

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХЕРСОНСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
Медичний факультет
Кафедра хімії та фармації**

**АДСОРБЦІЙНІ МЕТОДИ ВИДАЛЕННЯ ЙОНІВ МЕТАЛЕВИХ
ЕЛЕМЕНТІВ З ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

Кваліфікаційна робота (проект)

на здобуття ступеня вищої освіти “бакалавр”

Виконав: студент 4 курсу 442 групи

Спеціальності 102 Хімія

Освітньо-професійної програми: Хімія

Порожнетов Олег Юрійович

Керівники: доц., к.т.н. Попович Т.А.

проф., д.м.н. Ромаскевич Ю.О.

Рецензент: проф., д.т.н. Міщенко Г.В., ХНТУ

ЗМІСТ

ВСТУП	3
РОЗДІЛ 1. Способи очищення водних об’єктів від йонів металевих елементів	6
1.1. Характеристика елементів важких металів та їх вплив на організм людини і стан навколишнього середовища.....	6
1.2. Основні методи видалення йонів важких металів із водних розчинів	12
1.3. Основи адсорбційних методів. Переваги та недоліки традиційних адсорбентів	19
1.4. Рослинні відходи агропромислового комплексу як можливі природні сорбенти.....	24
РОЗДІЛ 2. Видалення йонів Феруму із водних розчинів природними адсорбентами	31
2.1. Методика фотоколориметричного визначення йонів Феруму у водному розчині.....	31
2.2. Методика адсорбційного видалення катіонів металевих елементів з водних розчинів	32
2.3. Результати досліджень та їх аналіз.....	32
ВИСНОВКИ	39
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	41
ДОДАТКИ	
Додаток А. Калібрувальний графік для визначення катіонів Феруму (Ш)	48
Додаток Б. Кодекс академічної доброчесності здобувача вищої освіти ХДУ.....	49

ВСТУП

Актуальність дослідження. Охорона водних об'єктів є важливим національним питанням [39]. Однак через низьку якість очищених вод підприємств та недоочищення каналізаційних стоків відбувається забруднення аквабасейну, в тому числі і пониззі р. Дніпро, зокрема в Херсонській області [40]. Так, за період 2017-2018 років, при здійсненні екологічного державного контролю [17, 37] в Херсонській області серед перевірених скидів стічних вод фіксуються перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) вмісту фенолу, ХСК, нітратів, а також і йонів важких металів, таких як, Феруму (Fe^{2+} , Fe^{3+}), Ніколу (Ni^{2+}), Купруму (Cu^{2+}), Хрому (Cr^{3+} , Cr^{6+}) та Цинку (Zn^{2+}). Зазначені полютанти через незадовільний стан функціонуючих очисних споруд транзитом надходять з Каховського водосховища, Каланчацьких та Херсонських міських каналізаційних систем в пониззя Дніпра. Серед зазначених полютантів особливо небезпечним є катіони важких металів які чинять негативний вплив на флору і фауну, а також призводять до важких захворювань у людини [2]. Все це вимагає розробки та впровадження ефективних та недорогих технологій очищення стічних вод, до яких можна віднести адсорбційний метод. Але адсорбенти, такі як, активоване вугілля, алюмогель, силікагель, синтетичні цеоліти, які традиційно використовуються в процесах очистки на різних виробництвах, мають зазвичай високу вартість, витрачаються у великих кількостях і потребують регенерації [12]. Тому, **актуальним** на сьогоднішній час є пошук шляхів оптимізації адсорбційного вилучення йонів важких металів із водних об'єктів з можливістю використання більш дешевих адсорбентів, в якості яких можуть бути застосовані відходи агропромислового комплексу.

Мета дослідження – поліпшення екологічного стану водного середовища шляхом вилучення з водних розчинів йонів металевих елементів адсорбційним методом.

Завдання дослідження:

1. Провести літературний огляд стосовно питання впливу йонів металевих елементів, зокрема важких металів, на здоров'я людини та навколишнє середовище.

2. Охарактеризувати основні способи очистки водних об'єктів від йонів важких металів.

3. Розглянути асортимент адсорбентів, які традиційно використовуються в адсорбційних методах очищення та з'ясувати, які відходи агропромислового комплексу можуть слугувати природними сорбентами для вилучення йонів важких металів із водних об'єктів.

4. Опанувати методику фотоколориметричного визначення йонів Феруму у водних розчинах.

5. Дослідити можливість видалення йонів Феруму з водного середовища за допомогою адсорбентів, які є відходами агропромислового комплексу – лушпиння соняшника та лушпиння пшениці.

Об'єкт дослідження – водні об'єкти, забруднені йонами металевих елементів.

Предмет дослідження – адсорбційні методи видалення йонів металевих елементів з водних об'єктів.

Методи дослідження: загальнонаукові – синтез, аналіз, узагальнення; метод кількісного аналізу – фотоколориметричний метод визначення йонів Феруму з тіоціанатом у водних розчинах.

Практичне значення: запропоновані адсорбенти, які є відходами агропромислового комплексу, можуть бути використані для процесів адсорбційної очистки водних об'єктів від таких полютантів, як йони металевих елементів. Використання відходів агропромислового

комплексу в якості природних адсорбентів надасть змогу зменшити антропогенний тиск на навколишнє середовище.

Структура кваліфікаційної роботи: робота складається зі вступу, двох розділів, висновків, списку використаних джерел і додатків.

РОЗДІЛ 1

СПОСОБИ ОЧИЩЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ВІД ЙОНІВ МЕТАЛЕВИХ ЕЛЕМЕНТІВ

1.1. Характеристика елементів важких металів та їх вплив на організм людини і стан навколишнього середовища

Відомо, що велика група хімічних елементів, прості речовини яких мають густину, що перевищує 5 г/см^3 відноситься до групи елементів важких металів [16]. Одна з особливостей даних елементів – їх токсичність, яка зумовлена передусім такими фізико-хімічними властивостями, як електронна конфігурація, електронегативність, іонізація, величина окисно-відновного потенціалу, спорідненість до окремих хімічних груп, здатністю проникати через клітинну оболонку і утворювати комплекси на поверхні і всередині клітини, а також із структурно-функціональною організацією біологічного об'єкту [31]. Окрім того відзначають неоднакову токсичність катіонів і аніонів одних і тих же елементів [1, 16, 45].

Важкі метали – це елементи періодичної системи з відносно високою атомною масою. Якщо виходити їх цього показника, важкими металами слід вважати 43 елемента періодичної системи з 84-х. Відповідно до класифікації [6], до групи важких металів відносяться елементи з відносною атомною масою більшою за 40, що належать до d-елементів, тому їх хімічна природа, тобто хімічна активність послаблюється зі збільшенням протонного числа атомів елементів. Аналізуючи різні класифікації, можна зробити висновок, що під поняттям «важкі метали» з одного боку розуміють хімічні елементи, що проявляють металічні властивості і мають відносну атомну масу більшу за 40, з іншого – це прості речовини металів, що мають густину більшу за 5 г/см^3 [6].

Поширення в літосфері. Більшість металевих елементів входить до складу різних природних сполук, що називаються мінералами. Наприклад, Ферум міститься в мінералах магнетиті Fe_3O_4 , гематиті Fe_2O_3 , піриті FeS_2 і т.д. Мінерали або суміші їх, придатні для промислового добування металів, називаються рудами. Залежно від того, які сполуки металів входять у руду, розрізняють оксидні (Cu_2O , Fe_2O_3), сульфідні (ZnS , FeS_2), карбонатні (FeCO_3 , MgCO_3), сульфатні ($\text{KCr}(\text{SO}_4)_2 \times 12\text{H}_2\text{O}$), силікатні та інші руди. Рудами є й суміші самородного металу або його сполуки з різними силікатами. Домішки, що супроводжують метал або його сполуку у руді, називають порожньою породою. Склад природних сполук металевих елементів залежить від реакційної здатності металу, загального поширення, хімічної активності та розчинності відповідних його сполук. Також поширенні в природі деякі метали у вигляді мінералів, які мають дуже велике практичне значення і застосовуються для різних потреб. Наприклад такими речовинами можуть бути хлориди калію та натрію, рубін, вапняк, пірит, гіпс, тощо. Здебільшого ж багаті на той чи інший метал руди використовуються як вихідні матеріали для виготовлення відповідних металів [8, 18].

Поширення в атмосфері. Штучне (антропогенне) забруднення атмосфери атомами металевих елементів відбувається внаслідок зміни її складу та властивостей під впливом діяльності людини. Підприємства чорної металургії є джерелом забруднення довкілля. Вони викидають в атмосферу багато кіптяви, пилу, сажі, частинок важких металів (Плюмбум, Кадмій, Меркурій, Купрум, Нікол, Цинк, Хром). Дані речовини практично стали постійними компонентами повітря дуже розвинутих промислових центрів. Особливо в даний час стоїть проблема забруднення повітря такою речовиною як Рб [27].

Поширення в гідросфері. У водних середовищах важкі метали можуть бути представлені вільними йонами й розчинними

комплексними сполуками з органічними і неорганічними лігандами. Наприклад: значні кількості йонів Феруму надходять зі стічними водами підприємств різних галузей текстильної, металургійної, лакофарбової промисловості та з сільськогосподарськими стоками. Фазові рівноваги між формами сполук Феруму у розчинах залежать від хімічного складу води, температури, рН середовища. Основною формою перебування йонів Fe^{3+} у водах є комплексні сполуки, наприклад з гумусовими речовинами. При $\text{pH}=8,0$ основною формою знаходження йонів тривалентного Феруму в розчинах є $\text{Fe}(\text{OH})_3$ [6].

Сполуки Кадмію виносяться в поверхневі води зі стічними водами гірничо-збагачувальних комбінатів, свинцево-цинкових заводів, різних хімічних підприємств, гальванічного виробництва, а також із шахтними водами. Розчинені форми Кадмію в стічних водах представлені головним чином мінеральними комплексами.

Значні кількості Хрому(VI) надходять з операцій пасивування, з промивних ванн хромування та хроматування, при травленні міді та латуні, анодування алюмінію та у випадку аварійного скиду хромування. Сполуки Cr(III) зустрічаються в стічних водах гальванотехніки та є продуктом відновлення Cr(VI) йонами Fe(II) чи органічними відновниками або при травленні міді. За наявності йонів Cl^- , SO_4^{2-} , CH_3COO^- , які є компонентами вод що скидаються з підприємств, внаслідок процесів пасивування чи хромування, йони Cr^{6+} та Cr^{3+} утворюють комплексні сполуки які є багатоядерними, вони відзначаються реакційною здатністю яка є понижена. З підвищенням концентрації усі форми координаційних взаємодій посилюються, тому швидкість та ефективна здатність вилучення хрому зі стічних вод зменшується, через що дуже важко передбачити оптимальні умови обробки даної стічної води та перебіг реакції [1, 26].

Якщо ж розглядати дію поллютантів на організм людини та на природу, насамперед, становлять інтерес ті важкі метали, які найбільше

широко використовуються у виробництві, а також ті які становлять серйозну небезпеку, тому що вони є найбільш активні та найбільш токсичні.

Серед них, наприклад, *Ферум*. Важливим фактором міграції і перерозподілу Феруму в природі є біомаса Землі, в складі якої міститься до 10 млрд. т цього елемента. Деякі складові харчових ланцюгів активно накопичують Ферум. Зокрема, накопичення Феруму та інтенсивність накопичення залежить від пори року. В організмі синьозелених водоростей вміст Феруму може складати до $113 \cdot 10^{-2}$ % сухої маси. Завдяки діяльності залізобактерій, Ферум у водоймах не розсіюється, а швидко окислюється і концентрується у донних відкладеннях. Тваринні організми акумулюють Ферум в менших кількостях, ніж рослини [9, 24]. Узагальнення літературних даних з цього питання показує, що в організмі тварин метали впливають на функціонування багатьох життєвоважливих органів, тканин і структур. Ці токсиканти змінюють функцію крові, серця водних тварин, вражають зябра риб. По ланцюгу дана риба може потрапити до організму людини, і тим самим викликати захворювання кровоносної системи [9].

Вміст Феруму у воді значно знижує органолептичні властивості води, додавши їй неприємний липкий смак і зробивши воду непридатною для технічних цілей. При потрапленні в організм людини з водою і їжею негативним наслідком може бути цироз печінки та захворювання кровоносної системи [4].

Кадмій є ліофільним і халькофільним елементом. За будь-якого рН Кадмій гідролізується. У питній воді для споживання рівень Кадмію зазвичай нижчий за 1 мкг/дм^3 . В Україні встановлена ГДК Кадмію $0,001 \text{ мг/дм}^3$. Всесвітня організація охорони здоров'я для питних вод встановила норму $0,003 \text{ мг/дм}^3$. Середньодобове надходження Кадмію в організм людини становить 10-35 мкг. Найбільше Кадмію надходить в організм людини під час паління. Міжнародна асоціація вивчення раку

відносить Кадмій до канцерогенів саме в разі інгаляційного надходження. Кадмій має токсичні і кумулятивні властивості. Метал викликає хворобу ітай-ітай, що проявляється в розм'якшенні кісток, кальцифікації і піелонефриті нирок. Оскільки Кадмій накопичується в організмі і має тривалий період напіввиведення (10-30 pp.), вживання зараженої води та продуктів протягом тривалого часу може призвести до тих чи інших форм кадмієвої інтоксикації [2]. Про велику небезпеку внаслідок забруднення довкілля Кадмієм свідчить масова інтоксикація ним жителів басейну річки Дзинцу у Японії. Вміст Кадмію у річці при кількісному аналізі досягав 1000 мг/дм^3 . Максимально допустимий вміст Кадмію в організмі дорослої людини становить 500 мг за тиждень. ГДК Cd у повітрі $0,1 \text{ мкг/дм}^3$ та 1 мкг/дм^3 у воді. Великі дози вітаміну Д діють як антидот при отруєнні Кадмієм [39].

Хром. При отруєнні Хромом інтоксикація супроводжується схудненням, головним болем, враженням нирок. При вдиханні повітря в якому міститься Хром відбувається запалення верхніх дихальних шляхів, також порушується серцево-судинна діяльність.

Меркурій. Хлориди, сульфід, оксиди Меркурію застосовуються для виробництва синтетичних полімерів як каталізatori. Ртуть широко використовують у термометрах, барометрах, манометрах, ліквідація яких є головним джерелом надходження ртуті у довкілля. Ртуть та сполуки Меркурію надзвичайно токсичні для людини, вони акумулюються в нирках, печінці, головному мозку. Основний орган, тобто мішень для неорганічної ртуті – нирки. Метилртуть вражає переважно центральну нервову систему. Летальна доза ртуті в разі споживання з питною водою становить 75–300 мг/д. Симптоми ртутної інтоксикації – атаксія, пригнічення периферійного сприйняття і рефлекса кінцівок [2, 39].

Плюмбум. Плюмбум – промислова отрута. ГДК Плюмбуму становить – $0,03 \text{ мг/дм}^3$. Свинець вражає нервову систему, кістковий

мозок і кров, судини, генетичний апарат клітини, впливає на синтез білка і проявляє гонадотоксичну і ембріотоксичну дію [2].

Купрум. Одним з незамінних та важливих елементів для організму людини є Купрум. У деяких випадках дефіцит Купруму за симптомами подібний до хронічної її інтоксикації. Купрум малотоксичний для людини, не має кумулятивних властивостей. Зазвичай швидкість поглинання, утримання і виведення Купруму не призводить до підвищеного його вмісту в організмі. Однак при хворобах, що викликають порушення цього механізму, тривала абсорбція Купруму може викликати цироз печінки. Є відомості про вплив Купруму на метаболізм штучно вигодованих новонароджених. Зафіксовані гострі отруєння людей у разі вживання з питною водою Купруму у дозах 0,14 мг/кг і вище. Канцерогенні і мутагенні властивості даного елемента не встановлені [2].

Однак Купрум гостротоксичний для більшості прісних безхребетних. Тому ГДК питної води (європейський стандарт – 0,05, США і СНД – 1,0, ВОЗ – 2,0 мг/дм³) вища, ніж рибогосподарська ГДК – 0,01 мг/дм³ [2].

Актуальною є проблема Стронцію-90, що використовується для атомних електричних батарей як джерело енергії. Його висока міграційна спроможність зумовила радіоактивне забруднення ґрунтів, вод і продуктів харчування людини. Підземні сульфатні води порівняно бідні Стронцієм унаслідок його низької розчинності. Гідрокарбонатні води відносно збагачені цим елементом. Найбільш сприятливі умови створюються в хлоридних водах, де немає осадів цього металу. Надлишок Стронцію в організмі людини призводить до враження кісткової тканини, печінки і крові. Є дані про зобогенний ефект даного металевого елемента і його дію як нервової і мускульної отрути. Радіоактивний ізотоп Стронцію-90 через біохімічну спорідненість з Кальцієм він накопичується у кістковій тканині і замі. Це призводить до

тривалого локального променевого впливу на навколишні клітини, викликає їх переродження у злоякісну форму з наступними тканиними змінами та ураженням цілих органів і систем [2, 20].

1.2. Основні методи видалення йонів важких металів із водних розчинів

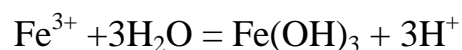
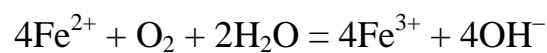
Загальними способами очистки стічних вод від забруднювачів є механічні, фізико-хімічні, хімічні, біологічні. Оскільки йони важких металів утворюють молекулярні розчини і за фазово-дисперсним станом відносяться до гомогенних систем, то вилучення даних домішок можливо лише за допомогою хімічних та фізико-хімічних способів очищення [28]. Тому надалі розглянемо методи хімічного та фізико-хімічного типу:

Хімічні методи.

Метод окиснення.

Для очищення водних об'єктів широкого використання набули такі окисники як: хлор, калій перманганат, гідроген пероксид, кисень повітря та ін. В процесі окислення токсичні забруднення, що містяться у водних об'єктах, в результаті хімічних реакцій переходять в менш токсичні, які надалі видаляють з води. Активність речовини, як окисника, визначається за величиною окисно-відновного потенціалу [8].

Наприклад, для зв'язування йонів Феруму (II) в процесах очистки водних об'єктів застосовують кисень:



Озонуванням можна проводити очищенням від фенолів, йонів важких металів, нафтопродуктів, сполук Арсену, поверхнево-активних речовин, барвників.

Метод відновлення.

Для очищення водних об'єктів методи відновлення застосовують для видалення з них сполук Меркурію, Хрому та ін.

В процесі очищення неорганічні сполуки Меркурію відновлюють до металеві ртуті, яку відокремлюють від води відстоюванням, фільтруванням або флотацією. Для відновлення Меркурію та його сполук застосовують Ферум (II) сульфід, натрій гідрогенсульфіт, гідразин.

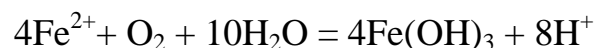
Стічні води які містять шестивалентний Хром, використовують метод який заснований на відновленні Хрому до тривалентного з подальшим осадженням в лужному середовищі у вигляді гідроксиду [8]. Як відновники використовують активоване вугілля, Ферум (II) сульфат, водень, відходи органічних речовин.

Реагентний метод.

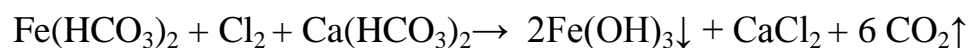
Для видалення із водних об'єктів сполук Меркурію, Хрому, Кадмію, Цинку, Плюмбуму, Купруму, Ніколу та інших речовин найбільш поширеним є реагентний метод очищення. Сутність методу полягає в перетворенні розчинних у воді речовин в нерозчинні при додаванні різних реагентів з наступним відділенням їх від води у вигляді осадів.

В якості реагентів для видалення із стічних вод йонів важких металів використовують гідроксиди кальцію і натрію, натрій карбонат, різні відходи.

Для очищення від солей Феруму (II) застосовують аерацію, в процесі якої відбувається окислення двовалентного Феруму в тривалентне:



При високому вмісту Феруму у воді використовують хлор. При взаємодії сполук Феруму з хлором протікає реакція:



Фізико-хімічні методи.

До фізико-хімічних методів очистки стічних вод від йонів важких металів належить екстракція, адсорбція, флотація, коагуляція. Крім того, ці методи використовуються для видалення із водних об'єктів завислих речовин (твердих і рідких), розчинів газів. Здебільшого такі методи є відносно ефективними і не дорогими [8, 12].

Метод флотації.

Флотація – процес молекулярного прилипання частинок флотаційного матеріалу до поверхні розділу газ-рідина, обумовлений поверхневим явищем змочування та надлишком вільної енергії поверхневих прикордонних шарів [8]. Флотацію використовують для видалення зі стічних вод нерозчинних дисперсійних домішок, які мимовільно погано відстоюються, а також для видалення розчинених речовин, наприклад, поверхнево-активних речовин. Флотацію застосовують для очищення стічних вод целюлозно-паперового виробництва, нафтопереробних, хімічних, харчових, шкіряних виробництв, а також при виробництві штучного волокна. Флотацію використовують також для виділення активного мулу після біохімічної очистки [8].

Перевагами флотації є безперервність процесу, широкий діапазон застосування, невисокі капітальні та експлуатаційні витрати, проста апаратура, селективність видалення домішок, велика швидкість процесу в порівнянні з відстоюванням, можливість отримання шламу більш низької вологості, висока ступінь очищення (95-98%), можливість рекуперації видалених речовин [8].

Метод коагуляції.

Коагуляція – це процес укрупнення дисперсних частинок в результаті їх взаємодії і об'єднання в агрегати. При очищенні водних об'єктів даний процес застосовують для прискорення процесу осадження тонкодисперсних домішок і емульгованих речовин.

Коагуляція найбільш ефективна для видалення з водних об'єктів колоїдно-дисперсних частинок, тобто частинок розміром 1-100 мкм [8].

Коагуляція може відбуватися мимовільно або під впливом хімічних і фізичних процесів. В процесі очищення стічних вод коагуляція забруднюючих речовин відбувається під впливом додавання до них спеціальних речовин які називаються – коагулянти. Коагулянти у воді утворюють гідроксиди металів у вигляді пластівців, які дуже швидко осідають під дією сили тяжіння. Пластівці можуть вловлювати колоїдні і зважені частинки і агрегувати їх. Так як колоїдні частинки мають слабкий негативний заряд, а пластівці коагулянтів – слабкий позитивний заряд, то між ними виникає взаємне тяжіння [12].

Флокуляція – це процес агрегації зважених часток при додаванні у воду високомолекулярних сполук, які називаються флокулянтами. При флокуляції у порівнянні з методом коагуляції агрегація частинок відбувається не тільки при безпосередньому контакті, але і в результаті взаємодії молекул адсорбованого на частинках флокулянта. Для підвищення процесу утворення пластівців гідроксидів Алюмінію і Феруму використовують флокуляцію, щоб підвищити швидкість їх осадження. Використання флокулянтів дозволяє знизити дози коагулянтів, а також зменшити час процесу коагуляції і підвищити швидкість осадження утворених пластівців.

З метою очищення водних об'єктів використовують природні і синтетичні флокулянти. До природних флокулянтів відносяться крохмаль, целюлози і ін. Найбільш поширеним неорганічним флокулянтом є активний силіцій оксид ($x\text{SiO}_2 \cdot y\text{H}_2\text{O}$). Серед синтетичних органічних флокулянтів найбільш широко використовується поліакриламід. Підбираючи склад і дози флокулянта, слід враховувати характер макромолекул та природу диспергованих частинок. Для очищення стічних вод оптимальна доза становить в межах $0,4-1 \text{ г/м}^3$ [12].

Метод екстракції.

Рідинну екстракцію використовують для очищення стічних вод, що містять феноли, органічні кислоти або йони металів. Доцільність використання екстракції визначається концентрацією органічних домішок. Для кожної речовини існує концентраційна межа рентабельності вилучення його з стічних вод. Очищення стічних вод екстракцією складається з трьох стадій [8]. Перша стадія – змішування стічної води з екстрагентом (органічним розчинником). При цьому утворюються дві рідкі фази. В першій фазі міститься два компоненти – речовина, яку потрібно екстрагувати та екстрагент; друга фаза – рафінат містить стічну воду і екстрагент. Друга стадія – поділ екстракту і рафінату; третя стадія – регенерація екстрагента з екстракту і рафінату. При виборі розчинника слід враховувати вартість, можливі способи регенерації, його фізичні та хімічні властивості, і головне – селективність [8].

Метод зворотного осмосу та ультрафільтрації.

Зворотним осмосом і ультрафільтрацією називають процеси фільтрування розчинів під тиском, що перевищує осмотичний тиск, через напівпроникні мембрани, які вибірково пропускають розчинник і повністю або частково затримують молекули розчинених у них речовин [22]. В основі цих способів лежить явище осмосу – мимовільного переходу розчинника (води) в розчин через напівпроникну мембрану. Тиск π в розчині, що змушує розчинник переходити через мембрану, називають осмотичним. Створивши над розчином тиск p_1 , рівний осмотичному, осмос припиняється і настає стан рівноваги. Якщо ж над розчином створити надлишковий тиск p_2 , що перевищує осмотичний тиск π на величину Δp , то перехід розчинника буде здійснюватися у зворотному напрямку і тоді процес називають зворотним осмосом [34].

Метод йонного обміну.

Йонний обмін, або йонообмінна сорбція – різновид хемосорбції, яка полягає в оборотній хімічній реакції обміну між йонами, що знаходяться в розчині, і йонами твердої фази – йоніту [13]. Йонний обмін застосовують для вилучення і утилізації цінних домішок, що знаходяться в низьких концентраціях, а також тонкого очищення стічних вод з наступним її використанням в технологічних процесах або в системах оборотного водопостачання [34]. В якості йонітів застосовують органічні і неорганічні речовини, які практично нерозчинні у воді і більшості розчинників. Йоніт – тривимірний каркас (матриця), в вузлах якого знаходяться нерухомі йонні групи (йоногенні групи або фіксовані йони). Заряд фіксованих іонів матриці компенсується зарядом рухомих іонних груп (активні йони). Залежно від заряду йонів іоніти поділяються на три класи:

- катіоніти, в яких фіксовані йони заряджені негативно, а протийон – позитивно;
- аніоніти, в яких фіксовані йони заряджені позитивно, а протийон – негативно;
- амфоліти, що містять протийони різних зарядів і виступають в ролі катіонітів і аніонітів.

Ефективність йонного обміну визначається трьома основними властивостями іоніту. По перше, це набухання – здатність іоніту при контакті зі стічною водою поглинати деяку кількість води, збільшуючись в обсязі до певної межі. Набухання іонітів дуже часто впливає на повноту обміну йонів та їх швидкість, а також на селективність іоніту. По друге, це селективність – здатність іоніту поглинати зі стічної води певного типу іони. По третє, це сорбційна здатність – властивість іоніту поглинати з стічної води певну кількість іонів [34].

Метод адсорбції.

Адсорбція дуже широко використовується як стадія доочистки, після біологічної чи механічної очистки води, для ретельної очистки стічних вод від політантів різної хімічної природи [8]. Адсорбцію використовують для адсорбування водних об'єктів від ароматичних нітросполук, пестицидів, фенолів, гербіцидів та йонів важких металів.

Перевагою методу адсорбції є висока ефективність вилучення речовин, можливість очищення стічних вод, що містять декілька речовин, а також рекуперація вилучених речовин.

Адсорбційна очистка вод може бути як деструктивною, при якій витягнуті з стічних вод речовини знищуються разом з адсорбентом так і регенеративною, тобто з витяганням речовини з адсорбенту і його утилізацією. Ефективність адсорбційного очищення досягає 75-95% і залежить від хімічної природи адсорбенту, величини адсорбційної поверхні, від хімічної будови забруднюючої речовини і її стану в розчині.

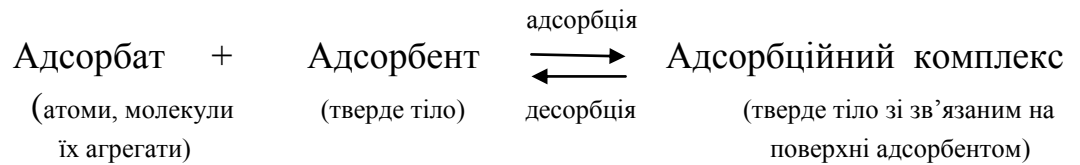
В якості сорбентів традиційно використовують активоване вугілля різних марок [5], синтетичні сорбенти і деякі відходи виробництва (золу, шлаки, тирса) [42]. Найбільш універсальними з адсорбентів є активоване вугілля, яке має свої специфічні властивості. Активоване вугілля повинно практично не взаємодіяти з молекулами води і добре взаємодіяти з органічними речовинами, бути відносно багатопористим, для того щоб поверхня була доступна для органічних молекул. При малому часу контакту з водою сорбенти повинні мати високу адсорбційну ємність, високу селективність і малу утримуючу здатність при регенерації [8].

Отже, якщо проаналізувати всі існуючі методи, які використовуються для очистки водних об'єктів, то досить ефективними і економічно доцільними є адсорбційні методи, так як вони мають високу ефективність вилучення речовин, можливість очистки від декількох компонентів одночасно та можливість рекуперації речовин.

1.3. Основи адсорбційних методів. Переваги та недоліки традиційних адсорбентів

Адсорбція – це накопичення однієї речовини на поверхні іншої. Речовина, на поверхні якої відбувається адсорбція, називається адсорбентом, а речовина, що накопичується – адсорбтивом.

Процес адсорбції описується схемою:



Адсорбтивами можуть бути молекули або іони, тому розрізняють молекулярну та іонну адсорбцію. Адсорбція, при хімічній взаємодії адсорбенту з адсорбтивом, називається хемосорбцією. Адсорбція є оборотним процесом. Процес, який є зворотнім адсорбції називається десорбцією. Кількісно адсорбцію виражають величиною різниці числа ммоль адсорбтива в об'ємі поверхневого шару площею 1 см^2 і числа його моль у тому ж об'ємі всередині адсорбенту ($\Gamma = \text{ммоль/см}^2$) [49].

На поверхні твердих тіл можуть адсорбуватися молекули й йони розчинених речовин, а також газоподібні речовини. Основні положення теорії адсорбції були сформульовані американським вченим Ленгмюром в 1915 році і вони полягали у наступному:

1. Адсорбція обумовлена силами залишкової хімічної валентності. Частинки (атоми, молекули або йони) твердих речовин, присутніх на поверхні, приєднуються до меншої кількості частинок тієї ж речовини, ніж частинок, що знаходяться у внутрішніх шарах. За рахунок зв'язків які не були реалізовані можлива взаємодія з молекулою адсорбтива.

2. Адсорбція відбувається на активних ділянках, які завжди існують на поверхні адсорбенту. Такі центри – це виступи, наявні на

будь-якій гладкій поверхні. Так наприклад тонко відшліфоване дзеркало має виступи до $3 \cdot 10^{-7}$ см на своїй поверхні.

3. Кожен активний центр може зв'язувати лише одну молекулу адсорбтива. З цієї причини розглянуту теорію називають теорією мономолекулярної адсорбції.

4. Адсорбовані молекули втримуються активними центрами лише певний проміжок часу, після чого вони десорбуються і замінюються новими частинками. Результат – динамічна рівновага між вільними та адсорбованими частинками. Величина адсорбції (Γ) залежить від температури, хімічної та фізичної природи адсорбтива та адсорбента, концентрації речовини, яка адсорбується. Оскільки поверхня твердого адсорбенту, як правило невідома, значення Γ зазвичай виражається кількістю молей адсорбтиву на одиницю маси адсорбенту. Залежність кількості адсорбованої речовини з розчину від його концентрації в розчині при постійній температурі називається ізотермою адсорбції. На основі розглянутого Ленгмюр отримав рівняння адсорбційної ізотерми:

$$\Gamma = \Gamma_{\max} C / (C + K)$$

Γ – кількість адсорбованої речовини (моль/г адсорбенту); Γ_{\max} – максимальна адсорбція, коли всі активні центри адсорбенту зайняті адсорбованою речовиною; C – концентрація адсорбтива після встановлення рівноваги; K – коефіцієнт адсорбції [47].

Якщо $\Gamma = \Gamma_{\max} / 2$, то $C = K$, тобто величина K чисельно дорівнює концентрації, при якій адсорбція становить половину від максимально можливої. Коефіцієнт адсорбції залежить від природи адсорбенту й адсорбтива. При низьких концентраціях адсорбованих речовин величиною C у знаменнику рівняння ізотерми можна зневажити, так як $C \ll K$. Тоді $\Gamma = (\Gamma_{\max} C) / 2K$, тобто кількість адсорбованої речовини прямо пропорційно її концентрації. Якщо ж концентрація речовини, що адсорбується, більша, то в знаменнику можна зневажити величиною K , так як $C \gg K$ і тоді $\Gamma = \Gamma_{\max}$ [21].

Часто адсорбуєма речовина зв'язується з адсорбентом і це не закінчується після мономолекулярного шару який утворився, а триває далі, тобто відбувається полімолекулярна адсорбція. У цьому випадку адсорбційні сили діють на відносно великих відстанях й тому можна говорити про те що на поверхні адсорбенту має місце адсорбційний об'єм, утворений молекулами адсорбтива. Дія адсорбційних сил зменшується по мірі віддалення від поверхні й на деякій відстані практично дорівнює нулю [49].

Принципова відмінність між явищами адсорбції, що виникають у мікропорах та на поверхні перехідних пор або непористих адсорбентів, потребує різних теоретичних підходів в їх описі та інтерпретації. Всі теорії фізичної адсорбції, незважаючи на їх очевидні фізичні відмінності, походять від одного фізичного механізму. Він зводиться до геометричної поверхні фазового перерізу, на якій відбувається адсорбція з утворенням одного або декількох послідовних адсорбційних шарів [21, 51].

Уявлення про мікропори в твердому тілі, що за розмірами можуть співставлятись із адсорбованими молекулами, дозволяє стверджувати, що за адсорбційною взаємодією будь-якої природи (під дією електростатичних, дисперсійних або інших сил), які зумовлюють фізичну адсорбцію, у всьому просторі мікропор проявляється адсорбційне поле, що створюється твердим тілом. Обмежений адсорбційний простір мікропор унеможлиблює формування адсорбційних шарів у мікропорах молекулярних розмірів. Адсорбція в мікропорах характеризується об'ємним заповненням адсорбційного простору.

Більшість мінералів, а також багато синтетичних неорганічних матеріалів можуть вважатися адсорбентами. А деякі неорганічні тверді матеріали, які часто зараховують до адсорбентів, в дійсності ведуть себе не тільки як адсорбенти. У них рідина проникає всередину частинок, а

не просто утримується на поверхні пор. До таких речовин відносяться кальцій хлорид, оксиди кальцію, магнію і цинку, кальцій сульфат, магній силікат [50]. Деякі з подібних мало використовуються в безводному вигляді, інші – в гідратованих формах [34].

Розглянемо адсорбенти загального призначення, а також ті, які використовуються для очистки водних розчинів від йонів важких металів.

Активоване вугілля. Відноситься до однієї з безлічі різновидів вуглецевих матеріалів, властивості та характеристики яких сильно різняться, що робить практично неможливим класифікацію таких продуктів на основі інформації про їх хімічний склад. Відмінність таких характеристик і властивостей активованого вугілля в першу чергу пояснюється будовою вуглецевого скелета який має свої особливості, тобто співвідношенням у ньому матеріалу на основі вуглецю та його поруватості. Така просторова будова вуглецевого скелета у вугіллі має вирішальне значення. Тому такий науковий інтерес зумовлений до еволюції уявлень про будову активованого вугілля та отримання усіх відповідей на питання: що собою являє активований Карбон; як він впливає на природу вихідної сировини та умови її переробки, на активність і механічні властивості вугілля, якою технологією можна отримувати вугілля з такими властивостями [21, 43].

Наразі точка зору про будову активованого вугілля полягає в тому, що воно приблизно на $2/3$ складається з Карбону впорядкованого і на $1/3$ – з неупорядкованого [21]. Впорядкований Карбон представлений графітоподібними молекулами циклічно полімеризованого Карбону, паралельно вкладеними, але безладно орієнтованими одна до одної.

Порівняно високий ступінь карбонізації в таких формаціях, можливість оцінювати їх геометричні розміри методом РСА, що дозволяє їх класифікувати як елементи кристалічної структури активованого вугілля, що називають «кристалітами». Макромолекули

складаються з однорідної внутрішньої структури які з'єднані між собою бічними радикалами різної форми. До невпорядкованої структури карбонізованих речовин разом із Карбоном входять атоми елементів Оксиген і Нітроген. Таким чином, активоване вугілля можна віднести до речовин, структурні елементи яких представляють собою пласкі шари ароматичного Карбону (макромолекули) з бічними радикалами різної хімічної природи. Каркас полімеру карбоновмісної речовини, утворений, в основному, оксигеновими та карбоновими зв'язками між радикалами. Атоми, які входять до складу вуглецевих шарів і бічних радикалів, різняться за валентним станом. Співвідношення між невпорядкованим карбоном який розташований у бічних радикалах і структурними складовими в макромолекулі вугілля, укладеними в ароматичні шари, і визначає фізико-хімічні властивості вугілля, в тому числі механічну міцність та реакційну здатність активованого вугілля. Параметри та лінійні розміри первинної структури активованого Карбону можна визначити молекулярною будовою та елементарним складом вихідного органічного матеріалу, первинною хімічною обробкою, методом термообробки та активування. Якщо брати параметри первинної поруватої структури то вони не є показниками, що визначають якість вугілля. Міцність і активованість активованого вугілля залежать не тільки від розмірів кристалітів, але і від їх взаємного розташування один по відношенню до одного, характеру зв'язку кристалітів між собою у часточці вугілля, взаємного розташування цих часточок, що утворюють вторинну поруватість. Якість активованого вугілля визначається як умовами його переробки так і видом вихідної сировини. На жаль, дослідження процесів, які відбуваються при різних етапах перетворення карбоновмісної сировини в активованому вугілля, дуже обмежене. Така обмеженість зумовлює відсутність можливості отримання швидкої та об'єктивної інформації про зміну вихідних вуглецевих матеріалів та його характеристик у процесі термообробки з використанням методів

хімічного аналізу летких виділень і твердого залишку, і досліджень поруватої структури [21].

Цеоліти. Цеоліти синтезують з різних природних та синтетичних кремній та алюмінійвмісних матеріалів. З природного йорданського каолініту (гідроксосодаліту) синтезують Na-цеоліт гідротермічним методом з використання розчинів NaOH за 100°C на протязі 20 год. При спіканні природного йорданського каолініту за 650°C одержували металокаолініти [43].

В якості адсорбентів цеоліти застосовуються для вилучення кисню з повітря, парафінів нормальної будови з бензілолегроїнової фракції, п-ксилолу з сумішей ізомерних ксилолів. При застосуванні цеолітів для розділень в газовій фазі зазвичай необхідні більш жорсткі умови, ніж у випадку застосування силікагелю або алюміній оксиду. Наприклад, може знадобитися їх попередня витримка при 3000 °C в глибокому вакуумі або при продуванні інертного газу [25].

Силікагельні (SiO₂) адсорбенти застосовуються в декількох формах, які включають різні види самого силікагелю, пористе бор силікатне скло або аерогелі (порівняно нові матеріали з надзвичайно високою пористістю) [19]. Зазвичай частинки SiO₂ безбарвні або слабо забарвленні, прозорі або напівпрозорі. Але деякі марки силікагелю виробляються з домішками алюміній оксиду та тому мають вигляд непрозорих білих або жовтуватих порошоків [25].

1.4. Рослинні відходи агропромислового комплексу як можливі природні адсорбенти

Сільське господарство, харчова та переробна промисловість, які є найрозвиненішими галузями матеріального виробництва України, в той же час є також одними з найбільших джерел утворення великих об'ємів твердих відходів [33].

Так при проведенні аналізу офіційних статистичних даних з вирощування основних сільськогосподарських культур в Україні за період 2015-2019 рр. [11], було з'ясовано, що в нашій країні посівні землі найбільше зайняті під вирощування п'яти основних культур: пшениці (6,6 млн. га), соняшника (6,2 млн. га), рису (1 млн. га), кукурудзи (4,6 млн. га) та цукрового буряка (2,5 млн. га), що дозволило оцінити динаміку утворення органічних відходів рослинного походження за вказаний період та з'ясувати шляхи їх утилізації (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

Рослинні відходи сільського господарства в Україні

№ п/п	Культура	Відходи	Використання
1	Кукурудза	Стебло та стрижні	Збір подрібнених пожнивних залишків не виконується.
2	Соняшник	Стебла, кошики	Лушпиння для виготовлення брикетів або гранул для палива. Шкаралупа соняшнику і солома як середовище для вирощування грибів.
3	Пшениця	Солома зернових культур, лушпиння	Виготовлення з соломи певних видів твердого палива. Лушпиння не використовується.
4	Рис	Солома, лушпиння	Використання соломи при виготовленні пристроїв теплоізоляції, при настилці полів у будівлях, у виробництві асбестоцементних виробів, для виробництва целюлози та лігніну, як активна мінеральна добавка при виробництві пеннозолобетону та стенових керамічних матеріалів; при спалюванні соломи одержують електричну і теплову енергію.

5	Цукровий буряк	Буряковий жом, буряковий бій, хвостики буряка.	Переробка в харчовій промисловості для одержання одного з найдешевших джерел кормового білка; сировина для виробництва препаратів медичного спрямування, спирту кормових добавок.
---	----------------	--	---

Так, незерновою частиною врожаю *кукурудзи* є головним чином стебло та стрижні. Солома зернових культур як і стебла кукурудзи, в Україні відносяться до грубих кормів для худоби. Зараз в нашій країні найбільш розповсюдженою технологією збору кукурудзи є технологія, яка передбачає обмолот качанів в полі, подрібнення їх та розкидання по полю стрижнів та листостеблової маси. Збір поживних залишків які є подрібненими не виконується [47].

Стосовно іншої сільськогосподарської культури – *соняшника*, то його збирають зернозбиральними комбайнами, обладнаними жатками. Якщо агрегат комбайна оснащений подрібнювачем, то він зрізає рослини соняшника, обмолочує кошики, збирає насіння в бункер, а подрібнені обмолочені кошики зі стеблами розкидаються на полі, або можуть додатково збиратися у причіп. Зараз в Україні немає прикладів використання поживних решток соняшника які залишаються. Активно утилізується лише лушпиння соняшника для виготовлення брикетів або гранул і використовується як паливо для котлів, що працюють на олійно-екстракційних заводах та інших підприємствах масложирової галузі. Солома і шкаралупа соняшнику останнім часом стала активно використовуватися як середовище для вирощування грибів [44].

При вирощуванні пшениці найбільші об'єми відходів складає солома та лушпиння. Однак спалювання тюків соломи є досить недоцільним через низьку ефективність рослин (солома має низьку щільність і відносно високу вологість) та незручності через великі

розміри. Тому виробництво твердого палива вважається найбільш раціональним.

При вирощуванні *рису* рисову соломку застосовують в будівництві для створення пристроїв теплоізоляції, а також при настилці полів у будівлях, у виробництві асбестоцементних виробів, для виробництва целюлози та лігніну, а при спалюванні соломи одержують електричну і теплову енергію. Рисову соломку також активно використовують в якості активних мінеральних добавок при виробництві пеннозолобетону та стенових керамічних матеріалів [35, 38].

Стосовно відходів *цукрового буряка*, необхідно зауважити, що буряковий жом, буряковий бій, хвостики буряка переробляються в харчовій промисловості і є одними з найдешевших джерел кормового білка, а також є сировиною для виробництва кормових добавок, виготовлення спирту, харчового білка [35].

Серед зазначених сільськогосподарчих рослин значно виділяються відходи соняшника у співвідношенні «маса корисної частини – маса відходів», остання з яких становить досить велику частку – 4-10% від маси насіння. Цей відсоток у значній мірі залежить від способу збирання, технології вирощування, регулювань очистки зернозбиральних комбайнів т. ін. Так, при середньому валовому зборі соняшника в Україні 10,48 млн. т [38], об'єми відходів після очистки товарного соняшника у межах країни, становлять 0,524 млн. т [44].

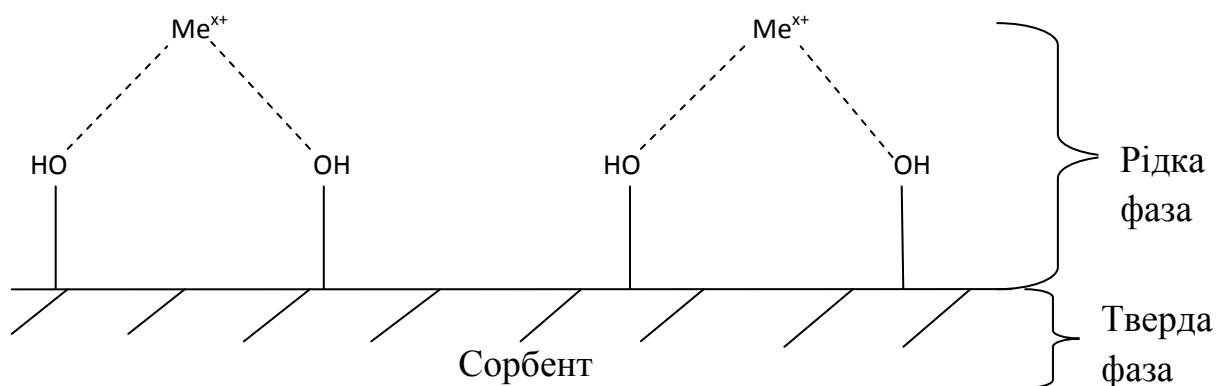
Крім того пшениці в Україні було зібрано рекордних 70 млн т., об'єми відходів становлять 5 млн т [27].

Згідно з світовою практикою проблема утилізації таких відходів має передбачати вторинне їх використання в якості сировини для виробництва широкого спектру матеріалів: добрив, кормів для худоби, палива та продуктів екологічного, медичного та харчового призначення. Одним з шляхів утилізації таких відходів є створення на їх основі

дешевих та ефективних сорбентів медичного або екологічного призначення [11].

За аналізом літературних даних, основними компонентами лушпиння соняшника є целюлоза (32,3%), геміцелюлоза (26,8%), лігнін (28,7%) жирне масло (1,3%), нітроген (1,8%), мінеральні елементи (4,6%), смоли, воскоподібні речовини та ін. (4,5%) [46]. Крім того ІЧ – спектри лушпиння соняшника вказують на наявність таких груп як: ОН-груп, СН-зв'язків в метильних та метиленових групах, карбонільної групи, карбоксилат-йона, NH_3^+ -груп і метоксильної групи [48]. Стосовно хімічного складу лушпиння пшениці можна зазначити такі основні компоненти як: пентозани та геміцелюлози (43-45%), клітковина (18-22%), нітроген (4-5%), а також в невеликій кількості сахариди та ліпіди [7, 10].

Виходячи з зазначеного, серед розглянутих хімічних речовин в складі лушпиння соняшника та пшениці, а також їх функціональних груп можна виділити активні функціональні групи такі як: гідроксильні, карбонільні, і карбоксильні. Дані групи можуть адсорбційно взаємодіяти з катіонами металевих елементів у водному розчині за наступною можливою схемою:



Але, до складу соняшника лушпиння і пшениці входить значна частка речовин таких, як лігнін і целюлоза які визначають механічну

міцність сировини, пористу структуру лушпиння, тому в останні роки дуже широко використовується модифіковані сорбенти на основі відходів біомаси агропромислового комплексу [3, 14].

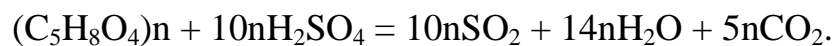
Як відомо з праць [15, 32], отримати модифіковані сорбенти та очистити пори тим самим збільшивши кількість адсорбційних центрів, можливо за рахунок обробки субстратів різними реагентами такі як натрій гідроксидом, розчином формальдегіду, розчинами різних кислот [48].

Після такої обробки крім окиснення полімеру відбувається видалення гідрофобних речовин, що веде до збільшення пористості і гідрофільності сорбенту. При цьому збільшується доступність функціональних груп, що підвищує хемосорбцію і здатність зв'язувати йони важких металів. Тому після комплексної термічної і кислотної модифікації відбувається поліпшення його адсорбційних і хемосорбційних властивостей [36].

Так після обробки екстрактні речовини взаємодіють з сульфатною кислотою в результаті чого утворюється сульфокарбоні кислоти:



Геміцелюлоза в цих же умовах здатна розкладатись з утворенням парів води, оксидів Сульфуру та карбон (IV) оксиду:



Целюлоза під дією сульфатної кислоти обвуглюється за рахунок втрати води і надає адсорбенту вугільноподібний вид [29]. Сульфування ароматичного кільця і гідроліз етерних груп лінгніну приводять до утворення сульфолінгнокислот з рухливим іоном Гідрогену у сульфогруп. Очевидно, що для протікання таких реакцій необхідна підвищена температура. За рахунок виділення газової фази у вигляді SO_2 і CO_2 відбувається поризація сорбенту [54].

Таким чином на основі проведеного літературного аналізу нами обраний адсорбційний метод очищення водних розчинів від поллютантів

так як він є досить ефективний і має можливість вилучати одразу декілька компонентів одночасно, а в якості сорбентів перевага віддана відходам біомаси агропромислового комплексу – це лушпиння соняшника і пшениці. Дані відходи накопичуються в Україні в дуже великих об'ємах, мало переробляються і чинять антропогене навантаження на навколишнє середовище.

РОЗДІЛ 2

ВИДАЛЕННЯ ЙОНІВ ФЕРУМУ ІЗ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ПРИРОДНИМИ АДСОРБЕНТАМИ

2.1. Методика фотоколориметричного визначення йонів Феруму у водному розчині

Дослідження проводили за методикою [53].

Наважку 0,864 г хімічно чистого кристалічного препарату залізоамонійного галуну $\text{Fe}(\text{NH}_4)(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ вносять у мірну колбу на 1000 см^3 , додають 5 см^3 сульфатної кислоти ($\rho=1,84 \text{ г/см}^3$), розчиняють у дистильованій воді і доводять об'єм до 1 дм^3 . В 1 см^3 отриманого розчину міститься $0,1 \text{ мг Fe}^{3+}$ - йонів.

Побудова калібрувального графіка.

Для побудови калібрувального графіка у мірні колби на 50 см^3 піпеткою вносять послідовно $0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0; 5,0 \text{ см}^3$ стандартного розчину солі Феруму, у кожену колбу додають по 1 см^3 розведеної (1:1) нітратної кислоти і по $5,0 \text{ см}^3$ розчину калій чи амоній тіоціанату ($w=20\%$). Дистильованою водою доводять об'єм до риски, перемішують і зразу ж колориметрують у кюветах з $\ell=10 \text{ мм}$ із світлофільтром $\lambda=500 \text{ нм}$ (синій світлофільтр).

За значенням оптичної густини A будують калібрувальний графік, відкладаючи на осі абсцис значення концентрації Fe^{3+} , а на осі ординат – величину A . Вміст Феруму в досліджуваній воді в мг/дм^3 обчислюють за формулою:

$$c_x = \frac{a \cdot 1000}{V \cdot M(1/1 \text{ Fe}^{3+})}$$

a – маса Fe^{3+} - йонів, знайдена за калібрувальним графіком, мг;

V – об'єм проби води, см^3 .

2.2. Методика адсорбційного видалення катіонів металевих елементів з водних розчинів

Сорбційне очищення водних об'єктів проводили за методикою [23], використовуючи при цьому наступне обладнання та реактиви: апарат – електрична мішалка; КФК-3 №9002933; піпетки на 2 см³, 5 см³ і 10 см³; мірні колби на 50 см³ – 9 шт.; мірна колба на 500 см³; стакан на 100 см³ – 2 шт.; конічні колби на 200 см³ – 9 шт.

Послідовність виконання операцій.

1. Приготувати методом розведення 6-8 розчинів, що містять досліджувані катіонів різної концентрації в об'ємі 50 см³ із основного розчину.

2. У кожний із приготовлених розчинів додати наважки адсорбентів.

3. На протязі визначеного часу перемішувати приготовлені розчини з адсорбентом на відповідному пристрої.

4. Після завершення адсорбції відфільтрувати розчин від адсорбенту, додати до фільтрату реагенти, які вказані у методиці, виміряти оптичну густину і встановити концентрацію катіонів за побудованим калібрувальним графіком.

2.3. Результати дослідження та їх аналіз

Завдання роботи включали дослідження адсорбційної активності відібраних адсорбентів (лушпиння пшениці і соняшника) та визначення оптимальних умов процесу адсорбційного очищення від йонів важких металів.

В якості стандартного розчину, що містив йони Феруму був розчин з початковою концентрацією 0,1 мг/см³, з якого були приготовлені робочі розчини (модельні розчини) з концентраціями Fe³⁺ 0,2÷4,0 мг/дм³ (таблиця 2.1) (в стічній воді ГДК (Fe³⁺) = 0,3 мг/дм³),

визначено для них оптичну густину та побудовано калібрувальний графік залежності $A(f) = c(\text{Fe}^{3+})$ (додаток А).

Таблиця 2.1

**Оптична густина розчинів
при різній концентрації йонів Феруму (III)**

№ п/п	Концентрація мг/дм ³	Оптична густина, А
1	0,2	0,030 ± 0,005
2	0,3	0,045 ± 0,007
3	0,5	0,080 ± 0,008
4	0,6	0,090 ± 0,011
5	0,8	0,120 ± 0,010
6	1,0	0,160 ± 0,030
7	2,0	0,300 ± 0,070
8	3,0	0,480 ± 0,090
9	4,0	0,700 ± 0,120

Для очищення водного розчину від йонів Феруму, в якості адсорбентів використовували відходи соняшника та відходи пшениці, а в якості моделі порівняння – активоване вугілля, як традиційний адсорбент, що використовується в адсорбційних способах очищення [52].

На початку роботи лушпиння соняшника та лушпиння пшениці було подрібнено на електричному приладі з метою збільшення поверхні адсорбції за рахунок зростання вільної поверхневої енергії [30].

Подальші дослідження проводили в статистичних умовах. Для цього в конічні колби ємністю 200 см³ наливали по 50 см³ розчинів з концентрацією Fe^{3+} 0,5÷2,0 мг/дм³. До одержаних розчинів по черзі до кожної окремої концентрації додавали адсорбенти певної маси (0,5 г; 1,0

г; 1,5 г; 2,0 г; 2,5 г; 3,0 г; 4,0 г). Конічні колби закривали пробками і струшували їх на приладі «Апарат універсальний для струшування рідин в колбах і пробірках» на протязі 20 хвилин, після чого розчин фільтрували. В фільтраті фотоколориметричним методом визначали концентрацію йонів Феруму(III), які залишились неадсорбованими в досліджуваному розчині.

А концентрацію адсорбованих йонів Феруму(III) в розрахунку на 1 г адсорбенту визначили за формулою:

$$A = \frac{(P_o - P_p) \cdot V}{m \cdot 1000}, \quad (2.1)$$

де P_o – масова концентрація йонів Феруму(III) в модельній стічній воді, мг/дм³;

P_p – рівноважна масова концентрація йонів Феруму(III), мг/дм³;

V – об'єм модельної стічної води, см³;

m – маса наважки адсорбенту, г.

За результатами досліджень були побудовані криві залежності кількості адсорбованих йонів Феруму(III) від маси адсорбенту з вихідною концентрацією йонів Феруму (III) 0,6 мг/дм³ (рис.2.1.).

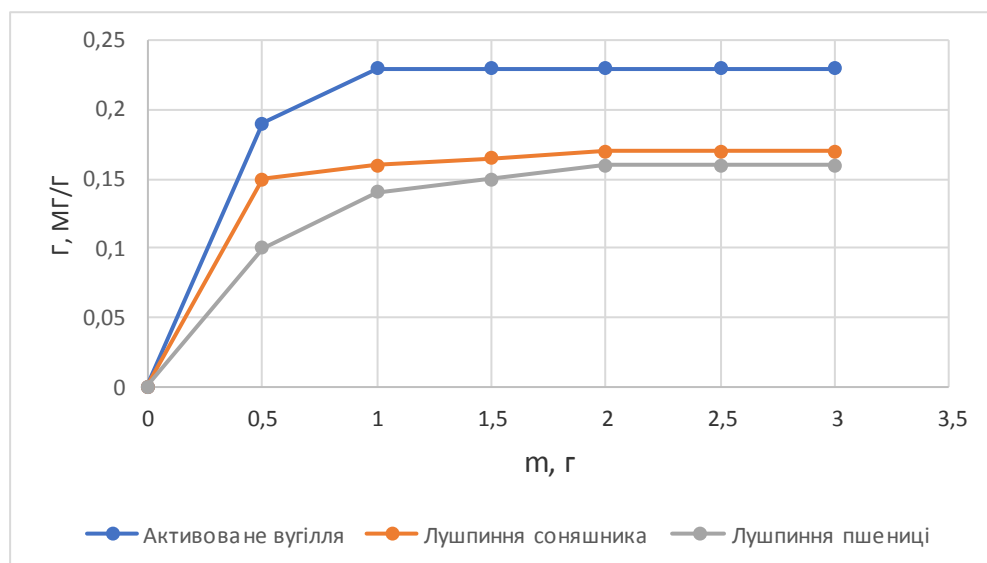


Рис 2.1. Криві залежності кількості адсорбованих йонів Феруму(III) від маси адсорбентів

Аналіз кривих на рисунку 2.1 показують, що оптимальною масою для адсорбції йонів Феруму(III) є маса 2 г адсорбенту, як для лушпиння соняшника так і для лушпиння пшениці. Саме при такій масі адсорбента відбувається насичення активних центрів катіонами металу.

На наступному етапі роботи було досліджено залежність процесу адсорбції від часу контакту фаз між адсорбентом та розчином, що містив йони Феруму(III). Для цього в колби ємністю 200 см³ наливали 50 см³ розчину з концентрацією Fe³⁺ 0,6 мг/дм³ і добавляли 2 г адсорбенту. Колби закривали пробками і струшували їх на приладі «Апарат універсальний для струшування рідин в колбах і пробірках» певний проміжок часу ($\tau=5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0; 30,0$ хв), після чого розчини з адсорбентами фільтрували, центрифугували і визначали в розчині вміст йонів Феруму(III), які залишились неадсорбованими в розчині за формулою (2.1).

За результатами дослідження було побудовано кінетичні криві процесу адсорбції йонів Феруму(III) на різних адсорбентах – лушпинні соняшника і лушпинні пшениці (рис. 2.2.).

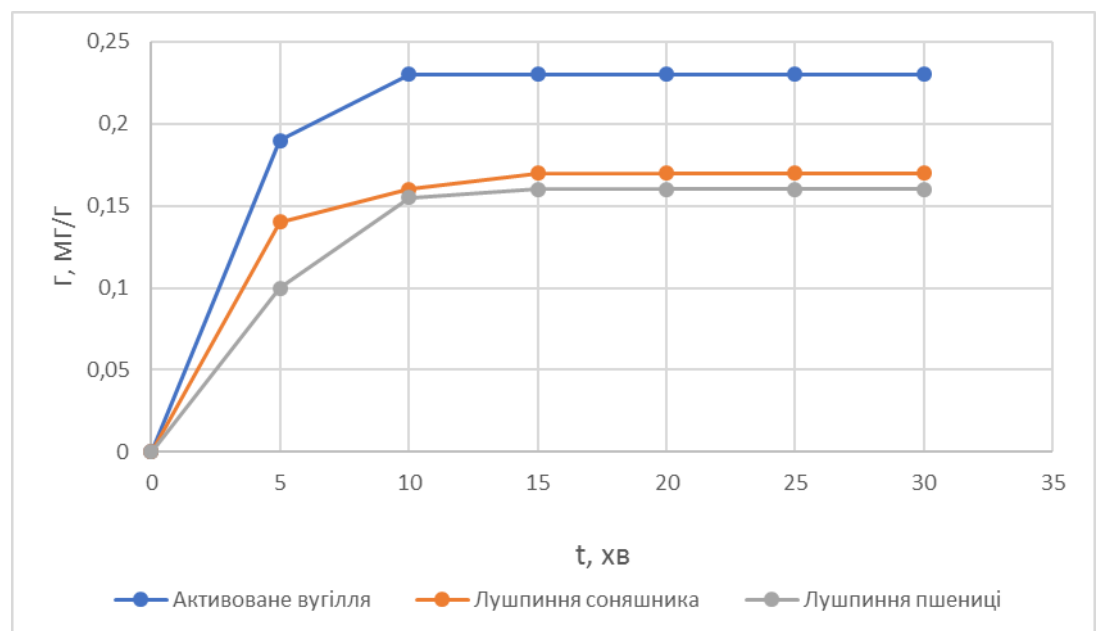


Рис. 2.2. Кінетичні криві процесу адсорбції йонів Феруму(III) на природних адсорбентах

Як видно, з рисунку 2.2 час досягнення адсорбційної рівноваги становить 10 хв. для активованого вугілля, і 15 хв. для адсорбентів на основі лушпиння соняшника і лушпиння пшениці.

Таким чином в ході роботи встановлено оптимальну масу адсорбентів необхідну для вилучення з розчину катіонів Феруму(III) та оптимальний час для проходження процесу адсорбції між адсорбентом і адсорбтивом.

Як показують дані дослідження, найбільшою адсорбційною ємністю володіє адсорбент – активоване вугілля. Тому нами на наступному етапі роботи була поставлена задача спробувати підвищити адсорбційну ємність природних адсорбентів (тобто збільшити їх активні центри для адсорбції) шляхом модифікації поверхні даних адсорбентів. Даний досвід відомий з праць [15, 32], в яких поверхня адсорбентів, оброблялась різними реагентами, в тому числі мінеральними та органічними кислотами.

В ході роботи подрібнене лушпиння соняшника і пшениці обробляли розчинами кислот: сульфатної, нітратної, фосфатної ($w = 2, 5, 10 \%$) та оцтової кислоти ($c = 1$ моль/дм³). Встановлено, що найбільш ефективним реагентом виявився розчин фосфатної кислоти, з ($w = 5 \%$), так як після обробки ним сорбентів адсорбція йонів Феруму(III) збільшилася на 16,25% для лушпиння соняшника і 15,78% для лушпиння пшениці.

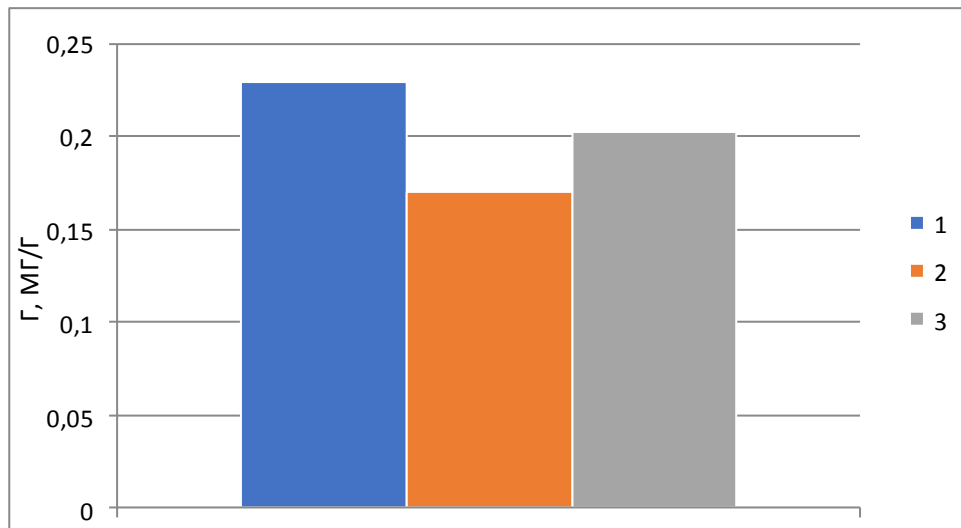


Рис. 2.3. Адсорбційні властивості обробленого (модифікованого) фосфатною кислотою лушпиння соняшника:
1 – активоване вугілля;
2 – немодифіковане лушпиння соняшника;
3 – модифіковане лушпиння соняшника.

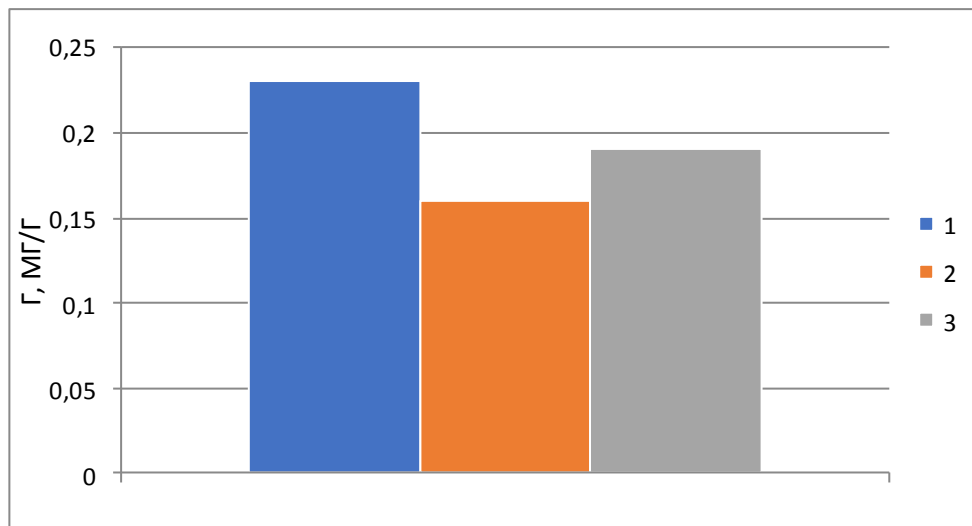


Рис. 2.4. Адсорбційні властивості обробленого (модифікованого) фосфатною кислотою лушпиння пшениці:
1 – активоване вугілля;
2 – немодифіковане лушпиння пшениці;
3 – модифіковане лушпиння пшениці.

Таким чином за результатами дослідження з'ясовано що природні адсорбенти на основі відходів біомаси агропромислових комплексів володіють адсорбційними властивостями за рахунок їх хімічного складу (містять активні функціональні групи у складі целюлози. Які слугують центрами адсорбції).

Але їх адсорбційна ємність нижча в порівнянні з традиційним адсорбентом – активованим вугіллям, який широко використовують у практиці.

В ході роботи встановлено що збільшити адсорбційну ємність досліджуваних сорбентів – лущиння соняшника і пшениці можна за рахунок обробки їх розчинами кислот, роль яких полягає очищенні пор від лігнінових компонентів і створенні додаткових активних центрів для адсорбції.

Хоча проведена модифікація підвищує адсорбційну ємність сорбентів, але вона все таки менша в порівнянні з активованим вугіллям. Тому подальшим напрямком нашої роботи може бути дослідження з визначення хімічних реагентів та умов проведення модифікації поверхні адсорбентів з метою збільшення їх адсорбційної здатності.

ВИСНОВКИ

1. Проведено літературний огляд з питання про джерела надходження йонів важких металів в навколишнє середовище, серед яких стічні води металургійних, металообробних, текстильних та хімічних підприємств, а також не доочищені комунальні стоки є найбільшим джерелом, що містить різноманітні забруднюючі речовини. Серед найнебезпечніших поллютантів можна виділити йони важких металів, які чинять токсичну дію на організм людини, а саме вражають нирки, судинну систему, печінку, підшлункову та щитовидну залози. Саме такі йони, як йони Феруму (III), Хрому (VI), Ніколу (II) та Купруму (II) через незадовільний стан функціонуючих очисних споруд потрапляють у водні об'єкти Херсонської області і в деяких випадках перевищують гранично допустимі концентрації.

2. Встановлено, що поширеними способами очищення водних об'єктів від йонів важких металів є фізико-хімічний та хімічний способи, серед яких найбільш ефективним є адсорбційний метод, оскільки він має ряд переваг: висока ефективність вилучення речовин; можливість очистки від декількох компонентів одночасно; можливість рекуперації речовин.

3. З'ясовано, що серед різних видів адсорбентів найбільш поширеними і ефективними за адсорбційною здатністю відрізняються різні марки активованого вугілля та силікагелів, але недоліком їх є висока вартість та дорога регенерація. Аналіз праць в цьому напрямку дозволив нам віддати перевагу в якості можливих сорбентів відходам біомаси агропромислового комплексу, які накопичуються у великих об'ємах і чинять антропогенне навантаження на навколишнє середовище. Тому нами в роботі були обрані в якості можливих сорбентів лушпиння пшениці та лушпиння соняшника.

4. Методом фотоколориметричного визначення йонів Феруму з тіоціанатом було побудовано калібрувальний графік, за яким надалі визначали концентрацію йонів Феруму(III) в модельних стічних водах, а також опрацьовано методику адсорбційного вилучення йонів важких металів з розчину за допомогою природних сорбентів.

5. В ході роботи визначили оптимальну масу адсорбента лушпиння пшениці та лушпиння соняшника, яка становить 2 г, та оптимальний час для адсорбції – 15 хв., за яких концентрація йонів Феруму у водному розчині за рахунок адсорбції зменшується з 0,6 мг/дм³ до 0,35 мг/дм³ при ГДК (Fe³⁺) = 0,3 мг/дм³.

6. Встановлено, що адсорбційна здатність досліджуваних сорбентів поступалася традиційному – активованому вугіллю приблизно на 12% для лушпиння соняшника і 17% для лушпиння пшениці. Тому в ході роботи було проведено модифікацію сорбентів різними реагентами, що дало змогу збільшити кількість активних центрів та очистити пори сорбентів. Встановлено, що найбільш ефективним реагентом виявився розчин фосфатної кислоти, так як після обробки сорбентів даним розчином адсорбція йонів Феруму(III) збільшилася на 16,25% для лушпиння соняшника і на 15,78% для лушпиння пшениці.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия: [учебник]. – М.: Логос, 2000. – 627 с.
2. Архіпова Г. І. Вплив надлишкового вмісту важких металів у питній воді на організм людини / Г. І. Архіпова, Т. О. Мудрак, Д. В. Завертана. // Вісник НАУ. – 2010. – №1. – С. 233–235.
3. Безденежних Л. А. Можливості адсорбційного очищення стічних вод від йонів важких металів / Л. А. Безденежних, Т. М. Алексеева. // Екологічна безпека. – 2009. – №2. – С. 54–57.
4. Бойчук Ю. Екологія і охорона навколишнього середовища: навч. посіб./ Ю. Бойчук. – Суми: Університетська книга, 2002. – 283 с.
5. Бондарчук Т. О. Адсорбційні властивості активованого вугілля [Електронний ресурс] / Т. О. Бондарчук, Н. В. Кусяк // Житомирський державний університет імені Івана Франка. – 2017. – Режим доступу до ресурсу: <http://eprints.zu.edu.ua/6111/2/%D0%90%D0%94%D0%A1%D0%9E%D0%A0%D0%91%D0%A6%D0%86%D0%99%D0%9D%D0%86%20%D0%92%D0%9B%D0%90%D0%A1%D0%A2%D0%98%D0%92%D0%9E%D0%A1%D0%A2%D0%86%20%D0%90%D0%9A%D0%A2%D0%98%D0%92%D0%9E%D0%92%D0%90%D0%9D%D0%9E%D0%93%D0%9E%20%D0%92%D0%A3%D0%93%D0%86%D0%9B%D0%9B%D0%AF.pdf>.
6. Брик М.Т., Цапюк Є.А., Твердий А.А. Мембранна технологія в промисловості. – К., Техніка, 1990. – 247 с.
7. Брык М. Т. Деструкция наполненных полимеров/ М.: Химия, 1989 – 192 с.
8. Ветошин А.Г., Таранцева К. Р. Технология защиты окружающей среды(теоретические основы): учебное пособие / под ред. д.т.н.,

- професора, академіка МАНЭБ и АТП РФ А. Г. Ветошкина. Изд-во Пенз. Технол. ин-та. Пенза, 2004. 246с.
9. Вредные вещества в окружающей среде. Элементы V - VIII групп ПСЭ и их неорганические соединения / [Л. А. Аликбаева и др.]. — С.-П. : НПО "Профессионал", 2005. — 452 с.
 - 10.Высоочастотная плазменная модификация лужги пшеницы с целью повышения сорбционной емкости / [С. М. Трушков, С. В. Степанова, И. Г. Шайхиев та ін.]. // Экология. – 2012. – С. 56–59.
 11. Географія, врожайність, площі: як змінилось вирощування топових культур за роки Незалежності? Джерело: Agravery.com [Електронний ресурс] // Аграрне інформаційне агенство. – 2019. – Режим доступу до ресурсу: <https://agravery.com/uk/posts/show/geografia-vrozajnist-plosiak-zminilos-virosuvanna-topovih-kultur-za-roki-nezaleznosti>.
 - 12.Герасимов О. І. Теоретичні основи технології захисту навколишнього середовища: навчальний посіб. / О. І. Герасимов. – Одеса: ТЕС, 2018. – 228 с.
 - 13.Гомеля М. Ефективність вилучення іонів важких металів з розведених розчинів іоннообмінним методом / М. Гомеля, В. Іванова, І. Трус. // Технічні науки та технології. – 2017. – С. 154–162.
 - 14.Горлов И. Ф. Разработка технологий получения сорбентов на основе побочных продуктов переработки растительного сырья / И. Ф. Горлов, И. М. Осадченко // Хранение и перераб. сельхозсырья. – 2004. – № 11. – С. 49-50.
 - 15.Громько Н. В. Применение подсолнечной лужги в качестве сорбента для очистки природных вод от ионов тяжелых металлов / Н. В. Громько. // Международный научный журнал "Инновационная наука". – 2016. – С. 41–22.
 - 16.Добровольский В. В. Глобальная система массопотоков тяжелых металлов в биосфере //Рассеянные элементы в бореальных лесах. – М.: Наука, 2004. – С. 23-30.

17. Екологічний паспорт Херсонської області [Електронний ресурс]. – 2019. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.twirpx.com/file/2915769/>.
18. Загальна хімія. Неорганічна хімія: Конспект лекцій для студ. всіх спец. ден. та заоч. форм навч [Електронний ресурс] / [В. М. Іщенко, Т. П. Колотуша, О. І. Кроніковський та ін.] // К.: НУХТ. – 2009. – Режим доступу до ресурсу: <http://uk.x-pdf.ru/braznoe/67048-31-vm-ischenko-kolotusha-oi-kronikovskiy-perepelicya-polumbrik-ig-ryabokin-li-tiltina-fomenko.php>.
19. Зайцев В. М. Функціоналізовані пористі матеріали для аналітичної хімії / В. М. Зайцев, Л. І. Саврамський. – Київ: ВПЦ КНУ імені Тараса Шевченка, 2005. – 190 с.
20. Зозуля Ю. П. Сучасне уявлення про хронічний вплив малих доз радіонуклідів на центральну нервову систему / Ю. П. Зозуля // Хронічний вплив малих доз опромінення на нервову систему: експериментальні дослідження та клінічні спостереження / за ред. Ю. П. Зозулі. – К., 1998. – С. 398–415.
21. Іваненко І. М. Адсорбція, адсорбенти і каталізатори на їх основі [Електронний ресурс] / І. М. Іваненко, Т. А. Донцова, Ю. М. Феденко // Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського. – 2018. – Режим доступу до ресурсу: <https://ela.kpi.ua/bitstream/123456789/29419/1/Adsortsia-adsorbenty-i-katalizatory-na-yikh-osnovi.pdf>.
22. Іванько О. М. Інноваційні технології очистки питних і стічних вод / О. М. Іванько, В. Г. Смірнов. // Українська військово-медична академія. – 2012. – С. 132–136.
23. Івашина Г. Практикум з фізичної та колоїдної хімії [Текст]: посібник : [для студ. вищ. навч. закл., за спец. «ПМСО. Хімія і біологія»] / Г. Івашина, А. Шепель. – Херсон: Айлант, 2004. – 92 с.

24. Івченко В. Д. Очищення стічних і поверхневих вод від іонів амонію та феруму глинистими мінералами сумської області : дис. канд. техн. наук : 21.06.01 – екол / Івченко В. Д. – Суми, 2012. – 216 с.
25. Когановский А. Адсорбция органических веществ из воды / И. Рода А. Когановский, Н. Клименко, Т. Левченко, – Львов: Химия, 1990. – 256 с.
26. Корчик Н. М. Очищення стічних вод гальванічного виробництва [Електронний ресурс] / Н. М. Корчик, С. В. Белікова // ТОВ «Енерготехекологія», Рівне, Україна – Режим доступу до ресурсу: <https://waste.ua/cooperation/2010/theses/Korchik.html#author>.
27. Лук'янова Л. Б. Основи екології. Методика екологізації фахових дисциплін / Л. Б. Лук'янова. – Київ: ТОВ "ДСК - ЦЕНТР", 2016. – 210 с.
28. Мартиненко А. П. Біогеохімія металів / А. П. Мартиненко, В. Г. Мартиненко, С. А. Мартиненко. – Кропивницький: ЦНТУ, 2018. – 374 с.
29. Михайлов М. Г. Перспективные методы очистки сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов / М. Г. Михайлов. // Ресурсозбереження та енергоефективність інженерної інфраструктури урбанізованих територій та промислових підприємств. – 2016. – С. 1–3.
30. Мчедлов-Петросян М. О. Колоїдна хімія / М. О. Мчедлов-Петросян, В. І. Лебідь, О. М. Глазкова. – Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2012. – 500 с.
31. Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. – М.: Высш. шк., 2002. – 334 с.
32. Осокин В. М. Сорбенты на основе лужки подсолнечника для очистки воды от соединений меди / В. М. Осокин, В. А. Сомин, Л. Ф. Комарова. // Ползуновский вестник. – 2014. – С. 257–258.

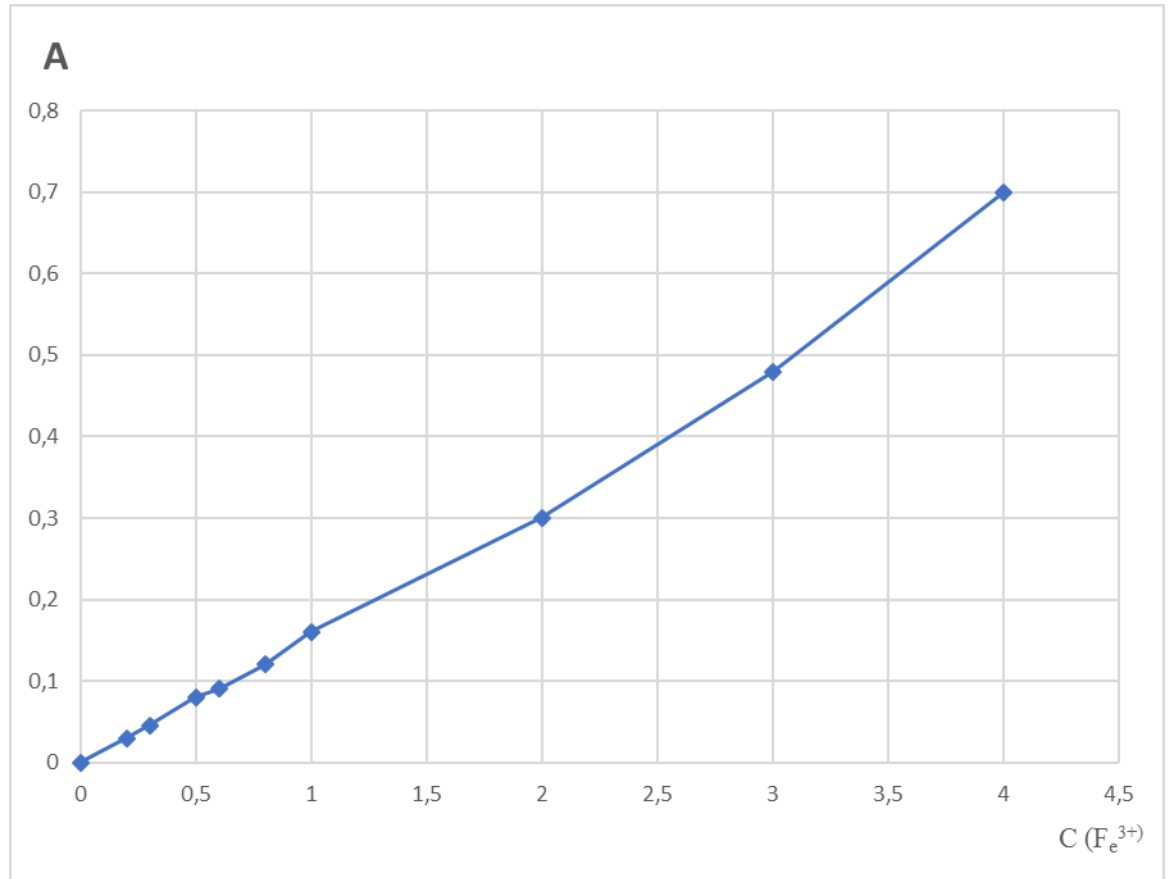
33. Отходы сельхозпроизводства - составляющие гармонизации агроэкосистем // Филоиенко Л. Г., Моргунов В. В., Гончар В. С. и др. Материалы XII международной н/т конференции «Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов».- М., 2004.- Т. 3.- С. 628- 684.
34. Пикалов, Е. С. Процессы и аппараты защиты окружающей среды. Физико-химические методы очистки промышленных выбросов в атмосферу и гидросферу : учеб. пособие / Е. С. Пикалов ; Владим. гос. ун-т им. А. Г. и Н. Г. Столетовых. – Владимир : Изд-во ВлГУ, 2016. – 87 с.
35. Писаренко В. Н. Безотходные технологии при переработке сельскохозяйственной продукции [Электронный ресурс] / В. Н. Писаренко // Агроэкология. – 2008. – Режим доступа до ресурсу: https://agromage.com/stat_id.php?id=579.
36. Политаева Н. А. Переработка шелухи пшеницы в сорбционные материалы для очистки сточных вод / Политаева Н. А., Базарнова Ю. Г., Жилинская Н. Т. // Современные технологии сельскохозяйственного производства : сборник научных статей по материалам XX Международной Научно-Практической Конференции. – Гродно : ГГАУ, 2017. – С 116-118.
37. Попович П.О. Регіональна доповідь начальника Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Херсонській області [Електронний ресурс] / П.О. Попович . Департамент екології а природних ресурсів. «Про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області за 2017 рік». Режим доступу: // <http://ecology.ks.ua>
38. Портал Аграрного сектора України. [Електронний ресурс]. – режим доступу: [statistics](http://statistics.gov.ua).
39. Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного та екологічного оздоровлення

- басейну річки Дніпро на період до 2021 року: Закон України від 24.05.2012 № 4836-VI. - Відомості Верховної Ради. - 2013. - № 17. - ст. 146.
40. Розроблення плану управління районом річкового басейну Дніпра в Україні [Електронний ресурс] / [Ю. Б. Набиванець, Н. М. Осадча, В. В. Гребінь та ін.] // Водна Ініціатива Європейського Союзу Плюс для країн Східного партнерства. – 2019. – Режим доступу до ресурсу: https://www.euwipluseast.eu/images/2019/07/PDF/2_UA_EUWI_Dnipro_20190226_web_c.pdf.
41. Рублевська Н.І. Гігієнічна характеристика впливу забруднення навколишнього середовища важкими металами на стан здоров'я дитячого населення: Дис.на соиск. уч. ст. канд. мед. наук: 14.02.01 / Н.І. Рублевська / Дніпропетровська держ. медична академія. – Дніпропетровськ, 1998. – 141 с.
42. Рябчевский О. В. Очищення стічних вод від іонів хрому та нікелю глинистими сорбентами : дис. канд. техн. наук : 21.06.01 – Екол / Рябчевский О. В. – Київ, 2019. – 156 с.
43. Сабадаш В. В. Теоретичні основи сорбційних процесів на природних та синтетичних сорбентах : дис. докт. техн. наук : 05 «Технічні на / Сабадаш В. В. – Львів, 2019. – 472 с.
44. Семірненко Ю. І. Утилізація відходів первинної переробки товарного соняшника [Електронний ресурс] / Ю. І. Семірненко // СНАУ, Суми. – 2016. – Режим доступу до ресурсу: ції: <http://srpv.sumdu.edu.ua>.
45. Серегин И.В., Иванов В.Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения // Физиол. раст. – 2001. – Т. 48, № 4. – С. 606-630.
46. Синтез та властивості біосорбентів на основі целюлози та лігніну з рослиної сировини / А. А. Ніколайчук, М. Т. Картель, Л. А. Купчик, В. О. Денисович. // Хімічні науки і технології. – 2005. – С. 28–31.

47. Соколік С. П. Перспективне використання кукурудзи на зерно в якості біопалива [Електронний ресурс] / С. П. Соколік // Сумський національний аграрний університет – Режим доступу до ресурсу: <http://dspace.khntusg.com.ua/bitstream/123456789/4240/1/25.pdf>.
48. Солдаткина Л. М. Адсорбция катионных красителей из водных растворов на лузге подсолнечника / Л. М. Солдаткина, Е. В. Сагайдак, В. В. Менчук. // Химия и технология воды. – 2009. – С. 417–426.
49. Сорбція біологічно-активних речовин на межі розподілу фаз. Іонний обмін. Хроматографія: Метод. вказ. для студентів 1-го курсу [Електронний ресурс] // Харків: ХНМУ. – 2014. – Режим доступу до ресурсу: <http://repo.knmu.edu.ua/bitstream/123456789/9780/1/%D0%A1%D0%BE%D1%80%D0%B1%D1%86%D0%B8%D1%8F%20%D1%81%D1%82%D1%83%D0%B4%20%D0%BC%D0%B5%D0%B41.pdf>.
50. Теплая Г.А. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды / Г.А. Теплая // Астраханский Вестник Экологического Образования. – 2013. – № 1 (23). – С. 182-192
51. Фенелонов В. Б. Пористый углерод: монография / В. Б. Фенелонов. – Н. : Ин-т катализа, 1995. – 518 с
52. Чикун Н. Ефективність вітчизняних адсорбентів при очищенні води від йонів Феруму (III) / Н. Чикун, Б. Пасальский, О. Пузій. // Товари і ринки. Проблеми вітчизняних товарів. – 2015. – С. 170–175.
53. Шевряков М. В. Практикум з аналітичної хімії. Кількісний аналіз: Навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів / М. В. Шевряков, М. В. Повстяний, Г. О. Рябініна. – Херсон: Олді-плюс, 2012. – 208 с.
54. Шмандий В. М. Использование адсорбентов, полученных из отходов, для улучшения состояния среды обитания человека / В. М. Шмандий, Л. А. Безденежных, Е. В. Харламова. // Гигиена и санитария. – 2012. – №6. – С. 44–45.

Додаток А

Калібрувальний графік для визначення катіонів Феруму(III)



Додаток Б

КОДЕКС АКАДЕМІЧНОЇ ДОБРОЧЕСНОСТІ ЗДОБУВАЧА ВИЩОЇ ОСВІТИ ХЕРСОНСЬКОГО ДЕРЖАВНОГО УНІВЕРСИТЕТУ

Я, Порожнетов Олег Юрійович, учасник освітнього процесу Херсонського державного університету, **УСВІДОМЛЮЮ**, що академічна доброчесність – це фундаментальна етична цінність усієї академічної спільноти світу.

ЗАЯВЛЯЮ, що у своїй освітній і науковій діяльності **ЗОБОВ'ЯЗУЮСЯ**:

- дотримуватися:
 - вимог законодавства України та внутрішніх нормативних документів університету, зокрема Статуту Університету;
 - принципів та правил академічної доброчесності;
 - нульової толерантності до академічного плагіату;
 - моральних норм та правил етичної поведінки;
 - толерантного ставлення до інших;
 - дотримуватися високого рівня культури спілкування;
- надавати згоду на:
 - безпосередню перевірку курсових, кваліфікаційних робіт тощо на ознаки наявності академічного плагіату за допомогою спеціалізованих програмних продуктів;
 - оброблення, збереження й розміщення кваліфікаційних робіт у відкритому доступі в інституційному репозитарії;
 - використання робіт для перевірки на ознаки наявності академічного плагіату в інших роботах виключно з метою виявлення можливих ознак академічного плагіату;
- самостійно виконувати навчальні завдання, завдання поточного й підсумкового контролю результатів навчання;
 - надавати достовірну інформацію щодо результатів власної навчальної (наукової, творчої) діяльності, використаних методик досліджень та джерел інформації;
 - не використовувати результати досліджень інших авторів без використання покликань на їхню роботу;
 - своєю діяльністю сприяти збереженню та примноженню традицій університету, формуванню його позитивного іміджу;
 - не чинити правопорушень і не сприяти їхньому скоєнню іншими особами;
 - підтримувати атмосферу довіри, взаємної відповідальності та співпраці в освітньому середовищі;
 - поважати честь, гідність та особисту недоторканність особи, незважаючи на її стать, вік, матеріальний стан, соціальне становище, расову належність, релігійні й політичні переконання;
 - не дискримінувати людей на підставі академічного статусу, а також за національною, расовою, статевою чи іншою належністю;
 - відповідально ставитися до своїх обов'язків, вчасно та сумлінно виконувати необхідні навчальні та науково-дослідницькі завдання;
 - запобігати виникненню у своїй діяльності конфлікту інтересів, зокрема не використовувати службових і родинних зв'язків з метою отримання нечесної переваги в навчальній, науковій і трудовій діяльності;
 - не брати участі в будь-якій діяльності, пов'язаній із обманом, нечесністю, списуванням, фабрикацією;
 - не підроблювати документи;
 - не поширювати неправдиву та компрометуючу інформацію про інших здобувачів вищої освіти, викладачів і співробітників;
 - не отримувати і не пропонувати винагород за несправедливе отримання будь-яких переваг або здійснення впливу на зміну отриманої академічної оцінки;
 - не залякувати й не проявляти агресії та насильства проти інших, сексуальні домагання;
 - не завдавати шкоди матеріальним цінностям, матеріально-технічній базі університету та особистій власності інших студентів та/або працівників;
 - не використовувати без дозволу ректорату (деканату) символіки університету в заходах, не пов'язаних з діяльністю університету;
 - не здійснювати і не заохочувати будь-яких спроб, спрямованих на те, щоб за допомогою нечесних і негідних методів досягати власних корисних цілей;
 - не завдавати загрози власному здоров'ю або безпеці іншим студентам та/або працівникам.

УСВІДОМЛЮЮ, що відповідно до чинного законодавства у разі недотримання Кодексу академічної доброчесності буду нести академічну та/або інші види відповідальності й до мене можуть бути застосовані заходи дисциплінарного характеру за порушення принципів академічної доброчесності.

_____ (дата)

_____ (підпис)

_____ Олег Порожнетов
(ім'я, прізвище)

