна; 10 – реагентне господарство.

Як представлено на схемі очищення води відбувається таким чином: вихідна вода з поверхневого джерела водопостачання насосною станцією першого підйому 1 подається у камеру утворення пластівців 3 перегородчастого змішувача 4. Перед яким в трубопровід вводять хлор з хлораторної 9 для окислення органічних речовин і первинного знезараження води.

У змішувач подається розчин коагулянту і відбувається швидке та рівномірне розчинення його у воді. Розчин коагулянту надходить трубопроводом з реагентного господарства 10. Далі скоагульована вода по трубопроводу надходить у швидкий фільтр 5 із засипкою пектиновмісного сорбенту. Вона потрапляє у бічний канал, проходить через жолоб і

рівномірно розподіляється по площі, проходить через пектиновмісну засипку згори вниз, де відбувається очищення води від полівалентних металів. Очищена вода проходить через розподільну систему і далі, рухаючись трубопроводом, проходить вторинне знезараження ультрафіолетовим випромінюванням в ультрафіолетовій установці 6. Далі вода після опромінення ультрафіолетовою лампою через трубопровід подається в резервуар чистої води 7. Далі очищена вода насосною станцією другого підйому 8 подається на водоспоживання.

Використання такої схеми має певні переваги, дозволяє скоротити витрати для очищення води.

## РОЗДІЛ 4 ОПТИМІЗАЦІЯ ДОСЛІДНИХ ДАНИХ

### 4.1. Визначення оптимальних витрат пектиновмісного сорбенту з бурякового жому для видалення іонів свинцю

Основною метою побудови експериментальної моделі в середовищі Mathcad є знаходження оптимальних витрат пектиновмісного сорбента (ПС) для очищення модельних розчинів  $Pb(NO_3)_2$  від іонів свинцю та оптимального значення рН середовища.

За дослідженням, яке було проведено на кафедрі ТЦПВ, встановлено ефективність очищення модельних розчинів від іонів  $Pb^{2+}$  пектином. В табл. 4.1 представлені дослідні дані, що були використані в побудові математичної моделі.

Таблиця 4.1 – Показники ефективності очищення модельних розчинів  $Pb(NO_3)_2$

рН середовища	4,0	5,0	5,5	6,0
Витрати пектиновмісного сорбента, г	Ефективність очищення модельних розчинів, %			
0,1	1,32	0,52	0,8	1,83
0,2	1,88	0,83	1,86	2,62
0,3	2,90	2,45	3,31	3,69
0,4	3,72	2,42	3,75	4,22
0,5	4,74	3,52	4,28	4,48

В постановці задачі оптимізації слід вказувати параметри оптимальності, діапазони їх змін і охарактеризувати цільову функцію.

Для даного завдання:

- a) Параметрами оптимізації (X) є:  $x_1$  – рН середовища;  $x_2$  – витрати пектиновмісного сорбенту, г.
- b) Цільовою функцією є узагальнений критерій оптимізації  $F(X)$ , який враховує максимальний ефект очищення  $f_1$  і мінімізує витрати пектиновмісного сорбенту на очищення розчинів  $f_2$ . Враховуючи більшу важливість першого фактора вагові коефіцієнти вибрані так:

$$F(X) = f_1^{0,75} f_2^{0,25} \rightarrow \max ,$$

Рівні значущості, при переведенні факторів в безрозмірну форму методикою Харрінгтона, вибираємо самі.

- a) Обмеження на параметри оптимізації такі:  $4,0 \leq x_1 \leq 6,0$ ;  $0,2 \leq x_2 \leq 0,5$ , г.

При розробленні математичної моделі використовується метод найменших квадратів. В даній задачі знаходимо рівняння залежності ефекту очищення модельних розчинів від витрат пектиновмісного сорбенту та рН середовища. Рівняння має вигляд квадратного двохпараметричного поліному:

$$f(X) = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + b_3 \cdot x_1 \cdot x_2 + b_4 \cdot x_1^2 + b_5 \cdot x_2^2$$

Для рівняння знаходимо середньоквадратичну похибку і будуємо графіки рівняння з приведенням точок дослідних даних.

$$N := 19$$

$$i := 0..N$$

$$C := (4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0)^T$$

$$\tau := (0.1 \ 0.1 \ 0.1 \ 0.1 \ 0.2 \ 0.2 \ 0.2 \ 0.2 \ 0.3 \ 0.3 \ 0.3 \ 0.3 \ 0.4 \ 0.4 \ 0.4 \ 0.4 \ 0.5 \ 0.5 \ 0.5 \ 0.5)^T$$

$$G := (1.33 \ 0.54 \ 0.8 \ 1.84 \ 1.86 \ 0.81 \ 1.87 \ 2.63 \ 2.92 \ 2.43 \ 3.2 \ 3.68 \ 3.71 \ 2.43 \ 3.73 \ 4.21 \ 4.77 \ 3.51 \ 4.27 \ 4.47)^T$$

$$\mathbb{A} := \begin{bmatrix} N+1 & \sum C & \sum \tau & \sum_i (C_i \cdot \tau_i) & \sum C^2 & \sum \tau^2 \\ \sum C & \sum C^2 & \sum_i (C_i \cdot \tau_i) & \sum_i [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum C^3 & \sum_i [C_i \cdot (\tau_i)^2] \\ \sum \tau & \sum_i (C_i \cdot \tau_i) & \sum \tau^2 & \sum_i [C_i \cdot (\tau_i)^2] & \sum_i [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum \tau^3 \\ \sum_i (C_i \cdot \tau_i) & \sum_i [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum_i [C_i \cdot (\tau_i)^2] & \sum_i [(C_i)^2 \cdot (\tau_i)^2] & \sum_i [(C_i)^3 \cdot \tau_i] & \sum_i [C_i \cdot (\tau_i)^3] \\ \sum C^2 & \sum C^3 & \sum_i [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum_i [(C_i)^3 \cdot \tau_i] & \sum C^4 & \sum_i [(C_i)^2 \cdot (\tau_i)^2] \\ \sum \tau^2 & \sum_i [C_i \cdot (\tau_i)^2] & \sum \tau^3 & \sum_i [C_i \cdot (\tau_i)^3] & \sum_i [(C_i)^2 \cdot (\tau_i)^2] & \sum \tau^4 \end{bmatrix}$$

$$a := A^{-1} \cdot C1$$

$$F1(x1, x2) := a_0 + a_1 \cdot x1 + a_2 \cdot x2 + a_3 \cdot x1 \cdot x2 + a_4 \cdot x1^2 + a_5 \cdot x2^2$$

$$C1 := \begin{bmatrix} \sum G \\ \sum_i (G_i \cdot C_i) \\ \sum_i (G_i \cdot \tau_i) \\ \sum_i (G_i \cdot C_i \cdot \tau_i) \\ \sum_i [G_i \cdot (C_i)^2] \\ \sum_i [G_i \cdot (\tau_i)^2] \end{bmatrix}$$

$$SKP1 := \sqrt{\sum_{i=0}^N \frac{(G_i - F1(C_i, \tau_i))^2}{N}} \quad SKP1 = 0.292$$

$$f02(x) := F1(4.0, x)$$

$$f04(x) := F1(5.0, x)$$

$$f06(x) := F1(5.5, x)$$

$$f08(x) := F1(6.0, x)$$

$$j := 0..4$$

$$\tau1_j := \tau_{0+4 \cdot j}$$

$$a = \begin{pmatrix} 23.0806 \\ -9.97017 \\ 14.29214 \\ -0.67714 \\ 1.04582 \\ -4.73214 \end{pmatrix}$$

$$g02_j := G_{0+4 \cdot j}$$

$$g04_j := G_{1+4 \cdot j}$$

$$g06_j := G_{2+4 \cdot j}$$

$$g08_j := G_{3+4 \cdot j}$$

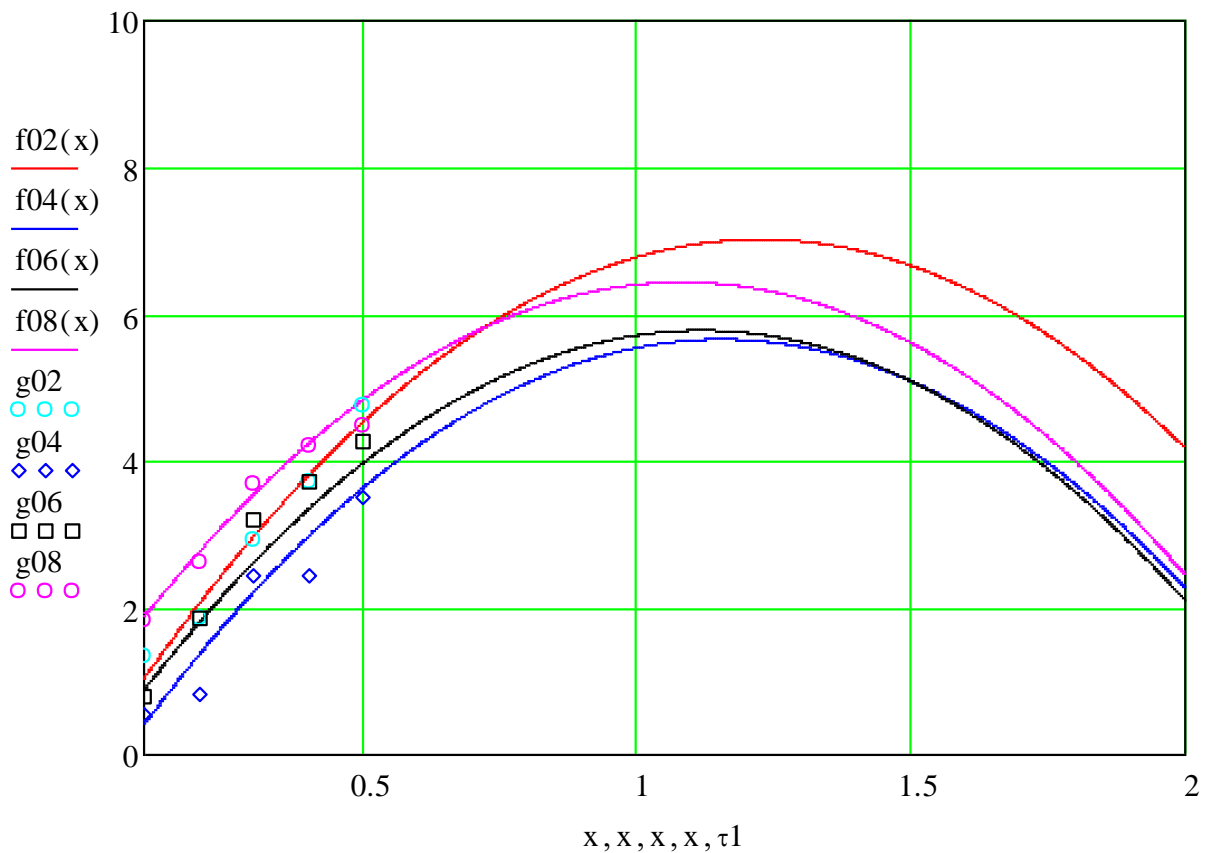


Рисунок 4.1 – Залежність ефекту видалення іонів свинцю від витрат пектиновмісного сорбенту при рН 4,0; 5,0; 5,5; 6,0

В останньому підрозділі задачі знаходимо оптимальні витрати сорбенту по узагальненому критерію оптимальності.

Для цього задаємо діапазон зміни параметру оптимізації і кількість розрахункових точок критерію, формується масив значень параметрів і розраховуються за знайденими формулами натуральні значення локальних критеріїв оптимальності.

Інтервали бажаностей натуральних значень локальних критеріїв  
оптимальності

$$\begin{aligned}
 \text{IBG} &:= (0.5 \ 1.5 \ 2.5 \ 3.5 \ 4.5 \ 5.5)^T \\
 \text{IB}\tau &:= (0.6 \ 0.5 \ 0.4 \ 0.3 \ 0.2 \ 0.1)^T & \text{D} &:= (0.01 \ 0.2 \ 0.37 \ 0.63 \ 0.8 \ 0.99)^T \\
 a1 &:= 4.0 & b1 &:= 6.0 & a2 &:= 0.1 & b2 &:= 0.5 & m &:= 20 & i1 &:= 0..m & j1 &:= 0..m \\
 h1 &:= \frac{b1 - a1}{m} & h2 &:= \frac{b2 - a2}{m} & p1_{i1} &:= a1 + h1 \cdot i1 & p2_{j1} &:= a2 + h2 \cdot j1 \\
 Y1_{i1, j1} &:= F1(p1_{i1}, p2_{j1}) \\
 ff1_{i1, j1} &:= \text{HAR}(\text{IBG}, \text{D}, Y1_{i1, j1}, 1) \\
 ff2_{i1, j1} &:= \text{HAR}(\text{IB}\tau, \text{D}, p2_{j1}, 0) \\
 Ff_{i1, j1} &:= (ff1_{i1, j1})^{0.75} \cdot (ff2_{i1, j1})^{0.25}
 \end{aligned}$$

Програма переведення натуральних значень локальних критеріїв  
оптимальності в безрозмірну форму методом Харрінгтона

Потім за допомогою програми, що приведена нижче, за допомогою методики Харрінгтона знаходимо масиви безрозмірних значень локальних критеріїв оптимальності, які і використовуються при обчисленні масиву значень узагальненого критерію оптимальності:

```

HAR(FN, D, fn, z) := FP ← -ln(-ln(D))
                    if z = 1
                      if fn < FN0
                        fb ← D0
                        break
                      if fn > FN5
                        fb ← D5
                        break
                      for i ∈ 0, 1.. 5
                        if fn = FNi
                          fb ← Di
                          break
                        if fn < FNi+1
                          fp ← FPi +  $\frac{(fn - FN_i) \cdot (FP_{i+1} - FP_i)}{FN_{i+1} - FN_i}$ 
                          fb ← e-e-fp
                          break
                      otherwise
                        if fn > FN0
                          fb ← D0
                          break
                        if fn < FN5
                          fb ← D5
                          break
                        for i ∈ 0, 1.. 5
                          if fn = FNi
                            fb ← Di
                            break
                          if fn > FNi+1
                            fp ← FPi +  $\frac{(fn - FN_i) \cdot (FP_{i+1} - FP_i)}{FN_{i+1} - FN_i}$ 
                            fb ← e-e-fp
                            break
                    fb

```

FN і D – це вектори інтервалів натурального локального критерію і безрозмірного (0,01; 0,2; 0,37; 0,63; 0,8; 0,99), fn – масив натуральних значень локального критерію і z – лічильник, який вказую на зменшення (0), чи збільшення (1) вектора FN.

З масиву даних знаходяться оптимальні значення параметрів оптимізації за допомогою програми OPT2. Параметром програми F і є наша цільова функція.

## Програма знаходження

максимального значення критерію оптимальності двовимірного масиву

```

OPT2(F, n, a1, a2, h1, h2) :=
  MA ← F0,0
  im ← 0
  jm ← 0
  for i1 ∈ 0..n - 1
    for j1 ∈ 0..n - 1
      if Fi1,j1 > MA
        MA ← Fi1,j1
        im ← i1
        jm ← j1
  x1m ← a1 + h1 · (im)
  x2m ← a2 + h2 · (jm)
  z0 ← MA
  z1 ← x1m
  z2 ← x2m
  z
  OPT2(Ff, N, a1, a2, h1, h2) =
    ( 0.598 )
    ( 5.8 )
    ( 0.38 )
  
```

Висновок. Оптимальними параметрами процесу видалення іонів свинцю з модельних розчинів пектиновмісним сорбентом з бурякового жому (ПС), які забезпечують максимальний ефект очищення при максимальному значенні узагальненого критерію  $F(x) = 0,598$ , будуть рН 5,8 та витрати сорбенту 0,32 г.

### 4.2. Визначення оптимальних витрат пектиновмісного сорбенту з активованим вугіллям для видалення іонів свинцю

Розроблена математична модель для визначення залежності ефекту видалення іонів свинцю з модельних розчинів  $Pb(NO_3)_2$  від витрат пектиновмісного сорбенту з активованим вугіллям (КПС) і рН середовища.

За результатами досліджень була визначена ефективність очищення модельних розчинів від іонів свинцю даним сорбентом.

Для побудови математичної моделі були використані дослідні дані, які представлені в табл. 4.2.

Таблиця 4.2 – Показники ефективності очищення модельних розчинів  $Pb(NO_3)_2$

рН середовища	4,0	5,0	5,5	6,0
Витрати пектиновмісного сорбенту, г	Ефективність очищення модельних розчинів, %			
0,1	0,28	0,1	0,31	0,24
0,2	1,35	1,12	1,14	2,13
0,3	1,84	1,56	2,16	2,15
0,4	3,47	1,92	2,19	2,12
0,5	2,37	1,14	1,88	2,64

В постановці задачі оптимізації для даної задачі були вказані параметри оптимальності та діапазони їх змін:

- Параметрами оптимізації (X) є:  $x_1$  – рН середовища;  $x_2$  – витрати пектиновмісного сорбенту, г.
- Цільовою функцією є узагальнений критерій оптимізації  $F(X)$ , який враховує максимальний ефект очищення  $f_1$  і мінімізує витрати сорбенту на очищення розчинів  $f_2$ . Враховуючи більшу важливість першого фактора вагові коефіцієнти вибрані так:

$$F(X) = f_1^{0,75} f_2^{0,25} \rightarrow \max ,$$

Рівні значущості, при переведенні факторів в безрозмірну форму методикою Харрінгтона, вибираємо самі.

- Обмеження на параметри оптимізації такі:  $4,0 \leq x_1 \leq 6,0$ ;  $0,2 \leq x_2 \leq 0,5$ , г.

В даній задачі знаходимо рівняння залежності ефекту очищення модельних розчинів від витрат пектиновмісного сорбенту та рН середовища.

Рівняння має вигляд квадратного двох параметричного поліному:

$$f(X) = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + b_3 \cdot x_1 \cdot x_2 + b_4 \cdot x_1^2 + b_5 \cdot x_2^2$$

Для рівняння знаходимо середньоквадратичну похибку і будемо графіки рівняння з приведенням точок дослідних даних.

$$N := 19$$

$$i := 0..N$$

$$C := (4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0 \ 4.0 \ 5.0 \ 5.5 \ 6.0)^T$$

$$\tau := (0.1 \ 0.1 \ 0.1 \ 0.1 \ 0.2 \ 0.2 \ 0.2 \ 0.2 \ 0.3 \ 0.3 \ 0.3 \ 0.3 \ 0.4 \ 0.4 \ 0.4 \ 0.4 \ 0.5 \ 0.5 \ 0.5 \ 0.5)^T$$

$$G := (1.33 \ 0.54 \ 0.8 \ 1.84 \ 1.86 \ 0.81 \ 1.87 \ 2.63 \ 2.92 \ 2.43 \ 3.2 \ 3.68 \ 3.71 \ 2.43 \ 3.73 \ 4.21 \ 4.77 \ 3.51 \ 4.27 \ 4.47)^T$$

$$A := \begin{bmatrix} N+1 & \sum C & \sum \tau & \sum (C_i \cdot \tau_i) & \sum C^2 & \sum \tau^2 \\ \sum C & \sum C^2 & \sum (C_i \cdot \tau_i) & \sum [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum C^3 & \sum [C_i \cdot (\tau_i)^2] \\ \sum \tau & \sum (C_i \cdot \tau_i) & \sum \tau^2 & \sum [C_i \cdot (\tau_i)^2] & \sum [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum \tau^3 \\ \sum (C_i \cdot \tau_i) & \sum [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum [C_i \cdot (\tau_i)^2] & \sum [(C_i)^2 \cdot (\tau_i)^2] & \sum [(C_i)^3 \cdot \tau_i] & \sum [C_i \cdot (\tau_i)^3] \\ \sum C^2 & \sum C^3 & \sum [(C_i)^2 \cdot \tau_i] & \sum [(C_i)^3 \cdot \tau_i] & \sum C^4 & \sum [(C_i)^2 \cdot (\tau_i)^2] \\ \sum \tau^2 & \sum [C_i \cdot (\tau_i)^2] & \sum \tau^3 & \sum [C_i \cdot (\tau_i)^3] & \sum [(C_i)^2 \cdot (\tau_i)^2] & \sum \tau^4 \end{bmatrix}$$

$$a := A^{-1} \cdot C1$$

$$F1(x_1, x_2) := a_0 + a_1 \cdot x_1 + a_2 \cdot x_2 + a_3 \cdot x_1 \cdot x_2 + a_4 \cdot x_1^2 + a_5 \cdot x_2^2$$

$$C1 := \begin{bmatrix} \sum G \\ \sum_i (G_i \cdot C_i) \\ \sum_i (G_i \cdot \tau_i) \\ \sum_i (G_i \cdot C_i \cdot \tau_i) \\ \sum_i [G_i \cdot (C_i)^2] \\ \sum_i [G_i \cdot (\tau_i)^2] \end{bmatrix}$$

$$SKP1 := \sqrt{\sum_{i=0}^N \frac{(G_i - F1(C_i, \tau_i))^2}{N}} \quad SKP1 = 0.418$$

$$f02(x) := F1(4.0, x)$$

$$f04(x) := F1(5.0, x)$$

$$f06(x) := F1(5.5, x)$$

$$f08(x) := F1(6.0, x)$$

$$j := 0..4$$

$$\tau1_j := \tau_{0+4:j}$$

$$a = \begin{pmatrix} 16.90645 \\ -7.74484 \\ 20.707 \\ -0.84743 \\ 0.80455 \\ -19.66071 \end{pmatrix}$$

$$g02_j := G_{0+4:j}$$

$$g04_j := G_{1+4:j}$$

$$g06_j := G_{2+4:j}$$

$$g08_j := G_{3+4:j}$$

Далі знаходимо оптимальні витрати сорбенту по узагальненому критерію оптимальності.

Для цього задаємо діапазон зміни параметру оптимізації і кількістю розрахункових точок критерію, формується масив значень параметрів і розраховуються за знайденими формулами натуральні значення локальних критеріїв оптимальності.

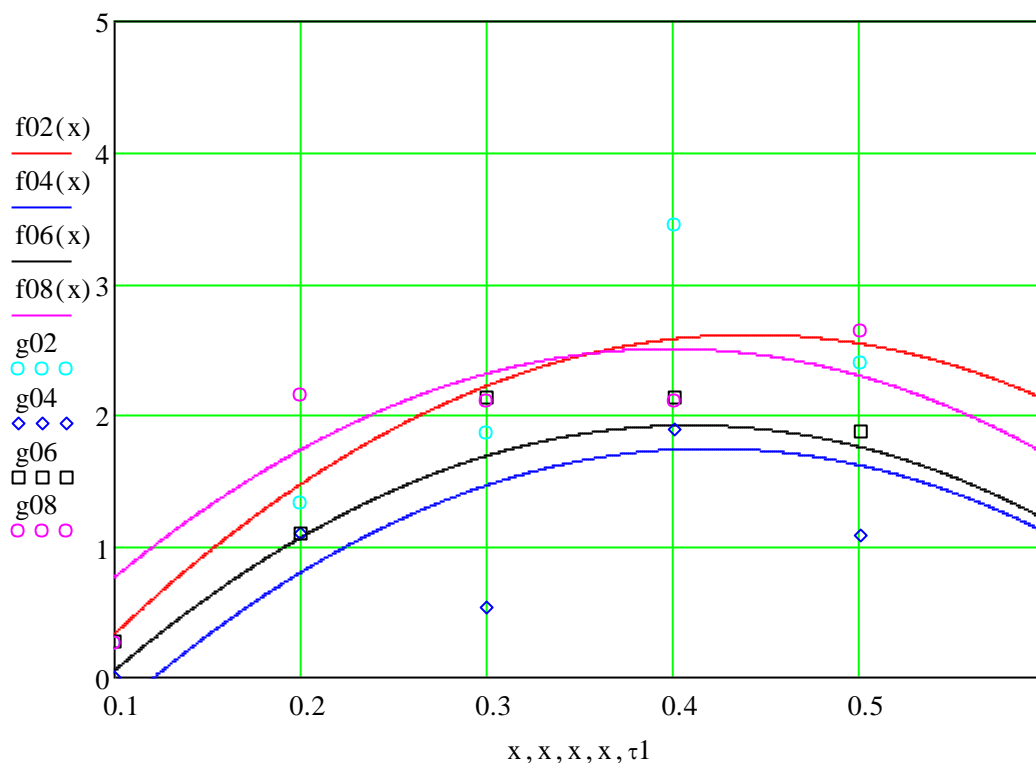


Рисунок 4.2 – Залежність ефекту видалення іонів свинцю від витрат пектиновмісного сорбенту (ПСАВ) при рН 4,0; 5,0; 5,5; 6,0  
Інтервали бажаностей натуральних значень локальних критеріїв оптимальності

$$\begin{aligned}
 \text{IBG} &:= (0.1 \quad 1.1 \quad 2.1 \quad 2.5 \quad 3.1 \quad 3.5)^T \\
 \text{IB}\tau &:= (0.6 \quad 0.5 \quad 0.4 \quad 0.3 \quad 0.2 \quad 0.1)^T & \text{D} &:= (0.01 \quad 0.2 \quad 0.37 \quad 0.63 \quad 0.8 \quad 0.99)^T \\
 a1 &:= 6.0 & b1 &:= 4.0 & a2 &:= 0.1 & b2 &:= 0.5 & m &:= 20 & i1 &:= 0..m & j1 &:= 0..m \\
 h1 &:= \frac{b1 - a1}{m} & h2 &:= \frac{b2 - a2}{m} & p1_{i1} &:= a1 + h1 \cdot i1 & p2_{j1} &:= a2 + h2 \cdot j1 \\
 Y_{1_{i1}, j1} &:= F1(p1_{i1}, p2_{j1}) \\
 ff1_{i1, j1} &:= \text{HAR}(\text{IBG}, \text{D}, Y_{1_{i1}, j1}, 1) & ff2_{i1, j1} &:= \text{HAR}(\text{IB}\tau, \text{D}, p2_{j1}, 0) \\
 Ff_{i1, j1} &:= (ff1_{i1, j1})^{0.75} \cdot (ff2_{i1, j1})^{0.25}
 \end{aligned}$$

Програма переведення натуральних значень локальних критеріїв оптимальності в безрозмірну форму методом Харрінгтона

За допомогою методики Харрінгтона знаходимо масиви безрозмірних значень локальних критеріїв оптимальності, які і використовуються при обчисленні масиву значень узагальненого критерію оптимальності:

```

HAR(FN ,D, fn, z) :=
  FP ← -ln(-ln(D))
  if z = 1
    if fn < FN0
      fb ← D0
      break
    if fn > FN5
      fb ← D5
      break
    for i ∈ 0, 1 .. 5
      if fn = FNi
        fb ← Di
        break
      if fn < FNi+1
        fp ← FPi +  $\frac{(fn - FN_i) \cdot (FP_{i+1} - FP_i)}{FN_{i+1} - FN_i}$ 
        fb ← e-e-fp
        break
  otherwise
    if fn > FN0
      fb ← D0
      break
    if fn < FN5
      fb ← D5
      break
    for i ∈ 0, 1 .. 5
      if fn = FNi
        fb ← Di
        break
      if fn > FNi+1
        fp ← FPi +  $\frac{(fn - FN_i) \cdot (FP_{i+1} - FP_i)}{FN_{i+1} - FN_i}$ 
        fb ← e-e-fp
        break
  fb

```

З масиву даних знаходяться оптимальні значення параметрів оптимізації за допомогою програми OPT2. Параметром програми  $F$  і є наша цільова функція.

### Програма знаходження

максимального значення критерію оптимальності двовимірного масиву

```

OPT2(F,n ,a1 ,a2,h1 ,h2) :=
  MA ← F0,0
  im ← 0
  jm ← 0
  for i1 ∈ 0..n - 1
    for j1 ∈ 0..n - 1
      if Fi1,j1 > MA
        MA ← Fi1,j1
        im ← i1
        jm ← j1
  x1m ← a1 + h1 · (im)
  x2m ← a2 + h2 · (jm)
  z0 ← MA
  z1 ← x1m
  z2 ← x2m
  z

```

$$\text{OPT2}(F_f, N, a_1, a_2, h_1, h_2) = \begin{pmatrix} 0.58 \\ 6 \\ 0.36 \end{pmatrix}$$

Висновок. Оптимальними параметрами процесу видалення іонів свинцю з модельних розчинів пектиновмісним сорбентом (ПСАВ), які забезпечують максимальний ефект очищення при максимальному значенні узагальненого критерію  $F(x) = 0,58$ , будуть рН 6 та витрати пектиновмісного сорбенту 0,38 г.

## РОЗДІЛ 5 ЕКОНОМІЧНО-ЕКОЛОГІЧНИЙ РОЗДІЛ

### 5.1. Розрахунок собівартості пектиновмісного сорбенту

Запропонована технологія дозволяє на основі бурякового жому створювати пектиновмісний сорбент.

1. Вихідні дані для розрахунку.

Виробнича потужність виробництва

По пектиновмісному сорбенту 80 кг/добу

Тривалість виробничого сезону 280 діб

Ціна 1 т пектиновмісного сорбенту 124929 грн.

2. Розрахунок собівартості пектиновмісного сорбенту згідно з впровадженням запропонованої технології.

Таблиця 5.1 – Витрати на виробництво пектиновмісного сорбенту із бурякового жому

№ п/п	Статті витрат	Одиниця виміру	Вартість одиниці, грн.	Витрати на 1 т	Всього в собівартості
1	<b>Основна сировина</b>				
	Буряковий жом	т	10000	11000	110000
2	<b>Допоміжна сировина та матеріали</b>				
	Вода та водовідведення	м <sup>3</sup>	7,8	50,1	390,8
	Соляна кислота	кг	8,90	256	2278,4
3	<b>Теплоенергія</b>	Гкал		18,1	
	Газ	м <sup>3</sup>	26,00	950	24700
4	<b>Електроенергія</b>	кВт/год	9,20	300	2760
5	<b>Заробітна плата з нарахуваннями</b>	грн.		24000	24000

6	<b>Виробнича собівартість</b>				<b>164129.2</b>
7	<b>Прибуток</b>	грн.			49238,8
8	<b>Рентабельність</b>	%			30
9	<b>Оптова ціна</b>	грн.			<b>213367,9</b>

Орієнтовна ціна пектиновмісного сорбенту на основі бурякового жому склала 213,4 грн/кг, що значно нижче цін ринкових аналогів.

Таблиця 5.2 – Вартість сорбентів та іонітів з аналогічними властивостями

№ п/п	Назва сорбційного матеріалу	Призначення	Ціна за 1 кг
1	Активоване вугілля Centaur HSL (США)	Видалення сірководню, іонів важких металів	424
2	Комплексне фільтрувальне завантаження Aquamix	комплексне очищення води	352
3	Іонообмінна смола Hydrolite ZGC858 (Китай)	видалення іонів важких металів	380
4	OrganicMultisorb (Україна)	видалення іонів марганцю, важких металів, солей жорсткості	403
5	Іонообмінна смола Purolite C107E (Британія)	видалення іонів важких металів	357

Згідно з наведеними даними, вартість пектиновмісного сорбенту з бурякового жому менша ніж ціна ринкових аналогів. Таким чином, попередній розрахунок собівартості пектиновмісного сорбенту свідчить про економічну доцільність розробки та застосування отриманого сорбенту.

## 5.2. Екологічна проблема забруднення довкілля важкими металами

Джерела важких металів у довкіллі та форми існування. Умовно до групи важких металів зараховують метали з питомою вагою понад 4,5 г/см<sup>3</sup>. Це свинець, кадмій, ртуть, хром, мідь. Метали, а з-поміж них важкі метали, широко розповсюджені в природі, де перебувають звичайно у вигляді руд, рідше – елементів. Метали у вигляді чистих елементів скоріше за все не зумовлюють токсичної дії, оскільки є практично нерозчинними. Виняток становлять леткі метали, наприклад, випарування ртуті, які можуть проникати до організму через дихальний апарат або шкіру. Токсичні властивості виявляють сполуки металів, які є легкокорозинними і сильно дисоціюють. Розчинення і дисоціація полегшують проникнення токсинів через тканні оболонки до організму.

Подібно до діоксинів, мова про які піде нижче, майже 70 % токсичних металів потрапляє до організму разом із їжею, а оскільки сьогодні саме продукти харчування є предметом інтенсивної міжнародної торгівлі, то об'єднана комісія ФАО (продовольчої та сільськогосподарської організації) і Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) із Кодексу Аліментаріус (Codex Alimentarius) включила до складу харчових компонентів, які зазнають контролю під час міжнародної торгівлі, всі найбільш небезпечні токсичні елементи: ртуть, кадмій, свинець, миш'як, мідь, олово, цинк, залізо.

Важкі метали та їх сполуки розповсюджені природним шляхом у навколишньому середовищі свідчать про наявність так званого фону [140].

Значення концентрацій, які є вищими від фонових, вказують про забруднення навколишнього середовища. Головним джерелом забруднення важкими металами є різні галузі промисловості. Так, хімічна промисловість (виробництво барвників, засобів захисту рослин, пластмаси) є джерелом забруднень As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Se, Sr, Sn, Ti, Zn. Целюлозно-паперова промисловість постачає до навколишнього середовища такі метали, як Cr, Cu, Hg, Ni, Zn, Pb; електрохімічна промисловість – Cd, Co, Cr, Cu, Hg,

Mo, Ni, Se, Ti, W, Zn; металургійна промисловість – Fe, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Zr; керамічна промисловість – Cr, Ni, Cu, Co, Pb, Sr. Значним джерелом важких металів є електростанції. В останньому випадку комплекс важких металів, що потрапляють до навколишнього середовища зі стоками, з виділенням газів і пилу, з твердими відходами, залежить значною мірою від виду палива, що переробляється, тобто вугілля, нафти, газу та ін. [141].

**Метали у воді.** У водному середовищі важкі метали перебувають у вигляді розчинів, колоїдів і суспензій. У розчинному вигляді знаходяться вільні гідрат-іони, прості неорганічні й органічні комплекси. Діаметр цих форм не перевищує 0,001 нм. Іони металу, пов'язані із складними, багатомолекулярними органічними лігандами, що мають розмір частинок у діапазоні 0,001-0,01 нм, утворюють колоїдні форми. Іони металів, адсорбовані на частинках колоїдних міцел або органічних частинках розміру 0,01-0,1 нм, утворюють суспензії. Седиментаційні суспензії входять до складу мулу.

Для важких металів дуже розповсюдженою формою існування є комплекси як з органічними, так і з неорганічними лігандами. Вважається, що близько 90 % свинцю, алюмінію, хрому виступає у вигляді комплексних сполук. Цей факт має істотне значення для біохімічних процесів і токсичності іонів металу. Звичайно більш токсичними є вільні іони (гідрат-іони) металів, ніж комплексні форми.

Форми існування важких металів у водному середовищі залежать від низки фізико-хімічних рівноваг, з-поміж яких варто виділити:

- реакції утворення комплексів;
- реакції гідролізу;
- реакції окислення і відновлення;
- процеси адсорбції і десорбції;
- реакції витіснення і розчинення [42].

Звичайно після розчинення у воді іони металів виступають у вигляді гідрат-іонів, що є комплексними акваіонами, наприклад, іон заліза у вигляді  $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{+3}$ . Часточки води, які виконують роль слабких лігандів, заміщуються більш сильними лігандами, що присутні у складових компонентах природних вод або у їх забруднювачах. Оскільки аквакомплекси є так званими лабільними комплексами, швидкість заміщення лігандів є значною. За проміжок часу менший ніж 1 хв настає повне заміщення лігандів у сфері координації іону металу. На місці часточок води впроваджуються нові ліганди: карбонатні, гідрокарбонатні, хлоридні, гідроксильні групи та ін.

Метали утворюють комплексні сполуки як з природними складовими (гумусові речовини, гідрокарбонати), так і з речовинами, що потрапляють до вод разом із стоками, зокрема промисловими. Такими комплексними речовинами є EDTA (етилендіамінотетраоцтова кислота) і NTA (нітрилотриоцтова кислота). Обидві речовини мають відношення до виробництва миючих засобів. Нітрилотриоцтова кислота утворює координаційні сполуки (хелати) з такими іонами як  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ . [143].

**Метали в ґрунті.** Джерелом важких металів у ґрунтах є:

- материнська порода;
- атмосферні опади;
- біологічний матеріал – органічні речовини.

Залежно від роду джерела і властивостей важких металів у ґрунті розрізняються два типи важких металів:

- 1) літогенні, тобто пов'язані з матеріалом материнської породи;
- 2) антропогенні, тобто такі, що потрапляють до ґрунту внаслідок діяльності людини.

У другому випадку дуже суттєвими є адсорбційні властивості ґрунту. Вони зумовлені його специфічною будовою: в складі ґрунту міцели

мінеральних або органічних колоїдів і ґрунтовий розчин. Міцели ґрунтових колоїдів звичайно мають від'ємний заряд, що полегшує обмінну адсорбцію осадження іонів важких металів із ґрунтового розчину до дифузійного шару міцели. Адсорбційні властивості міцели залежать як від типу і будови колоїду, так і від природи катіону. Найбільша адсорбційна здатність, що окреслюється так званою адсорбційною ємністю (загальна кількість катіонів, яка на дифузійному шарі виражається в міліеквівалентах, м. е. на 100 г ґрунту), властива органічним колоїдам (табл. 5.3).

Таблиця 5.3 – Адсорбційні здатності різних ґрунтів

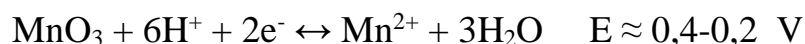
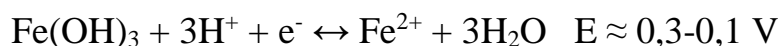
Колоїдний тип	Адсорбційна ємність, м.е./100 г
гідратовані оксиди і гідроксиди	3-25
гумусові кислоти	300-400
фульвокислоти	400-500

Залежно від вмісту органічної речовини в ґрунті, в ньому, внаслідок змін адсорбційної здатності, змінюється вміст важких металів. Адсорбційні здатності катіону зростають разом із його валентністю і залежать від радіусу іону металу в безводному і у водному стані. Найбільш зв'язаними є катіони тривалентні, наприклад,  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$ , а найменш зв'язаними – одновалентні. Сила адсорбції катіонів однакової валентності зростає разом із збільшенням діаметру катіонів у водному стані [144].

На загальну адсорбційну ємність ґрунту впливають можливість обмінної адсорбції, що виникає з ізоморфного заміщення іонів, незалежно від рН, а також можливість додаткової адсорбції, що пов'язана з дисоціацією протонів активних груп. Останній із зазначених процесів значною мірою залежить від рН, тобто від кислотності ґрунту. Унаслідок зростаючої кислотності ґрунтів під впливом антропогенних процесів зростає участь кислотних ґрунтів із рН ґрунтового розчину нижче 4,65. У таких ґрунтів змінюються адсорбційні здатності, що призводить до зростання концентрації

в ґрунтовому розчині деяких форм важких металів, таких, як прості катіони  $[Al(H_2O)_6]^{3+}$ ,  $[Mn(H_2O)_6]^{2+}$ ,  $[Pb(H_2O)_4]^{2+}$ .

Легкість і швидкість обміну катіонів залежить від типу інших катіонів в адсорбційному комплексі, а також від типу аніонів, присутніх у ґрунтовому розчині. Більш легкого звільнення з адсорбційного комплексу зазнають катіони, що утворюють важкорозчинні або леткі сполуки з аніонами, присутніми в ґрунтовому розчині. Отже, процеси адсорбції супроводжуються процесами осадження-розчинення солей іонів важких металів і значно рідше процесами окислення. Присутність іонів  $H^+$  у ґрунтовому розчині зумовлює величину окислювально-відновного потенціалу ґрунту, величина якого визначає перебіг окислювально-відновної реакції іонів важких металів. Значна частина відновних реакцій у ґрунті протікає з участю мікроорганізмів. Прикладом відновної реакції можуть слугувати такі реакції:



Продукти вищенаведених реакцій, прості катіони металів, у присутності органічних речовин (гумусових сполук) здатні утворювати хелатні сполуки. Здатність до творення хелатних сполук з боку органічних лігандів змінюється за такою послідовністю:  $-NH_2 > -N=N- > =N: > -COO^- > -O- > =C=O$ .

Для іонів металів здатності до творення комплексів змінюються за такою послідовністю:  $Fe^{3+} > Cr^{3+} > Cu^{2+} > Co^{2+} > Zn^{2+} > Fe^{2+} > Mn^{2+}$ .

Частина хелатів розчиняється у воді та, утворивши у цій формі комплекс із важкими металами, засвоюється рослинами через кореневу систему.

Під час реакцій іонів важких металів у ґрунтовому середовищі функцію специфічних каталізаторів виконують ґрунтові мікроорганізми. Вони є необхідними в специфічних реакціях утворення металоорганічних сполук, наприклад, алкільних сполук ртуті або миш'яку ( $CH_3Hg^+$ ,  $C_2H_5Hg^+$ ,  $(CH_3)_2As$ ).

Варто зауважити, що реакції алкілування (метилування) також протікають у мулі, де з огляду на зміну розчинності новоутвореної сполуки (алкільні сполуки добре розчиняються) зумовлюють нове проникнення іонів металів до водної маси. Отже, іони важких металів у ґрунті можуть виступати у вигляді як форм лабільних (активних, рухомих), так і форм нелабільних. Форми лабільні складаються з іонів металів, що присутні в ґрунтовому розчині і обмінно адсорбовані ґрунтовими колоїдами [45].

**Використання біологічних індикаторів для визначення забруднення ґрунту важкими металами.** В екологічних дослідженнях з потенційно токсичними речовинами вивчаються умови переходу організмів від зони комфорту до зони песимуму і загибелі при зміні концентрації цих речовин як лімітуючого фактора середовища. До таких речовин належать хімічні елементи зі щільністю понад 5 г/см<sup>3</sup>.

Виходячи з вищесказаного у дослідженнях, пов'язаних з екологічним нормуванням важких металів у ґрунті, головним показником рівня небезпечної дії має бути відповідна реакція ґрунтової біоти: зміна загальної кількості мезофауни, сапрофітної мікрофлори, активність протікання біохімічних процесів тощо. Враховуючи це, пропонується екологічне нормування важких металів у ґрунті проводити за показниками зміни біологічної активності ґрунтового біоценозу і часом відновлення його попереднього стану [46].

Для оцінки впливу хімічних речовин на наземні, водні та ґрунтові екосистеми багатьма дослідженнями встановлено різноманітні біоіндикаторні тест-системи [147, 48].

У польовому досліді відділу екотоксикології Інституту агроєкології та біотехнології УААН, проведеному на базі Чернігівського інституту АПВ, вивчали чутливість різних біоіндикаторних тест-систем щодо забруднення ґрунту важкими металами. Схема досліді передбачала створення штучних рівнів забруднення ґрунту важкими металами відповідно до існуючих ГДК за

валовими формами – 0,5; 1 і 5 ГДК Cd, Pb, Zn, Cu. Ґрунт – дерново-середньопідзолистий супіщаний. Вивчали вплив важких металів на нітрифікаційну здатність ґрунту, яка є опосередкованим показником активності бактерій роду *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrosospira* і *Nitrobacter* (метод Кравкова), активність біохімічних процесів за показниками ферментативної активності ґрунту – група оксидаз (метод Галстян), токсичність ґрунту стосовно проростків пшениці, активність розкладання у ґрунті сечовини.

Встановлення токсичності ґрунту за показниками розвитку зернівки пшениці (I етап органогенезу за Ф.М. Куперманом) виявилось можливим лише при високому рівні забруднення ґрунту: 5 ГДК Cd, Pb, Zn, Cu. У цьому випадку спостерігалось пригнічення розвитку первинного (зародкового) коріння. При менших рівнях забруднення (0,5-1 ГДК) на початкових етапах онтогенезу відбувалась активізація росту зародкового коріння і пагона з колеоптилем, тобто важкі метали в даному випадку виконували роль мікроелементів.

Найчутливішими до забруднення важкими металами виявилися такі показники стану ґрунтової екосистеми, як нітрифікаційна здатність ґрунту та його ферментативна активність. Нітрифікаційна здатність ґрунту зменшувалась на 59,8-97,8 % порівняно з фоном при збільшенні рівня забруднення від 0,5 до 5 ГДК. Ферментативна активність ґрунту була менш чутливим показником, але при збільшенні рівня забруднення також відбувалось істотне зниження кількості пероксидази і поліфенолоксидази щодо фону – відповідно на 15,1-64,1 і 25,8-82,7 %. Отже, серед тест-систем, які були вивчені, ґрунтові бактерії, що беруть участь у процесах нітрифікації, можна віднести до групи стенобіонтів стосовно лімітуючого фактора – важких металів, і за показниками зниження їх активності проводити екологічне нормування стану досліджуваного ґрунту з визначенням ступеня впливу токсикантів на ґрунтову екосистему.

Літературні дані і результати наших досліджень доводять, що екологічне нормування впливу важких металів на ґрунт потребує розробки певної системи показників на різних рівнях організації життя: молекулярному (біохімічні процеси), онтогенетичному (толерантність організмів на певних стадіях онтогенезу), біогеоценотичному (зміни кількості окремих видів організмів в ґрунтових екосистемах) та ін. Це дасть змогу об'єктивно оцінювати деградацію ґрунтових екосистем при антропогенному забрудненні та своєчасно запобігати негативним процесам, які можуть при цьому виникати.

## ВИСНОВКИ І РЕКОМЕНДАЦІЇ

В результаті виконання магістерської роботи була вирішена науково-практична задача отримання пектиновмісних сорбентів з бурякового жому та їх використання для очищення поверхневих вод від полівалентних металів. До основних результатів можна віднести наступні:

1. Розроблено та досліджено пектиновмісні сорбенти із бурякового жому: пектиновмісний сорбент (ПС) та композиційний пектиновмісний сорбент з додаванням активованого вугілля (КПС), які володіють високою комплексоутворювальною здатністю до полівалентних металів. Вагомою перевагою даних сорбентів є те, що вони природного походження, не забруднюють навколишнє середовище, здатні до природного розкладу, володіють селективною здатністю до зв'язування металів, в тому числі важких.

2. Експериментально досліджено комплексотвірну здатність пектиновмісного сорбенту (ПС) відносно іонів свинцю, міді, заліза, що становить 30,3 мг/г, 23,0 мг/г, 28,5 мг/г, а також сорбенту (КПС) щодо цих металів, значення якої становлять 21,2 мг/г, 19,1 мг/г, 27,4 мг/г.

3. Досліджено вплив рН середовища на комплексоутворювальну здатність пектиновмісних сорбентів, максимальні значення зв'язування полівалентних металів отримані за рН 5,5...7,5..

4. Встановлено ефективність пектиновмісних сорбентів щодо зниження вмісту іонів кальцію, магнію, загальної жорсткості та лужності поверхневої води річки Дніпро.

5. Проведо оптимізацію процесу зв'язування іонів свинцю пектиновмісними сорбентами за змінними значеннями кількості сорбенту та рН середовища. Оптимальними параметрами процесу видалення іонів свинцю з модельних розчинів пектиновмісним сорбентом з бурякового жому (ПС), які забезпечують максимальний ефект очищення при максимальному

значенні узагальненого критерію  $F(x) = 0,598$ , будуть рН 5,8 та витрати сорбенту 0,32 г. Для композиційного пектинвмісного сорбенту значення становлять рН 6,0, витрати сорбенту 0,38.

6. Розроблено принципову технологічну схему очищення поверхневих вод.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Шумигай І.В., Тогачинська О.В. Комплексна екологічна оцінка вмісту важких металів у водних екосистемах малих річок Київської області. Екологічна безпека. 2014; (2): 132.
2. Матвєєва О.Л., Демянко Д.О., Кориленко А.В. Ефективність застосування сорбентів при очистці забруднених вод. Харчова промисловість. 2012; (14): 163-164.
3. Сакалова Г.В. Науково-теоретичні основи комбінованих процесів очищення водних середовищ із використанням природних сорбентів [дисертація]. Львів: Нац. ун-т «Львівська політехніка»; 2016. 341 с.
4. Наукові та практичні аспекти пектину і пектинопродуктів: монографія / Крапивницька І.О., Перцевой Ф.В., Омельчук Є.О., - Суми: Сумський національний аграрний університет, 2015. – 314 с.
5. Gundogan R. Copper (II) adsorption from aqueous solution by herbaceous peat. Journal of Colloid and interface Science. 2004; ( 269): 303-309.
6. Zhu B. Adsorption of copper ions from aqueous solution by citric acid modified soybean straw. Journal of Hazardous Materials. 2008; (153): 300-308.
7. Vieira M. Characterization and use of in natura and calcined rice husks for biosorption of heavy metals ions from aqueous. Braz. J. Chem. Eng. 2012; 29 (3): 619-633.
8. Paiidey R.N., Sarita, Upapati, Mishra M.K., Singh K.K. Abatement of Cu (II), Pb (II) and Zn (II) from highway runoff using agricultural byproduct rice bran. J. Chem. Pharm. Res. 2011; 3(2): 354-364.
9. Gupta V.K. Removal of lead and chromium from wastewater using bagasse flyash—a sugar industry waste. Journal of Colloid and Interface Science. 2004; (271): 21-28.
10. Gurgel L.V.A., de Freitas R.P., Gil L.F. Adsorption of Cu(II), Cd(II), and Pb(II) from aqueous single metal solutions by sugarcane bagasse and

mercerized sugarcane bagasse chemically modified with succinic anhydride. *Carbohydrate Polymers*. 2008; (74): 22-29.

11. Chen H. /Очищення стічних вод, які містять мідь, модифікованими кукурудзяними качанами (пер. с китайського. Gongye yongshui yu feishui. *Water and Wastewater*. 2013; 44 (1): 54-57.

12. Garg U., Kaur M.P., Jawa G.K., Suda D., Garg V.K. Removal of cadmium (II) from aqueous solutions by adsorption on agricultural waste biomass. *Journal of Hazardous Materials*. 2008; (154): 149-157.

13. Nasernejad B., Zadeh T.E., Poura B.B., Bygia M.E., Zamani A. Comparison for biosorption modeling of heavy metals (Cr (III), Cu(II), Zn (II)) adsorption from wastewater by carrot residues. *Process Biochemistry*. 2005; 40: 1319-1322.

14. Ajmal M., Rao R. A. K., Ahmad R., Ahmad J. Adsorption studies on *Citrus reticulata* fruit peel of orange: removal and recovery of Ni (II) from electroplating wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 2000; (79): 117-131.

15. Reddad Z., Andres Y., Gerente C., Ralet M., Thibault J., Le Cloirec P. Ni (II) and Cu (II) binding properties of native and modified sugar beet pulp. *Carbohydrate Polymers*. 2002; (49): 23-31.

16. Gerente C., du Mesnil P. C., Andres Y., Thibault J.-F., Le Cloirec P. Removal of metal ions from aqueous solution on low cost natural polysaccharides Sorption mechanism approach. *Reactive & Functional Polymers*. 2000; (46): 135-144.

17. Ho Y.-S. Removal of copper ions from aqueous solution by tree fern. *Water Research*. 2003; (37): 2323-2330.

18. Mohammad M., Sen T. K., Maitra S., Dutta B. K. Removal of Zn<sup>2+</sup> from Aqueous Solution using Castor Seed Hull. *Water Air Soil Pollut*. 2011; (215): 609-620.

19. Anirudhan S., Unnithan M. R., Divya L., Senan P. Synthesis and characterization of polyacrylamide-grafted coconut coir pith having carboxylate

functional group and adsorption ability for heavy metal ions. *Journal of Applied Polymer Science*. 2007; (104): 3670-3681

20. Mosa A. Chemically modified crop residues as a low-cost technique for the removal of heavy metal ions from wastewater. *Water, Air, and Soil Pollut.* 2011; 217 (1-4): 637-647.

21. Grimm A., Zanzi R., Bjornbom E., Cukierman A.L. Comparison of different types of biomasses for copper biosorption. *Bioresource Technology*. 2008; (99): 2559-2565.

22. O'Connell D.W., Birkinshaw C., O'Dwyer T.F. Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: A review. *Bioresource Technology*. 2008; (99): 6709-6724.

23. Gurgel L.V.A., Junior O.K., de Freitas Gil R.P., Gil L.F. Adsorption of Cu(II), Cd(II), and Pb(II) from aqueous single metal solutions by cellulose and mercerized cellulose chemically modified with succinic anhydride. *Bioresource Technology*. 2008; (99): 3077-3083.

24. Li X., Tang Y., Cao X., Lu D., Luo F., Shao W. Preparation and evaluation of orange peel cellulose adsorbents for effective removal of cadmium, zinc, cobalt and nickel. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*. 2008. (317): 512-521.

25. Sciban M., Radetic B., Kevresan Z., Klasnja M. Adsorption of heavy metals from electroplating wastewater by wood sawdust. *Bioresource Technology*. 2007; (98): 402-409.

26. Yu J., Tong M., Sun X., Li B. Enhanced and selective adsorption of Pb<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup> by EDTAD-modified biomass of baker's yeast. *Bioresource Technology*. 2008; (99): 2588-2593.

27. Malkoc E., Nuhoglu Y. Investigations of nickel (II) removal from aqueous solutions using tea factory waste. *Journal of Hazardous Materials*. 2005; (127): 120-128.

28. Amarasinghe B.M.W.P.K., Williams R.A. Tea waste as a low cost adsorbent for the removal of Cu and Pb from wastewater . *Chemical Engineering Journal*. 2007; (132): 299-309.
29. Shukla S.R. Adsorption of Cu (II), Ni (II) and Zn (II) on modified jute fibres. *Bioresource Technology*. 2005; (96): 1430-1438.
30. Ozsoy H.D, Kumbur H. Adsorption of Cu (II) ions on cotton boll. *Journal of Hazardous Materials*. 2006; (136): 911-916.
31. LI Xiao-yan, YTN Shu-yin, LI Wen-juan. Acid Cooper-Containing Waste Water Treatment by Eggshells: an Experimental Study. *Journal of Environment and Health*. 2007; (11): 887-889.
32. Wan Ngah W.S., Teong L.C., Hanafiah M.A.K.M. Adsorption of dyes and heavy metal ions by chitosan composites: A review. *Carbohydrate Polymers*. 2011; (83): 1447-1456.
33. Chang M.-Y., Juang R.-S. Adsorption of tannic acid, humic acid, and dyes from water using the composite of chitosan and activated clay. *Journal of Colloid and Science*. 2004; (278): 18-25.
34. Wana M.-W., Kan C.-C., Rogel B.D., Dalida M.L.P. Adsorption of copper (II) and lead (II) ions from aqueous solution on chitosan-coated sand. *Carbohydrate Polymers*. 2010; (80): 891-899.
35. Shukla S.R., Pai R.S. Adsorption of Cu(II), Ni(II) and Zn(II) on dye loaded groundnut shells and sawdust. *Separation and Purification Technology*. 2005; (43): 1-8.
36. Singhl K.K., Singh U., Yadav A. Abatement of toxic heavy metals from highway runoff using sawdust as adsorbent. *J. Chem. Phann. Res*. 2011; 3(1): 338-348.
37. Naiya T.K., Chowdhury P., Bhattacharya A.K., Das S.K. Saw dust and neem bark as low-cost natural biosorbent for adsorptive removal of Zn(II) and Cd(II) ions from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*. 2009; (148): 68-79.

38. Yu B., Zhang Y., Shukla A., Shukla S.S., Dorris K.L. The removal of heavy metal from aqueous solutions by sawdust adsorption-removal of copper. *Journal of Hazardous Materials*. 2000; (80): 33-42.
39. Scriban M., Radeticr B., Kevresan Z., Klasnja M. Adsorption of heavy metals from electroplating wastewater by wood sawdust. *Bioresource Technology*. 2007; (98): 402-409.
40. Li Q., Zhai J., Zhang W., Wang M., Zhou J. Kinetic studies of adsorption of Pb(II), Cr(III) and Cu(II) from aqueous solution by sawdust and modified peanut husk. *Journal of Hazardous Materials*. 2007; (141): 163-167.
41. Rahmana M.S., Islam M.R. Effects of pH on isotherms modeling for Cu(II) ions adsorption using maple wood sawdust. *Chemical Engineering Journal*. 2009; (149): 273-280.
42. Argun M.E., Dursun S., Ozdemir C., Karatas M. Heavy metal adsorption by modified oak sawdust: Thermodynamics and kinetics. 2007; (141): 77-85.
43. Ajmal M., Khanl A.H., Ahmad S., Ahmad A. Role of sawdust in the removal of copper(ii) from industrial wastes. *Water Resources*. 1998; (32): 3085-3091.
44. Saeed A., Akhter M.W., Iqbal M. Removal and recovery of heavy metals from aqueous solution using papaya wood as a new biosorbent. *Separation and Purification Technology*. 2005; (45): 25-31.
45. Ahmed S.A. Batch and fixed-bed column techniques for removal of Cu(II) and Fe(III) using carbohydrate natural polymer modified complexing agents. *Carbohydrate Polymers*. 2011; (83): 1470-1478.
46. Pereira F.V., Gurgel L.V.A., Gil L.F. Removal of Zn<sup>2+</sup> from aqueous single metal solutions and electroplating wastewater with wood sawdust and sugarcane bagasse modified with EDTA dianhydride (EDTAD). *Journal of Hazardous Materials*. 2010; (176): 856-863.

47. Mansour M.S., Ossman M.E., Farad H.A. Removal of Cd (II) ion from waste water by adsorptions onto polyaniline coated on sawdust. *Desalination*. 2011; 272 (1-3): 301-305.
48. Meena A.K., Kadirvelu K., Mishra G.K., Rajagopal C., Nagar P.N. Adsorptive removal of heavy metals from aqueous solution by treated sawdust (*Acacia arabica*). *Journal of Hazardous Materials*. 2008; (150): 604-611.
49. Gaballah I., Kilbertus G. Recovery of heavy metal ions through decontamination of synthetic solutions and industrial effluents using modified barks. *Journal of Geochemical Exploration*. 1998; (62): 241-286.
50. Ofomaja A.E., Naidoo E.B. Kinetics, equilibrium, and comparison of multistage batch adsorber design models for biosorbent dose in metal removal from wastewater. *Ind. and Eng. Chem. Res.* 2013; 52 (16): 5513-5521.
51. Dahlan I. Waste-derived siliceous materials as a novel sorbent for removal of Ni<sup>2+</sup> from aqueous solutions. *Water, Air, and Soil Pollut.* 2012; 223 (5): 2495-2501.
52. Gonzales A., Moreno N., Navia R., Querol X. Development of a non-conventional sorbent from fly ash and its potential use in acid waste-water neutralization and heavy metal removal. *Chem. Eng. J.* 2011; 166 (3): 896-905.
53. Ying X., Fang Z. Experimental research on heavy metal wastewater treatment with dipropyl dithiophosphate. *Journal of Hazardous Materials*. 2006; (137): 1636-1642.
54. Zhang S., Cheng F., Tao Z., Gao F., Chen J. Removal of nickel ions from wastewater by Mg(OH)<sub>2</sub>/MgO nanostructures embedded in Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> membranes. *Journal of Alloys and Compounds*. 2006; (426): 281-285.
55. Wang B., Huangfu F., Liu W. Preparation of Polysulfonebenzylthiourea-reactive ultrafiltration plate membranes and their rejection properties for heavy toxic metal cations. *Journal of Applied Polymer Science*. 2008; (108): 4014 -4022.

56. Oehmen A., Viegas R., Velizarov S., Reis M.A.M., Crespo J.G. Removal of heavy metals from drinking water supplies through the ion exchange membrane bioractor. *Desalination*. 2006. (199). 405-407.
57. Veglio F., Quaresima R., Fornari P., Ubaldini S. Recovery of valuable metals from electronic and galvanic industrial wastes by leaching and electrowinning. *Waste Management*. 2003; (23): 245-250.
58. Machado M.D., Soares E.V., Soares H.M.V.M. Removal of heavymetals using a brewer's yeast strain of *Saccharomyces cerevisiae*: application to the treatment of real electroplating effluents containing multielements. *Chem Technol Biotechnol*. 2010; (85): 1353-1360
59. Begum A. Concurrent removal and accumulation of  $Fe^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  and  $Cu^{2+}$  from waste water using aquatic macrophytes . *Der Pharma Chemica*. 2009. (1): 219-224.
60. ДСТУ 4077-2001. Якість води. Визначення рН (ISO 10523:1994, MOD).
61. ГОСТ 4151-72. Вода питьевая. Метод определения общей жесткости.
62. ДСТУ ISO 9963-1:2007. Якість води. Визначення лужності. - Частина 1. Визначення загальної та часткової лужності (ISO 9963-1:1994, IDT).
63. Еко-технології у виробництві цукру та полісахаридів: [Електронний ресурс] лабораторний практикум для студентів освітнього ступеня «магістр» спеціальність 181 "Харчові технології", освітньо – професійна програма «Технології цукру та полісахаридів» ден. форми навч. / уклад.: О.В. Кушнір, І. О. Крапивницька, – К.: НУХТ, 2019. – 38с.
64. Геврик Є. Безпека життєдіяльності: Навч. посібник для студентів вищих навч. закладів. Київ: Ельга-Н: КНТ; 2007. 382 с.

УКРАЇНА



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 156915

СПОСІБ ОТРИМАННЯ ПЕКТИНОВМІСНОГО СОРБЕНТУ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі України корисних моделей  
**21.08.2024.**

Директор  
Державної організації «Український  
національний офіс інтелектуальної  
власності та інновацій»

О.П. Орлюк



(19) UA

(51) МПК

B01J 20/22 (2006.01)

B01J 20/30 (2006.01)

(21) Номер заявки: u 2023 06259

(22) Дата подання заявки: 21.12.2023

(24) Дата, з якої є чинними права інтелектуальної власності: 22.08.2024

(46) Дата публікації відомостей про державну реєстрацію та номер Бюлетеня: 21.08.2024, Бюл. № 34

(72) Винахідники:

Крапивницька Ірина

Олексіївна, UA,

Гаврик Микола

Олександрович, UA,

Карпович Інна Віталіївна,

UA,

Кушнір Олена

Володимирівна, UA,

Войтко Олександр

Васильович, UA

(73) Володілець:

НАЦІОНАЛЬНИЙ

УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ

ТЕХНОЛОГІЙ,

вул. Володимирська, 68, м.

Київ-33, 01601, UA

(54) Назва корисної моделі:

**СПОСІБ ОТРИМАННЯ ПЕКТИНОВМІСНОГО СОРБЕНТУ**

(57) Формула корисної моделі:

Спосіб отримання пектиновмісного сорбенту, що включає фізико-хімічну обробку, промивання, сушіння, який відрізняється тим, що обробку сировини проводять у кислому середовищі при рН 1,3-2,2 за температури 80-90 °С, потім проводять омилення гідроксидом натрію при рН 10-11 протягом 15-20 хв, після чого сировину обробляють соляною кислотою при рН 1,0-1,4, остаточно нейтралізують лугом до рН 6,5-7,5.

НАЦІОНАЛЬНИЙ ОРГАН ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ ВЛАСНОСТІ  
Державна організація  
«Український національний офіс інтелектуальної власності та інновацій»  
(УКРНОІВІ)

Цей паперовий документ ідентичний за документарною інформацією та реквізитами електронному документу з електронним підписом уповноваженої особи Державної організації «Український національний офіс інтелектуальної власності та інновацій».

Паперовий документ містить 2 арк., які пронумеровані та прошиті металевими люверсами.

Для доступу до електронного примірника цього документа з ідентифікатором 0075210824 необхідно:

1. Перейти за посиланням <https://sis.nipo.gov.ua>.
2. Обрати пункт меню Сервіси – Отримати оригінал документу.
3. Вказати ідентифікатор електронного примірника цього документа та натиснути «Завантажити».

Уповноважена особа УКРНОІВІ



I.С. Матусевич

21.08.2024

Ministry of Education and Science of Ukraine

National University of Food Technologies

---

**90<sup>th</sup>  
International scientific conference  
of young scientist and students**

**"Youth scientific achievements  
to the 21st century nutrition  
problem solution"**

**April, 11–12 2024**

**Part 1**

---

**Kyiv, NUFT, 2024**

Міністерство освіти і науки України

Національний університет харчових технологій

---

**90-та  
Міжнародна наукова  
конференція молодих учених,  
аспірантів і студентів**

**"Наукові здобутки молоді –  
вирішенню проблем  
харчування людства у ХХІ  
столітті"**

**11–12 квітня 2024 р.**

**Частина 1**

---

**Київ НУХТ 2024**

**90<sup>th</sup> International** scientific conference of young scientist and students "Youth scientific achievements to the 21st century nutrition problem solution", April, 11–12, 2024. Book of abstract. Part 1. NUFT, Kyiv.

The publication contains materials of 90<sup>th</sup> International scientific conference of young scientists and students "Youth scientific achievements to the 21st century Nutrition problem solution".

It was considered the problems of improving existing and creating new energy and resource saving technologies for food production based on modern physical and chemical methods, the use of unconventional raw materials, modern technological and energy saving equipment, improve of efficiency of the enterprises, and also the students research work results for improve quality training of future professionals of the food industry.

The publication is intended for young scientists and researchers who are engaged in definite problems in the food science and industry.

ISBN 978-966-612-317-9

© NUFT, 2024

---

**Матеріали** 90-ї Міжнародної наукової конференції молодих учених, аспірантів і студентів "Наукові здобутки молоді – вирішенню проблем харчування людства у XXI столітті", 11–12 квітня 2024 р. – Київ: НУХТ, 2024. – Ч.1. – 439 с.

Видання містить матеріали 90-ї Міжнародної наукової конференції молодих учених, аспірантів і студентів "Наукові здобутки молоді – вирішенню проблем харчування людства у XXI столітті".

Розглянуто проблеми удосконалення існуючих та створення нових енерго- та ресурсощадних технологій для виробництва харчових продуктів на основі сучасних фізико-хімічних методів, використання нетрадиційної сировини, новітнього технологічного та енергозберігаючого обладнання, підвищення ефективності діяльності підприємств, а також результати науково-дослідних робіт студентів з метою підвищення якості підготовки майбутніх фахівців харчової промисловості.

Розраховано на молодих науковців і дослідників, які займаються означеними проблемами у харчовій науці та промисловості.

ISBN 978-966-612-317-9

© НУХТ, 2024

## **Зміст**

<b>Introduction</b> .....	7
<b>1. Technology of functional ingredients and new food</b> .....	9
<b>2. Foodstuff expertise</b> .....	69
<b>3. Technology of bread, pastry, pasta and food concentrates</b> .....	110
<b>4. Grain processing technology</b> .....	142
<b>5. Technology of sugars, polysaccharides and water treatment</b> .....	162
<b>6. Technology of fermentation and wine</b> .....	196
<b>7. Technology of preservation</b> .....	220
<b>8. Technology of meat and meat products</b> .....	254
<b>9. Technology of milk and dairy products</b> .....	308
<b>10. Technology of fats and perfumery-cosmetic products</b> .....	328
<b>11. Ecology and sustainable development</b> .....	340
<b>12. Biotechnologies and bioengineering</b> .....	366

## **Content**

<b>Передмова</b> .....	7
<b>1. Технологія функціональних інгредієнтів та нових харчових продуктів</b> .....	9
<b>2. Експертизи харчових продуктів</b> .....	69
<b>3. Технологія хліба, кондитерських, макаронних виробів і харчоконцентратів</b> .....	110
<b>4. Технологія переробки зерна</b> .....	142
<b>5. Технології цукру, полісахаридів і підготовки води</b> .....	162
<b>6. Технологія продуктів бродіння і виноробства</b> .....	196
<b>7. Технологія консервування</b> .....	220
<b>8. Технологія м'яса і м'ясних продуктів</b> .....	254
<b>9. Технологія молока і молочних продуктів</b> .....	308
<b>10. Технологія жирів та парфумерно-косметичних виробів</b> .....	328
<b>11. Екологія і сталий розвиток</b> .....	340
<b>12. Біотехнології та біоінженерія</b> .....	366

## 17. Використання сорбенту на основі рослинної сировини в очищенні поверхневих вод від полівалентних металів

Микола Гаврик, Ірина Крапивницька

*Національний університет харчових технологій, Київ, Україна*

**Вступ.** Перспективним є використання пектиновмісних сорбентів, отриманих з рослинної сировини в очищенні поверхневих вод від полівалентних металів, в тому числі важких [1, 2].

**Матеріали та методи.** Для проведення досліджень використовували, сорбент, отриманий з пектиновмісного порошка бурякового жому та активованого вугілля, модельні розчини солей кальцію, заліза, свинцю, міді, поверхневі води, розчин метиленового синього. Визначення вмісту іонів кальцію, свинцю, міді визначали комплексометричним методом, іонів заліза – колориметричним.

**Результати та обговорення.** Для проведення досліджень розроблено сорбент пектиновмісний, який містить оброблений буряковий жом і активоване вугілля за такого співвідношення компонентів, мас. ч.: буряковий жом 70-85, активоване вугілля 15-30. Пектиновмісний сорбент отримували таким чином. Спочатку буряковий жом піддавали термічній обробці в розчині кислоти для збільшення вмісту розчинного пектину та зменшення мінеральних складових, потім промивали водою та проводили обробку в лужному середовищі для зниження ступеня етерифікації пектину та переведення його в нерозчинний стан. Оброблений буряковий жом промивали водою і висушували. Висушений жом змішували з активованим вугіллем у співвідношенні 70 мас.ч. жому і 30 мас.ч. вугілля. Запропонований склад передбачає отримання сорбенту пектиновмісного з бурякового жому та активованого вугілля з покращеними характеристиками, які виражаються у підвищеній сорбційній здатності щодо полівалентних металів, в тому числі важких, поліпшення органолептичних показників в процесах очищення води та харчових розчинів.

Нами проведені дослідження по комплексоутворенню пектиновмісного сорбенту на модульних розчинах, що містять іони свинцю кальцію, заліза, міді. Ефект вилучення іону з розчину становить: Pb<sup>2+</sup>- 85,3 %, Cu<sup>2+</sup>- 67,7 %, Fe<sup>3+</sup>- 56,4 %, Ca<sup>2+</sup>- 60,5%. В поверхневих водах визначали вміст кальцію та заліза до та після оброблення пектиновмісним сорбентом. Вміст іонів кальцію складав 4,8 мг-екв/л, заліза 3,2 мг-екв/л до оброблення та 2,3 мг-екв/л, 1,8 мг-екв/л відповідно після оброблення. В зразках поверхневих вод визначали прозорість, яка знизилась на 36 %.

Пектиновмісний сорбент ефективно видаляє барвники основного характеру, що підтверджується результатами досліджень з розчином метиленового синього. Сорбційна ємність пектиновмісного сорбенту за метиленовим синім становить 47 мг/г.

**Висновки.** На підставі проведених досліджень показано можливість використання пектиновмісного сорбенту як ефективного засобу для очищення поверхневих вод від полівалентних металів.

### Література

1. Krapivnytska I. Scientific and practical aspects of pectin and pectin products/ I. Krapivnytska, V. Ladyka, M. Ianchik, S. Omelchenko, O. Melnyk F.Pertsevov. Kharkiv: Dissa +, 2022.-228 p.
2. Nasrollahzadeh, M.; Sajjadi, M.; Irvani, S.; Varma, R.S. Starch, cellulose, pectin, gum, alginate, chitin and chitosan derived (nano)materials for sustainable water treatment: A review. Carbohydr. Polym. 2021, V.10, P. 251-261.