

ЧЕРКАСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ТЕХНОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ЧЕРКАСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ТЕХНОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ЯКИМЕНКО ІРИНА КОСТЯНТИНІВНА

УДК 628.16.081.3.094.3.097:661.87](043.3)

ДИСЕРТАЦІЯ
УДОСКОНАЛЕННЯ СОРБЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД
СПОЛУК ЗАЛІЗА ТА МАНГАНУ В СИСТЕМАХ
ДЕЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

161 Хімічні технології та інженерія

16 Хімічна та біоінженерія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

_____ І.К.Якименко

Науковий керівник: Солодовнік Тетяна Володимирівна,
кандидат хімічних наук, доцент

Черкаси - 2025

Удосконалення сорбційних процесів очищення води від сполук заліза та мангану
в системах децентралізованого водопостачання

АНОТАЦІЯ

Якименко І.К. Удосконалення сорбційних процесів очищення води від сполук заліза та мангану в системах децентралізованого водопостачання. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 161 Хімічні технології та інженерія – Черкаський державний технологічний університет, Черкаси, 2024.

Дисертаційна робота присвячена дослідженню сорбційних характеристик існуючих комерційних матеріалів та удосконалення процесу очищення води з використанням природної, екологічно безпечної та доступної сировини з метою підвищення їх ефективності при очищенні води від сполук заліза та мангану в системах децентралізованого водопостачання.

На сьогоднішній день забезпечення питною водою населення в Україні та у всьому світі здійснюється в основному за допомогою систем централізованого та децентралізованого водопостачання. Децентралізоване водопостачання, а саме колодязі, підземні джерела, скважини та каптажі, дає можливість забезпечити питною водою місця, де централізовані системи постачання неможливі з технічних, економічних чи інституційних причин. Вода забирається з різних водоносних горизонтів і з різної глибини, але здебільшого використовують ґрунтові води з другого і третього водоносних горизонтів. Оскільки, комплексний контроль за станом підземних водних артерій практично не проводиться, то й причинам забруднення та попередженню їх виникнення не надається належної уваги. Найбільш проблемними для підземних вод є такі показники, як вміст заліза і мангану, каламутність, жорсткість, які перевищують норми, як мінімум, в 30-40 % аналізованих проб. В питних водах, що використовуються населенням в системах децентралізованого водопостачання Черкаської області, спостерігається підвищений вміст сполук заліза і мангану.

За своєю хімічною будовою сполуки заліза та мангану близькі між собою та зазвичай містяться у воді одночасно і надходять до водойм завдяки процесу розчинення різноманітних мінеральних порід. Збільшена концентрація сполук заліза та мангану у питній воді може суттєво нашкодити здоров'ю людини та призвести до несприятливих ефектів і різноманітних симптомів пов'язаних з нейротоксичністю, когнітивними функціями, хворобою Паркінсона, гемохроматозом, захворюваннями серця та центральної нервової системи, цирозом печінки, діабетом, нудотою тощо.

В зв'язку з цим, актуальним питання сьогодення є пошук функціональних та ефективних матеріалів для використання в якості сорбентів в технологіях очищення питної води від сполук заліза та мангану з можливістю їх швидкої заміни та регенерації.

У першому розділі кваліфікаційної роботи проведено аналіз літературних джерел, наукових досліджень та патентів, пов'язаних зі способами очищення води при використанні найпоширеніших методів, а саме таких як адсорбція, коагуляція та фільтрація. Встановлено, що найбільш популярними та ефективними матеріалами для видалення забрудників, з врахуванням екологічних та економічних аспектів, є активоване вугілля, модифіковані сорбенти та коагулянти. В огляді літератури розглянуто застосування мобільних установок для доочищення вод при використанні фільтрації та сорбції з багатобар'єрним підходом. Результатом аналізу, розглянутих в даному розділі методів очищення, є встановлення невідповідності хоча б по одній з умов для ефективного їх застосування, а саме: віддаленість поселень від міст; мінливість концентрацій в залежності від територіального розташування джерела та погодних умов; доступність матеріалів та методів їх утилізації. В зв'язку з цим, актуальними завданнями даної роботи є удосконалення сорбційних процесів та розробка ефективних технологій для очищення води в умовах віддаленості від стаціонарних станцій водоочищення з метою зменшення вмісту сполук заліза та мангану. Для вирішення даних завдань необхідно: дослідити закономірності процесів видалення сполук заліза та мангану комерційно-доступними сорбційними матеріалами;

провести поєднання сорбційного матеріалу (активованого кокосового вугілля) з коагулянтами та флокулянтами з метою отримання комбінованих сорбентів ефективних по відношенню до сорбції сполук заліза та мангану; розробити конструкцію модельного картриджу для очищення децентралізованих вод на основі пошарового поєднання комерційних матеріалів з комбінованими сорбентами; провести випробування завантаження та встановити його продуктивність; розробити принципову технологічну схему очищення децентралізованих вод з використанням сорбційного фільтруючого завантаження; провести економічну та екологічну оцінку даної технологічної схеми.

У другому розділі наведено опис об'єктів та методів досліджень, зокрема перелік комерційно-доступних традиційних матеріалів, які досліджувались в дисертаційній роботі та їх основні характеристики. Особлива увага приділена методикам одержання комбінованих матеріалів на основі кокосового вугілля (КАВ) з додаванням коагулянтів і флокулянтів. Також розглянуто метод просочування хімічними реагентами кокосового вугілля, який використовувався для створення комбінованих матеріалів з додаванням флокулянтів. Описані методики, які використовувались для попереднього дослідження комерційно-доступних адсорбентів, а саме: визначення освітлюючої здатності та дослідження кінетики сорбції. В розділі описані методики визначення оптимальної маси, робочого діапазону концентрацій та визначення оптимальних умов адсорбції в статичних та динамічних умовах. Достовірність отриманих результатів концентрацій елементів у водних розчинах забезпечувалась застосуванням сучасного методу оптично-емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-OES).

Третій розділ присвячено дослідженню сорбційних властивостей комерційних матеріалів та обґрунтуванню вибору кокосового вугілля в якості основи-носія для комбінованих матеріалів. За результатами дослідження освітлюючої здатності та кінетики процесів сорбції були встановлені переваги і недоліки застосування традиційних сорбентів, таких як: КАВ, цеоліт, шунгіт, кварц, кремній та мідь-цинкові сплави-каталізатори KDF-55 та KDF-85 для

очищення водних розчинів від сполук заліза і мангану. Встановлено, що кварц і кремній показують низькі значення ступеню вилучення як сполук заліза так і сполук мангану, тому їх використання недоречне. Недоречним є також використання адсорбентів на основі мінеральних порід (цеоліт, шунгіт, кварц), яке супроводжується виділенням алюмінію у воду, що призводить до збільшення його концентрацій у очищеній воді вище за норми ГДК. Адсорбент КАВ характеризується значеннями ступеню вилучення сполук заліза та мангану, яке складає 68% і 60% відповідно. Також КАВ більш ефективно освітлює розчини в порівнянні з іншими мінеральними сорбентами. Мідь-цинкові сплави (KDF-55 або KDF-85), для яких характерне осадження Fe(II) за рахунок окисно-відновних реакцій, має ряд корисних властивостей, а саме, продовжує роботу активованого вугілля при одночасному пошаровому їх застосуванні та легко регенерується після процесу сорбції (для цього достатньо одноразової промивки водою). Використання мідь-цинкового сплаву у комбінації з іншими сорбентами скорочує тривалість сорбції, яка проходить не більше 20 хв, що дає можливість для його ефективного застосування у швидких або проточних фільтрах. Також, при дослідженні каталітичного мідь-цинкового сплаву в статичних лабораторних умовах встановлено, що оптимальна маса сплаву KDF-55 складає 10 г/дм³, а KDF-85 – 2 г/дм³; діапазон робочих концентрацій сполук заліза як для KDF-55 так і для KDF-85 до 20 мг/дм³, а сполук мангану до 1 мг/дм³. Аналізуючи порівняльні характеристики каталітичних сплавів, нами доведено, що KDF-85, в порівнянні з KDF-55, є більш ефективним при меншій масі і в зв'язку з цим, може використовуватись для підвищення ефективності сорбційного процесу очищення підземних вод.

У четвертому розділі наведені результати дослідження освітлюючої здатності та кінетики сорбції комбінованого матеріалу на основі кокосового активованого вугілля з додаванням коагулянтів та флокулянтів. Досліджувались комбіновані матеріали на основі активованого вугілля з додавання коагулянтів алюміній сірчаноокислого та алюміній хлориду та флокулянтів – альгінату натрію, хітозану харчового низькомолекулярного і хітозану кислотнорозчинного. За даними

кінетики сорбції доведено, що комбінований матеріал на основі кокосового активованого вугілля з додаванням коагулянтів $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ та AlCl_3 характеризується значеннями ступеню вилучення сполук заліза 36 % і 77 % відповідно та сполук мангану 30 % і 65 % відповідно. А також встановлено, що використання алюмінійвмісних коагулянтів призводить до забруднення очищеної води сполуками алюмінію. Комбінований матеріал на основі кокосового вугілля з додаванням природних амінополісахаридів хітозанів характеризується низькими значеннями ступеню вилучення як сполук заліза (від 48% до 63 %) так і сполук мангану (від 41 % до 58 %), що доводить неперспективність використання даних флокулянтів для отримання комбінованого матеріалу. За результатами дослідження поглинальної здатності комбінованого сорбенту з додаванням альгінату натрію (КАВ-Ан) встановлено ефективне вилучення як сполук заліза так і сполук мангану (від 90 % до 98 %) в широкому діапазоні концентрацій даних елементів. При подальших дослідженнях комбінованого матеріалу на основі кокосового вугілля з додаванням альгінату натрію були визначені оптимальні умови для ефективного використання в статичних адсорбційних умовах, а саме: максимальна тривалість контакту – 60 хв, оптимальна маса – 5 г/дм^3 , робочий діапазон концентрацій для сполук заліза від $0,2 \text{ мг/дм}^3$ до 15 мг/дм^3 та для сполук мангану – $0,1\text{-}5 \text{ мг/дм}^3$. З метою визначення фізико-хімічних основ процесу сорбції, графо-аналітичним методом побудовано ізотерми адсорбції, які за характером кривизни та випуклості свідчать про мікропористу структуру сорбентів. Практична ефективність сорбції підтверджена теоретичними розрахунками за моделями Ленгмюра та Фрейндліха. Достовірність розрахунків для сорбентів КАВ та КАВ- Ан складає за Ленгмюром для сполук заліза ($R^2=0.8823$, $R^2=0.9626$), для мангану відповідно ($R^2=0.98$, $R^2=0.9826$); за Фрейндліхом для сполук заліза ($R^2=0.8511$, $R^2=0.9226$) та для мангану ($R^2=0.9802$, $R^2=0.9645$). Ізотерма Ленгмюра забезпечує кращу відповідність до процесу сорбції сполук заліза та мангану, оскільки коефіцієнт достовірності має вищі значення.

П'ятий розділ присвячений дослідженню поглинальної здатності пошарового завантаження сорбентів КАВ, КАВ-Ан та каталітичного матеріалу KDF-85 в

динамічних умовах; визначенню оптимального пошарового розташування в колонці та їх співвідношення. Для верхнього шару використовували KDF-85 з метою окиснення Fe(II) до Fe(III), середній шар – КАВ-Ан для освітлення розчину та часткової сорбції сполук заліза та мангану, нижній шар – активоване кокосове вугілля для фінішної очистки розчину. Встановлено оптимальне співвідношення матеріалів KDF-85, КАВ-Ан та КАВ, яке складає 5:2:20 г/дм³ відповідно, для фільтрації осаду Fe(III) після KDF- 85 додано шар кварцового піску з дисперсністю 0,4-0,6 мм висотою шару 2 см. В зв'язку з тим що, флокулянт альгінат натрію набуває драглистої структури при змочуванні, яка може завадити безперервному проходженню розчину крізь середній шар, застосовано рівномірне змішування сорбентів. Використовували модель картриджу для очищення води, який було розроблено та запатентовано при підготовці дисертаційної роботи, для визначення робочого об'єму сорбуючого завантаження. Для цього проводили очищення 100 дм³ водних розчинів з концентраціями, що відповідають мінливості складу підземних вод (10-ти та 100 кратне перевищення ГДК). Встановлено, що дане завантаження є ефективним та очищує розчини від сполук заліза та мангану в межах допустимих концентрацій згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 для питної води з колодязів, каптажів і джерел.

У шостому розділі запропонована принципова технологічна схема доочищення підземних вод. За основу роботи схеми взяті результати динамічного дослідження сорбційного завантаження. Після закінчення процесу очищення в технологічній схемі складові завантаження можуть бути застосовані для подальшого використання, а саме: після промивання водою повторне застосування каталізатору та кварцового піску; сорбційного матеріалу КАВ-Ан для насичення компосту мікроелементами; кокосового активованого вугілля для повторного використання після регенерації. Економічні розрахунки вартості очищеної води, відповідно запропонованої схеми, за витратними матеріалами складає 0,96 грн/дм³.

Ключові слова: децентралізоване водопостачання, сполуки заліза та мангану, коагулянти, флокулянти, сорбція, каталізатор, каталітичне окиснення.

Список публікацій здобувача:

Статті у наукових фахових виданнях України категорії «Б»:

1. Солодовнік Т. В., **Якименко І. К.** Дослідження та удосконалення флокуляційно-коагуляційних процесів очищення забарвлених промислових стоків. Вісник Черкаського державного технологічного університету. 2020. № 3. С. 94–102. URL: <https://doi.org/10.24025/2306-4412.3.2020.213912>.
2. Солодовник Т. В., **Якименко І. К.** Проблеми та способи доочищення питної води в системах децентралізованого водопостачання. Вісник Черкаського державного технологічного університету. 2021. № 2. С. 63–81. URL: <https://doi.org/10.24025/2306-4412.2.2021>.
3. Solodovnik T., **Yakymenko I.** Investigation of natural flocculants for use in wastewater purification processes. Water and water purification technologies. scientific and technical news. 2022. Vol. 33, no. 2. P. 9–14. URL: <https://doi.org/10.20535/2218-930022022259860>.
4. **Yakymenko I. K.**, Solodovnik T. V. Adsorption materials for additional cleaning of drinking water from iron and manganese compounds in decentralized water supply systems. Scientific notes of taurida national V.I. vernadsky university. series: technical sciences. 2023. Vol. 2, no. 2. P. 72–77. URL: <https://doi.org/10.32782/2663-5941/2023.2.2>.

Статті у періодичних наукових виданнях, проіндексованих у міжнародних базах даних:

5. **Якименко І. К.**, Солодовнік Т. В. Комплексне дослідження нових адсорбційних матеріалів. Journal of chemistry and technologies. 2024. Т. 32, № 1. С. 153–162. URL: <https://doi.org/10.15421/jchemtech.v32i1.284703>.

Тези доповідей:

6. Картридж очищення води для побутового фільтра : пат. 152686 Україна : BO1D 27/08; 27/14. № u202203185 ; заявл. 01.09.2022 ; опубл. 29.03.2023, Бюл. № 13.

7. **Якименко, І.;** Солодовнік, Т. Перспективи дослідження якості децентралізованих вод Черкаської області. *X Ювілейна Міжнародна науково-практична інтернет-конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених «Хімія та сучасні технології»*, тези доповідей, Дніпро, Україна, 23–24 листопада 2021; ДВНЗ УДХТУ: Дніпро, 2021; с 137–138.

8. **Якименко, І.;** Солодовнік, Т. Дослідження освітлюючої здатності мінеральних адсорбентів. *II Інтернет-конференція молодих вчених «Перспективи хімії в сучасному світі»*, Житомир, Україна, 23 листопада 2022; Житомирський державний університет імені Івана Франка, 2022; с 25–26.
URL: <http://eprints.zu.edu.ua/id/eprint/34875>

9. **Якименко, І.;** Солодовнік, Т. Дослідження освітлюючої здатності комбінованого адсорбенту. *Синергія науки і бізнесу у повоєнному відновленні Херсонщини*, Матеріали міжнародної науково-практичної конференції у 2-х томах, Одеса, Україна, 26–28 квітня 2023; Чепелюк, О., Ред.; Олді+: Одеса, 2023; с 341–343.

10. **Якименко, І.;** Солодовнік, Т. Вплив адсорбентів на мінеральний склад та фізіологічні показники питної води. *Молекулярна інженерія та комп'ютерне моделювання для нано- і біотехнологій: від наноелектроніки до біополімерів*, Міжнар. наук. інтернет конференція, Черкаси, Україна, 27–28 вересня 2023; Черкаси, 2023; с 114–116.

11. **Якименко, І.;** Солодовнік, Т. Дослідження каталітичного фільтруючого завантаження в процесах видалення загального заліза. *XI Міжнародна науково-практична інтернет-конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених «Хімія і сучасні технології»*, тези доповідей у 6-и томах, Дніпро, Україна, 6–7 грудня 2023; ДВНЗ УДХТУ: Дніпро, 2023; с 115–116.

12. **Якименко, І.;** Солодовнік, Т. Дослідження каталітичного фільтруючого завантаження в процесах видалення мангану. *Синергія науки і бізнесу у повоєнному відновленні регіонів України*, матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції у 3-х т. ; Т. 3, Одеса, Україна, 24–26 квітня 2024; ХНТУ: Одеса, 2024; с 188–190.

13. **Якименко, І.;** Солодовнік, Т. Вивчення процесу очищення ґрунтових вод в динамічних умовах при використанні комбінованого завантаження. *“Актуальні проблеми хімії та хімічної технології”*, Матеріали II-ї Міжнародної науково-практичної конференції, Київ, Україна, 21–22 листопада 2024; НУХТ: Київ, 2024; с 247–248.

Improving water purification from iron and manganese in decentralised water supply systems

ABSTRACT

Yakymenko I. Improving water purification from iron and manganese in decentralised water supply systems. Qualifying scientific work on the rights of a manuscript.

The tythesis fot a Doctor of Philosophy degree in major 161 Chemical Technology and Engineering - Cherkasy State Technological University, Cherkasy, 2024.

This thesis studies the sorption characteristics of existing commercial materials and improves the water purification process using natural, environmentally safe and affordable raw materials to purify water from iron and manganese compounds in decentralised water supply systems.

Most people in Ukraine and around the world get their drinking water from centralised and decentralised water supply systems. Decentralised water supply, such as wells, springs, boreholes and catchments, provides drinking water to places where centralised systems are not possible. The water is sourced from a variety of aquifers at varying depths, with the majority of groundwater usage derived from the second and third aquifers. The lack of comprehensive monitoring of underground water arteries means that the causes of pollution and the prevention of their occurrence are not given due attention. The most problematic groundwater indicators are those exhibiting elevated levels of iron and manganese, turbidity, and hardness, which exceed the established norms in at least 30-40% of the analysed samples. The drinking water used by the population in decentralised water supply systems in the Cherkasy region has been found to contain elevated levels of iron and manganese compounds.

In terms of their chemical structure, iron and manganese compounds are closely related and are typically found in water at the same time. They enter water bodies through the process of dissolving various mineral rocks. Elevated concentrations of iron and manganese compounds in drinking water have been linked to adverse health effects and a range of symptoms related to neurotoxicity, cognitive function, Parkinson's disease,

haemochromatosis, heart and central nervous system diseases, liver cirrhosis, diabetes, and nausea.

In this regard, the current issue is the search for functional and effective materials for use as sorbents in technologies for purifying drinking water from iron and manganese compounds with the possibility of their rapid replacement and regeneration.

The first section of the qualification work comprises an analysis of a range of sources, including literary, scientific research and patents, which collectively provide insight into the most common methods of water purification, namely adsorption, coagulation and filtration. It has been established that the most efficacious materials for the removal of pollutants, with due consideration of the environmental and economic factors involved, are activated carbon, modified sorbents and coagulants. The literature review considers the utilisation of mobile units for water treatment, employing a multi-barrier approach that encompasses both filtration and sorption techniques. The analysis of the purification methods considered in this section has revealed a discrepancy in at least one of the conditions for their effective application. Specifically, the remoteness of settlements from cities, the variability of concentrations depending on the territorial location of the source and weather conditions, and the availability of materials and methods for their disposal must be taken into account. In this regard, the current objective of this work is to enhance sorption processes and develop efficacious technologies for water purification in locations remote from stationary water treatment plants. This is with a view to reducing the concentration of iron and manganese compounds. To solve these problems, it is necessary to: investigate the regularities of the processes of removing iron and manganese compounds with commercially available sorption materials; combine the sorption material (activated coconut charcoal) with coagulants and flocculants in order to obtain combined sorbents effective in terms of sorption of iron and manganese compounds; develop a design of a model cartridge for groundwater treatment based on a layer-by-layer combination of commercial materials with combined sorbents; conduct a loading test and establish its performance; to develop a basic technological scheme for the purification of decentralized waters using sorption filtering loading; conduct an economic and environmental assessment of this technological scheme.

The second section presents an overview of the objects and research methodologies employed in the study, with a detailed account of the conventional materials explored in the dissertation, including their salient characteristics. Specific consideration is given to the methods for obtaining combined materials based on coconut charcoal (CAC) with the addition of coagulants and flocculants. The method of impregnation of coconut charcoal with chemical reagents, which was used to create combined materials with the addition of flocculants, was also considered. The methods used for preliminary studies of commercially available adsorbents are described, namely: determination of light-emitting ability and study of sorption kinetics. The section outlines methodologies for identifying the optimal mass, working concentration range, and optimal adsorption conditions under both static and dynamic conditions. The reliability of the obtained results for element concentrations in aqueous solutions was ensured by employing the modern method of inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES).

The third section is dedicated to an examination of the sorption properties of commercially available materials and a rationale for the selection of coconut charcoal as a carrier base for combined materials. Based on the results of the study of the brightening ability and kinetics of sorption processes, the advantages and disadvantages of using traditional sorbents, such as: CAC, zeolite, shungite, quartz, silicon, and copper-zinc alloy catalysts KDF-55 and KDF-85 for the purification of aqueous solutions from iron and manganese compounds, were established. It has been demonstrated that quartz and silicon exhibit low levels of extraction for both iron and manganese compounds. Consequently, their use is inadvisable. Furthermore, the use of adsorbents derived from mineral rocks (zeolite, shungite, quartz) is inadvisable, as this practice results in the release of aluminium into the water, which in turn leads to an increase in its concentration in purified water above the MPC standards. The CAC adsorbent is distinguished by its high degree of extraction of iron and manganese compounds, which reach 68% and 60%, respectively. Furthermore, CAC offers a superior clarification of solutions in comparison to alternative mineral sorbents. Copper-zinc alloys, characterised by the deposition of Fe(II) due to redox reactions, exhibit a number of beneficial properties. When applied in layers, they have the ability to prolong the operational lifespan of activated carbon, and are also easily

regenerated after the sorption process, requiring only a single wash with water. The use of a copper-zinc alloy in conjunction with alternative sorbents results in a reduction in the sorption time, which is limited to a maximum of 20 minutes. This enables the effective use of the alloy in rapid or flow filters. Furthermore, the study of the catalytic copper-zinc alloy in static laboratory conditions revealed that the optimal mass of the KDF-55 alloy is 10 g/dm^3 , while that of the KDF-85 is 2 g/dm^3 . Additionally, the range of working concentrations of iron compounds for both KDF-55 and KDF-85 is up to 20 mg/dm^3 , while that of manganese compounds is up to 1 mg/dm^3 . A comparative analysis of the characteristics of catalytic alloys has demonstrated that KDF-85 is more effective than KDF-55 at a lower mass, and thus has the potential to enhance the efficiency of the sorption process in groundwater purification.

The fourth section presents the findings of the study investigating the brightening ability and sorption kinetics of a combined material comprising coconut-based activated carbon and coagulants and flocculants. A series of combined materials were investigated, comprising activated carbon with the incorporation of coagulants (aluminium sulphate and aluminium chloride) and flocculants (sodium alginate, low-molecular-weight food chitosan, and acid-soluble chitosan). The sorption kinetics data substantiate the assertion that the combined material, comprising coconut activated carbon and coagulants $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ and AlCl_3 , exhibits a degree of extraction of iron compounds at 36 % and 77 %, respectively, and a degree of extraction of manganese compounds at 30 % and 65 %, respectively. Furthermore, it has been demonstrated that the utilisation of aluminium-containing coagulants results in the contamination of purified water with aluminium compounds. The combined material, comprising coconut charcoal and natural aminopolysaccharides (chitosan), exhibits low extraction values for both iron (48 % to 63 %) and manganese (41 % to 58 %) compounds. This indicates that the flocculants in question are unsuitable for use in obtaining the combined material. The findings of the study on the absorption capacity of the combined sorbent with the addition of sodium alginate (CAC-An) indicate that the effective extraction of both iron and manganese compounds (ranging from 90 % to 98 %) can be achieved across a broad range of element concentrations. Further studies of the combined material, based on coconut charcoal with

the addition of sodium alginate, revealed optimal conditions for effective use in static adsorption conditions. These were found to be a maximum contact duration of 60 minutes, an optimal mass of 5 g/dm³, a working concentration range for iron compounds of 0.2 mg/dm³ to 15 mg/dm³, and a concentration range of 0.1-5 mg/dm³ for manganese compounds. In order to ascertain the physicochemical basis of the sorption process, adsorption isotherms were constructed using the graph-analytical method, which, on account of the curvature and convexity exhibited, indicate the microporous structure of the sorbents. The practical efficiency of sorption is corroborated by theoretical calculations employing the Langmuir and Freundlich models. The reliability of the calculations for sorbents CAC and CAC -An is in accordance with the Langmuir model for iron compounds ($R^2 = 0.8823$, $R^2 = 0.9626$), and for manganese ($R^2 = 0.98$, $R^2 = 0.9826$). It is also in accordance with the Freundlich model for iron compounds ($R^2 = 0.8511$, $R^2 = 0.9226$) and for manganese ($R^2 = 0.9802$, $R^2 = 0.9645$). The Langmuir isotherm provides a better fit to the sorption process of iron and manganese compounds, as the reliability coefficient has higher values.

The fifth section is dedicated to an investigation of the absorption capacity of layered loading of sorbents CAC, CAC-An and catalytic material KDF-85 under dynamic conditions. This will include a determination of the optimal layered arrangement in the column and the ratio of the aforementioned sorbents. The upper layer was comprised of KDF-85, which facilitated the oxidation of Fe(II) to Fe(III). The middle layer consisted of CAC-An, which served to clarify the solution and facilitate the partial sorption of iron and manganese compounds. The lower layer was composed of activated coconut carbon, which was employed for the final purification of the solution. The optimal ratio of materials KDF-85, CAC-An and CAC was established, namely 5:2:20 g/dm³, respectively. To filter the iron(III) precipitation, a layer of quartz sand, with a particle size of 0.4-0.6 mm and a layer height of 2 cm, was added subsequent to the addition of KDF-85. Given that the flocculant sodium alginate acquires a gelatinous structure upon wetting, which can impede the uninterrupted passage of the solution through the middle layer, uniform mixing of the sorbents was employed to ensure thorough and consistent mixing. A model of a water purification cartridge, developed and patented during the

preparation of the dissertation, was employed to ascertain the working volume of the sorbent loading. In order to achieve this, 100 dm³ of aqueous solutions were purified with concentrations corresponding to the variability of the composition of groundwater, with concentrations 10 and 100 times the maximum permissible concentration. It was demonstrated that this loading is an efficacious method of purifying solutions from iron and manganese compounds within the permissible concentrations, in accordance with the State Sanitary and Epidemiological Norms and Regulations 2.2.4-171-10 for drinking water from wells, catchments and springs.

The sixth section proposes a basic technological scheme for groundwater treatment. The scheme is founded upon the findings of a dynamic study of sorption loading. After the cleaning process in the technological scheme is completed, the components of the load can be used for further use, namely: after washing with water, reuse of the catalyst and quartz sand; sorption material CAC-An for saturating the compost with trace elements; coconut activated carbon for reuse after regeneration. The projected cost of purified water, based on the proposed scheme and accounting for the consumption of relevant consumables, is estimated to be 0.96 UAH/dm³.

Keywords: decentralized water supply, iron and manganese compounds, coagulants, flocculants, sorption, catalyst, catalytic oxidation.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	20
РОЗДІЛ 1	
СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ДЕЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО	
ВОДОПОСТАЧАННЯ	27
1.1 Стан водних ресурсів України	27
1.2 Нормування джерел водопостачання.....	29
1.3 Джерела забруднення та методи очищення децентралізованих вод.	30
1.3.1 Комбіновані способи та технології.....	33
1.3.2 Сорбенти та коагулянти	40
1.3.3 Мобільні установки	45
1.4 Залізо та манган в системах децентралізованого водопостачання	
та методи їх очищення	46
Висновки до розділу 1	51
РОЗДІЛ 2	
ОБ’ЄКТИ, МЕТОДИ І МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ	53
2.1 Вихідні матеріали та реактиви	53
2.2 Методика виготовлення сорбційних матеріалів	57
2.2.1 Методика отримання сорбентів на основі кокосового вугілля	
з додаванням коагулянтів	57
2.2.2 Методика отримання сорбентів на основі кокосовго вугілля з	
додаванням флокулянтів	57
2.3 Визначення освітлюючої здатності	58
2.4 Дослідження кінетики сорбції	58
2.5 Методика визначення оптимальної маси сорбенту	59
2.6 Методика дослідження ефективності сорбентів в широкому	
діапазоні концентрацій	59
2.7 Дослідження оптимальних умов сорбції в динамічних умовах	60
2.8 Методика визначення концентрації елементів	60
2.9 Методи математичного розрахунку ізотерм сорбції	60
Висновки до розділу 2	63
РОЗДІЛ 3	
ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ТРАДИЦІЙНИХ	
КОМЕРЦІЙНИХ СОРБЕНТІВ ТА МАТЕРІАЛІВ	64
3.1 Загальні положення	64
3.2 Дослідження освітлюючої здатності мінеральних сорбентів	65
3.3 Дослідження кінетики сорбції	66

3.4 Комплексне дослідження мідно-цинкового каталітичного матеріалу	69
Висновки до розділу 3	75
РОЗДІЛ 4	
ДОСЛІДЖЕННЯ КОМБІНОВАНИХ СОРБЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ	77
4.1 Загальні положення	77
4.2 Дослідження освітлюючої здатності	78
4.3 Дослідження кінетики сорбції	78
4.3 Визначення оптимальної маси комбінованого сорбційного матеріалу	81
4.4 Визначення ефективності комбінованого сорбційного матеріалу в широкому діапазоні концентрацій	83
Висновки до розділу 4	91
РОЗДІЛ 5	
ДОСЛІДЖЕННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ СОРБЦІЙНОГО ФІЛЬТРУЮЧОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ	92
5.1 Дослідження фільтруючого завантаження в динамічних лабораторних умовах	92
5.2 Дослідження сорбційного фільтруючого завантаження в модельному картриджі для доочищення води	97
Висновки до розділу 5	103
РОЗДІЛ 6	
РОЗРОБКА ТА ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ПРИНЦИПОВОЇ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ	104
6.1 Розробка принципової схеми очищення децентралізованих вод	104
6.2 Кошторис на виконання науково-дослідної роботи	105
6.3 Розрахунок технології доочищення децентралізованих вод	108
6.4 Способи утилізації відпрацьованих матеріалів.....	110
Висновки до розділу 6	111
ВИСНОВКИ	112
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	114
ДОДАТОК А	126
ДОДАТОК Б	132
ДОДАТОК В	133
ДОДАТОК Г	134

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

KAB – кокосове активоване вугілля

KDF – Kinetic Degradation Fluxion

AS – алюміній сульфат

AC – алюміній хлорид

X1 – хітозан харчовий низькомолекулярний

X2 – хітозан кислоторозчинний зі ступенем деацетилювання 82 %

Ан – альгінат натрію

AAS – атомно-абсорбційна спектрометрія

ICP-AES – Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy

ГДК – гранично допустимі концентрації

Δ – значення величини різниці забарвлення розчинів

X, % - ступінь вилучення сполук

c – концентрація елементів, сполук

t – тривалість сорбції

V – об'єм

a – сорбційна ємність

B – витрати

ВСТУП

Водні ресурси – це основа життя на планеті, які з кожним роком зазнають значного забруднення з боку промисловості та соціуму. Зміна кліматичних умов та значне потепління негативно впливають на хімічний і бактеріологічний склад водойм, що призводить до їх заболочування та обміління, тим самим зменшуючи кількість водних ресурсів. Великі скупчення сміття на сміттєзвалищах стають причинами вимивання важких металів та токсичних сполук у підземні води, які використовуються для питних потреб населення. Промислові відходи неконтрольовано скидаються у водні об'єкти без належного очищення, тим самим пришвидшуючи занепад водних ресурсів. Розвиток аграрної промисловості, а саме виробництво добрив та засобів захисту рослин, що часто використовують на полях та городах, не тільки збільшують кількість та якість врожаю, а й впливають на склад ґрунтів та підземних вод, забруднюючи їх токсичними сполуками. Всі ці дії, та багато інших впливають на стан та якість водних ресурсів, які через інтенсивність розвитку суспільства та урбанізацію не встигають проходити природне відновлення, а очисні споруди на території України використовують застарілі технології та обладнання, які не справляються з сучасним станом проблеми.

Актуальність роботи. Децентралізоване (місцеве) водопостачання може забезпечити питною водою окремі будинки або невелику групу будівель. В якості децентралізованих джерел водопостачання найчастіше використовують підземні води. Відповідно до Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" до місцевих джерел водопостачання застосовують менший контроль за показниками якості, в тому числі за важкими металами та токсичними елементами, що в умовах збільшення забруднення водних об'єктів можна вважати некоректним. За показниками якості підземних вод на території України найбільш часто реєструють перевищення загального вмісту сполук заліза та мангану. Головними причинами потрапляння

яких в підземні води можна вважати вимивання з гірських порід, сміттєзвалищ, полів та скидів промислових стоків.

У природних водах і джерелах питного водопостачання вміст сполук заліза коливається у межах від 0,01 до 26,0 мг/дм³, що значно погіршує їх органолептичні властивості, надаючи воді неприємного в'язкого смаку та робить її малопридатною для використання в господарсько-питних і технічних цілях. Надмірне накопичення сполук заліза у воді може спричинити серйозні проблеми зі здоров'ям людини, а саме: гемохроматоз, захворювання серця та центральної нервової системи, цироз печінки, діабет, нудоту, тощо.

В річковій воді міграція сполук мангану відбувається у складі зважених форм, адсорбованих на оксиді заліза та глинистих часточках, органічних та неорганічних субстратах (як наприклад гумусові речовини). Наявність у воді сполук мангану може призвести до несприятливих ефектів і різноманітних симптомів в організмі людей, пов'язаних з нейротоксичністю, включаючи когнітивні функції, хворобу Паркінсона, манганізм, дистонію, а також спостерігаються негативні наслідки для рослин, такі як хлороз листя та некротичні плями листя.

Відкладення сполук заліза та мангану можуть накопичуватися в трубах, баках, водонагрівачах та пом'якшувачах води, що стає економічною проблемою через необхідність використання реагентів для пом'якшення води або заміни обладнання. Також зростають витрати на електроенергію, що пов'язано з перекачуванням води через звужені труби та з її нагріванням за допомогою електричних нагрівальних стрижнів, які з часом покриваються відкладеннями зі сполук заліза та мангану.

В зв'язку з цим, актуальним питанням сьогодення є розробка ефективних та функціональних матеріалів для використання в якості сорбентів з метою застосування в технологіях очищення питної води від сполук заліза і мангану та з можливістю їх швидкої регенерації або заміни.

Зв'язок роботи з науковими роботами, планами, темами. Дисертаційна робота виконувалася в рамках стратегії розробленої на підставі Закону України

«Про засади державної регіональної політики», з урахуванням основних засад Державної стратегії регіонального розвитку на 2021-2027 роки (затверджена постановою Кабінету Міністрів України від 05.08.2020 № 695), водної стратегії України на період до 2050 року (розпорядження Кабінету Міністрів України від 09.12.2022 № 1134), реформи інтегрованого управління водними ресурсами, міжнародного проекту «Водна гармонія-II» (Water Harmony project), СРЕАЛА-2015/10036 в рамках Норвезької Програми співпраці з Євразією в галузі вищої освіти (03.2016-12.2022).

Мета і задачі дослідження. Мета роботи полягала в розробці ефективних комбінованих сорбційних матеріалів та сорбційного фільтруючого завантаження для очищення води, що поступає з джерел децентралізованого водопостачання, від сполук заліза та мангану.

Для досягнення поставленої мети необхідно було вирішити наступні наукові та практичні завдання:

- вивчити закономірності процесів видалення сполук заліза та мангану комерційно-доступними сорбційними (кокосове активоване вугілля, шунгіт, кварц, цеоліт, кремній) та каталітичними матеріалами (KDF-55, KDF-85);
- напрацювати зразки поєднання матеріалів у сорбційному завантаженні для видалення сполук заліза та мангану взявши за основу КАВ та дослідити їх сорбційні та фізико-хімічні властивості;
- розробити конструкцію модельного картриджу для очищення децентралізованих вод від сполук заліза та мангану, з використанням найбільш ефективного сорбційного завантаження на основі КАВ, провести його випробування та встановити продуктивність;
- розробити та обґрунтувати технологічну схему очищення децентралізованих вод від сполук заліза та мангану, з урахуванням основних характеристик запропонованого сорбційного завантаження, та довести її економічну і екологічну доцільність.

Об'єкт дослідження – очищення децентралізованих вод від сполук заліза та мангану.

Предмет дослідження – створення та застосування сорбційного фільтруючого завантаження на основі ефективних матеріалів, а саме: комбінованого сорбційного матеріалу, комерційного сорбенту та каталітичного матеріалу, для очищення децентралізованих вод.

Методи дослідження.

В дисертаційній роботі дослідження та визначення концентрацій елементів у водних розчинах проводили з використанням атомно-емісійної спектрометрії. Використовували колориметричний метод для визначення освітлюючої здатності сорбентів за метиленовим блакитним. За стандартними методиками проводили визначення ефективності вилучення сполук заліза та мангану; оптимальної маси сорбентів; робочого діапазону концентрацій; оптимальних параметрів сорбції в статичних і динамічних умовах та дослідження кінетики процесу сорбції.

Теоретичні розрахунки, математичну та статистичну обробку експериментальних даних та моделювання технологічної схеми процесу сорбції здійснювали з використанням персонального комп'ютера та за допомогою пакетів прикладних програм (MS Office, Excel, QCAD).

Наукова новизна одержаних результатів:

- вперше розроблено сорбційний матеріал на основі коксового вугілля, як носія, в поєднанні з флокулянтном альгінатом натрію (КАВ-Ан) та досліджено ефективність його застосування для видалення сполук заліза та мангану;

- вперше досліджені процеси використання сорбційного завантаження, яке складається з КАВ-Ан в поєднанні з адсорбентом кокосовим вугіллям, мідь-цинковим каталітичним матеріалом KDF та кварцовим піском для очищення модельних розчинів, наближених за складом до підземних вод, від сполук заліза та мангану;

- набули подальшого розвитку дослідження каталітичного мідь-цинкового матеріалу KDF-55 і KDF-85 та встановлено, що каталітичний мідь-цинкового матеріалу окислює сполуки Fe(II) до нерозчинних сполук Fe(III), що супроводжується збільшенням вмісту іонів Цинку та Купруму у фільтраті;

- набули подальшого дослідження сорбційні матеріали, а саме: кокосове активоване вугілля, мідь-цинковий каталітичний матеріал та комбінований сорбційний матеріал з метою визначення оптимальних умов їх використання (маса сорбенту, тривалість контакту, робочий діапазон концентрацій забруднювачів) в процесі видалення сполук заліза та мангану з використанням запатентованого картриджу очищення води для побутового фільтру.

Практичне значення одержаних результатів.

Одержані в дисертаційній роботі експериментальні дані можуть бути застосовані для використання в процесах очищення децентралізованих вод від сполук заліза та мангану.

Запропоноване сорбційне завантаження дозволяє вилучати сполуки заліза та мангану при одночасному та окремому їх перебуванні у воді в широкому діапазоні концентрацій як у фільтрі малого об'єму (фільтр-глек) так і в мобільній установці на 1000 дм³ згідно представленої технологічної схеми. Також сорбційне завантаження має в своєму складі матеріали, що можуть бути повторно використовуватися або регенеруватися.

Сформульовані наукові положення, а також результати експериментальних досліджень використано в навчальній вибірковій дисципліні «Сучасні прилади для дослідження природних об'єктів» на кафедрі Хімічних технологій та водоочищення Черкаського державного технологічного університету при підготовці бакалаврів за спеціальністю 161 Хімічні технології та інженерія. Практичні результати роботи захищено патентом України на корисну модель.

Особистий внесок здобувача полягає в аналізі наукових та патентно-інформаційних літературних джерел за темою дисертаційної роботи, в дослідженні ефективності сорбційного очищення підземних вод для децентралізованого постачання, у формулюванні мети і визначенні завдань роботи, проведенні теоретичних та експериментальних досліджень, обробці та узагальненні результатів, в тому числі, при підготовці публікацій відповідно до теми роботи. Обговорення результатів дослідження та формулювання висновків проведено спільно з науковим керівником кандидатом хімічних наук, доцентом кафедри

хімічних технологій та водоочищення Черкаського державного технологічного університету Солодовнік Т.В.

Частину експериментальних досліджень проведено спільно з співробітниками сервісно-аналітичного центру Ukravit Institute (Черкаси).

Апробація результатів дисертації. Основні результати дисертаційної роботи були представлені та обговорені на: студентській науково-практичній конференції ЧДТУ (м. Черкаси, Україна, 2019 р.); конференції “Ресурси природних вод Карпатського регіону” (м. Львів, Україна, 23-24 травня 2019 р.); X Ювілейній Міжнародній науково-практичній інтернет-конференції здобувачів вищої освіти та молодих учених «Хімія та сучасні технології» (м. Дніпро, Україна, 23-24 листопада, 2021 р.); II інтернет-конференції молодих вчених «Перспективи хімії в сучасному світі» (м. Житомир, Україна, 2022 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Синергія науки і бізнесу у повоєнному відновленні Херсонщини» (м. Одеса, Україна, 26-28 квітня 2023 р.); Міжнародній науковій Інтернет-конференції «Молекулярна інженерія та комп'ютерне моделювання для нано- і біотехнологій: від наноелектроніки до біополімерів» (м. Черкаси, Україна, 27-28 вересня 2023 р.); XI Міжнародній науково-практичній інтернет-конференції здобувачів вищої освіти та молодих учених «Хімія і сучасні технології» (м. Дніпро, Україна, 06-07 грудня 2023 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми хімії та хімічної технології», (м. Київ, Україна, 21-22 листопада 2024 р.).

Публікації. За результатами дисертаційної роботи було опубліковано 13 наукових праць, з них 1 стаття, що входить до наукометричної бази даних Scopus, 4 статей у виданнях України, які входять до фахових видань категорії «Б», 7 тез доповідей в збірках матеріалів конференцій та 1 патент України на корисну модель.

Структура дисертаційної роботи. Дисертаційна робота складається із вступу, шести розділів основної частини, висновків, списку використаних літературних джерел. Загальний обсяг 135 сторінок, у тому числі 17 таблиць, 28 рисунків. Список використаних джерел включає 106 найменувань.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ДЕЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Ефективне та раціональне використання водних ресурсів для потреб населення, промисловості, сільського господарства, транспорту та інших галузей господарства, включаючи право на забір води, скидання стічних вод та інше є важливою задачею сьогодення [1]. До водних ресурсів відносяться всі води гідросфери, а саме: води рік, озер, каналів, водосховищ, морів й океанів, підземні води, ґрунтова волога, вода (лід) гірських і полярних льодовиків. За останні десятиліття численні дослідження говорять про значний вплив змін клімату на водні ресурси України, що, в свою чергу, впливає на кількість прісної води. Окрім того, стан природних вод з кожним роком погіршується через збільшення промислових виробництв, екологічних катастроф, використання засобів захисту рослин аграріями та ін..

1.1 Стан водних ресурсів України

Гідрохімічний стан поверхневих вод на території України, до яких відносяться води річок Дніпро, Десни, Південного та Західного Бугів, Сіверського Донцю і численних гірських річок Закарпаття, а також пов'язані з ними водосховища, мають тенденцію до погіршення. Спостерігається стійке підвищення вмісту фосфатів у воді, що є наслідком техногенного навантаження на водні об'єкти. Значна кількість “органіки” (переважно гумінові сполуки), а також заліза і біогенних елементів утворюється в повільно проточних водосховищах завдяки активному розмноженню синьо-зелених водоростей (“цвітіння води”) в певні періоди року. Перевищення нормативних показників якості води для господарсько-питного водокористування спостерігається переважно за такими показниками, як хімічне (ХПК) і біохімічне споживання кисню (БПК), кольоровість, а також за вмістом заліза та мангану [2].

Важливим резервом водопостачання є підземні води. Щоденна потреба людини у питній воді складає приблизно 10 дм³. Проте, загальне споживання води мешканцями міста, що користуються централізованим водопостачанням, значно перевищує цей показник. Такий об'єм якісної питної води може бути забезпечений за рахунок підземних вод із глибоких та надійно захищених горизонтів.

Підземні води розташовані нижче поверхні землі та поділяються на ґрунтові і міжпластові (рисунок 1.1).

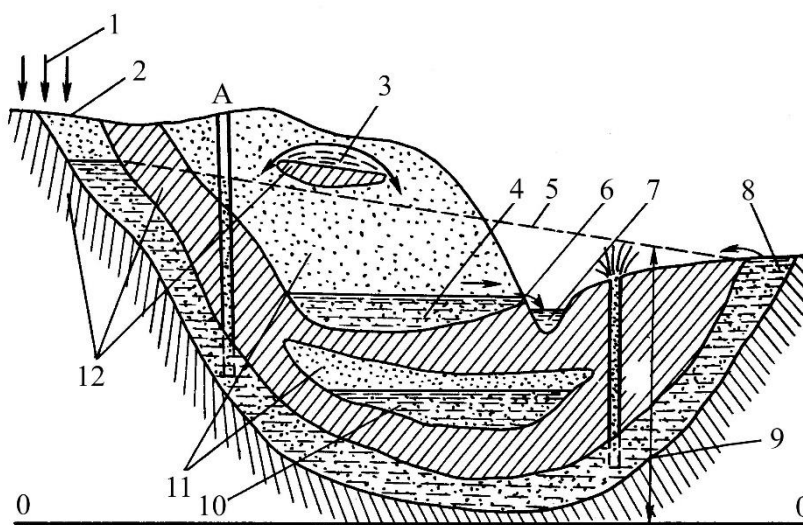


Рисунок 1.1 – Схема залягання підземних вод: 1 – опади; 2 – область живлення артезіанських вод; 3 – верховодка; 4 – ґрунтові води 5 – п'єзометрична лінія; 6 – виклинювання ґрунтових вод в річку; 7 – річка; 8 – область розвантаження напірних (артезіанських) вод; 9 – міжпластові напірні (артезіанські) води; 10 – безнапірні міжпластові води. 11 – водопроникні породи; 12 – водотривні породи; А – артезіанська свердловина безсамовиливання; Б – артезіанська самовиливна свердловина [3].

Ґрунтові води заповнюють верхні шари земної кори, що пропускають воду. Їх рівень постійно коливається під впливом атмосферних опадів. Через близькість до поверхні, ґрунтові води вразливі до забруднення різними речовинами, які просочуються з поверхні землі. Міжпластові води залягають у водоносних шарах, які розташовані між водонепроникними породами. На відміну від ґрунтових вод, міжпластові часто мають підвищений тиск. Тому при бурінні свердловини вода може фонтанувати, піднімаючись вище рівня землі. Такі свердловини називають артезіанськими.

Основна частина (понад 60 %) ресурсів підземних вод зосереджена в північних областях України (Чернігівська, Київська, Полтавська, Рівненська, Сумська, Львівська). Найменш забезпеченні ресурсами підземних вод (400 – 750 тис. м³/добу) Чернігівська, Кіровоградська, Миколаївська, Івано-Франківська, Житомирська та Одеська області. За даними регіональних гідрохімічних досліджень, підземні води зони активного водообміну на території України мають досить чітку гідрохімічну зональність, яка полягає у зміні хімічного типу вод і збільшенні концентрації всіх іонів (за винятком гідро карбонатного) з північного заходу на південний схід. Значні зміни у хімічному складі води відбуваються через діяльність людини. Широке використання добрив та пестицидів у сільському господарстві, а також скидання відходів підприємств і міст призводять до забруднення водних ресурсів та зменшення їх конденсаційних запасів [3].

1.2 Нормування джерел водопостачання

Якість води у джерелах водопостачання оцінюють за її складом і властивостями, після чого визначається її придатність до тих чи інших цілей. Джерело водопостачання повинно забезпечувати потрібну кількість води з урахуванням зростання водоспоживання на перспективу, на безперебійне постачання, на мінімальні витрати його очищення і подачу споживачеві. Поверхневі джерела водопостачання (річки, озера, канали, водосховища) характеризуються значними змінами води в окремі сезони року. Якість поверхневих вод, які належать до річок та озер, сильно залежить від природних факторів (дощ, сніг) та антропогенного впливу (сільське господарство, промисловість). Підземні води, як правило, чистіші за рахунок природної фільтрації через ґрунт. Однак, вони можуть містити підвищену кількість мінеральних солей і заліза. У значній частині населених пунктів більшості областей питна вода характеризується підвищеною жорсткістю, а в південних областях ще й підвищеною (більше 2-3 г/дм³) мінералізацією. Внаслідок нераціонального природокористування на значних територіях розширюються зони, де реєструється висока концентрація в підземних горизонтах нітратних сполук, сліди пестицидів та

важких металів, що не дозволяє використовувати таку воду як питну [3]. Питна вода має відповідати вимогам 4-х груп критеріїв безпеки, а саме: мікробіологічній, хімічній, індикаторній й радіаційній. Для води, що використовується людиною, окрім оцінки токсичності, проводиться оцінка впливу речовини на органолептичні властивості води.

При децентралізованому постачанні, вода повинна мати високу прозорість (не менше 30 см), кольоровість не більше 35 град., запах і присмак до 2-3 балів, загальну твердість до 10 мг-екв/дм³, вміст нітратів до 45 мг/дм³. В порівнянні з водопровідною водою, вода з колодязів, каптажів та джерел має значно менший рівень контролю за показниками якості, але це не дає гарантію безпечності такої води. Так, відповідно до вимог ДСанПіН 2.2.4- 171-10, в децентралізованих водах не визначаються такі елементи як: Цинк, Алюміній, Кадмій, Силіцій, Арсен, Молібден, Меркурій, Свинець, Нікель, Селен та Хром [4]. Оскільки комплексний контроль за станом підземних водних артерій практично не проводиться, то й причинам забруднення та попередженню їх виникнення не надається належної уваги. Найбільш проблемними для артезіанських вод є такі показники, як каламутність, твердість, вміст заліза і мангану, які перевищують норми, як мінімум в 30-40 % аналізованих проб. Так в Черкаській області каламутність перевищує норму в 70-85 % проб, вміст мангану в 50-60 % проб, вміст заліза в 14 %. Слід зазначити, що даний показник залежить не тільки від якості вихідної води, але і від умов експлуатації свердловини. Також, у Черкаській області 91 % аналізованих проб криничної води мають підвищену жорсткість, частка нестандартних проб за показником вмісту нітратів становить 65-70 %, високої мінералізації 40-50 % та підвищеної каламутності в 45-55 % проб криничної води [5, 6].

1.3 Джерела забруднення та методи очищення децентралізованих вод

Децентралізоване водопостачання, яке призначене для забезпечення питною водою окремих будинків або невеликої групи будівель, найчастіше організовується за рахунок підземних вод. Вода збирається з різних водоносних горизонтів та з різної глибини, але здебільшого використовують ґрунтові води з другого і третього

горизонтів, які захищені від забруднення. При децентралізованому водопостачанні додаткову обробку води, як правило, не проводять, так як до колодязної води не можна ставити такі високі вимоги, як до води при централізованому водопостачанні, але, в той же час, така вода повинна бути безпечною в санітарно-епідемічному відношенні. На сьогоднішній день існують та впроваджуються наступні види децентралізованого постачання: водопостачання з колодязів; забір води з артезіанських джерел; доставка води спецавтотранспортом до житлових масивів; розбудова мережі кюветів; високоякісна вода з глибоких, надійно ізольованих горизонтів; продаж питної води у герметичних пляшках, що наповнюються у заводських умовах [7].

Вважається, що вода зі свердловин має дуже високу якість і не вимагає додаткового очищення, але, на жаль, це не завжди так. Для безпечного і впевненого використання води зі свердловин її треба очистити від механічних домішок, освітлити, а далі пом'якшити, зменшити вміст розчинених солей, заліза, хлору, аміаку та газів до рівня норм фізіологічної потреби організму людини.

Забруднюючі домішки можуть надходити до водного об'єкту як зовні, так і утворюватися в самому водному об'єкті. Різноманіття домішок зумовлює використання різних методів очищення відповідно до типу забрудників. Відповідно до фактору розділення використовують наступні методи: осадження, фільтрування, флотація, коагуляція, адсорбція, іонний обмін, мембранні процеси та окисні методи, а також їх комбінації.

Так, наприклад, дослідниками [8] розроблено систему для збирання та очищення дощової води в якості децентралізованого водопостачання для окремого будинку. Дана система обробки води включає стадію аерації, фільтрації піском, адсорбції гранульованим активованим вугіллям (GAS) та дезінфекції ультрафільтрацією (УФ). Параметри отриманої води відповідають австралійським стандартам та характеризуються більш високими показниками якості ніж води муніципального водопостачання. За рахунок оснащення сонячними панелями, процес повністю автоматизований та не потребує додаткового джерела енергії,

також дана технічна розробка вимагає мінімального обслуговування, а отримані результати свідчать про перспективність її застосування.

Авторами [9] сформовано принцип побудови та концепцію адаптивної системи очищення води, де вперше запропоновано використання блоку гідродинамічної обробки, що включає нагрів води, підконтур розчинення речовин та закаламучування, підконтур із можливістю корекції рН та одночасного синтезу дезінфектантів. Дана технологія найбільш ефективно може використовуватися в системах замкненого водопостачання невеликих житлових комплексів, закладів освіти, дитячих садків, медичних закладів та окремих адміністративних будинків, які вимагають більш високих та гарантованих вимог до якості питної води в умовах наявності неспецифічних забруднювачів, небезпечних біологічних агентів та збудників інфекційних захворювань.

В роботі [10] акцентовано увагу на те, що недорогі біопіщані фільтри (BSF) здатні забезпечити децентралізоване очищення води за незвичайних обставин, особливо під час пандемії. Однак вони утворюють непостійні швидкості потоку та мають меншу ефективність видалення кишкової палички та помутніння впродовж перших 4 тижнів використання. Тому, підвищення рівня фільтрації, видалення мікробів та помутніння стало новим аспектом цієї галузі дослідження. У зв'язку з цим, проведено спостереження впродовж 3-х місяців, для оцінки ефективності модифікованого біопіщаного фільтру (MBSF) в напрямку дослідження швидкості потоку під час усунення помутніння та патогенів, які передаються через воду (*E. coli*, *Cryptosporidium parvum* та *Giardia lamblia*). Модифікацію фільтру проводили додаванням 5-ти сантиметрових глинистих гранул, які заповнені сріблом, та включенням дифузійного диска між шарами піску. Результати показали помітну різницю між двома фільтрами щодо видалення помутніння; коливаючись між 51–92 % та 98,6–98,8 % для BSF та MBSF відповідно. Додавання дифузійного диску між шарами призвело до збільшення швидкості потоку з 18,2 до 38,7 дм³/год.

Також, MBSF продемонстрував більш високу ефективність видалення *E. coli* (99,8 %), *C. parvum* (100 %) та *G. lamblia* (100 %). Отриманий модифікований

біопіщаний фільтр може ефективно використовуватись і стати оптимальним варіантом для децентралізованого очищення питної води.

1.3.1 Комбіновані способи та технології

Так як, найбільш якісну воду, з точки зору її чистоти, отримують комбінованими способами, вітчизняними вченими запропоновано удосконалення способів обробки водних ресурсів із одночасним використанням різних методів, наприклад, зворотного осмосу з наступною фільтрацією через сорбент на основі іонообмінних смол [11], поєднання процесу фільтрації та іонізації [12], а також використання низки методик у вигляді установки, що складається з модулів зворотного осмосу, вугільного фільтру та рН-корекції [13].

Останнім часом, вчені різних країн приділяють особливу увагу УФ-знезараженню води, вдосконалюючи технологію і технологічне обладнання для вирішення комплексних задач, а саме: знезараження води при значному бактеріальному забрудненні; видалення органічних та неорганічних речовин; поліпшення органолептичних показників якості питної води; очищення підземних вод від підвищених концентрацій заліза та мангану, а також видалення сірководню [14].

В роботі [15] пропонується використання УФ-випромінювання в комбінації з електрохімічним анодним утворенням Cl_2 (E-UV/ Cl_2) з вихідної води для боротьби з мікрозабрудненнями в системах децентралізованого водопостачання. Встановлено, що при типових концентраціях Cl^- , наявних у джерелах води децентралізованих систем (30-300 мг/дм³ Cl^-), на аноді можна швидко отримати достатню кількість хлору, щоб забезпечити процес очищення води. Використання E-UV/ Cl_2 для поверхневої води з вмістом мікрозабрудників (триметоприм, ципрофлоксацин, метопролол і карбамазепін) дозволяє ефективно усунути їх впродовж 5 хвилин. Застосування даної методики виключає необхідність транспортування або спеціального підведення рідкого хлору, що є перспективною технологією зниження мікрозабрудників у системах місцевого водоочищення.

Авторами [16] проведено дослідження впливу попередньої обробки води ультразвуком-озонуванням (US/O₃) у поєднанні з коагуляцією (коагулянти: алюміній сульфат, ферум хлорид та поліалюміній хлорид) на природну органічну речовину (NOM) та ефективність усунення мутності з поверхневих вод. При поєднанні даних типів очищення спостерігається збільшення ефективності видалення NOM, загального органічного вуглецю (TOC) та зменшення мутності. Встановлено, що одночасне використання коагуляції, ультразвуку та обробки озоном перетворює макромолекули NOM у менш токсичні органічні сполуки. Доказом цього є дослідження очищених зразків води на вміст коліформної та кишкової паличок. У зв'язку з цим, даний метод може розглядатися як ефективний спосіб для очищення децентралізованих водних ресурсів.

Дослідниками [17] вивчався взаємозв'язок між коагуляційно-флокуляційними процесами та стерилізацією на прикладі модельних вод, що містять каолін та кишкову паличку. В якості реагентів використовувались хлорид поліалюмінію (PAC) та хлорид полідіметилдіаліламмоній (PDMDAAC). Встановлено, що два флокулянта беруть участь у різних механізмах очищення: PAC відповідає за коагуляцію та нейтралізацію заряду, а PDMDAAC сприяє утворенню великих пластівців, що більше підсилює його контакт з E. coli та сприяє стерилізації. В процесі експериментального дослідження комбіновані флокулянти показали коефіцієнт видалення бактерій близько 90%. Таким чином стерилізацію флокулянтами можливо застосувати при очищенні децентралізованих вод для питних потреб.

Авторами [18] розглядається процес видалення металів, а саме: Cd, Pb, Ni, Cr, Cu та Co поєднанням методів окислення, коагуляції та адсорбції при оптимізованому pH, що також є ефективно для одночасного видалення As, Fe та Mn з підземних вод. В якості речовин, для оптимізації pH, окислювання та коагуляції використовували NaHCO₃, KMnO₄ та FeCl₃ відповідно. При обробці отриманих результатів дослідження науковці встановили, що видалення металів з початковою концентрацією 2 мг/дм³ даним методом збільшується в наступному

порядку: Cd (79,0%) <Co (94,8%) <Ni (94,4%) <Cu (98,0%) <Cr (98,3%) <Pb (99,5%).

Останнім часом електрокоагуляція (ЕК) набуває перспективного використання як метод очищення забрудненої води. З огляду на це, в роботі [19] пропонується використання ЕК з електродами з нержавіючої сталі для видалення миш'яку (As (V)) з водних розчинів. Дослідниками визначені оптимальні умови, результатом впровадження яких є усунення 92% As (V) з розчину концентрацією 0,1 мг/дм³. Дослідження економічних аспектів системи безперервного потоку води, яка використовує сонячну панель на 12 В, вказує на можливість ефективного очищення забрудненої води зі швидкістю 12 дм³/год з ефективністю близько 91 %. У пілотному польовому дослідженні із забрудненими підземними водами (загальна кількість As 0,03 мг/дм³) у провінції Ханам (В'єтнам), використання системи ЕК із застосуванням сонячної енергії (12 В) дозволяє знизити концентрацію As до рівня, який відповідає вимогам згідно стандартів до питної води, які затверджені ВООЗ та діють на території В'єтнаму.

Авторами [20] досліджено застосування електрокоагуляції (ЕК) як автономної технології у поєднанні з фільтрацією в середовищі окисника для виведення миш'яку та мангану з підземних вод. Встановлено, що механізм видалення миш'яку, був пов'язаний з утворенням пластівців залізного коагулянту, а видалення мангану з каталітичною окислювально-відновною реакцією у середовищі діоксиду мангану. Застосування даної технології, показує зменшення концентрації миш'яку до 4,4 мкг/дм³, що є на порядок ефективніше, ніж ті що досягнуті при звичайній ЕК, і зважаючи на це, дана розробка має перспективи для застосування при очищенні підземних вод.

Дослідниками [21] розроблено систему водоочищення, що поєднує в собі ультрафільтрацію, дезінфекцію та генерування електрохімічно-активованих розчинів, які виконують роль управління біоплівками в системі. Встановлено, що дана система очищує біологічно забруднену воду, але потребує додаткового очищення, для питних потреб.

В роботі [22] представлено результати випробування мембранної системи з гравітаційним приводом (GDM) та з вбудованим гранульованим активованим вугіллям (GAC). Порівнювалися характеристики ультра фільтраційних мембран з полівініліденфториду (ПВДФ) ($0,45 \text{ м}^2$) в поєднанні з двома різними GAC (Eribon A та Hydrafline CC). Результатом даної роботи є підвищення ефективності затримки бактерій (*Enterococcus faecalis*), різних домішок ($1\text{--}200 \text{ мкм}$) та якості пермеату по відношенню до розчиненого органічного вуглецю, що свідчить про перспективу застосування даної системи для децентралізованої очистки.

Вченими [23] розроблено мембрани з деревини, в якості альтернативи для традиційних полімерних та керамічних. Встановлено, що розміри пор деревини відповідають середньому розміру пор мікрофільтраційної мембрани. Проведені дослідження показали високу ефективність очищення води від гідроксисполук Fe(III) при фільтруванні крізь зовнішню поверхню мікрофільтраційної трубчастої мембрани з деревини, що обумовлено стеричним механізмом її дії та формуванням на її поверхні додаткового затримувального шару у вигляді динамічної мембрани із гідроксисполук Fe(III). Також досліджено вплив різних фізико-хімічних факторів на затримуючу здатність мембрани та визначені її технологічні параметри. Встановлено, що додавання до розчину, з вмістом гідроксисполук Fe(III), суміші іонів Cl^- , HCO_3^- і SO_4^{2-} (по 200 мг/дм^3 кожного) практично не впливало на розподільчі властивості мембрани. Але автори зауважили, що у разі фільтрування розчину крізь внутрішню поверхню, питома продуктивність мембрани різко зростає, однак зменшується її затримуюча здатність, що обмежує практичне використання даної мембрани.

В роботі [24] наводяться закономірності процесу очищення дніпровської води баромембранним методом від органічних сполук керамічною мембраною, яка модифікована різними речовинами: гідроксисполуками Fe(III) і Al(III), кукурудзяним крохмалем і монтморилонітом. Модифікування відбувалося завдяки формуванню на поверхні керамічної мембрани вищезазначених речовин. Авторами встановлено, що для очищення від органічних речовин до норм їх у питній воді

згідно ГДК доцільно використовувати керамічну мембрану з глинистих мінералів, яка модифікована в динамічному режимі гідроксисполуками феруму.

Авторами [25] проведено дослідження з видалення пестицидів на водоочисних спорудах, що включають процес озонування, фільтрацію крізь шар біологічно активованого вугілля та ультрафільтрацію. Аналіз отриманих даних показав, що при використанні традиційних та удосконалених процесів очищення, рівень пестицидів може бути зменшено більше ніж на 60%.

Проблеми забруднення поверхневих вод марганцем привертає більше уваги у сфері питного водопостачання, особливо при застосуванні мембранної фільтрації. Так, дослідниками [26] розроблено інноваційний гравітаційно-керований мембранний процес (GDM), що поєднує додаткові ефекти, які виникають між біологічним прошарком та ультрафільтраційною мембраною (UF), з метою очищення поверхневих вод, що містять залізо та манган. Встановлено, що залізо та манган були вилучені до концентрацій менше 0,05 мг/дм³ у мембранному перміаті. Крім того, спостерігається незначний вплив присутності заліза та мангану на стабілізацію потоку та ефективності видалення органічних забруднень. Враховуючи названі ефекти, процес GDM можна вважати економічно вигідною стратегією для децентралізованого водопостачання, особливо при обробці поверхневих вод, що містять залізо та манган.

Одним із напрямків очищення води при децентралізованому постачанні, тобто без доступу до водоочисної станції, є застосування фільтрів. Фільтри, або ж змінні картриджі, мають широке застосування в побуті, приваблюють дешевизною, мобільністю, сучасним дизайном і простотою експлуатації. Однак ефективність очищення води з їх допомогою не завжди відповідає обіцянкам виробників і очікуванням користувачів. Порівняльна оцінка картриджів для побутових фільтрів різних виробників показує, що незважаючи на практично ідентичний склад фільтруючих сумішей в різних картриджах, ефективність їх дії, в процесі очищення води, істотно різниться. Основним фактором, що впливає на ступінь очищення води від хлору, органічних домішок та іонів жорсткості є час контакту води з фільтруючим завантаженням. Варіюючи величинами об'єму завантаження і

швидкості пропускання води можна досягти істотного збільшення ефективності роботи побутових картриджів для доочистки [27].

Авторами [28] проведено випробування комерційних фільтрів (прядильні, намотані та плісировані) з різною пористістю для усунення мутності у модельних розчинах (40 ± 10 NTU). Для регенерації фільтрів, з метою збільшення терміну використання, застосовували ряд промивань. Встановлено, що багатобар'єрний підхід до систем фільтрації призводить до послідовного та ефективного зменшення мутності, що в свою чергу сприяє підвищенню ефективності подальшого процесу УФ-дезінфекції.

Вченими [29] досліджено динамічний гравійний фільтр (GDF), в якості попередньої обробки перед використанням побутових повільних фільтрів з піском (HSSF), що є першим етапом багатоступеневої фільтраційної очистки питної води. Побутовий піщаний повільний фільтр (HMSF), що містить GDF з нетканою ковдрою, представлений як приклад концепції багатобар'єрності, в якому існує більше одного етапу очищення з поступовим видаленням частинок та мікроорганізмів.

В роботі [30] проведено оцінку ефективності поглинання та експлуатаційних витрат для видалення Se (IV) за допомогою коагуляції/осадження солями заліза та адсорбцією на гранулах оксигідроксидів заліза. Дослідження показало, що адсорбція є більш ефективною для очищення вод з концентрацією селену більше 50 мгл/дм^3 за рахунок можливості регенерації адсорбентів для повторного використання.

Авторами [31] досліджувалась динамічна поведінка утворення пластівців при коагуляції для видалення радіонуклідів з використанням гідроксиду заліза, формування пластівців HFO та співосадження радіонуклідів з точки зору швидкого утворення пластівців без часу індукції та максимального загального виходу радіоактивності з стічних вод, але з можливістю швидкого і ефективного усунення при заміні на композитну форму HFO-PAM.

Відомо, що застосування неорганічних реагентів на основі солей алюмінію та заліза для процесу коагуляції, сприяє збільшенню кількості залишкових іонів даних

металів у воді після процесу очищення. Експериментальні та теоретичні дослідження в напрямку знешкодження залишкових іонів в очищеній воді проводяться в багатьох дослідницьких групах, які працюють в різних країнах світу. Особливої уваги, на даний час, заслуговує напрямок створення коагуляційно-флокуляційної моделі очищення з використанням неорганічних коагулянтів в комплексі з різними природними екологічно безпечними реагентами-флокулянтами [32, 33, 34].

Для ефективнішого очищення процес коагуляції комбінують з іншими методами. Автори [35] запропонували вдосконалення способу очищення води від дисперсних домішок, шляхом обробки коагулянтом сульфатом алюмінію, контактним завантаженням у вигляді кварцового піску і пиловидного активованого вугілля в зону реакції. Запропонований спосіб очищення води дозволяє інтенсифікувати процес очищення, зменшити витрати коагулянту в середньому на 20-25 % з отриманням очищеної води потрібної якості а собівартість очищеної води зменшується на 25-30 %.

Проводились дослідження процесу видалення As (V) з води за допомогою керамічних фільтрів, модифікованих нанокompозитами CeO_2 (CF- CeO_2), під час яких були визначені оптимальні умови, при яких фільтри демонструють здатність до видалення миш'яку, та розглянуто механізми їх дії. Доведено, що CF- CeO_2 фільтри є високоефективними, дешевими та безпечними для застосування у водоочисних системах [36].

Дослідниками [37] проаналізовано ефективність багатошарових фільтрів, які включають відсортовані шари піску та підтримуючі шари з гравієм, з додаванням нових прошарків з частинок міді та цинку, які традиційно називаються KDF (Kinetic Degradation Fluxion). Результати лабораторного дослідження показали високу ефективність даних фільтрів при видаленні хлору (на більше ніж 90%), та значне зменшення концентрації важких металів, що має перспективи застосування на очисних спорудах із зворотним осмосом та іонообмінними смолами. Крім того, доведено, що використання шару KDF у традиційних фільтрах допомагає зменшити вартість та подовжити термін експлуатації фільтрів.

Авторами [38] представлено новий тип фільтруючого картриджу, який спрямований на подолання втрати напору, спричиненого в умовах засмічення. Цей картридж виготовлений з центрального елемента в інертній бавовні, обмотаного циліндричною поліпропіленовою опорою та із серцевиною, що захищена такими елементами як біла мармурова галька, ефективні керамічні циліндри та гранульоване активоване вугілля. Дані захисні елементи забезпечують ефективну гідравлічну проникність та здатні зупинити більші за розмірами частинки, які засмічують картридж. Таким чином, запропонована конструкція картриджу дозволяє значно зменшити, порівняно з комерційними, середні втрати напору навіть при високих ступенях засмічення і, як наслідок, збільшити життєвий цикл картриджів.

В роботі [39] запропоновано схему знезалізнення підземних вод за допомогою сорбенту-каталізатора на основі магнетиту та іонообмінної смоли. Установка включає механічний фільтр з плаваючим завантаженням та фільтр комплексної дії, який забезпечує видалення сполук заліза шляхом сорбції, окиснення та іонного обміну. Встановлено, що ефективність окиснення іонів заліза залежить від швидкості фільтрування та утворення каталітичної плівки на поверхні сорбенту під час роботи фільтру.

Авторами [40] розглянуто нормування хімічних показників якості води, а саме концентрацій натрію, кальцію, магнію, калію на виході з фільтрів та запропоновано алгоритм формування оптимальної структури модуля іонообмінних фільтрів та структуру системи керування, що реалізує цей алгоритм та дозволить підвищити ефективність стадії тонкого очищення.

1.3.2 Сорбенти та коагулянти

Проблема забруднення природного середовища останнім часом актуальна у всьому світі. Стрімкий розвиток промисловості, збільшення кількості автомобілів та використання води у сільському господарстві призводить до підвищеного забруднення. Наявність заліза, солей жорсткості та інших домішок у воді сприяють розвитку різних захворювань у людини, появи корозії та розвитку шкідливих

мікроорганізмів. Внаслідок цього виникає необхідність доочищення води. Найбільш популярним способом, як вже зазначалося, є використання побутових фільтрів, які засновані на процесі сорбції, тобто на поглинанні розчинених домішок та газів розвинутою поверхнею сорбентів. Сорбенти розрізняються як за природою утворення, так і принципом використання. На разі актуальним питанням є розробка екологічно безпечних, дешевих та ефективних сорбентів.

Науковцями [41] досліджено використання гранульованого доменного шлаку, який є побічним продуктом важкої промисловості, для очищення питної води методом фільтрації. Доведено, що фільтр із залізним шлаком, який підтримується гравійним шаром, є ефективним для очищення від твердих речовин, зважених частинок, сульфатів, нітратів, хлоридів, заліза, а також сприяє зменшенню кольоровості водних розчинів при різних умовах процесу. В роботі розглянуто та проаналізовано механізми видалення даних забруднень.

Також дослідниками [42] проведено вдосконалення способу очищення природних і стічних вод, за рахунок підвищення адсорбційної ємності гідроксиду алюмінію, що утворився в процесі очищення природних і стічних вод, за рахунок чого зменшуються витрати реагентів та підвищуються якісні показники очищеної води. У способі очищення шляхом реагентної коагуляції та послідовного використання нанофільтраційної та зворотньоосмотичної мембран, згідно з корисною моделлю, розчин коагулянту перед введенням в воду, що оброблюється, піддають магнітній обробці та електрокоагуляції, що дозволяє інтенсифікувати процес очищення, зменшити витрати реагентів, покращити якість очищеної води, при цьому собівартість очищення води зменшується на 20-25%.

В роботі [43] висвітлюються результати дослідження змішаного адсорбенту, який складається з оксидів металів (Al/Fe/Ca) для ефективної очистки питної води від фтору. Процес адсорбції оптимізований з урахуванням різних параметрів, таких як: початкова концентрація фтору, доза адсорбенту, рН та час контакту. Авторами доведено, що сорбент має мінімальну втрату адсорбційної здатності після п'ятої повторної регенерації. Ефективність синтезованого адсорбенту перевіряли на прикладі підземних вод (6 мг/дм^3 фтору), зібраних з району Нагур (Раджастан,

Індія). Встановлено, що синтетичний адсорбент ефективно видаляти фтор до 88 % (доза адсорбенту 1,5 мг/дм³).

Авторами [44] вивчались переваги іншого синтетичного адсорбенту – непрожареного гідроксиапатиту (НАР), для видалення фтору. Розглянуті процеси синтезу сорбенту в залежності від умов і механізмів адсорбції, та розраховані параметри, які можуть бути використані для проектування системи з НАР у зонах зі значним забрудненням фтором.

В роботі [45] наведено результати досліджень з очищення води від сполук мангану із застосуванням катіоніту КУ-2-8 модифікованого перманганатом калію та магнетитом. Встановлено, що застосування катіоніту, модифікованого магнетитом, при додатковому керуванні, значно прискорює процес очищення води від сполук мангану, про що свідчить досягнуте повне вилучення в динамічних умовах за початкової концентрації мангану(II) 5 мг/дм³.

Українськими вченими проведені дослідження та модифікація природних адсорбентів на основі глинистого матеріалу [46] та синтетичних неорганічних речовин [47, 48] для видалення іонів амонію та важких металів.

Одним із найбільш поширених адсорбентів, що застосовують у всьому світі є активоване вугілля, однак, виробництво даного сорбенту потребує великої кількості природної сировини, з огляду на це, авторами [49] розроблено та протестовано установку для електрохімічної регенерації відпрацьованого активованого вугілля після використання на водоочисних спорудах, яка показала ефективність відновлення на 95-99 %, що вказує на доцільність застосування даного методу з меншими економічними затратами, більшою стійкістю процесу та меншим впливом на навколишнє середовище.

Окрім адсорбційних методів очищення, набирає популярність коагуляційно-флокуляційний метод очищення води, з використанням екологічно безпечних реагентів. Авторами [50] проведено дослідження впливу ефективності видалення мутності при використанні рослинних коагулянтів *Moringa stenopetala* (Baker f.) Cufod та *Maerua subcordata* (Gilg.) DeWolf за допомогою сольових розчинів NaCl, NH₄Cl та KNO₃ різних концентрацій. Встановлено, що зі збільшенням часу

контакту реагентів ступінь очищення може досягати 95 % для сильно каламутної води, а тому має перспективу застосування в широкомасштабних технологіях очищення води.

В роботі [51] представлено дослідження високошвидкісного видалення миш'яку (As (V)) із забруднених водних об'єктів при одночасній дії політиту хлориду (PTC) та нанокмполімеру $\text{Fe}_2\text{O}_3\text{-Mn}_2\text{O}_3$ у посиленому процесі коагуляції разом із рециркуляцією флокул. Науковцями визначені ефективні параметри при яких ступінь видалення As (V) складає 99,96 %, залишкова мутність – 4 NTU, а залишкова концентрація As (V) – менше 0,1 мкг/дм³.

Дослідниками [52] представлено гібридний полімер, отриманий укладанням окислів відходів знезалізнення води (Fe та Mn) в матрицю хітозану. Даний полімер оцінювали як сорбент для видалення As (III) та (V), і визначали його адсорбційну здатність у нейтральному та кислому середовищі. Зменшення адсорбційної здатності сорбенту після регенерації, за допомогою розчину NaOH, впродовж 6-ти циклів не спостерігалось, що свідчить про довготривалу дію сорбенту та можливість проведення безперервної роботи в системі нерухомого шару без його засмічення.

Вченими [53] синтезовано та досліджено одноланцюгову поверхнево-активну речовину (ПАР) на основі амінокислот для використання в іоній флотації при видаленні низьких рівнів іонних забруднень. Речовина характеризується значним утворенням піни та ефективна при видаленні таких елементів як: стронцій, лантан, миш'як та деяких важких металів при одноступеневому фізико-хімічному процесі. Важливим фактором отриманої ПАР є її здатність розкладатися на цистеїн та октанову кислоту, що свідчить про її екологічну безпеку.

Українськими вченими запропоновані методи розробки реагентів на основі поліакриламідів та титану з метою підвищення їх ефективності [54, 55] при використанні в коагуляційно-флокуляційних процесах водоочищення.

У статті [56] розглядаються особливості утворення канцерогенних домішок при підготовці екологічно чистої питної води. Автором даної статті встановлено, що з підвищенням температури води, яка освітлюється, спостерігається збільшення

летких галогеномісних сполук, що пов'язано з впливом температури води на кінетику швидкості реакції хлору з органічними речовинами, які знаходяться у вихідній воді. Доведено, що обробка води активованим розчином коагулянту сульфату алюмінію дозволяє збільшити адсорбційну ємність гідроксиду алюмінію, що сприяє інтенсифікації очищенню води, тобто повніше використовується адсорбційна ємність коагуляційних структур. Проведені дослідження дозволяють рекомендувати дану технологію для зниження техногенно-екологічної безпеки питної води.

Авторами [57], було розроблено корисну модель для водопідготовки, що включає дефторування води шляхом фільтрації крізь модифіковане зернисте завантаження, яке являє собою кримський гроноподібний пісок оброблений розчином коагулянту (солі алюмінію). Під час пропускання води крізь модифіковане таким чином завантаження, фторид-іони сорбуються поверхнею зерен. Спосіб забезпечує дефторування води без додавання коагулянтів безпосередньо у воду у чистому вигляді.

Вченими [58] було знайдено спосіб отримання залізовмісного коагулянту з високими коагулюючими властивостями з відходу виробництва двоокису титану – розчину сульфату заліза (II). Проводилися дослідження для покращення умов процесу виробництва та встановлено, що при наявності в розчині коагулянту сульфату мангану сприяє покращенню його властивостей.

Зарубіжними науковцями [59] було запропоновано використання відходів $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ від виробництва оксиду титану, було досліджено ізотерму абсорбції процесу коагуляції та кінетику при проведенні тестів з видалення біологічної та хімічної потреби в кисні, а також загальної кількості суспендованих твердих речовин та визначено майбутній потенціал для використання.

Коагулянти здатні гідролізуватися у воді з утворенням різних коагуляційних структур, які характеризуються високими адсорбційними та адгезійними властивостями. Авторами [60] доведено, що незначна кількість флокулянтів, введена у водний розчин, як додаток до типових коагулянтів, сприяє утворенню пластівців більшого розміру, що пришвидшує процес відстоювання і покращує

якість води, після фільтрації, а також стабілізує очищення та підвищує ефективність роботи обладнання. В якості флокулянтів використовували різноманітні неорганічні та органічні реагенти природного та синтетичного походження.

1.3.3 Мобільні установки

У місцях віддалених від великотоннажних систем водоочищення, з автоматичним контролем якості, основним джерелом водних ресурсів є підземні (колодязі, каптажі) та поверхневі води. У зв'язку з цим, проводяться дослідження направлені на розробку портативних установок доочищення в польових умовах, тобто без постійного доступу до лабораторії чи вимірювальних приладів.

В патентах [61, 62, 63], авторами розроблено ряд пристроїв для отримання питної води, які складаються із з'єднаних послідовно блоків з різними методами очищення. В патенті [61] описано пристрій який складається з таких блоків: блок із зворотно-осмотичною мембраною; блок кондиціювання рН; блок мінералізації. В патенті [62] представлено пристрій з 5-ти блоків: карбон-блок; блок з активованим вугіллям; блок зі спіненим поліпропіленом; блок із зворотно-осмотичною мембраною; блок із засипкою активованого вугілля. А в патенті [63] наведено опис установки з 3-х блоків: карбон-блок; блок з активованим вугіллям; блок кондиціювання води.

Дослідниками в патентах [64, 65, 66] запропоновано серію удосконалень пристроїв для підготовки води, переважно питної, методом комплексного багатоступеневого очищення в модулі.

Авторами [67] пропонується удосконалення водоочисного пристрою електричним та магнітним полем, який може використовуватися в процесах очищення технічної води, а також попереднього очищення питної води, що дозволяє розширити функціональні можливості, знизити енергозатрати, підвищити ефективність та надійність роботи пристрою.

Вченими [68] представлено переносний пристрій для очищення води, що базується на фільтруючих елементах, які виконані з фетру та цеоліту, а посріблена сітка є додатковим гарантом обеззараження води.

Для малих об'ємів води авторами [69, 70, 71] розроблено портативні установки очищення води з природних джерел, які базуються на методі фільтрації.

Дослідниками [72] описано розробку трьох переносних засобів з дезінфекції води, заснованих на контрольованому виділенні хлору у вигляді одноразової мішалки, багаторазової ручки та багаторазової палички. Встановлено, що всі три моделі зменшують бактеріальне та вірусне забруднення, та можуть вважатися високоефективними відповідно до класифікації побутових технологій очищення води ВООЗ. Технологія, на яких ґрунтується робота всіх трьох засобів, є доступною та дешевою, і може принести користь великій кількості населення, яке використовує небезпечні джерела питної води.

1.4 Залізо та манган в системах децентралізованого водопостачання та методи їх очищення

Метали хоча і присутні в живих організмах у мізерно малій кількості, але відіграють дуже важливу роль, входячи до складу біологічно активних речовин, що регулюють нормальну життєдіяльність організму. Але, в той же час, всі без винятку метали можуть чинити негативний вплив на організм, якщо концентрація їх доступних форм перевищує визначені межі.

Надходження важких металів у природні води відбувається внаслідок:

- скидання виробничих стічних вод підприємств гірничодобувної промисловості, гальванічних цехів, чорної і кольорової металургії, машинобудівних заводів;
- просочування в підземні горизонти вод для зрошення земель з підвищеним вмістом важких металів;
- вилуговування з відвалів рудників або металургійних підприємств;

- надходження з дощовими стічними водами з сільськогосподарських угідь, на яких застосовувалися у високих дозах органічні й мінеральні добрива, пестициди, що містять важкі метали;
- закислення природних вод в результаті випадіння кислотних опадів, і, як наслідок, переходу важких металів із зв'язаного (нерозчинного) стану в розчин [2].

Залізо, манган та інші елементи природно зустрічаються в землі та є звичайними мінералами та відкладеннями. У поверхневих водах концентрації сполук заліза та мангану, як правило, досить низькі. Однак у ґрунтових водах концентрації обох елементів можуть бути значно вищими, оскільки вода довше перебуває під землею в контакті з породами, які містять ці мінерали [73].

Головними джерелами сполук заліза в поверхневих водах є процеси хімічного вивітрювання гірських порід, що супроводжуються їх механічним руйнуванням і розчиненням. Значні кількості заліза надходять з підземним стоком і зі стічними водами підприємств металургійної, металообробної, текстильної, лакофарбової промисловості та з сільськогосподарськими стоками.

Основною формою, в якій Fe(III) міститься в поверхневих водах, є його комплексні сполуки з розчиненими неорганічними і органічними сполуками, головним чином гумусовими речовинами. При $\text{pH}=8,0$ основною формою є Fe(OH)_3 .

Концентрації сполук заліза схильні до сезонних коливань, що пов'язано з осінньо-весняним перемішуванням водних мас (гомотермія), яка супроводжується окисненням Fe(II) в Fe(III) і випадінням останнього у вигляді Fe(OH)_3 .

У природних водах і джерелах питного водопостачання вміст сполук заліза коливається від 0,01 до 26,0 мг/дм³. Вміст заліза вище 1-2 мг/дм³ суттєво погіршує органолептичні властивості води, надаючи їй неприємного в'язкого смаку і робить воду малопридатною для використання в господарсько-питних і технічних цілях [2].

Надмірне накопичення сполук заліза може спричинити серйозні проблеми зі здоров'ям людини, такі як: гемохроматоз, захворювання серця та центральної нервової системи, цироз печінки, діабет, нудота тощо [74].

В поверхневій воді сполуки мангану надходять внаслідок вимивання з ґрунтів та мінералів, головним чином зі залізо-манганових руд, а також зі стічними водами манганових залізо-збагачувальних комбінатів, металургійних заводів та інших виробництв.

В річковій воді міграція сполук мангану відбувається у складі зважених форм (манган бентосних водоростей), адсорбованих на оксиді заліза та глинистих часточках, органічних та неорганічних субстратах (як наприклад гумусові речовини). Порівняно з іншими металами, комплекси мангану з речовинами гумусової природи не відрізняються високою стабільністю. Вихід мангану з донних відкладень значно погіршує якість води у водоймах, що є загрозою для питного водопостачання [75]. Підвищений вміст сполук мангану у воді може призвести до несприятливих ефектів і різноманітних симптомів пов'язаних з нейротоксичністю, включаючи когнітивні функції, хворобу Паркінсона, манганізм, дистонію, а також негативно впливати на розвиток рослин, що супроводжується виникненням хлорозу листя та утворенням некротичних плям [76].

У глибоких колодязях, де вміст кисню низький, ґрунтові води, які містять сполуки заліза і мангану, зазвичай прозорі та безбарвні завдяки тому, що ці сполуки розчинні. Однак, під впливом повітря відбувається процес окиснення і утворення забарвлених та нерозчинних сполук (часто у формі дуже дрібних частинок).

Відкладення сполук заліза та мангану можуть накопичуватися в трубах, баках під тиском, водонагрівачах і пом'якшувачах води. Накопичення цих елементів стає економічною проблемою, через необхідність заміни обладнання або пом'якшення води. Також зростають витрати на енергію, пов'язані з перекачуванням води через звужені труби або нагріванням води за допомогою електричних нагрівальних стрижнів, покритих залізом або мангановими відкладеннями.

Проблемою, яка часто виникає, коли у воді є високий рівень сполук заліза або мангану, є наявність залізо- або манганових бактерій. Показником наявності цих

бактерій є неприємний запах, схожий на запах тухлих яєць. Ці бактерії зустрічаються в ґрунті, неглибоких водоносних горизонтах і деяких поверхневих водах. Бактерії не є загрозою для здоров'я, але можуть утворювати червоно-коричневі (залізо) або чорно-коричневі (манган) шари слизу, які часто виявляються в туалетних бачках, і можуть засмічувати системи водопостачання [77].

Найбільш простими та ефективними в експлуатації є методи очищення води з використанням адсорбції, коагуляції та фільтрації. Адсорбція отримала широке визнання серед методів очищення води від заліза, оскільки вона забезпечує економічні та екологічні переваги, такі як низька вартість, доступність, прибутковість, простота експлуатації та висока ефективність видалення. Так, у роботі [78] було порівняно дві повномасштабні очисні установки для питної води, а саме один фільтр з двома середовищами (антрацит і кварцовий пісок) і два фільтри з одним середовищем (кварцовий пісок), щоб вирішити взаємодію між фізико-хімічними та біологічними процесами, що контролюють видалення амонію, заліза та мангану, та встановлено, що обидві установки продемонстрували порівнянну продуктивність і роздільність процесу, причому більша частина видалення амонію та мангану відбувалася лише після повного виснаження заліза.

Одним із важливих факторів використання адсорбентів є їх доступність та дешевизна. Авторами [79] проведено аналіз застосування активованого вугілля, виготовленого з різних сільськогосподарських відходів, для видалення іонів заліза шляхом періодичної адсорбції та адсорбції в нерухомому шарі та встановлено, що адсорбція за допомогою економічно доступних адсорбентів, виготовлених з агровідходів, перевищує можливості звичайних технологій очищення води і вважається найбільш прийнятною для сільської місцевості.

Дослідниками [80] використано вермикулітову глину та катіонообмінну смолу в якості адсорбентів і фільтруюче середовище для визначення їх можливості видаляти та утримувати важкі метали (Fe та Mn) із водних розчинів. Встановлено, що глина здатна утримувати від 70 до 100 % Fe та приблизно 88 % Mn, а для катіонообмінної смоли показники видалення становили 43-78 % Fe та 95-100 % Mn.

Авторами [81] встановлено, що активоване вугілля, виготовлене з деревини тикви (*Tectona grandis*) та деревини ши (*Vitellaria paradoxa*) характеризується ефективним розміром зерен, а саме 0,075-0,2 мм та 0,2-2,0 мм, і здатне видаляти 92,5-100 % Fe та Mn з модельних розчинів, з низькою швидкістю потоку, подібним до свердловин. Для створення безперервного потоку використовували колонки, наближені до моделей адсорбції Адама-Бохарта, Томаса та Юна-Нельсона.

Дослідниками [82] встановлено, що біовугілля з фінікової пальми можна використовувати як недорогий, ефективний та екологічно чистий адсорбент для видалення мангану та нітратів із забруднених ґрунтових вод. Ефективність видалення становить 73,20 % для мангану та 94,94 % для нітратів, при pH=6, оптимальної дози 0,1 г та часу контакту 1200 хв.

У роботі [83] досліджувалось активоване вугілля з кісток великої рогатої худоби для видалення іонів Mn (II) із модельних розчинів, подібних за складом до ґрунтових вод. Встановлено, що за 60 хв сорбційного процесу було видалено 99,2 % Мангану, що свідчить про перспективу використання даного сорбенту для очищення ґрунтових вод. Також, вугілля з кісток великої рогатої худоби характеризується як безпечний і екологічно прийнятний адсорбент.

Авторами [84] запропоновано спосіб очищення води від іонів Заліза та Мангану сорбентами на основі магнетиту, який здатний сорбувати окислені та гідролізовані сполуки мангану в процесах окислення.

Дослідниками [85] отримано Ni-вмісний вуглецевий адсорбент, який має поліфункціональний характер з високою аніоно- та катіонообмінною ємністю. Модифіковане нікелем активоване вугілля показало адсорбційну ємність щодо іонів Fe у три рази вищу, порівняно з вихідним активованим вугіллем, що доводить його високу ефективність для знезалізнєння і дає можливість рекомендувати його для очищення природних вод.

Науковцями [86] запропоновано використовувати залишки обробки води (WTR), які складаються з мулу, глини та небажаних компонентів для синтезу геополімеру, який має потенціал для видалення Заліза та Мангану із забрудненої води за допомогою методу осадження.

Окрім адсорбентів, широке застосування отримали коагулянти та флокулянти, які здатні очищувати воду за такими показниками як мутність, кольоровість, вміст токсичних елементів та важких металів [87].

Авторами [88] проведені роботи з удосконалення способу очищення води від сполук заліза, що полягає в додаванні невеликих концентрацій коагулянту безпосередньо у воду, яке здійснюється впродовж двох-чотирьох годин. Після цього дозування коагулянту у воду припиняється а процес фільтрації продовжується до накопичення значної кількості осаду та істотного підвищення тиску на фільтрі.

Висновки до розділу 1

На підставі проведеного огляду літературних джерел та аналізу наукових публікацій можна зробити висновки та обґрунтувати напрямки дослідження в дисертаційній роботі:

- у сучасній науковій літературі набувають актуальності дослідження процесів видалення сполук заліза та мангану з децентралізованих водних ресурсів, які потрапляють у водні горизонти, вимиваючись з гірських порід, сільськогосподарських полів та промислових скидів;

- враховуючи, що застосування децентралізованих вод, яке в основному відбувається в приватних домогосподарствах, а також в сільській та віддаленій від міст місцевості, використання мембранних та великотоннажних систем очищення вод не вважається раціональним;

- в науковій літературі найбільш популярними матеріалами для видалення забрудників, з врахуванням екологічних та економічних аспектів, є використання активованого вугілля, модифікованих сорбентів та природних коагулянтів і флокулянтів;

- з аналізу наукових публікацій, присвячених сучасним методам та технологіям, встановлено, що найбільш ефективним та доцільним напрямком є застосування мобільних установок для очищення води з використанням фільтрації та багатобар'єрної сорбції;

- всі описані в літературі методи очищення хоча б по одній з умов не відповідають ефективному застосуванню, а саме: віддаленість поселень від міст та неможливість під'єднання до централізованих систем очищення та каналізації; мінливість концентрацій в залежності від територіального розташування джерела та погодних умов; доступність матеріалів та методів їх утилізації;

- також в науковій літературі відсутні дослідження щодо одночасного видалення сполук заліза та мангану з використанням сорбційних матеріалів.

В зв'язку з цим, актуальним питанням сьогодення є розробка ефективних та функціональних матеріалів для використання в якості сорбентів з метою застосування в технологіях очищення питної води від сполук заліза і мангану та з можливістю їх швидкої регенерації або заміни.

Для досягнення поставленої мети необхідно було вирішити наступні наукові та практичні завдання:

- вивчити закономірності процесів видалення сполук заліза та мангану комерційно-доступними адсорбційними (кокосове активоване вугілля, шунгіт, кварц, цеоліт, кремній) та каталітичними матеріалами (KDF-55, KDF-85);

- напрацювати зразки поєднання матеріалів у сорбційному завантаженні для видалення сполук заліза та мангану взявши за основу КАВ та дослідити їх сорбційні та фізико-хімічні властивості;

- розробити конструкцію модельного картриджу для доочищення підземних вод від сполук заліза та мангану, з використанням найбільш ефективного сорбційного завантаження на основі КАВ, провести його випробування та встановити продуктивність;

- розробити та обґрунтувати технологічну схему очищення підземних вод від сполук заліза та мангану, з урахуванням основних характеристик запропонованого сорбційного завантаження, та довести її економічну і екологічну доцільність.

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ, МЕТОДИ І МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Вихідні матеріали та реактиви

У процесі дослідження використовувалися наступні об'єкти: кокосове активоване вугілля, цеоліт, шунгіт, кремній, мідноцинкові сплави KDF-55 (55 % Cu та 45 % Zn) та KDF-85 (85 % Cu та 15 % Zn), коагулянти алюміній сірчаноокислий та алюміній хлорид, флокулянти – альгінат натрію, хітозан харчовий низькомолекулярний (X1), кислоторозчинний зі ступенем деацетилювання 82 % (X2), кварцовий пісок.

Кокосове активоване вугілля (КАВ) з ефективним розміром пор 2,36-4,75 мм, насипною щільністю 0,49-0,53 г/см³ та загальною площею поверхні 1050-1150 м²/г (виробництво Бельгія), яке призначене для високоефективного видалення з води шкідливих органічних сполук, надлишкового вільного хлору та його сполук (дехлорування), хлорвторинних пестицидів, розчинених газів, фенолу, нафтопродуктів (бензолу) та інших хімікатів та для покращення органолептичних показників води (прозорість, запах, присмак).

Кварц з твердістю 7,0 за шкалою Мооса та щільністю 2,6 г/см³, призначений для очищення від сполук розчиненого заліза, мангану, алюмінію, хлору; зниження вмісту радіонуклідів; видалення іонів важких металів: свинцю, кадмію, міді, заліза, цезію; нейтралізації дії діоксинів, пестицидів, нітратів; захисту від бактеріальних та вірусних забруднень, грибків, водоростей, паразитів.

Цеоліт природний з вмістом кліноптилоліту до 80 % та пористістю 26-40 %, виконує функцію механічного фільтра, а як іонообмінник очищає воду від важких металів та радіоактивних елементів, пестицидів, органічних забруднювачів, нафтопродуктів, сорбує бактерії та віруси, знижуючи загальне мікробне число, знижує концентрацію хлорид-іонів, фторид-іонів, видаляє солі жорсткості, підвищує рН води, збагачує (іонізує) воду такими елементами, як кальцій, калій та магній.

Шунгіт зі фулереноподібними регулярними структурами та складом 30% вуглецю, 45 % кварцу, 20 % силікатної слюди, пористість якого 0,5-5 %, питома площа поверхні до 30 м²/г, має високу стійкість до стирання, хімічну стійкість та не створює вторинного забруднення води, що дозволяє використовувати матеріал в якості завантаження механічних фільтрів для води. Завдяки шорсткості поверхні та невеликій пористості має каталітичні й сорбційні властивості.

Кремній – природний мінерал опалово-халцедонової групи, який містить приблизно 99,9 % кремнезему а також до 0,1 % мікроелементів (таких як Mg, Ca, Mn, P, Sr, Zn, Cu, і ін.), нейтралізує присутні у воді домішки: солі амонію, залізо, нітрати, хлор, іони важких металів, ртутні та фосфорорганічні сполуки, радіонукліди.

Мідно-цинкові сплави KDF-55 (55 % Cu та 45 % Zn) та KDF-85 (85 % Cu та 15 % Zn). KDF (Kinetic Degradation Fluxion) – гранули мідь-цинкового сплаву високої чистоти, розміром частинок 0,15-2,0 мм та щільністю частинок 2,74 г/см³, що використовуються у підготовці питної води та обробці стічних вод. В процесі очищення води сплав KDF виступає як каталізатор окисно-відновних реакцій і матеріалом, що зв'язує важкі метали і деякі види домішок, що видаляються при промиванні. Матеріал KDF ефективно очищає воду від хлору, заліза, важких металів та бактерій і використовується самостійно або як доповнення до існуючих технологій очищення води.

Коагулянт алюміній сульфат технічний $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ – однорідний сипучий матеріал, з розміром частинок не більше 20 мм білого кольору, добре розчиняється у воді, щільність 1,62-2,672 г/см³, температура плавлення 770°C, не горючий, пожежо- та вибухонебезпечний, за ступенем впливу на організм відноситься до 3-го класу небезпеки.

Коагулянт алюміній хлорид, чда, AlCl_3 – блідо-жовті гігроскопічні тверді кристали, розчинні у воді (44,38 г/100 мл при 25°C), густина 2,48 г/см³, температура плавлення 192,6°C.

Флокулянт альгінат натрію (харчова добавка E401) – натрієва сіль альгінатової кислоти, порошок кремового або світло-коричневого кольору, має

гарну розчинність у воді, утримує вологу, володіє стабілізуючою дією і є желе утворюючою речовиною.

Хітозан харчовий низькомолекулярний (ТУ 9289-067-00472124-03) – порошок кремового кольору, сорбційна активність по іонам Купруму 85,3 мг/г, вміст основної речовини 96,7 %.

Хітозан кислоторозчинний зі ступенем деацетилювання 82 % (ТУ 9289-067-00472124-03) – порошок світло кремового кольору, сорбційна активність по іонам Купруму 56,0 мг/г, вміст основної речовини 89,8 %, розчинність в 2 % ацетатній кислоті.

Кварцовий білий пісок – розмір частинок 0,4-0,6 мм, не містить глини та домішок, які могли б вимиватися з фільтра у воду та забруднювати її, призначений для очищення від сміття.

Метиленовий синій (лат. *Methylenum coeruleum*) (N,N,N',N'-тетраметилтионина хлорид тригідрат, 3,7-бисдиметиламинофенотиоцианит хлорид, метилова синь, метиленовий блакитний). Це темно-зелені кристали з бронзовим блиском. В аналітичній хімії застосовується для визначення хлоратів, перхлоратів, катіонів Меркурію, Олова, Магнію, Кальцію, Кобальту, Кадмію. Використовується також для тестування активованого вугілля.

Дистильована вода класу 2 (ДСТУ ISO 3696:2003) – вода з дуже низьким вмістом неорганічних, органічних або колоїдних домішок, придатна для чутливого аналізу, зокрема для атомно-абсорбційної спектроскопії (ААС) та для визначання компонентів у слідових концентраціях. Дистильована вода класу 2 має бути одержана кількаретним дистилюванням, деіонізацією або зворотним осмосом з подальшим дистилюванням та задовольняти відповідним вимогам, які наведені у таблиці 2.1 [89].

Таблиця 2.1 – Вимоги до дистильованої води класу 2 [89]

Параметр	Клас 2
Електропровідність при 25°C, максимальна, мСм/м	0,1
Окисноздатний матеріал. Витрати кисню (O ₂), максимальні, мг/дм ³	0,08
Вбирна здатність при 254 нм та довжині оптичного шляху 1 см, абсорбційні одиниці, максимальна	0,01
Осад після випарювання при 110°C, максимальний, мг/кг	1
Вміст силікатів (SiO ₂), максимальний, мг/дм ³	0,02

Залізо сірчаноокисле (II) семиводне FeSO₄·7H₂O – кристали зеленого кольору, розчинні у воді (26,3 г/100 см³ при 20°C), густина 1,898 г/см³, масова частка FeSO₄ складає 53 %.

Манган сірчаноокислий MnSO₄·H₂O – кристалічний порошок блідо-рожевого кольору, без запаху розчинність у воді 39,3 г/дм³, температура плавлення 700°C, щільність 2,95, масова частка мангану не менше 30 %.

Модельний розчин № 1 готували розчиненням 0,01 г FeSO₄·7H₂O та 0,0015 г MnSO₄·H₂O в 1 дм³ дистильованої води, розрахункова концентрація сполук заліза складає 2 мг/дм³ а мангану 0,5 мг/дм³, що відповідає 10-кратному перевищенню ГДК (показники для водопровідної води) [4].

Модельний розчин № 2 готували розчиненням 0,01 г FeSO₄·7H₂O в 1 дм³ дистильованої води, розрахункова концентрація сполук заліза складає 2 мг/дм³.

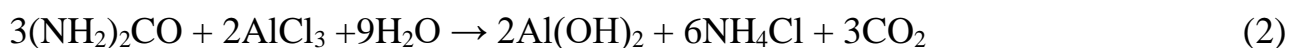
Модельний розчин № 3 готували розчиненням 0,0015 г MnSO₄·H₂O в 1 дм³ дистильованої води, розрахункова концентрація сполук мангану складає 0,5 мг/дм³.

Модельний вихідний розчин № 4 з концентрацією заліза 100 мг/дм³ та мангану 25 мг/дм³ готували розчиненням 0,075 г FeSO₄·7H₂O та 0,0113 г MnSO₄·H₂O в 150 см³ дистильованої води.

2.2 Методика виготовлення сорбційних матеріалів

2.2.1 Методика отримання сорбентів на основі кокосового вугілля з додаванням коагулянтів

Отримували сорбенти КАВ-АС та КАВ-АС. Для отримання даних сорбентів використовували кокосове вугілля (КАВ) і коагулянти ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ та AlCl_3), які змішували у співвідношенні на 1 г активованого вугілля 40 мг коагулянту [90]. Наважку коагулянту масою 4 г вносили у 25 % водний розчин карбаміду. До одержаного розчину додавали 100 г кокосового вугілля при постійному перемішуванні та нагрівали впродовж 30 хвилин при 95°C внаслідок чого відбувалися наступні реакції:



Охолодження та відділення сорбенту від розчину проводили за допомогою фільтрування та багатократної промивки дистильованою водою. Висушування матеріалу проводили при температурі 105°C в сушильній шафі впродовж 6 годин.

2.2.2 Методика отримання сорбентів на основі кокосового вугілля з додаванням флокулянтів

Отримували сорбенти КАВ-Х1, КАВ-Х2 та КАВ-Ан.

Так як флокулянти мають полімерну структуру, яка може руйнуватися при збільшенні температури, поєднання кокосове вугілля з флокулянтами проводили методом просочування впродовж 24 годин, з розрахунку 40 мг флокулянту на 1 г вугілля. Для цього 40 мг хітозану розчиняли у 1 % розчині ацетатної кислоти, а 40 мг альгінату натрію у воді. В отримані розчини флокулянтів при перемішуванні додавали по 100 г кокосового вугілля та залишили на 24 години. Відділення отриманих сорбентів від розчину проводили за допомогою фільтрування та

висушування в сушильній шафі при температури 50 °С впродовж 6 годин з постійним перемішуванням та подрібненням гранул.

2.3 Визначення освітлюючої здатності

Визначення освітлюючої здатності виконували за метиленовим блакитним. Для цього готували шкалу кольоровості, де 0,15 % розчин метиленового блакитного складає 100 градусів, а дистильована вода 0 градусів (таблиця 2.2). Для визначення світлюючої здатності 100 см³ 0,15 %-го розчину метиленового блакитного перемішували впродовж 10 хв або пропускали крізь колонку та збирали фільтрат в хімічний стакан для визначення кольоровості за шкалою.

Таблиця 2.2 – Шкала кольоровості за метиленовим синім

№ колби	1	2	3	4	5	6	7
Градуси кольоровості	0	10	20	40	60	80	100
Об'єм 0,15 % розчину метилового синього	0	2,5	5	10	15	20	25
Об'єм дистильованої води	25	22,5	20	15	10	5	0

Значення величини зменшення забарвлення розчинів (Δ) визначали як різницю початкового забарвлення та після процесу сорбції.

2.4 Дослідження кінетики сорбції

Кінетичний процес сорбції досліджували відповідно методики [91], з використанням модельного розчину № 1. В конічні колби об'ємом 250 см³ вносили по 100 см³ модельного розчину та додавали 0,1 г сорбенту (з розрахунку 1 г сорбенту на 1 дм³ модельного розчину). Колби встановлювали в апарат для струшування. Тривалість сорбції від 5 до 60 хвилин. Після закінчення процесу сорбції розчини фільтрували крізь фільтрувальний папір (синя стрічка) та аналізували на вміст елементів.

Ступінь вилучення (X , %) розраховували за формулою:

$$X = \frac{c_0 - c_1}{c_0} \cdot 100\% \quad (2.1)$$

де c_0 і c_1 – вихідна і кінцева концентрації елементу, відповідно, мг/дм³.

2.5 Методика визначення оптимальної маси сорбенту

Визначення оптимальної маси сорбенту проводили в статичних лабораторних умовах з використанням модельних розчинів № 2 та № 3. Для цього в конічні колби об'ємом 250 см³ вносили по 100 см³ модельного розчину та додавали 0,2, 0,5, 1, 2, 3 г сорбенту. Колби встановлювали в апарат для струшування, тривалість сорбції 20 хвилин. Після закінчення процесу розчини фільтрували крізь фільтрувальний папір (синя стрічка) та аналізували на вміст елементів.

2.6 Методика дослідження ефективності сорбентів в широкому діапазоні концентрацій

Визначення ступіню вилучення проводили в діапазоні концентрацій сполук заліза та мангану, що наведені в таблиці 2.3, які найчастіше зустрічаються в природі [2, 75]. Представлені в таблиці концентрації готували розведенням вихідного модельного розчину № 4.

Таблиця 2.3 – Концентрація сполук Fe та Mn в модельних розчинах, мг/дм³

Fe, мг/дм ³	1	5	10	15	20
Mn, мг/дм ³	0,25	1,25	2,5	3,75	4

В конічні колби об'ємом 250 см³ вносили по 1 г сорбенту та додавали модельні розчини згідно таблиці 2.3. Колби встановлювали в апарат для струшування, тривалість сорбції 20 хвилин. Після закінчення процесу розчини фільтрували крізь фільтрувальний папір (синя стрічка) та аналізували на вміст елементів. Ступінь вилучення сполук (X , %) розраховували за формулою (2.1).

2.7 Дослідження оптимальних умов сорбції в динамічних умовах

Дослідження проводили з використанням колонки або корисної моделі картриджу для очищення води та модельних розчинів, які готували розчиненням у водопровідній воді різних наважок $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ та $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, для створення умов коливань концентрацій. Для цього модельні розчини пропускали крізь колонку або картридж заповнений сорбційними матеріалами у відповідних співвідношеннях. З фільтрату відбирали аліквоту 50 см^3 для спектрометричного визначення концентрацій сполук заліза та мангану. Ступінь вилучення сполук ($X, \%$) розраховували за формулою (2.1).

2.8 Методика визначення концентрації елементів

Визначення вмісту сполук заліза та мангану проводили відповідно ISO 11885:2007 «Якість води. Визначення вибраних елементів методом оптичної емісійної спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP- OES)» та інструкції з експлуатації приладу Shimadzu ICP-AES 9800. Масові концентрації елементів у пробі визначають за калібрувальним графіком на основі сигналів емісії елементів. Результати коригують з урахуванням отриманих значень масової концентрації елементів у холостому розчині для калібрування, і з урахуванням коефіцієнтів розведення на всіх стадіях [92] .

2.9 Методи математичного розрахунку ізотерм сорбції

Для опису процесу сорбції на поверхні використовували ізотерму сорбції та оцінювали максимальну сорбційну ємність.

Сорбційна ємність визначається за формулою:

$$a = \frac{(C_0 - C_p) \cdot V}{m}, \quad (2.2)$$

де a – сорбційна ємність, мг/г; C_0 – концентрація вихідного розчину сполук, мг/дм³; C_p – концентрація сполук в розчині в момент насичення (рівноважна

концентрація) мг/дм³; m – маса наважки сорбенту, г; V – об'єм модельного розчину, дм³.

Ізотерма Ленгмюра є ідеальною одношаровою сорбованою моделлю, яка передбачає, що молекули, сорбовані на поверхні сорбенту, можуть утворювати моношар. Лінеаризований вигляд ізотерми Ленгмюра виражається за формулою:

$$\frac{1}{a} = f\left(\frac{1}{C_p}\right), \quad (2.3)$$

де a – сорбційна ємність адсорбенту, мг/г; C_p - концентрація сполук в розчині в момент насичення (рівноважна концентрація) мг/дм³.

Повна лінеаризована форма рівняння ізотерми Ленгмюра має вигляд:

$$\frac{1}{a} = \frac{1}{Q^0} + \frac{1}{bQ^0C_p}, \quad (2.4)$$

де a – сорбційна ємність сорбенту, мг/г; Q^0 – гранична сорбційна ємність шару, мг/г; b – константа рівняння Ленгмюра; C_p – концентрація сполук в розчині в момент насичення (рівноважна концентрація) мг/дм³.

Рівняння Фрейндліха має загальний вигляд:

$$a = K_F \cdot C_p^{\frac{1}{n}}, \quad (2.5)$$

де a – сорбційна ємність, мг/г; K_F – константа адсорбенту (відносна сорбційна ємність), мг·г⁻¹; n – константа рівняння Фрейндліха (сорбційна інтенсивність); C_p – концентрація барвника в розчині в момент насичення (рівноважна концентрація) мг/дм³.

Для визначення значення коефіцієнтів у рівнянні Фрейндліха його логарифмують, отримуючи:

$$\log a = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_p, \quad (2.6)$$

де a – сорбційна ємність, мг/г; K_F – константа сорбенту (відносна сорбційна ємність), мг·г⁻¹; n – константа рівняння Фрейндліха (сорбційна інтенсивність); C_p – концентрація сполук в розчині в момент насичення (рівноважна концентрація) мг/дм³.

Побудова ізотерм сорбції Фрейндліха здійснюється за рівнянням:

$$\log a = f(\log C_p) \quad (2.7)$$

де a – сорбційна ємність сорбенту, мг/г; C_p – концентрація сполук в розчині в момент насичення (рівноважна концентрація), мг/дм³.

Розрахунок сили адсорбційної взаємодії виходячи зі значення вільної енергії Гіббса розраховувався за формулою:

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_c \quad (2.8)$$

де ΔG^0 – величина вільної енергії (енергія Гіббса) КДж/моль; R – універсальна газова стала, 8,314·10⁻³ Дж/моль·К; T – температура, К ($T = 298$); K_c – константа рівноваги.

Константа рівноваги K_c розраховується математично за формулою:

$$K_c = C_{Ae} \cdot C_p \quad (2.9)$$

де C_{Ae} – концентрація сполук на поверхні сорбенту (кількість адсорбованого барвника), мг/дм³; C_p – концентрація сполук в розчині, що залишився після сорбції, мг/дм³ [93].

Висновки до розділу 2

В розділі представлено вихідні матеріали та реагенти, що використовувались в експериментальних дослідження. Описано методики та методи за якими здійснювали дослідження та математичні розрахунки.

РОЗДІЛ 3

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ТРАДИЦІЙНИХ КОМЕРЦІЙНИХ СОРБЕНТІВ ТА МАТЕРІАЛІВ

3.1 Загальні положення

Серед методів очищення води в домашніх умовах, таких як кип'ятіння, відстоювання, дія сріблом, відстоювання з активованим вугіллям та використання побутових фільтрів, найбільш ефективним є використання побутових фільтрів, що включає комплексну очистку води [94]. Для використання в побутових фільтрах найбільш широко використовуються сорбційні матеріали на основі природних та штучних матеріалів, таких як глинисті породи, природні цеоліти, алюмосилікати, іонообмінні смоли, активоване вугілля та інше [95].

Найбільш часто в якості сорбенту використовують активоване вугілля для повного вилучення або зменшення вмісту домішок, які надають незвичні запах і смак воді, та неприродних органічних речовин: пестицидів, нафтопродуктів і т.п.. Цеоліти мають здатність селективно видаляти і знову вбирати різні речовини, а також обмінювати катіони. Цеоліт можна використовувати тільки для видалення речовин у яких розміри молекул менші від розмірів пор. Цеоліти затримують молекули ПАР, барвники, пестициди, колоїдні і бактеріальні забруднення та органічні сполуки, збагачують води іонами кальцію та зменшують вміст іонів Амонію та важких металів, зокрема мангану та міді [96].

Відомі методи очищення води за допомогою шунгіту, кремнію, кварцу та інших мінералів. Основний компонент, що входить до їх складу – кремнезем (діоксид кремнію). Вважається, що ці мінерали здатні поступово очистити воду від важких металів, роблять її приємною на смак та кристально чистою на вигляд та подовжують термін її зберігання. Так, наприклад, шунгіт можна використовувати як альтернативний сорбент для видалення $Zn(II)$ [97], а композит кварцовий пісок/кокосове вугілля здатен сорбувати важкі метали (сорбційна здатність видалення металічного мангану 94 %) [98].

Гранули мідь-цинкового сплаву KDF (Kinetic Degradation Fluxion) високої чистоти використовуються у підготовці питної води та обробці стічних вод. В процесі очищення води KDF виступає як каталізатор окисно-відновних реакцій і матеріалом, що зв'язує важкі метали і деякі види домішок, які видаляються при промиванні. Матеріал KDF ефективно очищає воду від хлору, заліза, важких металів та бактерій і використовується самостійно або як доповнення до існуючих технологій очищення води [99]. Використання KDF спільно з гранульованим активованим вугіллям дозволяє значно збільшити період працездатності вугілля. У порівнянні з іншими технологіями очищення води, використання KDF дозволяє скоротити матеріальні витрати, що сприяє виготовленню більш компактних та економічних систем. Оскільки KDF не містить хімічних домішок і є на 100 % придатним для повторного використання, таким чином, необхідність утилізації просто відпадає. До того ж, KDF безпечний для навколишнього середовища, а також KDF позиціонується як матеріал, який здатен видаляти сполуки заліза, сірководень, важкі метали (такі як ртуть, мідь і нікель) та контролювати здатність мікроорганізмів до розмноження та функціонування.

3.2 Дослідження освітлюючої здатності мінеральних сорбентів

Важливим етапом аналізу води для питних потреб є визначення органолептичних показників води, таких як мутність, прозорість, кольоровість, запах, смак. Невідповідність цих параметрів є підставою для детальнішого хімічного аналізу.

Одним із найпомітніших проявів забруднення води є кольоровість. Кольоровість – це природна властивість, обумовлена наявністю гумінових речовин, які вимиваються у воду із ґрунту. Крім кольоровості, є таке поняття, як фарбування води, що пов'язано із забрудненням води речовинами різного походження. Найчастіше тут грають роль барвники, які потрапляють у водойми разом із стічними водами промислових підприємств.

Визначення освітлюючої здатності сорбентів проводили згідно методики 2.3 (розділ 2). В ході дослідження сорбентів здатність до освітлення забарвлених вод

проявилася тільки в активованому кокосовому вугіллі та слабо виражена в цеоліті, а для інших сорбентів освітлююча здатність не зафіксована (таблиця 3.1).

Таблиця 3.1 – Значення величини зменшення забарвлення розчинів (Δ)

Сорбент	КАВ	Цеоліт	Шунгіт	Кварц	Кремній
Δ , град.	40	10	-	-	-

Таким чином визначено, що серед досліджуваних сорбентів, активоване кокосове вугілля є більш ефективним для освітлення забарвлених вод [100].

3.3 Дослідження кінетики сорбції

Результати дослідження ефективності сорбційних матеріалів для вилучення сполук заліза та мангану з модельного розчину № 1 (концентрацією 2 мг/дм³ та 0,5 мг/дм³ відповідно) представлено на рисунках 3.1 та 3.2.

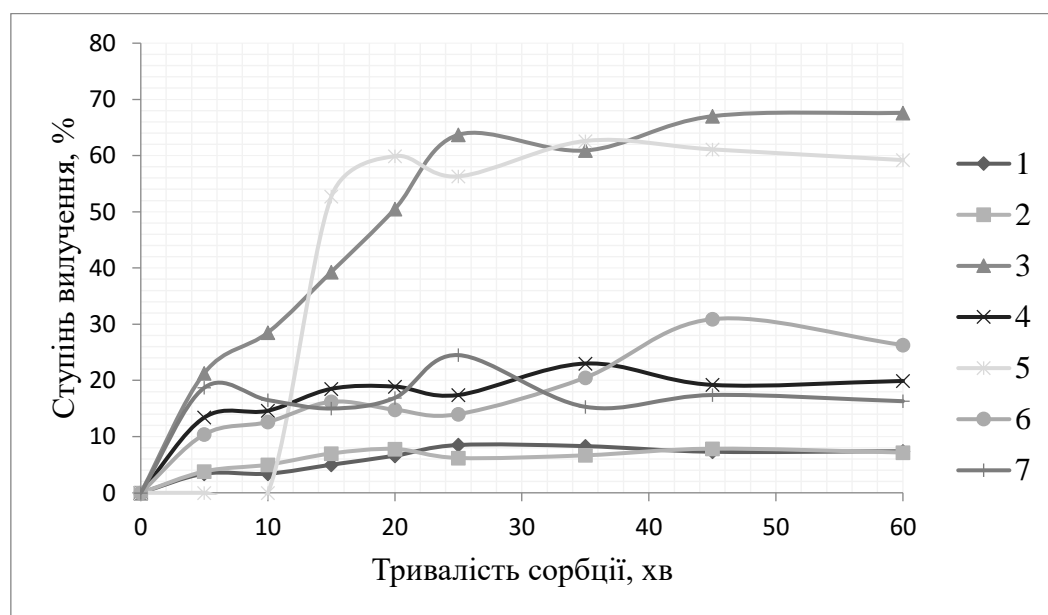


Рисунок 3.1 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) від тривалості сорбції (хв): 1 – KDF-55; 2 – KDF-85; 3 – КАВ; 4 – цеоліт; 5 – шунгіт; 6 – кварц; 7 – кремній.

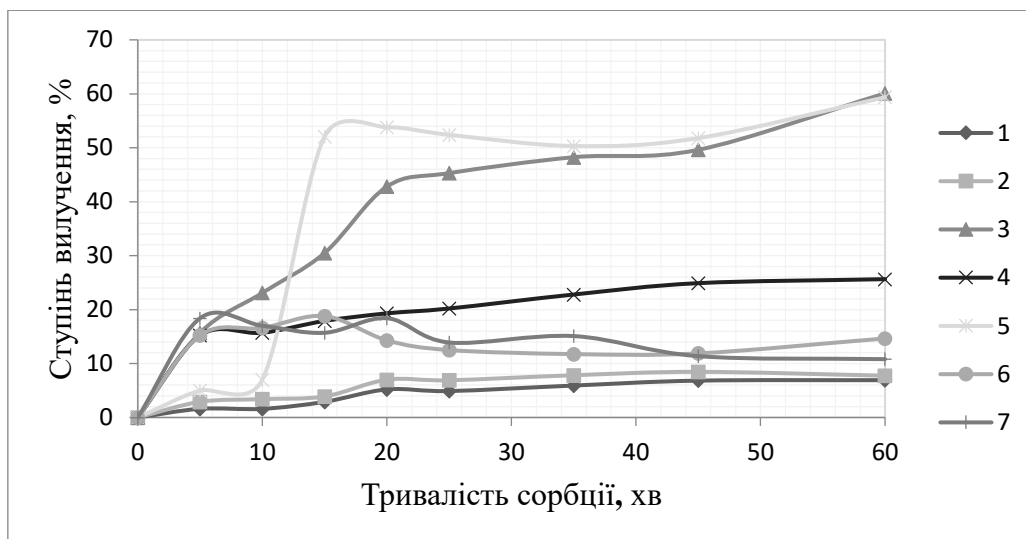


Рисунок 3.2 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) від тривалості сорбції (хв): 1 - KDF-55; 2 – KDF-85; 3 – КАВ; 4 – цеоліт; 5 – шунгіт; 6 – кварц; 7 – кремній.

Аналіз кінетичних кривих для сорбентів кварцу та кремнію показує, що спостерігається низький ступінь вилучення як сполук заліза так і мангану, а також для процесу сорбції на даних сорбентах встановлено нестабільні результати (рисунок 3.1, 3.2 криві 6 та 7 відповідно), що свідчить про недоречність їх застосування для очищення води, в якій одночасно присутні сполук заліза та мангану.

Сорбенти цеоліт та шунгіт виявляють достатньо високий ступінь вилучення, але процес супроводжується утворенням дрібнодисперсних зависей в очищеному розчині (рисунок 3.1 та 3.2, криві 4 та 5). В зв'язку з цим, при використанні даних сорбентів є необхідність в поєднанні сорбції та процесів осадження або додаткового застосування мікрофільтрації для ефективного вилучення сполук заліза та мангану.

Процес сорбції на кокосовому активованому вугіллі відбувається з доволі високим ступенем вилучення сполук заліза (рисунок 3.1 крива 3) та дещо нижчого значення ефективності вилучення сполук мангану (рисунок 3.2 крива 3). В цьому випадку, очищений модельний розчин не містить сторонніх зависей, а також

зберігається збільшення ступеня вилучення при збільшенні тривалості процесу як для сполук заліза, так і для сполук мангану.

Що стосується каталітичних матеріалів KDF-55 та KDF-85, які відрізняються за механізмом вилучення металів від інших сорбентів, що досліджувались в даній роботі, то ми можемо спостерігати доволі низький ступінь вилучення сполук заліза та мангану, і це, на нашу думку, виникає за рахунок використання недостатньої кількості каталітичного матеріалу, що, в свою чергу зменшує площу активної поверхні (рисунок 3.1 та 3.2, криві 1 та 2).

На другому етапі досліджень були проведені експерименти, присвячені аналізу очищених модельних розчинів на залишковий вміст домішок іонів важких металів. Результати даного дослідження представлені в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2 – Концентрація іонів важких металів в очищеному модельному розчині в залежності від часу сорбції

Час, хв	KDF-55		KDF-85		Цеоліт	Шунгіт	Кварц
	Cu^{2+*} , мг/дм ³	Zn^{2+**} , мг/дм ³	Cu^{2+*} , мг/дм ³	Zn^{2+**} , мг/дм ³	Al^{3+***} , мг/дм ³	Al^{3+***} , мг/дм ³	Al^{3+***} , мг/дм ³
5	0,003	0,062	0,022	0,041	0,0718	0,081	-
10	0,003	0,146	0,028	0,056	0,085	0,0944	-
15	0,005	0,183	0,031	0,069	0,102	0,027	-
20	0,014	0,212	0,071	0,082	0,135	0,14	0,162
25	0,137	0,111	0,19	0,109	0,14	0,151	0,212
35	0,336	0,789	1,002	0,189	0,203	0,535	0,230
45	0,596	0,855	1,082	0,146	0,330	0,636	0,214
60	0,796	1,100	1,402	0,142	0,312	0,842	0,294

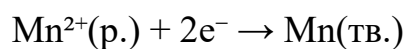
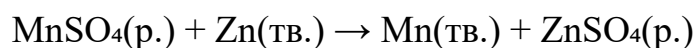
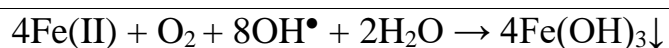
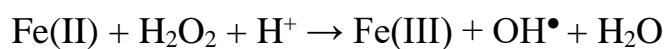
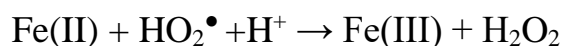
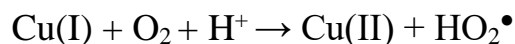
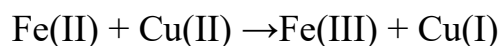
* – гранично допустима концентрація 1 мг/дм³ згідно [4];

** – гранично допустима концентрація 1 мг/дм³ згідно [4]

*** – гранично допустима концентрація 0,2(0,5) мг/дм³ згідно [4]

Примітка: як еталон взято показники для водопровідної води.

Встановлено, що очищення модельного розчину № 1 при використанні каталітичного матеріалу KDF супроводжується забрудненням очищеної води іонами Цинку та Купруму. На нашу думку, це відбувається за рахунок наступних окисно-відновних реакцій, що супроводжують процес вилучення сполук заліза та мангану з модельного розчину:



Також слід відмітити, що зі збільшенням часу проведення процесу сорбції йде збільшення концентрації іонів Купруму та Цинку в очищеному розчині з перевищенням ГДК.

Встановлено, що концентрації іонів Алюмінію в очищеному розчині зростає при застосуванні таких сорбентів як: шунгіт, кварц та цеоліт. На нашу думку це відбувається за рахунок мінеральної алюмінієво-вмісної основи даних сорбентів. Отримані дані також свідчать про те, що концентрації іонів Алюмінію в очищеному розчині збільшується при збільшенні тривалості процесу сорбції.

3.4 Комплексне дослідження мідно-цинкового каталітичного матеріалу

Так як мідно-цинковий сплав в своєму складі містить важкі метали, його маса дещо більша ніж у інших досліджуваних матеріалів, а тому при їх однаковій масі сплав має меншу площу для контакту з розчином. В зв'язку з цим, актуальним

завданням є проведення комплексного дослідження мідно-цинкового каталітичного матеріалу з визначенням оптимальної маси та ефективності в певному діапазоні концентрацій в статичних умовах.

Визначення оптимальної маси мідно-цинкового матеріалу проводили за методикою 2.5 (розділ 2) з використанням модельних розчинів № 2 (2 мг/дм³ сполук заліза) та № 3 (0,5 мг/дм³ сполук мангану).

Виходячи з аналізу лінійних залежностей, представлених на рисунку 3.3 встановлено, що матеріал KDF-85 характеризується вищим ступенем очищення модельного розчину від сполук заліза в порівнянні з KDF-55.

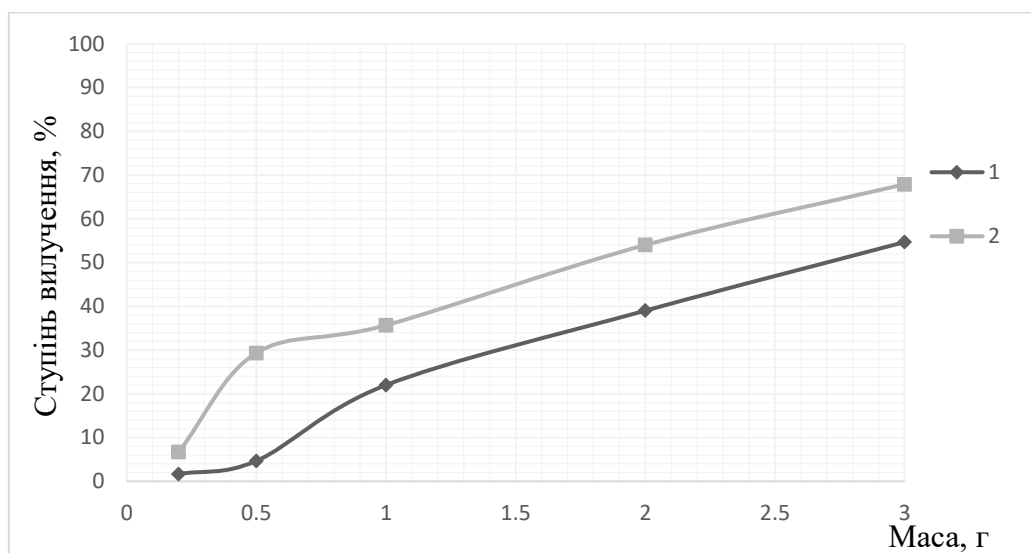


Рисунок 3.3 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) з модельного розчину № 2 від маси мідно-цинкового каталітичного матеріалу (г): 1 – KDF-55, 2 – KDF-85

З рисунку 3.3. також видно, що для каталітичних матеріалів спостерігається тенденція до зростання ефективності видалення сполук заліза зі збільшення тривалості процесу, тому ці результати не є інформативними для встановлення оптимальної маси матеріалів. В зв'язку з цим, виникає необхідність в дослідженні фільтрату на вміст іонів Купруму та Цинку після завершення процесу очищення з використанням як KDF-85 так і KDF-55.

Результати дослідження, проведені для визначення концентрації іонів Купруму та Цинку у фільтраті представлені в таблиці 3.3. Встановлено, що зі збільшенням маси матеріалу KDF-55 від 2 г та KDF-85 від 0,5 г концентрація іонів Цинку у фільтраті перевищує межі ГДК, що негативно впливатиме на якість очищеної води.

Таблиця 3.3 – Концентрація іонів важких металів у фільтраті в залежності від маси мідно-цинкового каталітичного матеріалу

Маса KDF-55, г	Концентрація іонів у фільтраті, мг/дм ³		Маса KDF-85, г	Концентрація іонів у фільтраті, мг/дм ³	
	Cu ²⁺	Zn ²⁺		Cu ²⁺	Zn ²⁺
0,2	0,0025	0,339	0,2	0,0303	0,379
0,5	0,004	0,451	0,5	0,0966	1,21*
1	0,0095	0,974	1	0,0962	1,23*
2	0,0114	1,68*	2	0,1736	2,11*
3	0,0246	2,55*	3	0,2536	2,77*

* – гранично допустима концентрація 1 мг/дм³ згідно [4]

Аналізуючи графічні залежності, представлені на рисунку 3.3, та дані таблиці 3.3 нами встановлена оптимальна маса каталітичного матеріалу для очищення модельного розчину від сполук заліза, яка складає 10 г/дм³ для KDF-55 та 2 г/дм³ для KDF-85.

При використанні мідно-цинкового матеріалу KDF-55 та KDF-85 не спостерігається ефективного видалення сполук мангану, про що свідчать графічні залежності представлені на рисунку 3.4.

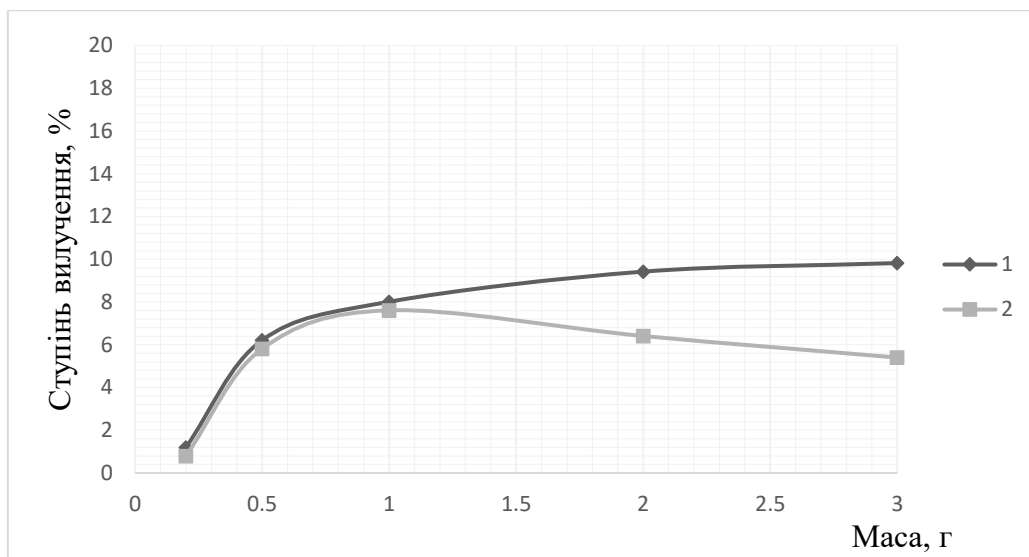


Рисунок 3.4 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) з модельного розчину №3 від маси мідно-цинкового каталітичного матеріалу (г): 1 – KDF-55, 2 – KDF-85.

Результати аналізу фільтрату модельного розчину №3 на вміст домішок іонів важких металів представлено в таблиці 3.4.

Таблиця 3.4 – Концентрація іонів важких металів у фільтраті в залежності від маси мідно-цинкового каталітичного матеріалу

Маса KDF-55, г	Концентрація іонів у фільтраті, мг/дм ³		Маса KDF-85, г	Концентрація іонів у фільтраті, мг/дм ³	
	Cu ²⁺	Zn ²⁺		Cu ²⁺	Zn ²⁺
0,2	0,0012	0,0985	0,2	0,0315	0,137
0,5	0,0058	0,229	0,5	0,0567	0,223
1	0,0101	0,415	1	0,0912	0,349
2	0,0162	0,646	2	0,1548	0,543
3	0,0275	0,891	3	0,2168	0,751

Встановлено, що зі збільшенням маси каталітичного матеріалу концентрація іонів Цинку у фільтраті не перевищує межі ГДК (1 мг/дм³) згідно [4]. Низька концентрація іонів Цинку вказує на повільне протікання окисно-відновних реакцій

при взаємодії з манганом. Встановлено, що мідно-цинкові матеріали KDF-55 та KDF-85 не є такими ефективними для видалення сполук мангану як для видалення сполук заліза.

Узагальнення даних, представлених на рисунках 3.3 та 3.4 та в таблицях 3.3 та 3.4, дає можливість встановити оптимальну масу мідно-цинкового каталітичного матеріалу в перерахунку на 1 дм³ модельних розчинів № 2 та № 3, яка складає для KDF-55 – 10 г/дм³ а для KDF-85 – 2 г/дм³.

Діапазон концентрацій загального заліза в ґрунтових водах може варіюватися від 0,01 до 26,0 мг/дм³, а вміст сполук мангану від 0,02 до 4 мг/дм³, тому визначення ступеня вилучення сполук даних елементів з розчину в широкому діапазоні концентрацій проводили з використанням серії розчинів з різною концентрацією, отриманих розведенням вихідного модельного розчину № 4 (який містить заліза 100 мг/дм³ та мангану 25 мг/дм³) відповідно методики 2.6 (розділ 2). Для цього використовували масу мідно-цинкового каталітичного матеріалу, яка складає 1 г згідно методики.

Результати дослідження ступеня вилучення сполук заліза в залежності від концентрації модельних розчинів, представлені на рисунку 3.5. Встановлено, що ефективність мідно-цинкового каталітичного матеріалу зменшується зі збільшенням концентрації сполук заліза в модельному розчині, що може свідчити про недостатню тривалість контакту матеріалу з модельним водним середовищем та є необхідність в збільшенні маси каталітичного матеріалу в залежності від концентрації сполук заліза в розчині.

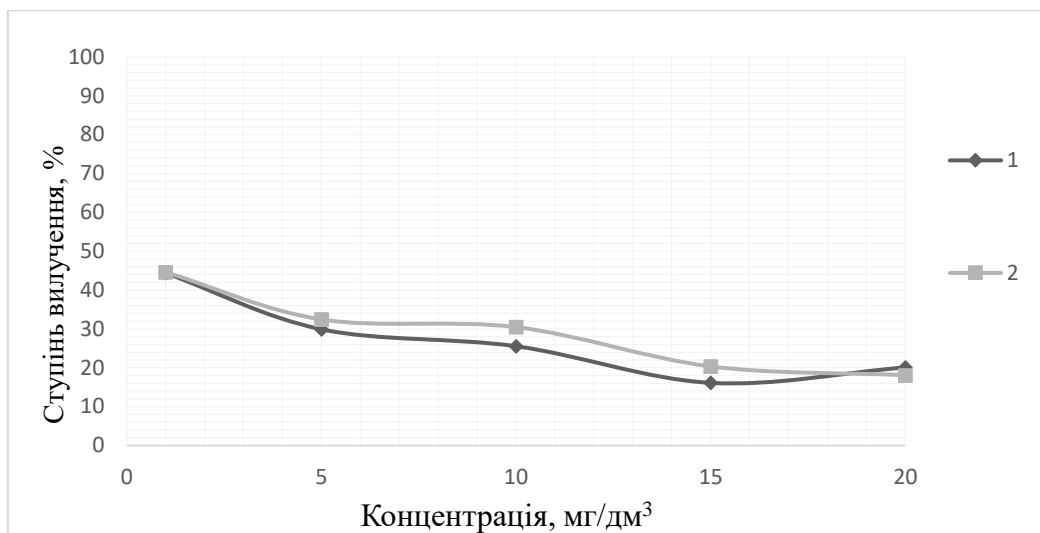


Рисунок 3.5 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) з серії модельних розчинів від концентрації заліза (мг/дм³): 1 – KDF - 55, 2 – KDF - 85.

При дослідженні модельних розчинів, які містять сполуки мангану різної концентрації встановлено, що використання мідно-цинкового каталітичного матеріалу для їх видалення не є ефективним (рисунок 3.6). На нашу думку, такий результат пов'язаний з тим, що в модельному розчині із одночасною присутністю сполук заліза та мангану, залізо є більш активним металом, а тому має більш високий ступінь очищення в порівнянні з манганом.

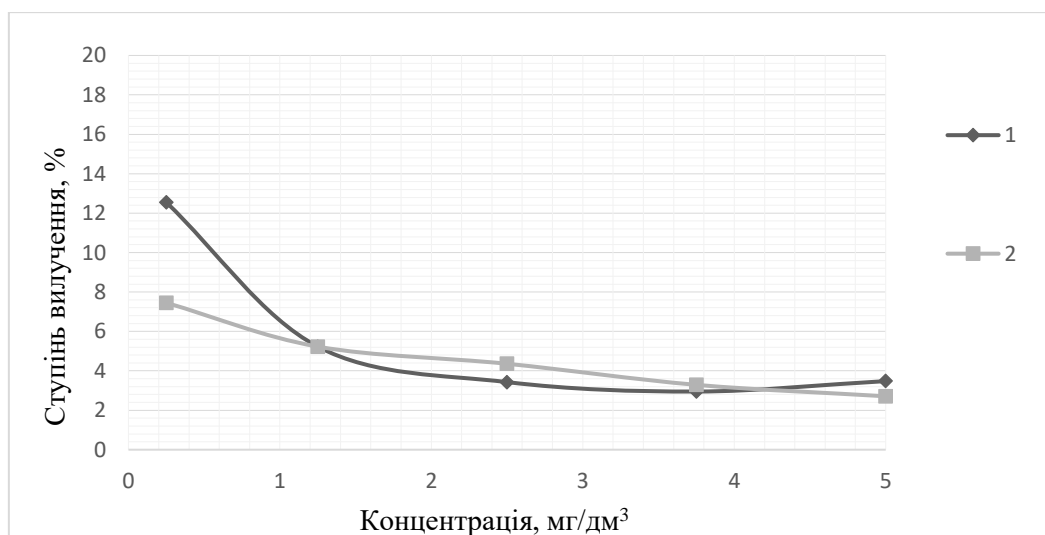


Рисунок 3.6 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) з серії модельних розчинів від концентрації мангану (мг/дм³): 1 – KDF - 55, 2 – KDF - 85

Вміст іонів Купруму та Цинку у фільтраті після застосування мідно-цинкового каталітичного матеріалу представлено в таблиці 3.5. У фільтраті спостерігається збільшення кількості іонів Цинку та Купруму, які беруть участь в окисно-відновних реакціях, від збільшення концентрації сполук заліза та мангану у модельних розчинах.

Таблиця 3.5 – Концентрація іонів важких металів у фільтраті в залежності від концентрації сполук заліза та мангану

Концентрація сполук заліза/мангану, мг/дм ³	Концентрація іонів у фільтраті, мг/дм ³ після KDF-55		Концентрація іонів у фільтраті, мг/дм ³ після KDF-85	
	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺
1/0,25	0,001	0,55	0,089	0,69
5/1,25	0,003	1,65*	0,087	1,86*
10/2,5	0,009	2,27*	0,197	2,74*
15/3,75	0,041	3,08*	0,222	3,41*
20/4	0,019	2,95*	0,252	3,6*

*- гранично допустима концентрація 1 мг/дм³ згідно [4]

Результати експериментального дослідження, які представлені на рисунках 3.5 та 3.6, а також в таблиці 3.5 доводять можливість використання мідно-цинкового каталітичного матеріалу для очищення водних розчинів від сполук заліза в широкому діапазоні концентрацій перед подачею на наступний шар сорбуючих матеріалів.

Висновки до розділу 3

Проведені дослідження стосовно визначення освітлюючої здатності та аналізу кінетичних сорбційних процесів дозволяють оцінити переваги і недоліки сорбційних матеріалів таких як: КАВ, KDF-55, KDF-85, цеоліт, шунгіт, кварц та кремній. Встановлено, що сорбенти кварц та кремній не є ефективними для

використання в якості основного матеріалу в процесах очищення від сполук заліза та мангану у зв'язку з доволі низькими значеннями ступеня вилучення. Використання цеоліту та шунгіту супроводжується утворенням дрібнодисперсних зависей, що в свою чергу потребує додаткового етапу очищення. Так як природні сорбенти на основі мінеральних порід (цеоліт, шунгіт, кварц) мають у своїй структурі сполуки алюмінію, використання даних матеріалів супроводжується виділенням іонів Алюмінію у фільтрат вміст яких перевищує норми ГДК.

Проведені дослідження, які представлені в даному розділі, доводять доцільність застосування мідно-цинкового каталітичного матеріалу KDF та сорбенту КАВ для подальшого дослідження з метою створення комплексних сорбційних матеріалів для використання в статичних та динамічних процесах очищення.

В даному розділі також були визначені оптимальні умови застосування мідно-цинкового каталітичного матеріалу, а саме: оптимальна маса для KDF-55 – 10 г/дм^3 а для KDF-85 – 2 г/дм^3 , діапазон робочих концентрацій для ефективного видалення сполук заліза – до 20 мг/дм^3 а сполук мангану до 1 мг/дм^3 .

РОЗДІЛ 4

ДОСЛІДЖЕННЯ КОМБІНОВАНИХ СОРБЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ

4.1 Загальні положення

Аналіз літературних наукових робіт, показав, що окрім сорбентів, широке розповсюдження, в застосуванні для очищення питних та стічних вод знайшли коагулянти та флокулянти.

Коагулянти – неорганічні солі: алюмінію, заліза, магнію, кальцію, титану та ін., які при внесенні у воду, гідролізують з утворенням гідроксильних форм або просто гідроксидів. Солі алюмінію є найпоширенішими коагулянтами та ідеально підходять для очищення води з високим вмістом природних органічних речовин. Головними перевагами застосування коагулянтів на основі алюмінію є широкий діапазон рН, їх ефективність для вилучення природних органічних речовин, а також невисока вартість[101].

Флокулянт – це органічна полімерна високомолекулярна речовина, яка має довгі ланцюжки, та використовуються в процесах флокуляції. Принцип дії флокулянтів ґрунтується на створенні молекулярних зчіпок між пластівцями. Найдоступнішими органічними флокулянтами є природні речовини, а саме: крохмаль, дріжджі, альгінати, хітин та його похідні [102].

Що стосується впливу на навколишнє середовище, всі коагулянти та флокулянти, які застосовуються в водопідготовці є безпечними, інертними хімічними речовинами, які розкладаються без виділенням токсичних компонентів. Отримані осади флокулянтів та коагулянтів після процесу очищення можуть використовуватися як добрива, завдяки високому вмісту в їх складі органічних речовин.

Ґрунтуючись на результатах попередніх експериментальних досліджень для виготовлення комбінованих сорбційних матеріалів використовували: в якості основи-носія – це кокосове активоване вугілля (КАВ), а як допоміжні матеріали – коагулянти (солі алюмінію $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ (АС) та AlCl_3 (АС),) та флокулянти (альгінат натрію (Ан), хітозан харчовий низькомолекулярний (Х1) та

кислоторозчинний зі ступенем деацетилювання 82 % (X2)). Дослідження сорбційних властивостей комбінованих матеріалів вивчали в порівнянні з традиційним кокосовим вугіллям з ефективним розміром пор 2,36-4,75 мм, насипною щільністю 0,49-0,53 г/см³ та загальною площею поверхні 1050-1150 м²/г.

4.2 Дослідження освітлюючої здатності

Визначення освітлюючої здатності комбінованих сорбційних матеріалів за метиленовим блакитним проводили відповідно методики 2.3 (розділ 2), а отримані результати представлені в таблиці 4.1. Проводили дослідження освітлюючої здатності, отриманих сорбційних матеріалів, в порівнянні з кокосовим активованим вугіллям, для матеріалів КАВ-АС, КАВ-АС, КАВ-Х1, КАВ-Х2 не виявлено ефективного освітлення розчинів ступінь очищення для них знаходиться в межах 10-20 градусів.

Таблиця 4.1 – Значення величини зменшення забарвлення розчинів (Δ)

Сорбент	КАВ	КАВ-АС	КАВ-АС	КАВ-Х1	КАВ-Х2	КАВ-Ан
Δ , град.	40	20	20	10	10	50*

*(за умови фільтрування)

Встановлено, що найбільш ефективним до освітлення забарвлених вод, в порівнянні з активованим кокосовим вугіллям, є комбінований матеріал, який є поєднанням КАВ та альгінатом натрію.

4.3 Дослідження кінетики сорбції

Для проведення досліджень згідно методики 2.4 (розділ 2) використовували модельний розчин №1, в якому одночасно присутні сполуки заліза та мангану. Як видно з графічних залежностей, представлених на рисунках 4.1 та 4. 2, для всіх комбінованих сорбційних матеріалів ефективний час проведення сорбції складає 60 хв. Ступінь вилучення сполук заліза матеріалами на основі кокосового вугілля та коагулянтів, а саме для КАВ-АС і КАВ-АС відповідно складає 36 % і 77 %

(рисунок 4.1), а сполук мангану 30 % і 65 % відповідно (рисунок 4.2). Для матеріалів на основі кокосового вугілля та флокулянту хітозану, а саме для КАВ-Х1 та КАВ-Х2 ступінь вилучення сполук заліза складає 48 % та 63 % відповідно (рисунок 4.1), а сполук мангану 41 % і 58 % (рисунок 4.2). Всі, вище наведені комбіновані сорбційні матеріали, характеризуються меншими значеннями ступеня вилучення як сполук заліза, так і сполук мангану в порівнянні з вихідним немодифікованим кокосовим вугіллям. Тільки для комбінованого сорбційного матеріалу на основі кокосового вугілля та флокулянту альгінату натрію (КАВ-Ан) встановлено стабільне високе значення ступеня вилучення (98 % та 97 % сполук заліза та мангану відповідно). А це в свою чергу, свідчить про збільшення ступеня очищення водних розчинів приблизно на 8 % при вилученні сполук заліза, та на 15 % при вилученні сполук мангану в порівнянні з кокосовим вугіллям та іншими досліджуваними сорбентами.

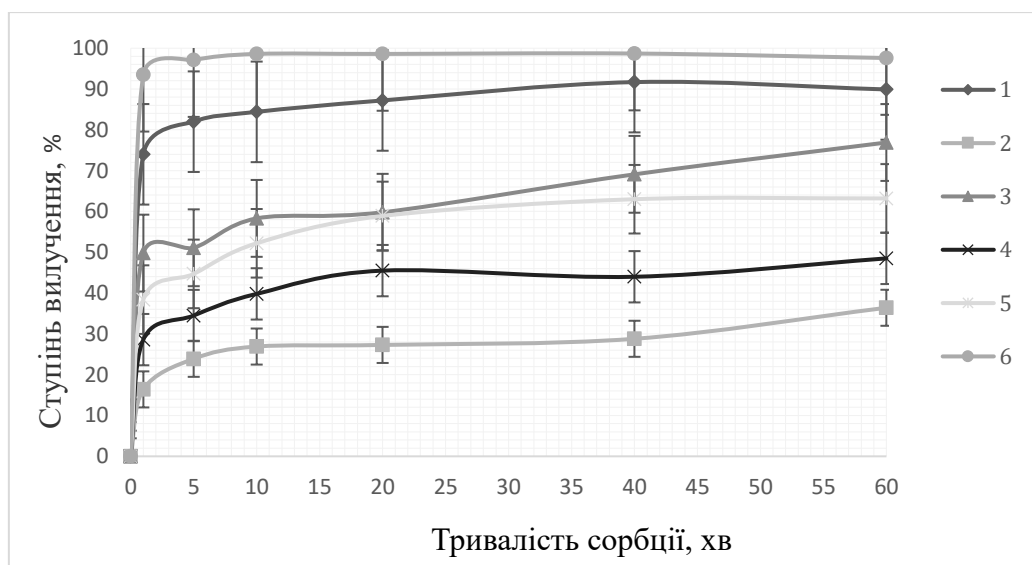


Рисунок 4.1 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) від тривалості сорбції (хв): 1 – КАВ; 2 – КАВ-АС; 3 – КАВ-АС; 4 – КАВ-Х1; 5 – КАВ-Х2; 6 – КАВ -Ан

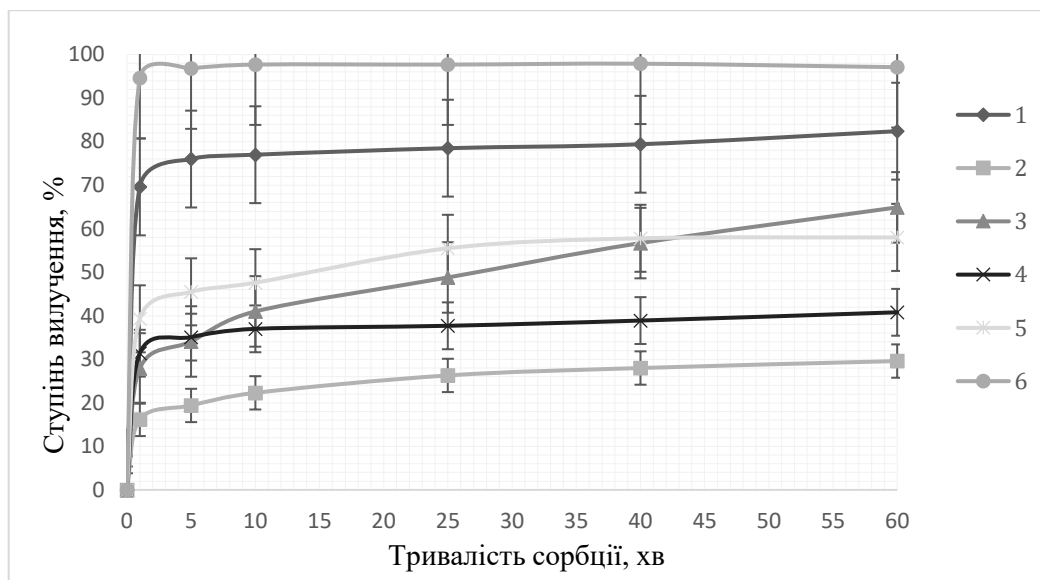


Рисунок 4.2 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) з модельних розчинів від тривалості сорбції (хв): 1 – КАВ; 2 – КАВ-АС; 3 – КАВ-АС; 4 – КАВ-X1; 5 – КАВ-X2; 6 – КАВ-Ан.

Актуальним завданням, при використанні коагулянтів на основі алюмінію, є дослідження очищеної води на наявність залишкових іонів Алюмінію. У зв'язку з цим, були проаналізовані розчини після застосування алюмінійвмісних сорбентів та встановлено, що для КАВ-АС спостерігається збільшення концентрації алюмінію в очищеній воді при збільшенні тривалості контакту з сорбентом понад 10 хв (таблиця 4.2). А для КАВ-АС концентрація іонів Алюмінію залишається в межах гранично допустимих концентрацій (тобто менше $0,5 \text{ мг/дм}^3$) впродовж всього досліджуваного часу сорбції [4]. Даний факт можна пояснити тим, що комбінація кокосового вугілля з алюмінієм гідроксидом не є стійкою і в процесі контакту з іонами модельного розчину Al^{+3} -іони вивільняються з комплексу не взаємодіючи з іонами забрудників.

Таблиця 4.2 – Концентрація іонів Алюмінію в очищеному модельному розчині в залежності від часу сорбції

Час, хв	КАВ-АС	КАВ-АС
	Al ³⁺ , мг/дм ³	Al ³⁺ , мг/дм ³
5	0,252	0,0451
10	0,862*	0,0156
25	1,13*	0,0823
40	1,99*	0,127
60	2,16*	0,207

* – гранично допустима концентрація 0,5 мг/дм³ згідно [4]

За результатами дослідження кінетики процесу сорбції (рисунки 4.1 та 4.2, таблиця 4.2) встановлено, що з усіх отриманих комбінованих сорбційних матеріалів, найбільш ефективним для вилучення сполук заліза та мангану, в порівняння з кокосовим вугіллям, є матеріал КАВ-Ан, який можна рекомендувати для подальших досліджень та застосування.

4.3 Визначення оптимальної маси комбінованого сорбційного матеріалу

З метою ефективного проведення процесу видалення сполук заліза та мангану з модельних розчинів проводили порівняльне визначення оптимальної маси для КАВ-Ан та КАВ відповідно методики 2.5 (розділ 2). Для цього сорбційний процес проводили в статичних умовах з використанням модельних розчинів № 2 та № 3.

Аналіз графічних залежностей, представлених на рисунку 4.3, доводить, що оптимальна маса комбінованого матеріалу КАВ-Ан для вилучення сполук заліза з модельного розчину № 2 (концентрація 2,0 мг/дм³) складає 2 г, і при цьому досягається 90 % очищення. Для кокосового вугілля оптимальна маса також складає 2 г.

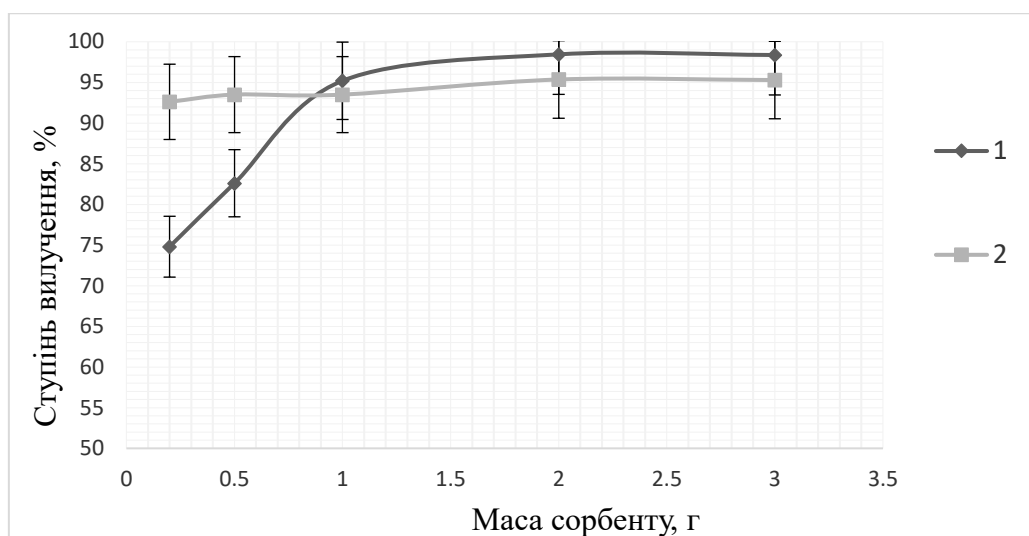


Рисунок 4.3 – Залежність ступеня вилучення сполук заліза (%) з модельного розчину № 2 від маси сорбенту (г): 1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан.

За графічними залежностями, які представлені на рисунку 4.4, визначили оптимальну масу сорбенту КАВ-Ан для вилучення сполук мангану з модельного розчину № 3 (концентрація 0,5 мг/дм³), що складає 1 г, при цьому досягається 97 % очищення. Для кокосового вугілля оптимальна маса складає 2 г при ступеню очищення 90 %.

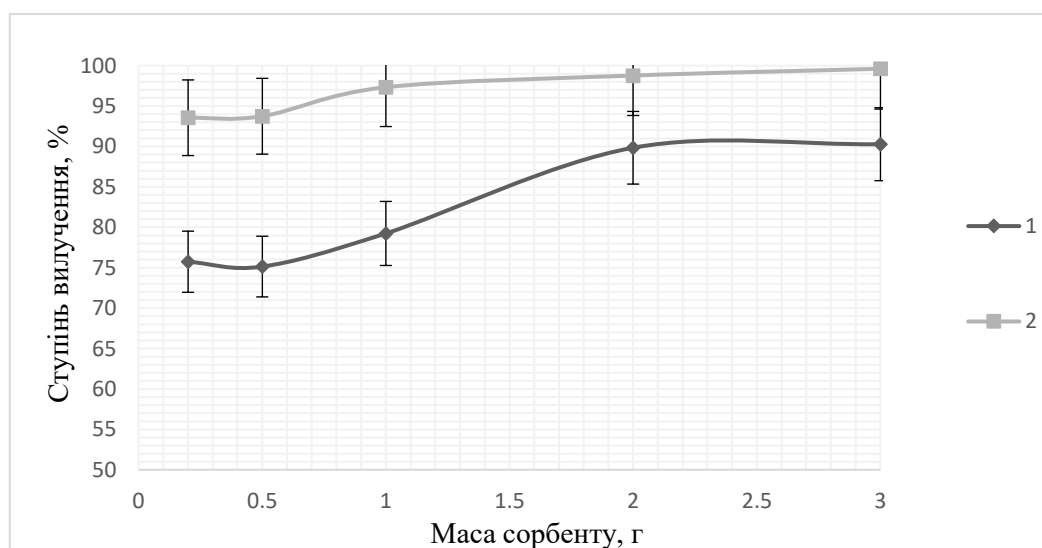


Рисунок 4.4 – Залежність ступеня вилучення сполук мангану (%) модельного розчину № 3 від маси сорбенту (г): 1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан.

Узагальнення даних, представлених на рисунках 4.3 та 4.4 дає можливість встановити оптимальну масу комбінованого сорбційного матеріалу та кокосового вугілля в перерахунку на 1 дм^3 модельних розчинів № 2 та № 3, КАВ-Ан – 5 г/дм^3 та для КАВ – 20 г/дм^3 .

4.4 Визначення ефективності комбінованого сорбційного матеріалу в широкому діапазоні концентрацій

В зв'язку з тим, що діапазон концентрацій загального заліза в ґрунтових водах може варіюватися від 0,01 до 26,0 мг/дм^3 , а вміст сполук мангану від 0,02 до 4 мг/дм^3 , є потреба в проведенні дослідження сорбційних властивостей матеріалу КАВ-Ан в широкому діапазоні концентрацій даних елементів згідно методики 2.6 (розділ 2) та провести порівняння з сорбційними властивостями КАВ. Для приготування серії розчинів з різною концентрацією елементів використовували розведення модельного вихідного розчину № 4. Для дослідження використовували масу сорбентів 1 г згідно методики.

Результати дослідження ступеня вилучення сполук заліза, залежно від концентрації модельних розчинів, представлені на рисунку 4.5. Встановлено, що для комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан та для КАВ спостерігається ефективна сорбція при концентрації сполук заліза 10 мг/дм^3 , ступінь вилучення відповідно складає 95 та 80 %. При подальшому збільшенні концентрації розчинів до 20 мг/дм^3 ступінь вилучення зменшується до 85 та 70 % для КАВ-Ан та КАВ відповідно.

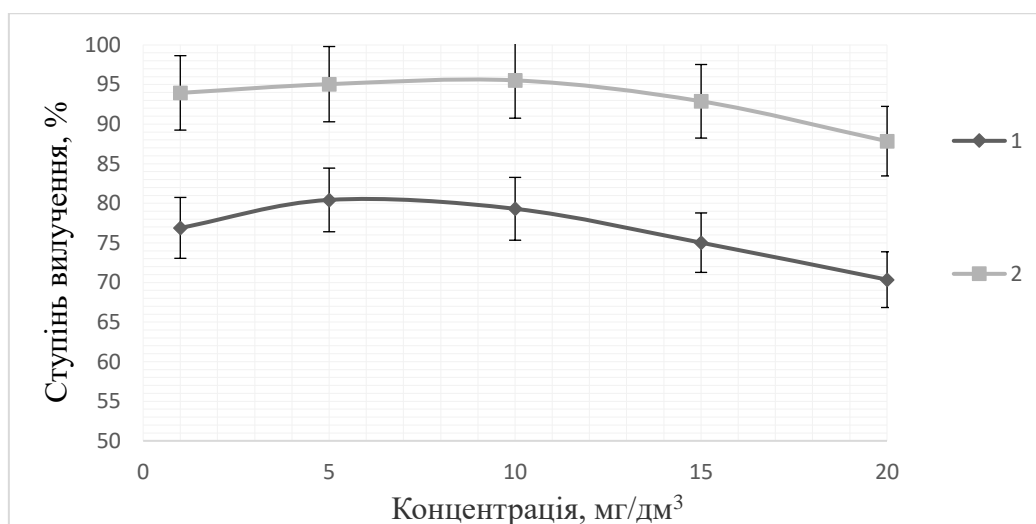


Рисунок 4.5 – Залежність ступеня вилучення сполук заліза (%) з серії модельних розчинів від концентрації заліза (мг/дм³): 1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан.

При дослідженні розчинів з вмістом сполук мангану різної концентрації встановлено, що стабільна та ефективна сорбція характерна для комбінованого сорбційного матеріалу на основі альгінату натрію для всіх концентрацій досліджуваних розчинів та знаходиться в межах 92-95 % (рисунок 4.6). Що стосується кокосового вугілля, то встановлено поступове зниження ступеня вилучення від 80 % до 51 % при збільшенні концентрації від 1,0 до 5 мг/дм³ відповідно.

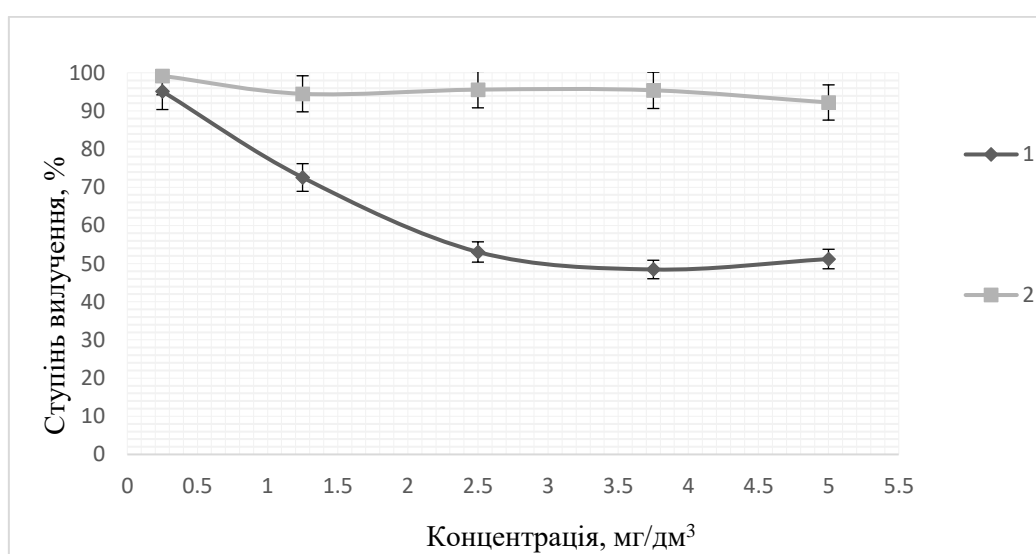


Рисунок 4.6 – Залежність ступеня вилучення сполук мангану (%) з серії модельних розчинів від концентрації мангану (мг/дм³): 1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан.

На основі даних, представлених на рисунках 4.5 та 4.6, які доводять ефективність використання комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан в процесах очищення децентралізованих вод від сполук заліза та марганцю в умовах мінливості складу.

Для оцінки характеру сорбції побудували ізоТЕРМИ у вигляді залежності сорбційної ємності (формула 2.2) матеріалу від рівноважної концентрації сполук у розчині $a=f(C_p)$ (рисунки 4.7 та 4.8).

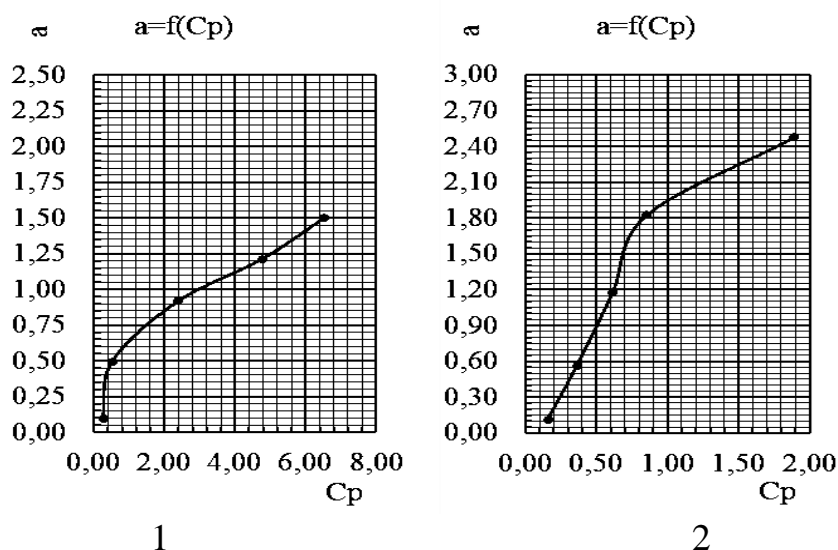


Рисунок 4.7 – Ізотерми сорбції для процесу вилучення сполук заліза: 1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан

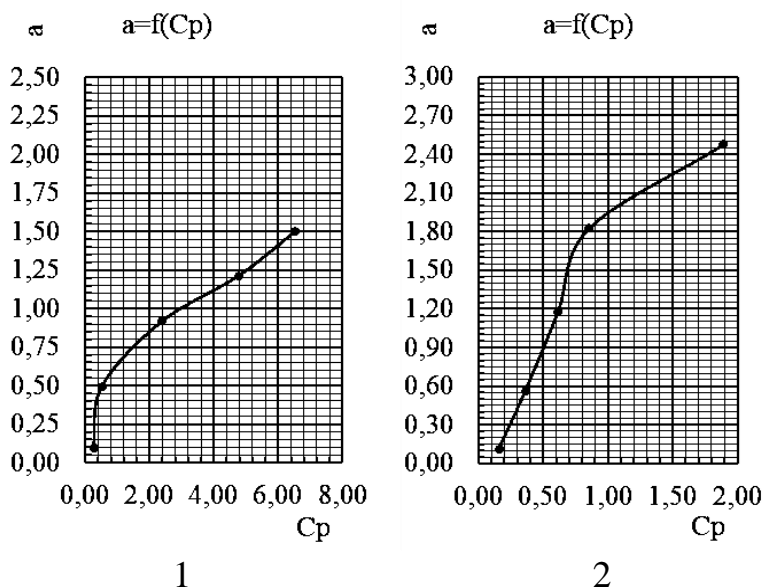


Рисунок 4.8 – Ізотерми сорбції для процесу вилучення сполук марганцю: 1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан

За характером кривизни ізоTERM, зображених на рисунках 4.1 та 4.2, їх можна віднести до ізоTERM класу L (згідно класифікації ізоTERM сорбції Джайлса), що відповідає моделі Ленгмюра.

ІзоТЕРМА Ленгмюра є ідеальною одношаровою сорбованою моделлю, яка передбачає, що молекули, сорбовані на поверхні сорбенту, можуть утворювати моношар. Для встановлення кореляції сорбційної рівноваги та точності прогнозування параметрів нелінійних моделей, ізоТЕРМИ виражені у лінеаризованому вигляді за формулою 2.3.

Лінеаризовані ізоТЕРМИ, що зображені на рисунку 4.9 вказують на те, що сорбент КАВ (крива 1) має менш сильну взаємодію між сорбентом і сорбатом, що свідчить про слабкі фізичні сили, в той час як КАВ-Ан (крива 2) демонструє більш інтенсивну взаємодію, що може бути пов'язано з хімічною сорбцією флокулянту.

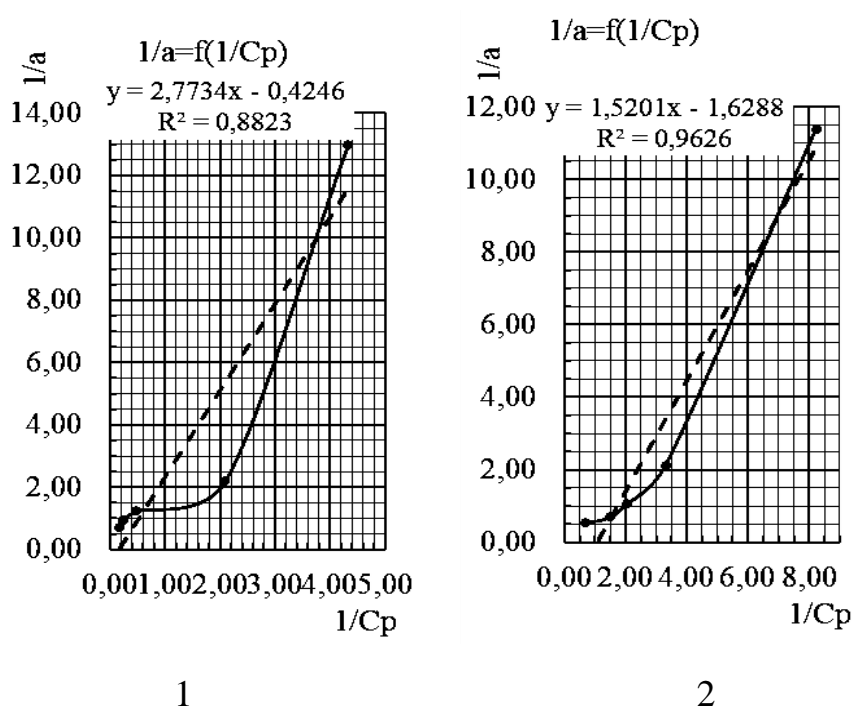


Рисунок 4.9 – Лінеаризовані ізоТЕРМИ Ленгмюра сорбції сполук заліза:
1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан

Дані з рисунку 4.10 вказують на те, що сорбент КАВ (крива 1) має меншу спорідненість сорбату до сорбенту, на відміну від сорбенту КАВ-Ан (крива 2)

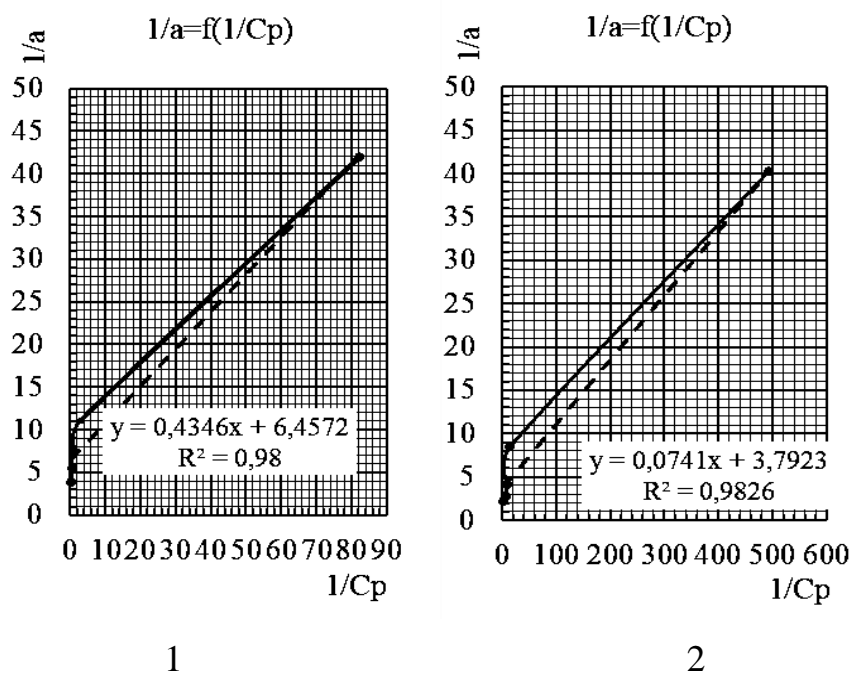


Рисунок 4.10 – Лінеаризовані ізотерми Ленгмюра сорбції сполук мангану:
1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан

Виходячи з графічних залежностей на рисунках 4.9-4.10 обраховали математичні величини та вирази ізотерм рівняння Ленгмюра згідно повної лінеаризованої форми (формула 2.4). Результати представлені в таблиці 4.3.

Таблиця 4.3 – Результати обрахунків ізотерми сорбції Ленгмюра

Сорбент (сполука)	Коефіцієнт достовірності, R^2	Вираз рівняння Ленгмюра
КАВ(залізо)	0,8823	$\frac{1}{a} = -0,4246 + \frac{2,7734}{C_p}$
КАВ-Ан(залізо)	0,9626	$\frac{1}{a} = -1,6288 + \frac{1,5201}{C_p}$
КАВ(манган)	0,98	$\frac{1}{a} = 6,4572 + \frac{0,4346}{C_p}$
КАВ-Ан (манган)	0,9826	$\frac{1}{a} = 3,7923 + \frac{0,0741}{C_p}$

Високе значення коефіцієнту достовірності ($R^2 \approx 1$) свідчить про те, що ізотерми достовірно описується моделлю Ленгмюра. Це означає, що сорбція обмежується моношаром.

Для більш повного опису сорбції використано модель Фрейндліха. Ізотерма сорбції Фрейндліха (формула 2.5) використовується для вираження сорбції неідеалізованих систем, де поверхня сорбенту енергетично неоднорідна, що свідчить про утворення багат шаровості.

За показниками значень $\log a$ і $\log C_p$ побудували ізотерми сорбції (рисунки 4.11-4.12).

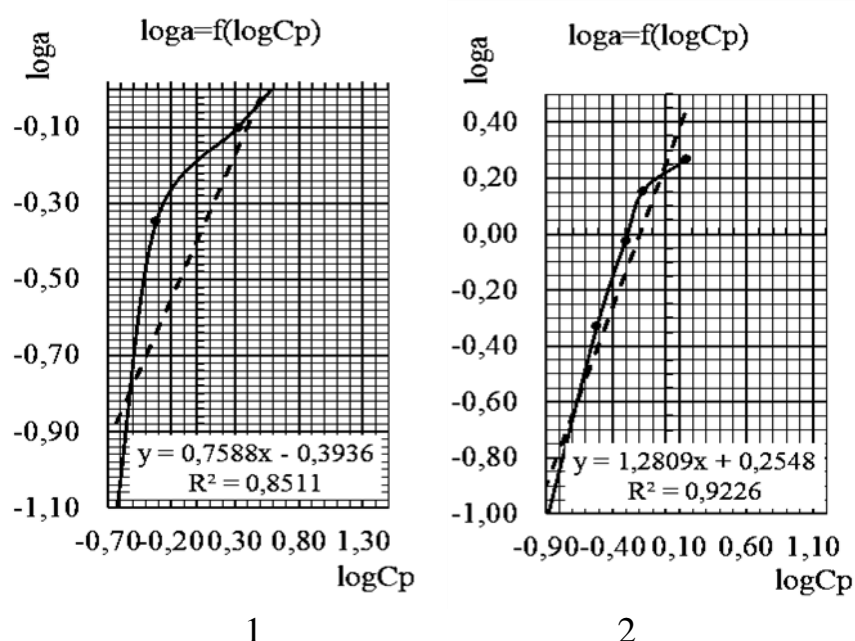


Рисунок 4.11– Лінеаризовані ізотерми Фрейндліха сорбції сполук заліза:
1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан

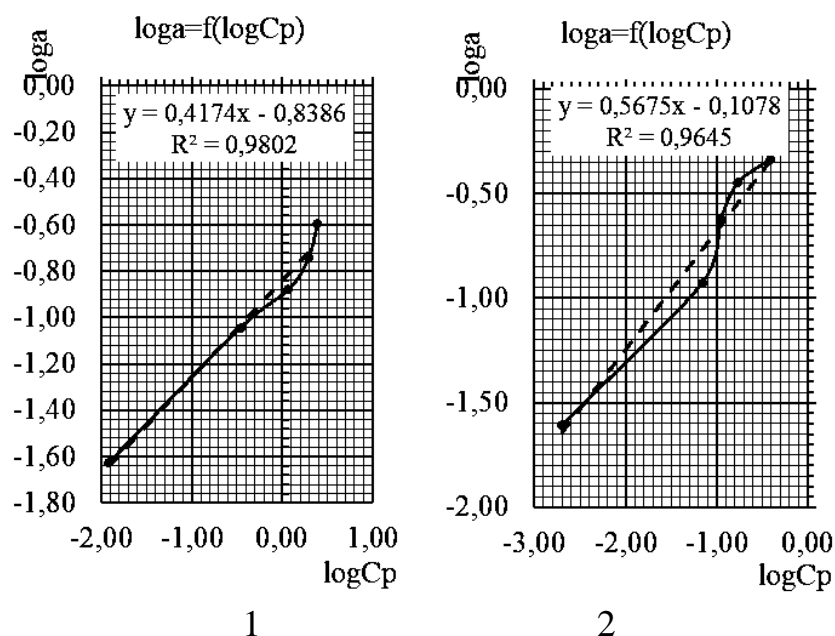


Рисунок 4.12 – Лінеаризовані ізотерми Фрейндліха сорбції сполук мангану:
1 – КАВ; 2 – КАВ-Ан

З одержаних ізотерм, представлених на рисунках 4.11-4.12, графо-аналітичним методом визначаються показники рівняння Фрейндліха згідно формули 2.6, а саме: відрізок, який відсікає лінія на осі $\log a$ дорівнює коефіцієнту $\log K_F$; тангенс кута, який утворює вісь із цією горизонтальною лінією рівний коефіцієнту $1/n$. Виходячи з графічних залежностей (рисунки 4.11 та 4.12) обраховуються математичні величини та вирази ізотерм рівняння Фрейндліха (таблиця 4.4).

Таблиця 4.4 – Результати обрахунків ізотерми сорбції Фрейндліха

Сорбент (сполуки)	Коефіцієнт достовірності, R^2	Вираз рівняння Фрейндліха
КАВ(залізо)	0,8511	$a = 0,4040 \cdot C^{0,7588}$
КАВ -Ан(залізо)	0,9226	$a = 1,7982 \cdot C^{1,2809}$
КАВ (манган)	0,9802	$a = 0,1450 \cdot C^{0,4174}$
КАВ -Ан(манган)	0,9645	$a = 0,7802 \cdot C^{0,5675}$

Рівняння Фрейндліха описує сорбцію речовин на поверхні твердих сорбентів і використовується для характеристики сорбційної рівноваги. Коефіцієнт достовірності R^2 свідчить про високу відповідність даних моделі Фрейндліха. Рівняння для сорбенту КАВ-Ан вказує на вищу сорбційну здатність порівняно з КАВ.

Згідно параметрів моделі Фрейндліха коефіцієнт $1/n$ показує, що сорбція матеріалу КАВ є менш інтенсивною у порівнянні з КАВ-Ан, також значення K_F свідчить про меншу спорідненість сорбенту КАВ до сполук заліза та мангану.

Для розрахунку енергії та кількості сорбованих молекул розроблено термодинамічну модель процесу сорбції. За основу взято метод, заснований на мінімізації вільної енергії Гіббса. Застосування цього методу припускає, що в системі існує рівновага і всі кінетичні процеси стали стаціонарними. У цьому випадку, за постійної температури і тиску, вільна енергія Гіббса має бути мінімальною. Значення вільної енергії Гіббса та константи рівноваги K_c розраховували за формулою 2.8 та 2.9.

Розраховані величини та значення вільної енергії (енергії Гіббса) для сорбційного процесу представлені в таблиці 4.5.

Таблиця 4.5 – Результати математичних обчислень вільної енергії (енергії Гіббса) для процесів сорбції

Сорбенти (сполука)	Величини	
	K_c	ΔG^0 , КДж/моль
КАВ(залізо)	16,409	-6,932
КАВ-Ан(залізо)	5,893	-4,395
КАВ(манган)	1,897	-1,586
КАВ-Ан(манган)	0,238	3,555

Проведені математичні розрахунки константи рівноваги та вільної енергії Гіббса доводять ефективність застосування сорбційних процесів як сорбенту КАВ, так і комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан.

Висновки до розділу 4

На основі отриманих в даному розділі даних встановлено, що:

- комбіновані сорбційні матеріали на основі активованого вугілля та коагулянтів $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ та AlCl_3 (КАВ-АС та КАВ-АС), характеризуються низькою ефективністю очищення розчинів від сполук заліза та мангану в порівнянні з традиційним сорбентом КАВ, а також супроводжується виділенням іонів Алюмінію у фільтрат;
- комбіновані сорбційні матеріали КАВ-Х1 та КАВ-Х2, які є поєднанням активованого вугілля та флокулянту-хітозану, показали неефективність їх застосування для вилучення сполук заліза та мангану з розчинів;
- комбінований сорбційний матеріал КАВ-Ан, на основі активованого вугілля та флокулянту альгінату натрію ефективно видаляє як сполуки заліза, так і мангану в широкому діапазоні концентрацій елементів, ступінь вилучення який знаходиться в межах від 90 до 98 %; оптимальні умови використання в статичних лабораторних умовах є: час контакту 60 хв та оптимальна маса 5 г/дм³ розчину;
- математичні розрахунки моделей Ленгмюра та Фрейндліха для комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан та традиційного сорбенту КАВ доводять їх ефективність для сорбційних процесів ($R^2 > 0,8$).

Ґрунтуючись на висновках до даного розділу, можна рекомендувати комбінований сорбційний матеріал КАВ-Ан, для використання в динамічних умовах сорбційного процесу видалення сполук заліза та мангану з водних розчинів. КАВ-Ан може бути застосований в якості одного з компонентів фільтруючого сорбційного завантаження.

РОЗДІЛ 5

ДОСЛІДЖЕННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ СОРБЦІЙНОГО ФІЛЬТРУЮЧОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ

5.1 Дослідження фільтруючого завантаження в динамічних лабораторних умовах

В розділах 3 та 4 доведено ефективність використання комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан, сорбенту КАВ та мідно-цинкового каталітичного матеріалу KDF для сорбційного процесу видалення сполук заліза та мангану з водних розчинів в статичних умовах. В зв'язку з цим вважаємо перспективним напрямком дослідити дані матеріали в динамічних умовах очищення.

При попередніх дослідженнях комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-АН в статичних умовах (розділ 4) визначено, що оптимальна маса складає 5 г при сорбції впродовж 15 хв, але спостерігається утворення драглистого желеподібного осаду, що при використанні даного матеріалу в динамічних умовах може перешкоджати проходженню розчину крізь завантаження колонки і тому масу матеріалу зменшено до 2 г.

Динамічні лабораторні умови створювались за допомогою колонки з різним співвідношенням маси сорбційних фільтруючих матеріалів KDF-85, КАВ-Ан, КАВ (рисунок 5.1).

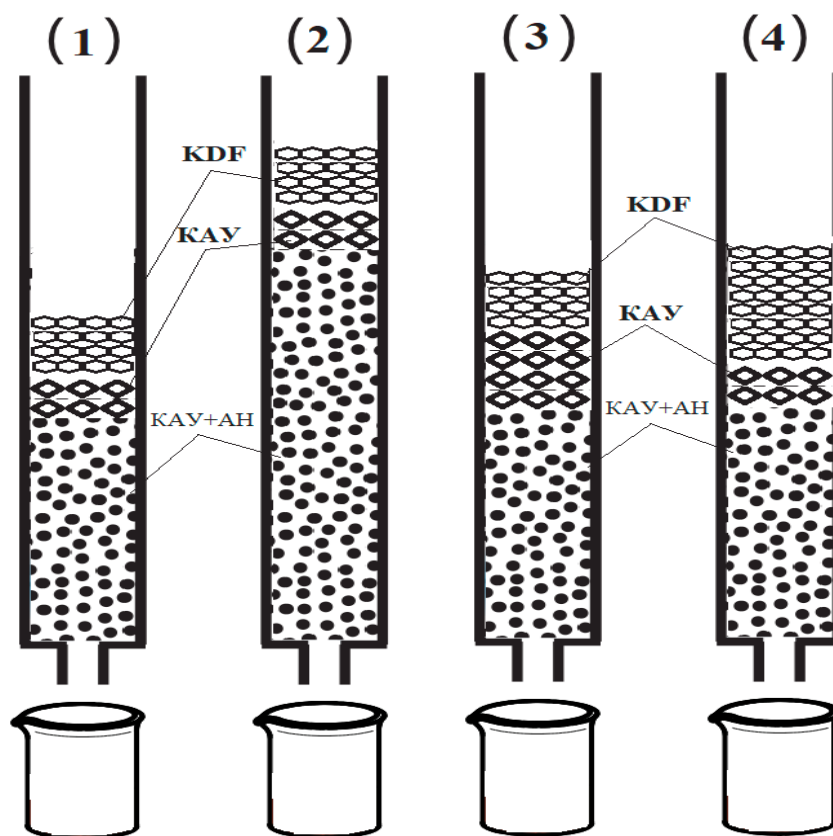


Рисунок 5.1 – Схема заповнення колонки із співвідношенням матеріалів KDF:KAB-Ан:KAB відповідно: (1) – 5:2:10; (2) – 5:2:20; (3) – 5:4:10; (4) – 10:2:10.

Освітлюючу здатність різного типу завантаження проводили відповідно методики 2.3 (розділ 2). Освітлююча здатність характеризує властивість сорбувати забарвлені домішки з великими молекулами або частинками колоїдного ступеня дисперсності (наприклад, пестициди, токсини, органіка та хлорорганіка). При дослідженні освітлюючої здатності сорбційного фільтруючого завантаження, використовували водорозчинний барвник метиленовий синій, який за хімічною структурою подібний до пестицидів та токсинів, і навіть за низької концентрації (10-50 мкг/дм³) забарвлює воду в яскравий синій колір.

Етапи проведення експерименту представлені на рисунку 5.2.

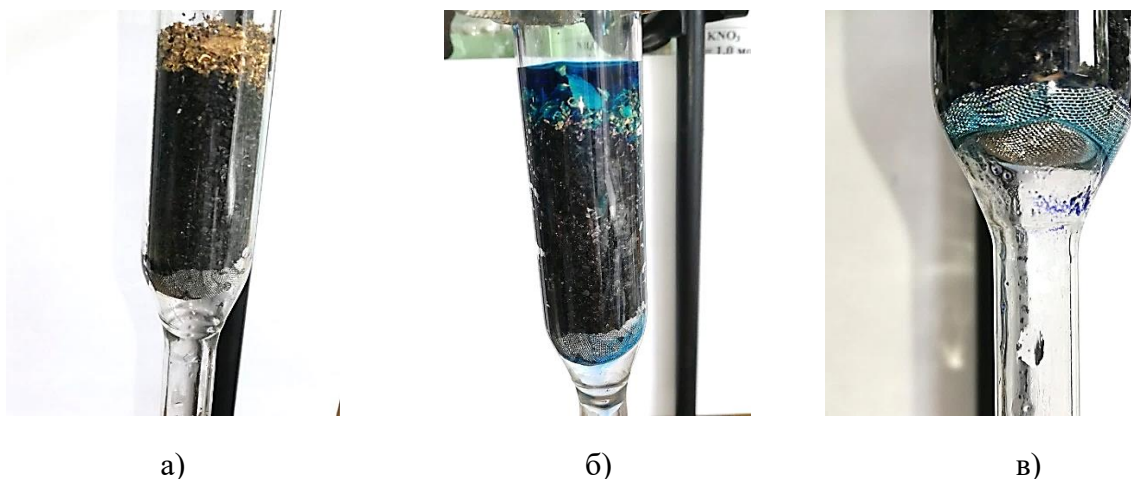


Рисунок 5.2 – Зовнішній вигляд колонки: а) перед; б) під час та в) після фільтрації.

В таблиці 5.1 представлено значення величини зменшення забарвлення розчинів (Δ), яка характеризує освітлюючу здатність фільтруючого завантаження при різних співвідношеннях.

Таблиця 5.1 – Значення величини зменшення забарвлення розчинів (Δ)

Параметри	Колонка 1	Колонка 2	Колонка 3	Колонка 4
Δ , град.	85	95	75	70

На рисунку 5.3 приведено порівняння фільтрату, після проходження колонки, зі шкалою кольоровості.

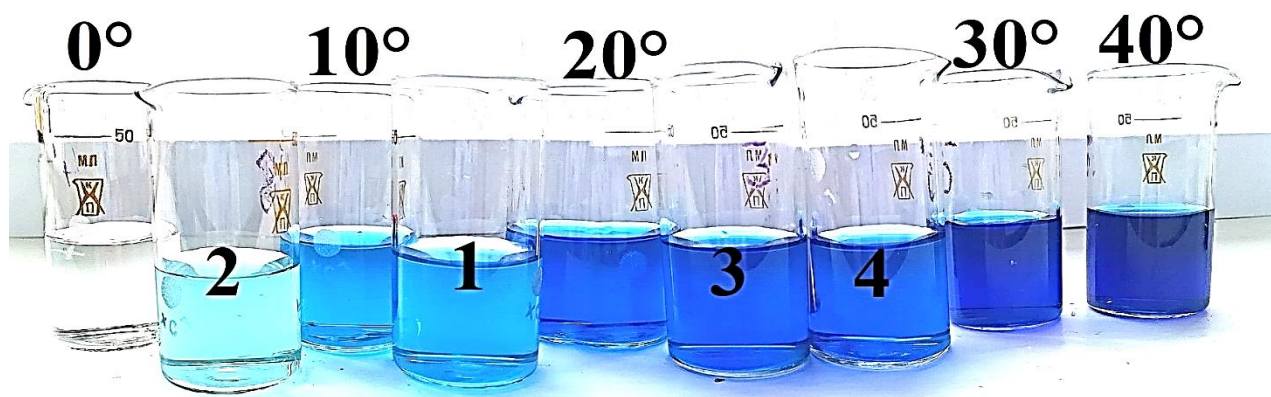


Рисунок 5.3 – Фільтрат після проходження колонки (колонка 1-4) на фоні шкали кольоровості

Таким чином, при проведенні досліджень освітлюючої здатності встановлено, що відбувається нерівномірне змочування компонентів сорбційного фільтруючого завантаження, яке є наслідком утворення драглистого осаду при взаємодії альгінату натрію з барвником (рисунок 5.2(в)). Для усунення даного даного явища необхідно попередньо рівномірно розмішувати матеріал КАВ-Ан в об'ємі кокосового вугілля, з метою усунення шару злипання на шляху проходження потоку розчину.

Дослідження ефективності сорбційного фільтруючого завантаження в процесі видалення сполук заліза та мангану проводили згідно методики 2.7 (розділ 2). Для цього використовували співвідношення маси фільтруючих матеріалів KDF-85:КАВ-Ан:КАВ як 5:2:20 та модельний розчин №1 (концентрація сполук заліза 2 мг/дм³ та мангану 0,5 мг/дм³).

Результати дослідження залежності ступеня очищення від об'єму модельного розчину №1 при застосуванні сорбційного фільтруючого завантаження представлено на рисунку 5.4.

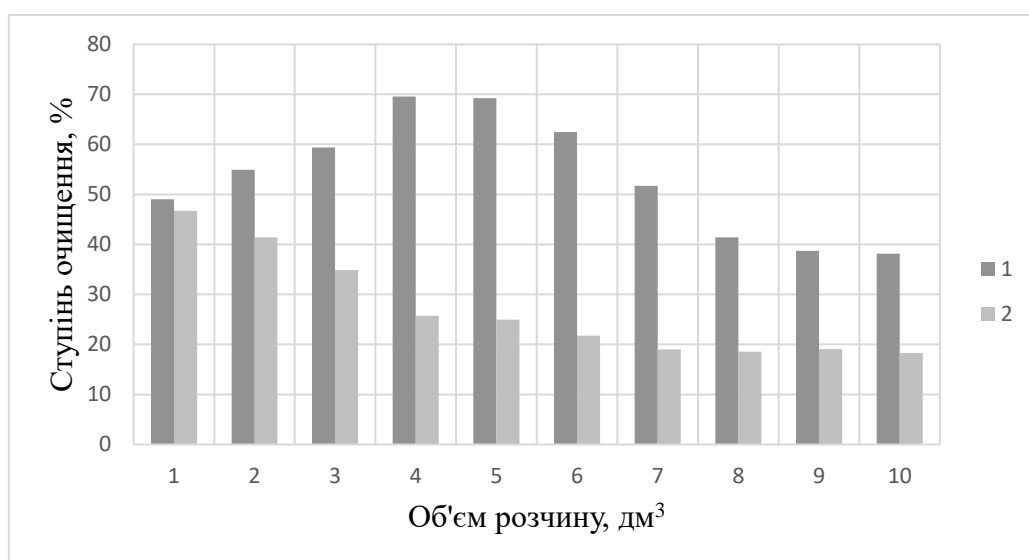


Рисунок 5.4 – Залежність ступеня очищення (%) сорбційним фільтруючим завантаженням від об'єму модельного розчину №1 (дм³) для: 1 – сполук заліза, 2 – сполук мангану.

Встановлено, що на ефективність очищення модельних розчинів від сполук мангану впливає наявність заліза в модельному розчині. Спостерігається зменшення ефективності видалення сполук мангану з модельного розчину, що можна пояснити наявністю більш активного елементу – заліза, який практично повністю заповнює активні центри сорбентів. Також встановлено, що спостерігається утворення осаду, який містить сполуки Fe(III) та може вимиватися у фільтрат після очищення водного розчину, а тому сорбційне фільтруюче завантаження потребує додаткової модифікації, а саме: додавання шару кварцового піску для затримки цього осаду [103].

Раніше встановлено, що при використанні каталітичного матеріалу KDF- 85 спостерігається виділення іонів Цинку та Купруму у фільтрат, тому доцільним є проведення аналізу фільтрату на залишковий вміст даних елементів (таблиця 5.2).

Таблиця 5.2 – Концентрація іонів важких металів у фільтраті, мг/дм³

Об'єм модельного розчину*, дм ³	Концентрація іонів у фільтраті, мг/дм ³	
	Cu ²⁺	Zn ²⁺
1	0,038	0,069
2	0,019	0,041
3	0,019	0,041
4	0,035	0,071
5	0,018	0,061
6	0,088	0,382
7	0,033	0,137
8	0,019	0,082
9	0,014	0,076
10	0,013	0,070

* – об'єм модельного розчину № 1, який пропускали крізь колонку

Відповідно даних таблиці 5.2 іони Цинку та Купруму ефективно поглинаються в шарі сорбційного завантаження, яке складається з КАВ та КАВ- Ан, що є позитивним фактором даного експерименту.

Таким чином, встановлено, що для видалення сполук заліза (на відміну від сполук мангану) сорбційне фільтруюче завантаження є ефективним у оптимальному співвідношенні матеріалів KDF-85, КАВ-Ан та КАВ, яке складає 5:2:20 г/дм³ відповідно.

5.2 Дослідження сорбційного фільтруючого завантаження в модельному картриджі для доочищення води

Для доочищення води, перед її споживання, найчастіше використовують фільтри, основною робочою частиною яких є змінні картриджі. Картриджі мають різноманітні конструкції, що дозволяє використовувати широкий спектр фільтруючих матеріалів, від яких залежить якість та оптимальний бактерицидний склад отриманої води.

Задачею розробленої корисної моделі є удосконалення існуючих на сьогоднішній день конструкцій картриджа таким чином, щоб легко було замінювати сорбційні фільтруючі матеріали по мірі їх забруднення.

Для вирішення даної задачі була вмонтована сітчаста перегородка у внутрішній корпус картриджа, яка розташована посередині та розділяє фільтруючий об'єм на нижню та верхню частини, що дозволяє розділяти різні за властивостями сорбційні матеріали, а знімні водопроникні кришка та дно видаляти їх та замінювати один або інший матеріал по мірі забруднення [104].

Схема моделі картриджу для очищення води представлена на рисунку 5.5 є результатом проведених технічних удосконалень. Картридж має циліндричний корпус (1) зі змінними водопроникними кришкою (2) та дном (3), які завірчуються за допомогою внутрішньої різьби (4) у відповідну різьбу корпусу (5).

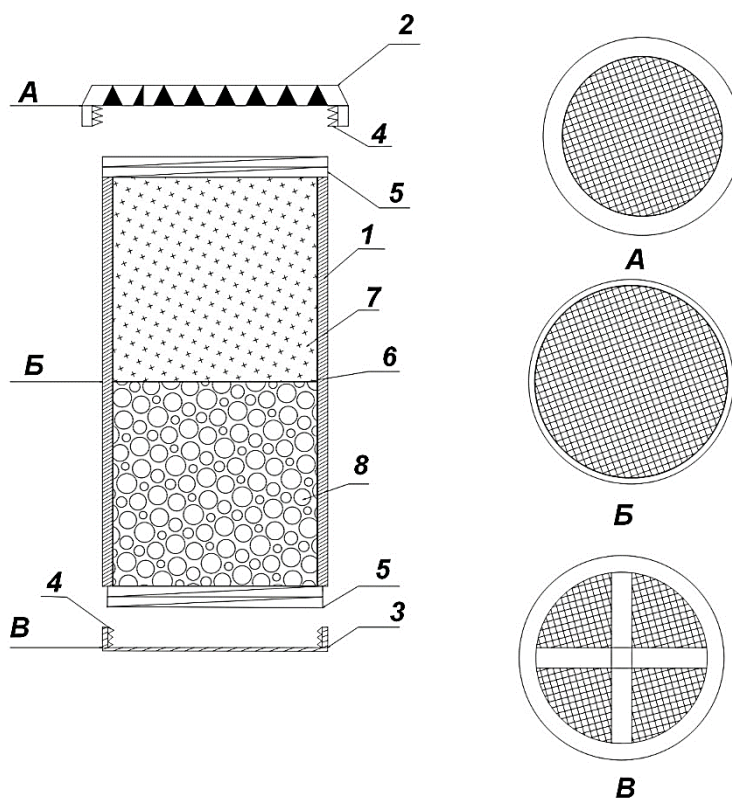


Рисунок 5.5 – Схема картриджу для очищення води:

1 – циліндричний корпус; 2 – змінна водопроникна кришка; 3 – змінне водопроникне дно; 4 – внутрішня різьба; 5 – різьба корпусу; 6 – водопроникна сітка; 7 – каталітичний матеріал KDF-85 та кварцовий пісок; 8 – сорбційні матеріали КАВ та КАВ-Ан

Внутрішній об'єм корпусу розділений на дві частини вмонтованою водопроникною сіткою (6), де у верхню частину завантажуються каталітичний матеріал KDF-85 та кварцовий пісок (7), а у нижню частину завантажуються сорбційні матеріали КАВ та КАВ-Ан (8). Вихідна вода проходячи спочатку крізь завантаження (7) очищується від сполук заліза, а також тут відбувається затримка осаду (рисунок 5.6).

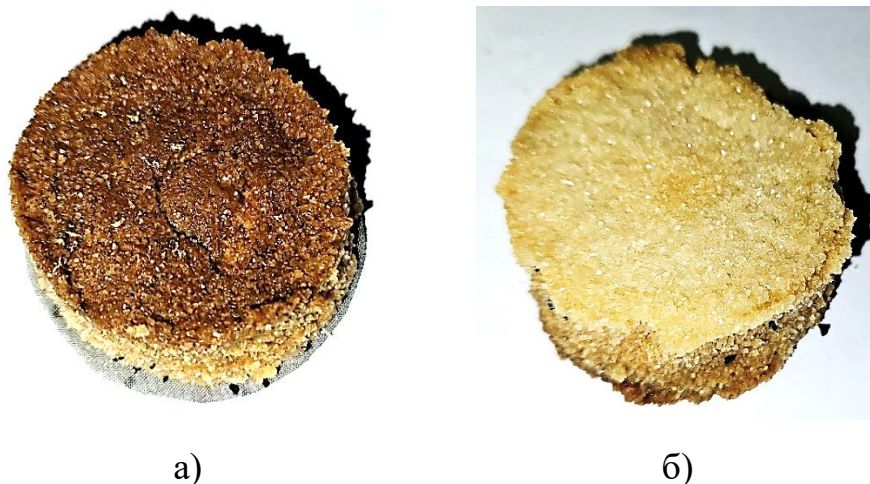


Рисунок 5.6 – Шар кварцевого піску: а) з боку KDF-85; б) з боку сорбційного шару (КАВ та КАВ-Ан)

Після проходження крізь завантаження (7), водний розчин потрапляє в сорбційний шар матеріалів КАВ та КАВ-Ан, де відбувається видалення сполук мангану та фінішне очищення. Таким чином, використання даної конструкції картриджу дозволяє проводити заміну сорбційного фільтруючого завантаження, по мірі його забруднення, та надає можливість проводити їх регенерацію.

Експериментальні дані, отримані при очищенні модельних розчинів в умовах мінливості складу природних вод, які досягалися зміною концентрацій при дослідженні 100 дм³ води, представлені у вигляді графічних залежностей на рисунку 5.7 для сполук заліза, та рисунку 5.8 для сполук мангану. За результатами аналізу ефективності видалення сполук заліза встановлено, що при умові мінливості складу природних вод, фільтрат, в більшості випадків, відповідає вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 ($ГДК \leq 0,2-1,0$ мг/дм³) [4]. Як видно з графічних залежностей, при використанні модельних розчинів з концентрацією сполук заліза вище 3 мг/дм³, його загальна концентрація у фільтраті дуже близька до критичного значення ГДК. Також, спостерігається залежність концентрації заліза у модельному розчині від ступеня очищення, а саме: при збільшенні концентрації ступінь очищення підвищується, в зв'язку з тим що утворений осад, у вигляді проміжних сполук Fe (II) та Fe (III) та його гідроксидів, виступає як каталізатор та сорбент при окисненні заліза [105].

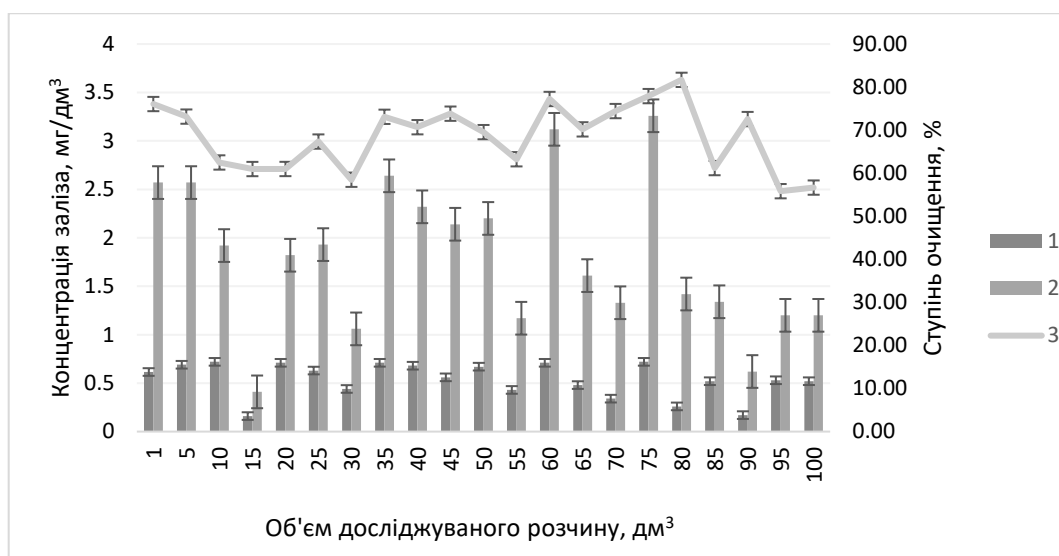


Рисунок 5.7 – Залежність ступеня очищення (%) та концентрації заліза у розчинах (мг/дм³) від об'єму досліджуваного розчину (дм³): 1 – концентрація Fe(II) у фільтраті, мг/дм³, 2 – концентрація Fe(II) в модельному розчині, мг/дм³, 3 – ступінь очищення, %

Результати дослідження ступеню очищення від сполук мангану, представлені на рисунку 5.8, доводять, що при мінливості складу природних вод, склад очищеного розчину відповідає вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 (ГДК $\leq 0,05$ - $0,5$ мг/дм³) [4].

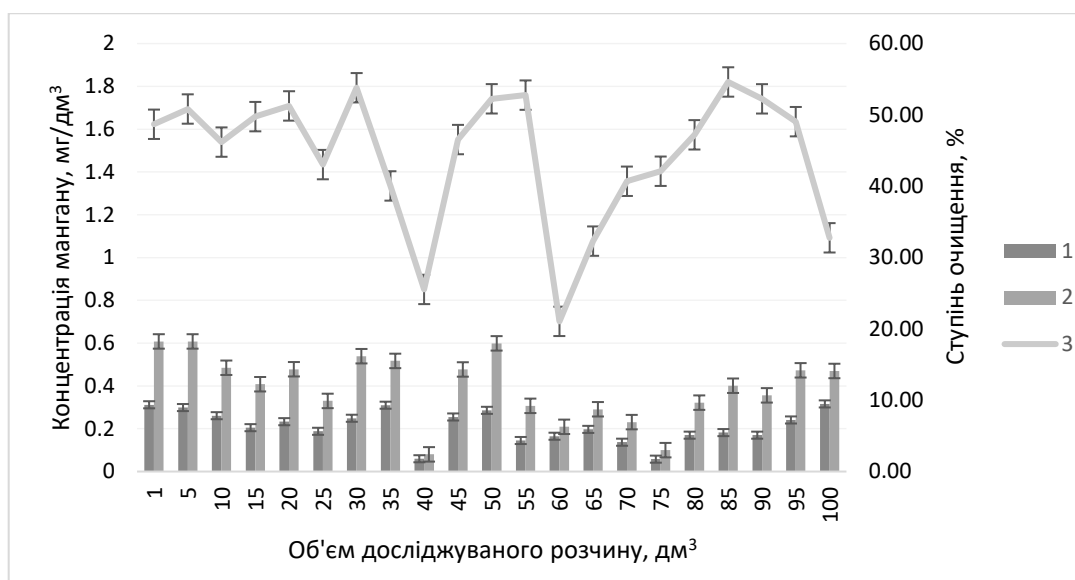


Рисунок 5.8 – Залежність ступеня очищення (%) та концентрації мангану у розчинах (мг/дм³) від об'єму досліджуваного розчину (дм³): 1 – концентрація Mn(II) в очищеному розчині, мг/дм³, 2 – концентрація Mn(II) в модельному розчині, мг/дм³, 3 – ступінь очищення, %

Як видно з графічних залежностей, представлених на рисунках 5.7 та 5.8, на ступінь очищення модельних розчинів від сполук мангану впливає початкова концентрація заліза в модельному розчині. В екстремумах ступеня очищення від сполук мангану (об'єми розчинів: 15; 30; 55; 70; 80; 85 та 90 дм³) концентрація сполук заліза становить менше ніж 1,3 мг/дм³, такий результат можна пояснити тим, що у фільтрат вивільняються іони Купруму та Цинку, які беруть участь в окисно-відновних реакціях, та створюють додаткове навантаження на сорбуючі матеріали.

В таблиці 5.3 представлено вміст іонів Цинку та Купруму в модельному та очищеному розчинах, згідно яких видно, що концентрація іонів цих елементів практично не змінилася, тобто вони були вилучені у другому сорбційному шарі, який містить суміш КАВ та КАВ-Ан. Отримані значення відповідають вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 до гранично допустимої концентрації іонів Цинку та Купруму ($\leq 1,0$ мг/дм³).

Таблиця 5.3 – Концентрація іонів Цинку та Купруму

Об'єм модельного розчину*, дм ³	Cu ⁺² , мг/см ³		Zn ⁺² , мг/см ³	
	Модельний розчин	Очищений розчин	Модельний розчин	Очищений розчин
1	0,017	0,238	0,042	0,060
5	0,006	0,238	0,061	0,060
10	0,002	0,007	0,068	0,056
15	0,004	0,005	0,086	0,047
20	0,006	0,002	0,093	0,049
25	0,002	0,00	0,096	0,047
30	0,0003	0,001	0,056	0,040
35	0,070	0,006	0,053	0,012
40	0,032	0,017	0,051	0,020
45	0,018	0,008	0,049	0,017
50	0,013	0,011	0,067	0,016
55	0,033	0,057	0,074	0,065
60	0,016	0,034	0,116	0,342
65	0,021	0,042	0,052	0,018
70	0,024	0,021	0,048	0,047
75	0,063	0,046	0,149	0,040
80	0,006	0,003	0,107	0,100
85	0,022	0,021	0,055	0,067
90	0,024	0,029	0,126	0,057
95	0,026	0,031	0,062	0,093
100	0,030	0,031	0,084	0,093

* – об'єм модельного розчину, який пропустили крізь сорбційне фільтруюче завантаження

Висновки до розділу 5

Таким чином, в даному розділі:

- визначено оптимальне співвідношення маси матеріалів KDF-85, КАВ-Ан та КАВ, яке складає 5:2:20 г/дм³ відповідно;
- підтверджено, що сорбційний шар КАВ та КАВ-Ан контролює залишковий вміст іонів Цинку та Купруму у фільтраті;
- для зменшення потрапляння осаду сполук заліза в шар сорбційних матеріалів, проведено розділення каталітичного матеріалу KDF-85 та суміші сорбційних матеріалів КАВ і КАВ-Ан, за рахунок додавання шару кварцового піску дисперсністю 0,4-0,6 мм;
- встановлено, що сорбційне фільтруюче завантаження, яке складається з 20 г KDF-85, 30 г кварцового піску, 80 г КАВ та 8 г КАВ-Ан, є ефективним та сприяє очищенню водних розчинів від сполук заліза та мангану до значень ГДК згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 для питної води з колодязів, каптажів і джерел.

РОЗДІЛ 6

РОЗРОБКА ТА ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ПРИНЦИПОВОЇ ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ

6.1 Розробка принципової схеми очищення децентралізованих вод

На підставі проведених досліджень в розділах 3-5, запропоновано принципову схему очищення підземних вод (рисунок 6.1).

Вода з підземного джерела (1) (колодязь, свердловина) насосом (2) подається у відстійник (3), де збирається вода та проходить процес осадження. Далі вода подається на піщаний фільтр з каталітичним матеріалом KDF-85 (4), де відбувається осадження нерозчинних солей та контроль мікроорганізмів за рахунок утворення радикалів та електролітичної області в результаті окисно-відновних реакцій. Після окиснення та затримки осаду, вода надходить у фільтр з сорбційними матеріалами (5), який складається з кокосового активованого вугілля та комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан, де відбувається сорбція розчинних солей та металів. Після фільтрування вода насосом (6) подається в резервуар для очищеної води (7). Промивні води після промивки фільтра (4) відводяться, та можуть використовуватись для поливу компостної ями, тобто для насичення органічної речовини такими елементами як залізо, мідь та цинк. Використаний сорбційний матеріал відправляється на регенерацію та повторне використання.

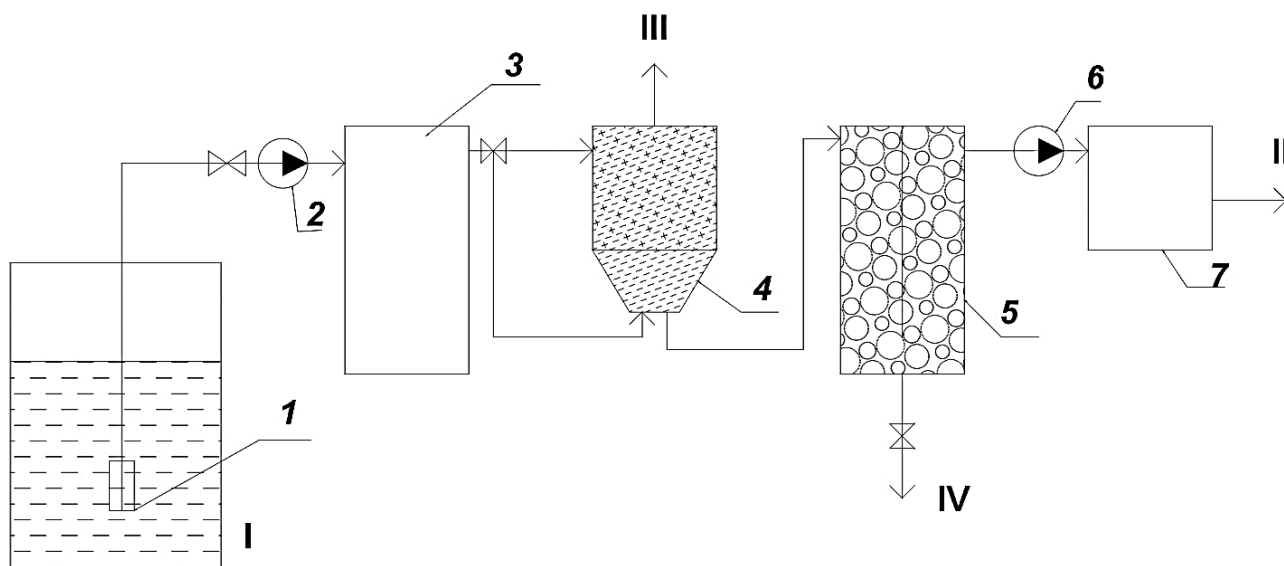


Рисунок 6.1 – Принципова схема доочищення децентралізованих вод

I – подача води на очистку, II – подача води до споживача, III – промивні води, IV – відведення матеріалів на переробку

1 – джерело; 2 – насос; 3 – відстійник; 4 – піщаний фільтр з каталітичним матеріалом; 5 – фільтр з сорбуючими матеріалами; 6 – резервуар очищеної води.

6.2 Кошторис на виконання науково-дослідної роботи

Вартість впровадження методики очищення підземних природних вод буде залежати від виду технологічного устаткування, наявності реагентів, реактивів та матеріалів, наявності комунікацій і т.д. Розрахунок проводився на основі методик та методів дослідження та отриманих даних.

До витрат на виконання наукового дослідження належать вартість матеріалів, реактивів, задіяного лабораторного посуду та обладнання, послуги сторонніх організацій та ресурси. До витрат на послуги сторонніх організацій та ресурсів можна віднести токарські роботи для виготовлення корисної моделі картриджу, оплата за публікацію статей, тез та патенту, послуги дослідного підприємства, пошук літератури в мережі Інтернет. Дані витрат на науково-дослідну роботу зведено до таблиці 6.1.

Таблиця 6.1 – Зведена таблиця витрат на виконання наукового дослідження

Найменування	Одиниці виміру	Вартість за одиницю	Кількість	Загальна вартість, грн	Відсоток амортизації, %
1	2	3	4	5	6
Посуд					
Колба мірна 25 см ³	шт	72,00	20	1440,00	
Колба мірна 100 см ³	шт	81,00	5	405,00	
Колба мірна 1000 см ³	шт	360,00	3	1080,00	
Конічна колба на 100 см ³	шт	97,00	10	970,00	
Конічна колба на 250 см ³	шт	120,00	20	2400,00	
Циліндр мірний 100 см ³	шт	290,00	2	580,00	
Циліндр мірний 500 см ³	шт	380,00	2	760,00	
Циліндр мірний 1000 см ³	шт	650,00	2	1300,00	
Хімічний стакан 1000 см ³	шт	220,00	3	660,00	
Хімічний стакан 50 см ³	шт	65,00	10	650,00	
Піпетка лабораторна 25 см ³	шт	42,60	2	85,20	
Піпетка лабораторна 10 см ³	шт	41,20	2	82,40	
Піпетка лабораторна 5 см ³	шт	37,00	2	74,00	
Піпетка лабораторна 2 см ³	шт	30,00	2	60,00	
Грушка маленька	шт	30,00	1	30,00	
Шпатель	шт	3,15	5	15,75	
Лійка(воронка) d=75 мм	шт	38,00	30	1140,00	
Лійка(воронка) d=150 мм	шт	105,00	3	315,00	
Скляна колонка	шт	1114,80	2	2229,60	

Продовження таблиці 6.1

Реактиви/матеріали					
Мідно-цинковий сплав KDF-55	кг	1900,00	4	7600,00	
Мідно-цинковий сплав KDF-85	кг	2100,00	4	8400,00	
Кварцовий білий пісок 0,4-0,8 мм	кг	18,00	1	240,00	
Кокосове активоване вугілля (КАВ)	кг	176,00	5	880,00	
Кварц	кг	92,00	0,5	46,00	
Цеоліт	кг	57,00	0,5	28,50	
Шунгіт	кг	159,00	0,5	79,50	
Кремній	кг	45,00	0,5	22,50	
Оцтова кислота , 99,9%	дм ³	165,00	0,2	33,00	
Сульфоліцилова кислота, 0,1 Н	кг	1400,00	0,2	280,00	
Аміак 10%	дм ³	94,00	0,2	18,80	
Хітозан харчовий низькомолекулярний (хітозан 1)	кг	1440,00	0,2	288,00	
Хітозан кислоторозчинний зі ступенем деацетилювання 82 % (хітозан 2)	кг	1440,00	0,2	288,00	
Альгінат натрію	кг	1409,00	0,2	281,80	
Алюміній сірчаноокислий техн.	кг	39,00	0,2	7,80	
Алюміній хлорид чда	кг	3329,49	0,2	665,90	
Залізо сірчаноокисле (II) семиводне	кг	772,00	0,2	154,40	
Марганець сірчаноокислий	кг	99,00	0,2	19,80	
Барвник метиленовий блакитний	г	145,00	10	1450,00	
Папір фільтрувальний "Синя стрічка"	уп.	160,00	1	160,00	
Капралон	кг	1900,00	1,5	2850,00	
Нержавіюча сітка 0,15x0,11 мм	м ²	360,00	1	360,00	
Нержавіюча сітка 0,14x0,09 мм	м ²	288,00	1	288,00	
Нержавіюча сітка 0,12x0,08 мм	м ²	360,00	1	360,00	
Дистильована вода класу 2	дм ³	150,00	200	30000,00	
Водопровідна вода	дм ³	13,85	400	5539,20	

Продовження таблиці 6.1

Обладнання					
Ваги аналітичні	шт	27251,13	1	4087,67	15
Дистилятор	шт	2310,00	1	346,50	15
Спектрофотометр Ulab 101,102	шт	35029,37	1	5254,41	15
Сторонні організації та ресурси					
Періодичні видання				4000,00	
Патент				384,00	
Пошта				600,00	
Сервісно-аналітичний центр		380,4	243	92437,20	
Інтернет		259 грн/місяць	30	7770,00	
Токарні роботи				2000,00	
Канцтовари	комплект	1200	1	1200,00	
Разом				192697,92	

6.3 Розрахунок технології доочищення децентралізованих вод

В запропонованій схемі (рисунок 6.1) доочищення води використовується каталітичний матеріал KDF-85, кварцовий пісок, кокосове активоване вугілля та комбінований сорбційний матеріал КАВ-Ан. Вартість запропонованого методу очищення також буде включати в себе витрати на виготовлення поєднання КАВ з альгінатом натрію. Технічні характеристики матеріалів описані в розділі 2.1 (розділ 2).

Маса сорбційного фільтрувального завантаження була встановлена експериментально (розділ 5). Виходячи з отриманих даних доведено, що ефективний ступінь очищення досягається при швидкості фільтрування $8,5 \text{ дм}^3/\text{год}$, в умовах збільшення маси завантаження (в 100 разів) допускається зменшення часу контакту та збільшення швидкості фільтрування до $12 \text{ дм}^3/\text{год}$ ($288 \text{ дм}^3/\text{добу}$). Ефективним співвідношенням матеріалів можна вважати 2 кг KDF-85, 3 кг кварцового піску, 8 кг кокосового активованого вугілля, 0,8 кг КАВ- Ан на $10\,000 \text{ дм}^3$ (10 м^3) води. Середня витрата питної води на сім'ю з 4 людей складає $200 \text{ дм}^3/\text{добу}$ або $6 \text{ м}^3/\text{місяць}$.

Середня вартість матеріалів визначена в таблиці 6.1. Тоді загальна вартість кожного матеріалу становить:

$$V_{\text{KDF}} = 2100 \cdot 2 = 4200 \text{ грн}$$

$$V_{\text{кв.пісок}} = 18 \cdot 3 = 54 \text{ грн}$$

$$V_{\text{КАВ}} = 176 \cdot 8 = 1408 \text{ грн}$$

Витрати на виготовлення 0,8 кг комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан розраховують виходячи з того, що використовується 0,032 кг альгінату натрію, 0,8 кг кокосового вугілля та 16 дм³ дистильованої води. Загальна вартість становить:

$$V_{\text{КАВ-Ан}} = V_{\text{Ан}} + V_{\text{КАВ}} + V_{\text{H}_2\text{O}} = 0,032 \cdot 1409 + 0,8 \cdot 176 + 16 \cdot 150 = 2585,89 \text{ грн.}$$

Якщо прийняти, що термін використання матеріалів KDF-85 та кварцового піску 20 років за умов правильної промивки матеріалів, тоді з розрахунку на добу вартість витрат на матеріали складатиме :

$$V_{\phi 1} = (4200 + 54) / (365 \cdot 20) = 0,58 \text{ грн/добу.}$$

Витрата води на промивку складає 5 дм³ на 1 кг завантаження і становить:

$$q_{\text{пр}}^{\text{к}} = 5 \cdot 5 = 25 \text{ дм}^3/\text{добу.}$$

При вартості води з артезіанської скважини в розмірі 5,02 грн/дм³ витрати на промивку фільтру становитимуть:

$$V_{\text{пр}} = 25 \cdot 5,02 = 125,5 \text{ грн/добу.}$$

Якщо прийняти, що термін використання матеріалів КАВ та КАВ-Ан 2 місяця, тоді з розрахунку на добу вартість витрат на матеріал складатиме :

$$V_{\phi 2} = (1408 + 2585,89) / 60 = 66,57 \text{ грн/добу.}$$

Загальні витрати на водопідготовку за даною технологією за добу будуть становити :

$$V_{\Sigma} = V_{\phi 1} + V_{\phi 2} + V_{\text{пр}} = 0,58 + 66,57 + 125,5 = 192,65 \text{ грн.}$$

На 1 дм³ витрати будуть становити :

$$V_{\Sigma \text{пит}} = \frac{192,65}{200} = 0,96 \text{ грн/дм}^3.$$

6.4 Способи утилізації відпрацьованих матеріалів

В результаті очищення вод, забруднених сполуками заліза та мангану, одержуються такі відходи як : рідкі – промивні води з осадженими сполуками заліза (III), вмістом іонів Купруму та Цинку; тверді – відпрацьовані сорбенти, в даному випадку кокосове активоване вугілля та осад флокуляції.

KDF – високочистий, мідно-цинковий склад, який зменшує вміст забруднюючих домішок у воді за рахунок реакції окислення (редокс-реакції). Оскільки KDF не містить хімічних домішок і є 100% придатним для повторного використання, таким чином, необхідність кошовної утилізації відпадає. До того ж, KDF безпечний для навколишнього середовища.

Кварцовий пісок – широко поширений, економічно вигідний матеріал для очищення води від механічних домішок, який характеризується високою ефективністю, низькою міжзерною пористістю, стійкістю до механічних і хімічних впливів. Кварцовий пісок є хімічно інертним матеріалом і не змінює якість очищеної води, таким чином при відповідній промивці кварцовий пісок не потребує утилізації. Окрім цього кварцовий пісок застосовують у багатьох сферах життєдіяльності.

В умовах сучасного розвитку вже розроблено багато методів для утилізації та регенерації активованого вугілля. Регенерація дуже важлива, оскільки вона допомагає збільшити термін служби сорбенту. Регенерації активованого вугілля проводиться такими методами як: термічна регенерація; хімічна регенерація; електрохімічна регенерація; біорегенерація [106].

Альгінат натрію, який відноситься до групи флокулянтів аніонного типу є екологічно чистим природним реагентом, тому не потребує особливих умов для утилізації.

В якості методу утилізації можна вважати насичення органічних решток (компост) такими елементами як залізо, мідь, цинк, манган, що містяться у промивних водах. Виробництво компосту – це процес перетворення органічних матеріалів рослинного і тваринного походження в перегній, який протікає в штабелях або ямах. Основне значення мікроелементів в добривах, а до них

відносять саме залізо, молібден, мідь, манган, цинк та бор, – підвищення активності ферментів, які являються каталізаторами біохімічних процесів в рослинах. Мікроелементи стимулюють ріст рослин і прискорюють їх розвиток; позитивно впливають на стійкість рослин до несприятливих умов зовнішнього середовища; відіграють важливу роль в боротьбі з деякими захворюваннями рослин.

Висновки до розділу 6

На основі проведених досліджень в динамічних умовах з використанням картриджа для очищення води, було розроблено принципову схему очищення децентралізованих вод.

В розділі також представлено економічну оцінку проведення наукового дослідження, яке складає 192698 грн та розрахункові витрати на водопідготовку за запропонованою технологією доочищення води 0,96 грн/дм³.

Розглянуто способи утилізації використаних матеріалів, що використовуються в запропонованій технології. Так, встановлено що матеріали KDF-85 та кварцовий пісок мають тривалий термін використання, за умови промивки від осаджених забруднень, а тому не потребують утилізації. Сорбент кокосове вугілля можна регенерувати, продовживши термін використання. Відходи очищення, що включають в себе промивні води після матеріалів KDF- 85 та кварцового піску, а також осад флокуляції, який містять мікроелементи такі як залізо, манган, мідь та цинк, та можуть використовуватись для виробництва добрива, а саме насичення органічних решток мікроелементами.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі розроблено ефективне сорбційне фільтруюче завантаження для видалення сполук заліза та мангану з водних розчинів різної концентрації в системах децентралізованого водопостачання.

1. Проведено аналіз літературних наукових джерел щодо методів та матеріалів для очищення питної води від сполук заліза та мангану. Встановлено, що найбільш ефективним та доцільним напрямом є використання в сорбційних процесах таких матеріалів як: активоване вугілля, іонообмінні смоли, модифіковані сорбенти та природні коагулянти. На підставі огляду літературних джерел встановлено напрямок та завдання наукового дослідження.

2. Встановлено доцільність застосування мідь-цинкового каталітичного матеріалу KDF-85 та комерційного сорбенту – кокосового активованого вугілля (КАВ) для використання в статичних та динамічних процесах очищення водних розчинів від сполук заліза та мангану в якості компонентів фільтруючого сорбційного завантаження. Визначено оптимальну масу мідь-цинкового каталітичного матеріалу KDF-85, яка складає 2 г/дм^3 та діапазон робочих концентрацій для ефективного видалення сполук заліза від 1 до 20 мг/дм^3 та сполук мангану від 0,25 до 1 мг/дм^3 .

3. Розроблено сорбційний комбінований матеріал на основі кокосового активованого вугілля з додаванням флокулянту альгінату натрію (КАВ-Ан), який є ефективним для видалення як сполук заліза так і сполук мангану в статичних умовах (ступінь вилучення 90-98 %) та визначено його оптимальну масу, яка складає 5 г/дм^3 .

4. Визначено ефективні співвідношення компонентів фільтруючого сорбційного завантаження, а саме: KDF- 85:КАВ- Ан:КАВ яке складає $5:2:20 \text{ г/дм}^3$ відповідно. Встановлено, що сорбційне фільтруюче завантаження, яке складається з 20 г KDF-85, 30 г кварцового піску, 80 г КАВ та 8 г КАВ-Ан, є ефективним та сприяє очищенню водних розчинів від сполук заліза та мангану до значень ГДК згідно вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 для питної води з колодязів, каптажів і джерел.

5. Запропонована та проілюстрована принципова схема очищення децентралізованих вод. Проведено економічні розрахунки вартості води за витратними матеріалами, згідно яких вартість 1 дм³ очищеної води складає 0,96 грн. Регенерація матеріалів для подовження їх терміну використання виконується наступним чином: каталітичний матеріал та кварцовий пісок періодично промивається проточною водою для вимивання осаду; кокосове вугілля, та кокосове вугілля з комбінованого сорбційного матеріалу КАВ-Ан регенерується промиванням розчином натрій гідроксиду та висушуванням при 105°C до постійної маси (КАВ після регенерації можна використовувати для виготовлення комбінованого матеріалу КАВ-Ан як основи-носія); промивні води та осад флокуляції можна використовувати для виробництва органічних добрив насичених мікроелементами.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Водний кодекс України: Кодекс України від 06.06.1995 № 213/95-ВР: станом на 15 листоп. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр#Text>.
2. Фізико-хімічні методи очищення води. Керування водними ресурсами: підручник / ред.: І. Астрелін, Х. Ратнавіри. ТОВ “Друк. Вольф”, 2015. 577 с.
3. Методичні вказівки (журнал) до виконання лабораторних робіт з дисципліни «Гідрологія»: Метод. посіб. для проведення лекц. занять / уклад. С. І. Мовчан. Мелітополь: ТДАТУ, 2010. 110 с.
4. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4- 171-10) : Наказ МОЗ України від 12.05.2010 № 400 : станом на 22 берез. 2022 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>.
5. Дрікер Є. Д. Карта якості води України – Центральний регіон. ► Фільтри для води • Купити фільтр для очистки води ECOSOFT. URL: <https://ecosoft.ua/ua/blog/karta-kachestva-vody-ukrainy-tsentralnyy-region>.
6. Якименко, І.; Солодовнік, Т. Перспективи дослідження якості децентралізованих вод Черкаської області. X Ювілейна Міжнародна науково-практична інтернет-конференція здобувачів вищої освіти та молодих учених «Хімія та сучасні технології», тези доповідей, Дніпро, Україна, 23–24 листопада 2021; ДВНЗ УДХТУ: Дніпро, 2021; с 137–138.
7. В. М. Ладиженський, Т. В. Дмитренко, А. В. Іщенко. Прикладна гідроекологія. Конспект лекцій / уклад.: В.М. Ладиженський, Т.В. Дмитренко, А.В. Іщенко. Х.: ХНАМГ, 2011. 134 с.
8. Senevirathna S., Ramzan S., Morgan J. A sustainable and fully automated process to treat stored rainwater to meet drinking water quality guidelines. Process safety and environmental protection. 2019. Vol. 130. P. 190–196. URL: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.08.005>.
9. Levchuk A. P., Maksin V. I. Using an adaptive approach to the development of water purification system. Міжвідомчий тематичний науковий збірник

"Меліорація і водне господарство". 2020. No. 2. P. 126–135.
URL: <https://doi.org/10.31073/mivg202002-258>

10. Budeli P., Moropeng R. C., Momba M. N. B. Improvement of biosand filtration systems using silver-impregnated clay granules. *Journal of water process engineering*. 2021. Vol. 41. P. 102049. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102049>

11. Спосіб отримання питної води: пат. 104618 Україна : МПК (2016.01) C02F 1/00 C02F 9/00. № 201507560; заявл. 28.07.2015 , опубл. 10.02.2016, Бюл. № 3. 5 с.

12. Установка для отримання питної води: пат. 111440 Україна: МПК (2016.01) C02F 1/44 (2006.01) C02F 1/463 (2006.01) B01D 65/00. № 2016 04909; заявл. 04.05.2016 , опубл. 10.11.2016, Бюл. №21. 5 с.

13. Автомат очищення та розливу питної води в тару споживача: пат. 78210 Україна: МПК C02F 103/04 (2006.01). № 2012 10849; заявл. 17.09.2012 опубл. 11.03.2013, Бюл. №5. 4 с.

14. Семенов А. О. Використання УФ-опромінення в поєднанні з озонуванням для знезараження води // Сучасне матеріалознавство та товарознавство: теорія, практика, освіта: матеріали IV Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, 2017. С. 33–34.

15. Removal of micropollutants by an electrochemically driven UV/chlorine process for decentralized water treatment / Y. Zhang et al. *Water research*. 2020. Vol. 183. P. 116115. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116115>.

16. Coupling effect of ozone/ultrasound with coagulation for improving NOM and turbidity removal from surface water / P. Setareh et al. *Journal of water process engineering*. 2020. Vol. 37. P. 101340. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101340>.

17. Sterilization by flocculants in drinking water treatment / S. Zhang et al. *Chemical engineering journal*. 2020. Vol. 382. P. 122961. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122961>.

18. Bora A. J., Dutta R. K. Removal of metals (Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, and Co) from drinking water by oxidation-coagulation-absorption at optimized pH. *Journal of water process engineering*. 2019. Vol. 31. P. 100839. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100839>.

19. Removing arsenate from water using batch and continuous-flow electrocoagulation with diverse power sources / T. T. Q. Nguyen et al. *Journal of water process engineering*. 2021. Vol. 41. P. 102028. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102028>.
20. Coupled electrocoagulation and oxidative media filtration for the removal of manganese and arsenic from a raw ground water supply / S. T. McBeath et al. *Journal of water process engineering*. 2021. Vol. 40. P. 101983. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101983>.
21. Clayton G. E., Thorn R. M. S., Reynolds D. M. Development of a novel off-grid drinking water production system integrating electrochemically activated solutions and ultrafiltration membranes. *Journal of water process engineering*. 2019. Vol. 30. P. 100480. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.08.018>.
22. Packing granular activated carbon into a submerged gravity-driven flat sheet membrane module for decentralized water treatment / P. Schumann et al. *Journal of water process engineering*. 2020. Vol. 38. P. 101517. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101517>.
23. Water purification from hydroxo compounds of iron on wood membranes / T. Y. Dulneva et al. *Reports of the national academy of sciences of ukraine*. 2019. Vol. 12. P. 108–113. URL: <https://doi.org/10.15407/dopovidi2019.12.108>.
24. Purification of natural water from organic pollution by a modified microfiltration tubular ceramic membrane from clay minerals / T. Y. Dulneva et al. *Reports of the national academy of sciences of ukraine*. 2020. No. 9. P. 61–67. URL: <https://doi.org/10.15407/dopovidi2020.09.061>.
25. Effective abatement of 29 pesticides in full-scale advanced treatment processes of drinking water: from concentration to human exposure risk / H. Dong et al. *Journal of hazardous materials*. 2021. Vol. 403. P. 123986. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123986>.
26. Respective role of iron and manganese in direct ultrafiltration: from membrane fouling to flux improvements / X. Tang et al. *Separation and purification*

technology. 2021. Vol. 259. P. 118174. URL: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118174> (date of access: 01.01.2025).

27. Большак А. П., Мітченко Т. Є. Оцінка ефективності доочищення питної води побутовими картриджами. Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти : Матеріали VI Міжнар. науково-практ. конф. 2019. С. 73–75.

28. Assessment of low-cost cartridge filters for implementation in household drinking water treatment systems / A. Afkhami et al. Journal of water process engineering. 2020. P. 101710. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101710>.

29. Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: efficiency and challenges / R. C. Medeiros et al. Water research. 2020. Vol. 178. P. 115816. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115816>.

30. Kalaitzidou K., Zouboulis A., Mitrakas M. Cost evaluation for Se(IV) removal, by applying common drinking water treatment processes: coagulation/precipitation or adsorption. Journal of environmental chemical engineering. 2020. Vol. 8, no. 5. P. 104209. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104209>.

31. Evaluation of dynamic behavior of coagulation-flocculation using hydrous ferric oxide for removal of radioactive nuclides in wastewater / K.-W. Kim et al. Nuclear engineering and technology. 2019. Vol. 51, no. 3. P. 738–745. URL: <https://doi.org/10.1016/j.net.2018.11.016>.

32. W. Pontius F. Chitosan as a drinking water treatment coagulant. American journal of civil engineering. 2016. Vol. 4, no. 5. P. 205. URL: <https://doi.org/10.11648/j.ajce.20160405.11>.

33. Fast S. A., Kokabian B., Gude V. G. Chitosan enhanced coagulation of algal turbid waters – Comparison between rapid mix and ultrasound coagulation methods. Chemical engineering journal. 2014. Vol. 244. P. 403–410. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.01.081>.

34. Zeng D., Wu J., Kennedy J. F. Application of a chitosan flocculant to water treatment. Carbohydrate polymers. 2008. Vol. 71, no. 1. P. 135–139. URL: <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2007.07.039>.

35. Спосіб очищення води від дисперсних домішок: пат. 112556 Україна: МПК: C02F 1/00. № u201605537: заявл. 23.05.2016; опубл. 26.12.2016, Бюл. № 24. 2 с.
36. Removal of arsenic from water through ceramic filter modified by nano-CeO₂: a cost-effective approach for remote areas / X. Yang et al. *Science of the total environment*. 2021. Vol. 750. P. 141510. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141510>.
37. Majdi H. S., Jaafar M. S., Abed A. M. Using KDF material to improve the performance of multi-layers filters in the reduction of chemical and biological pollutants in surface water treatment. *South african journal of chemical engineering*. 2019. Vol. 28. P. 39–45. URL: <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2019.01.003>.
38. Evangelista S., Viccione G., Siani O. A new cost effective, long life and low resistance filter cartridge for water treatment. *Journal of water process engineering*. 2019. Vol. 27. P. 1–14. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.11.004>.
39. Твердохліб М. М., Гомеля М. Д. Дослідження динаміки процесу очищення води від сполук заліза на каталітичному фільтрі. *Вчені записки Таврійського національного університету імені В. І. Вернадського. Серія : технічні науки*. 2018. Т. 29(68), № 6(2). С. 67–91.
40. Коржик М. В., Шух Б. І., Алгоритм формування оптимальної структури модуля фільтрів в процесі очищення питної води, *Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”*. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. 2018. № 1. С. 128–132. URL: <https://doi.org/10.20535/2306-1626.1.2018.143427>.
41. Anjali M.S., Shrihari S., Sunil B.M., Experimental studies of slag filter for drinking water treatment. *Environmental technology & innovation*. 2019. Vol. 15. P. 100418. URL: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100418>
42. Спосіб очищення природних і стічних вод: пат. 58924 Україна: МПК: C02F 1/48. № 2010 12593, заявл. 25.10.2010; опубл. 26.06.2011, Бюл. №8.
43. Application of synthesized Fe/Al/Ca based adsorbent for defluoridation of drinking Water and its significant parameters optimization using response surface methodology / Y. Singh Solanki et al. *Journal of environmental chemical engineering*. 2019. Vol. 7, no. 6. P. 103465. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103465>.

44. Singh S., Khare A., Chaudhari S. Enhanced fluoride removal from drinking water using non-calcined synthetic hydroxyapatite. *Journal of environmental chemical engineering*. 2020. Vol. 8, no. 2. P. 103704. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103704>.

45. Tverdokhlib M. M., Gomelya N. D. Sorption-catalytic of water purification from manganese compounds. *Scientific notes of taurida national V.I. vernadsky university. series: technical sciences*. 2019. Vol. 3, no. 2. P. 42–46. URL: <https://doi.org/10.32838/2663-5941/2019.3-2/08>.

46. Спосіб адсорбційного очищення питної води від іонів амонію: пат. 92511 Україна: МПК *C02F 1/28* (2006.01). № 2014 00824, заявл. 29.01.2014, опубл. 26.08.2014, Бюл.№16. 2 с.

47. Спосіб очищення стічних вод від іонів важких металів: пат. 92512 Україна: МПК *C02F 1/28* (2006.01). № 2014 00830, заявл. 29.01.2014 , опубл. 26.08.2014, Бюл.№16. 2 с.

48. Спосіб очистки води від радіонуклідів цезію: патент 98200 Україна: МПК *C02F 1/28* (2006.01). № 2014 10248, заявл. 18.09.2014 , опубл. 27.04.2015, Бюл.№8. 5 с.

49. Electrochemical regeneration of spent activated carbon from drinking water treatment plant at different scale reactors / B. Ferrández-Gómez et al. *Chemosphere*. 2021. Vol. 264. P. 128399. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128399>.

50. Effect of salt solutions on coagulation performance of *Moringa stenopetala* and *Maerua subcordata* for turbid water treatment / M. Megersa et al. *Separation and purification technology*. 2019. Vol. 221. P. 319–324. URL: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.04.013>.

51. Simultaneous presence of poly titanium chloride and $\text{Fe}_2\text{O}_3\text{-Mn}_2\text{O}_3$ nanocomposite in the enhanced coagulation for high rate As (V) removal from contaminated water / H. Eslami et al. *Journal of water process engineering*. 2020. Vol. 36. P. 101342. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101342>.

52. Ociński D., Mazur P. Highly efficient arsenic sorbent based on residual from water deironing – Sorption mechanisms and column studies. *Journal of hazardous*

materials. 2020. Vol. 382. P. 121062. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121062>.

53. Ion flotation removal of a range of contaminant ions from drinking water / M. Taseidifar et al. Journal of environmental chemical engineering. 2019. Vol. 7, no. 4. P. 103263. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103263>.

54. Спосіб приготування розчину поліакриламідного флокулянта для очищення природних і стічних вод: пат. 106535 Україна: МПК *C02F 1/48* (2006.01) *C02F 1/463* (2006.01). № 2015 11345, заявл. 17.11.2015, опубл. 25.04.2016, Бюл. № 8. 3 с.

55. Реагент для очищення природних та стічних вод коагуляцією, спосіб його одержання і спосіб очищення води із його використанням: пат. 109947 Україна: МПК (2015.01) *C02F 1/52* (2006.01) *C01G 23/00 B01J 21/06* (2006.01). № 2014 00144, заявл. 09.01.2014, опубл. 26.10.2015, Бюл. № 20. 8 с.

56. Душкін С. С. Підвищення рівня техногенно-екологічної безпеки при хлоруванні питної води. Technogenic and ecological safety. 2020. Т. 8, № 2. С. 60–69. URL: <https://doi.org/10.5281/zenodo.4300779>

57. Спосіб дефторування води: пат. 10615 Україна: МПК *C01G 49/14*, *B01D 21/01*, *C02F 1/52*. № u200505024, заявл. 27.05.2005; опубл. 15.11.2005, Бюл. №11, 2 с.

58. Спосіб одержання залізовмісного коагулянту: пат. 19416 Україна: МПК *C01G 49/14*, *C02F 1/52*, *B01D 21/01* Опубл.: 25.12.1997

59. Effective treatment of palm oil mill effluent using $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ waste from titanium oxide industry: coagulation adsorption isotherm and kinetics studies / M. S. Hossain et al. Journal of cleaner production. 2019. Vol. 219. P. 86–98. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.069>.

60. Якименко І.К., Солодовнік Т.В. Дослідження процесу коагуляції та процесу очищення мутних та забарвлених розчинів при використанні різного типу коагулянтів. *VII Міжнародної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених з хімії та хімічної технології*, збірка тез доповідей м. Київ, Україна, 11-13 квітня 2018; м. Київ, 2018; с.169.

61. Установа для отримання питної води "VITAL BLOCK ENERGY": пат. 116350 Україна: МПК (2017.01) *C02F 1/44* (2006.01) *C02F 1/463* (2006.01) *B01D 65/00*. № 2016 13636 заявл. 30.12.2016, опубл. 10.05.2017, Бюл.№ 9. 6 с.

62. Установа для отримання питної води "VITAL BLOCK LIGHT": пат. 115921 Україна: МПК (2017.01) *C02F 1/44* (2006.01) *C02F 1/463* (2006.01) *B01D 65/00*. № 201613158, заявл. 22.12.2016, опубл. 25.04.2017, Бюл.№ 8. 4 с.

63. Установа для отримання питної води "WITAL BLOCK PRO": пат. 115923 Україна: МПК (2017.01) *C02F 1/44* (2006.01) *C02F 1/463* (2006.01) *B01D 65/00*. № 201613222, заявл. 23.12.2016, опубл. 25.04.2017, Бюл.№ 8. 5 с.

64. Пристрій для приготування води, переважно питної, "Аквілегія": пат. 110630 Україна: , МПК (2016.01) *C02F 1/18* (2006.01) *C02F 1/24* (2006.01) *C02F 1/26* (2006.01) *C02F 1/32* (2006.01) *C02F 3/00* *C02F 9/14* (2006.01) *C02F 103/04* (2006.01). № 201508434, заявл. 28.08.2015, опубл. 25.10.2016, Бюл.№ 20. 11 с.

65. Спосіб приготування води, переважно питної: пат. 121849 Україна: МПК *C02F 1/24* (2006.01) *C02F 1/32* (2006.01) *C02F 3/02* (2006.01) *C02F 9/02* (2006.01) *C02F 9/14* (2006.01) *C02F 103/04* (2006.01) *E03B 11/02* (2006.01) *C02F 1/72* (2006.01). № 201604445, заявл. 21.04.2016, опубл. 26.12.2017, Бюл.№ 24. 5 с.

66. Спосіб глибокого комплексного очищення (доочищення) води, переважно питної: пат. 116157 Україна: МПК *C02F 1/24* (2006.01) *C02F 1/32* (2006.01) *C02F 3/02* (2006.01) *C02F 9/02* (2006.01) *C02F 9/14* (2006.01) *B01D 25/02* (2006.01) *C02F 1/62* (2006.01) *C02F 1/66* (2006.01). № 201602814, заявл. 21.03.2016, опубл. 12.02.2018, Бюл.№ 3. 10 с.

67. Пристрій для очищення води: пат. 114105 Україна: МПК *C02F 1/48* (2006.01) *C02F 5/02* (2006.01). № 201412966, заявл. 03.12.2014, опубл. 25.04.2017 Бюл.№ 8. 5 с.

68. Переносний пристрій для очищення води: пат. 114353 Україна: МПК *B01D 35/26* (2006.01) *B01D 24/10* (2006.01) *C02F 3/06* (2006.01). № 201507010, заявл. 14.07.2015, опубл. 25.05.2017, Бюл.№ 10. 2 с.

69. Переносна фільтрувальна система очищення води в польових умовах: пат. 98740 Україна: МПК (2015.01) *B01D 36/02* (2006.01) *B01D 29/00*. № 201411076, заявл. 10.10.2014, опубл. 12.05.2015, Бюл.№ 9. 8 с.
70. Спосіб порційного очищення води з природних джерел за допомогою мобільного пристрою: пат. 98944 Україна: МПК *C02F 1/18* (2006.01). № 201413209, заявл. 09.12.2014, опубл. 12.05.2015, Бюл. № 9. 4 с.
71. Спосіб очистки природних і стічних вод: пат. 118596 Україна: МПК (2017.01) *C02F 1/00 C02F 1/48* (2006.01). № 201702868, заявл. 27.03.2017, опубл. 10.08.2017, Бюл. № 15. 3 с.
72. Development of low cost point-of-use (POU) interventions for instant decontamination of drinking water in developing countries / R. Patil et al. *Journal of water process engineering*. 2020. Vol. 37. P. 101435. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101435>.
73. Iron & Manganese Removal from Water Supplies. *Water Treatment, Wastewater Treatment, Air & Energy*. URL: <https://watertreatmentservices.co.uk/iron-manganese-removal-water-supplies/> (date of access: 23.05.2023).
74. Das S., Mishra S., Sahu H. A review of activated carbon to counteract the effect of iron toxicity on the environment. *Environmental chemistry and ecotoxicology*. 2023. URL: <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2023.02.002>.
75. Андрусина І. М., Голуб І. О., Лампека О. Г. Марганець у воді — небезпечний політанти : [брошура] /; Всеукр. водне т-во "WaterNet", м. Київ : УВО "WaterNet", 2018. С. 38.
76. Ecotoxicological consequences of manganese mining pollutants and their biological remediation / S. Dey et al. *Environmental chemistry and ecotoxicology*. 2023. URL: <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2023.01.001>.
77. Drinking water: iron and manganese (G1714). Nebraska Extension Publications | Nebraska Extension Publications. URL: <https://extensionpublications.unl.edu/assets/html/g1714/build/g1714.htm>.

78. Meta-omics profiling of full-scale groundwater rapid sand filters explains stratification of iron, ammonium and manganese removals / F. Corbera-Rubio et al. *Water research*. 2023. Vol. 233. P. 119805. URL: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119805>
79. Das S., Mishra S., Sahu H. A review of activated carbon to counteract the effect of iron toxicity on the environment. *Environmental chemistry and ecotoxicology*. 2023. URL: <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2023.02.002>
80. Arafat M., Marzouk S. Y., El Monayeri O. D. Hybrid system for iron and manganese reduction from polluted water using adsorption and filtration. *Ain shams engineering journal*. 2021. Vol. 12, no. 3. P. 2465–2470. URL: <https://doi.org/10.1016/j.asej.2021.02.001>.
81. Modelling the adsorption of iron and manganese by activated carbon from teak and shea charcoal for continuous low flow / W. Kwadjo Siabi et al. *Water-Energy nexus*. 2021. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wen.2021.02.001>
82. Fseha Y. H., Sizirici B., Yildiz I. Manganese and nitrate removal from groundwater using date palm biochar: application for drinking water. *Environmental advances*. 2022. P. 100237. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100237>
83. Michael K., Wilson A. W., Govender P. P. Modelling of manganese-contaminated groundwater through batch experiments: implications for bone char remediation. *Environmental advances*. 2022. Vol. 10. P. 100323. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100323>
84. Гомеля М., Трус І., Твердохліб М. Вивчення ефективності очищення води від іонів заліза та марганцю сорбентами на основі магнетиту. *Проблеми екології та енергозбереження: Матеріали конф., м. Миколаїв, 17–19 верес. 2021 р. Миколаїв, 2021. С. 11–15.*
85. Новий ефективний вуглецевий адсорбент для знезалізнення води / В. Г. Руденко та ін. *Вісник Черкаського державного технологічного університету*. 2021. № 1. С. 144–154. URL: <https://doi.org/10.24025/2306-4412.1.2021.225318>.
86. Sustainable utilization of water treatment residue as a porous geopolymer for iron and manganese removals from groundwater / P. K. Pachana et al. *Journal of*

environmental management. 2022. Vol. 302. P. 114036. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114036>

87. Солодовник Т. В., Якименко І. К. Проблеми та способи доочищення питної води в системах децентралізованого водопостачання. Вісник Черкаського державного технологічного університету. 2021. № 2. С. 63–81. URL: <https://doi.org/10.24025/2306-4412.2.2021>.

88. Спосіб знезалізнення води: пат. 21196 Україна: МПК: C02F 1/58, C02F 1/68. № 200604236, заявл. 17.04.2006; опубл. 15.03.2007, Бюл.№3.

89. ДСТУ ISO 3696:2003. Вода для застосовування в лабораторіях. Вимоги та методи перевіряння. [Чинний від 2003-06-11]. Вид. офіц. Київ : Держспоживстандарт України, 2004.

90. Солодовник Т. В., Якименко І. К. Дослідження та удосконалення флокуляційно-коагуляційних процесів очищення забарвлених промислових стоків. Вісник Черкаського державного технологічного університету. 2020. № 3. С. 94–102. URL: <https://doi.org/10.24025/2306-4412.3.2020.213912>

91. Іваненко І. М., Донцова Т. А., Феденко Ю. М. Адсорбція, адсорбенти і каталізатори на їх основі : підручник. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. 233 с. URL: <https://ela.kpi.ua/handle/123456789/29419>, с. 177.

92. ДСТУ EN ISO 11885:2019. Якість води. Визначення вибраних елементів методом оптичної емісійної спектрометрії з індуктивнозв'язаною плазмою (ICP-OES) (EN ISO 11885:2009, IDT; ISO 11885:2007, IDT). [Чинний від 2020-01-01]. ДП «УкрНДНЦ», 2020

93. Коваль М.; Кузьменко В.; Романенко Н.; Фещенко Н. Дослідження процесу адсорбції текстильних барвників на поверхні природного сорбенту цеоліту. Her. Khmelnytskyi National Univ. Tech. Sci. 2024, №5. URL: <https://doi.org/10.31891/2307-5732-2024-341-5-34>.

94. Д.Нечипорук, Н.В.Тарасенко І.В. Лісовська. Очищення питної води в домашніх умовах. Вісник Київського національного університету технологій та дизайну. Серія : Технічні науки. 2017. № 6. С. 139-143.

95. Yakymenko I. K., Solodovnik T. V. Adsorption materials for additional cleaning of drinking water from iron and manganese compounds in decentralized water supply systems. Scientific notes of taurida national V.I. vernadsky university. series: technical sciences. 2023. Vol. 2, no. 2. P. 72–77. URL: <https://doi.org/10.32782/2663-5941/2023.2.2>.
96. Zasidko I. B., Polutrenko M. S., Mandryk O. M. Use of zeolite for cleaning of natural water and effluents of communal enterprises. Scientific Bulletin of UNFU. 2017. Vol. 27, no. 5. P. 63–66. URL: <https://doi.org/10.15421/40270513>.
97. Zinc(II) adsorption by low-carbon shungite: the effect of ph / A. Fischer et al. Water. 2018. Vol. 10, no. 4. P. 422. URL: <https://doi.org/10.3390/w10040422>.
98. Test the effectiveness and characterization of quartz sand/coconut shell charcoal composite as adsorbent of manganese heavy metal / Pranoto et al. IOP conference series: materials science and engineering. 2020. Vol. 858. P. 012041. URL: <https://doi.org/10.1088/1757-899x/858/1/012041>.
99. Majdi H. S., Jaafar M. S., Abed A. M. Using KDF material to improve the performance of multi-layers filters in the reduction of chemical and biological pollutants in surface water treatment. South african journal of chemical engineering. 2019. Vol. 28. P. 39–45. URL: <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2019.01.003>.
100. Якименко, І.; Солодовнік, Т. Дослідження освітлюючої здатності мінеральних адсорбентів. II Інтернет-конференція молодих вчених «Перспективи хімії в сучасному світі», Житомир, Україна, 23 листопада 2022; Житомирський державний університет імені Івана Франка, 2022; с 25–26. URL: <http://eprints.zu.edu.ua/id/eprint/34875>.
101. Коагулянти: алюміній і залізо чи все-таки магній?. *Фільтри для води • Купити фільтр для очистки води ECOSOFT*. URL: <https://ecosoft.ua/ua/blog/koagulyanty-alyuminiy-i-zhelezo-ili-vse-taki-magniy>.
102. Стрижак Д. О. Сорбційні властивості хітозану. XV Менделєєвські читання : 3б. наук. пр. Всеукр. науково-практ. конф., м. Полтава, 2 берез. 2022 р. Полтава, 2022. С. 50–54.

103. Якименко, І.; Солодовнік, Т. Вивчення процесу очищення ґрунтових вод в динамічних умовах при використанні комбінованого завантаження. “Актуальні проблеми хімії та хімічної технології”, Матеріали II-ї Міжнародної науково–практичної конференції, Київ, Україна, 21–22 листопада 2024; НУХТ: Київ, 2024; с 247–248.

104. Картридж очищення води для побутового фільтра: пат. 152686 Україна: BO1D 27/08; 27/14. № u202203185; заявл. 01.09.2022; опубл. 29.03.2023, Бюл. № 13.

105. Твердохліб, М. М. Інтенсифікація процесів очищення води від сполук заліза та марганцю: дис. ... канд. техн. наук : 21.06.01. Київ, 2019. 235 с.

106. Сандул О. М., Тітов Т. С., Хутько М. В. Використання та регенерація активованого вугілля // Матеріали LIІ науко-во-технічної конфере-нції підрозділів ВНТУ, Вінниця, 21-23 червня 2023 р.

Додаток А

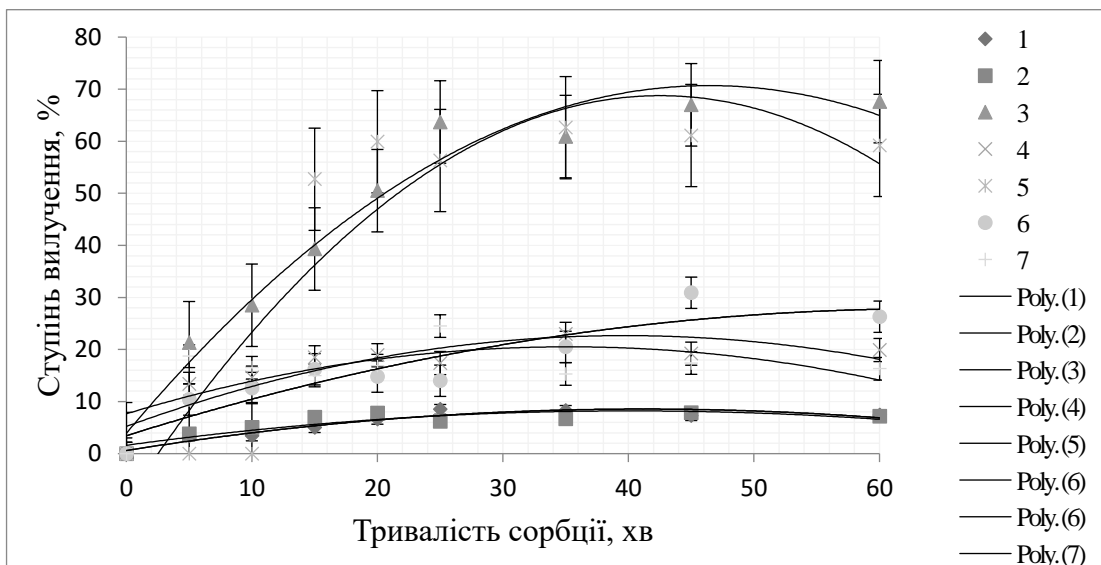


Рисунок А.1 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) від тривалості сорбції (хв):

$$\begin{aligned}
 1 - \text{KDF-55 } y &= -0,0047x^2 + 0,3872x + 0,5942; \\
 2 - \text{KDF-85 } y &= -0,0041x^2 + 0,3291x + 1,6061; \\
 3 - \text{КАВ } y &= -0,031x^2 + 2,8779x + 3,8897; \\
 4 - \text{цеоліт } y &= -0,0111x^2 + 0,8789x + 5,2161; \\
 5 - \text{шунгіт } y &= -0,0429x^2 + 3,6522x - 8,9292; \\
 6 - \text{кварц } y &= -0,0059x^2 + 0,7601x + 3,4418; \\
 7 - \text{кремній } y &= -0,0104x^2 + 0,7311x + 7,6494.
 \end{aligned}$$

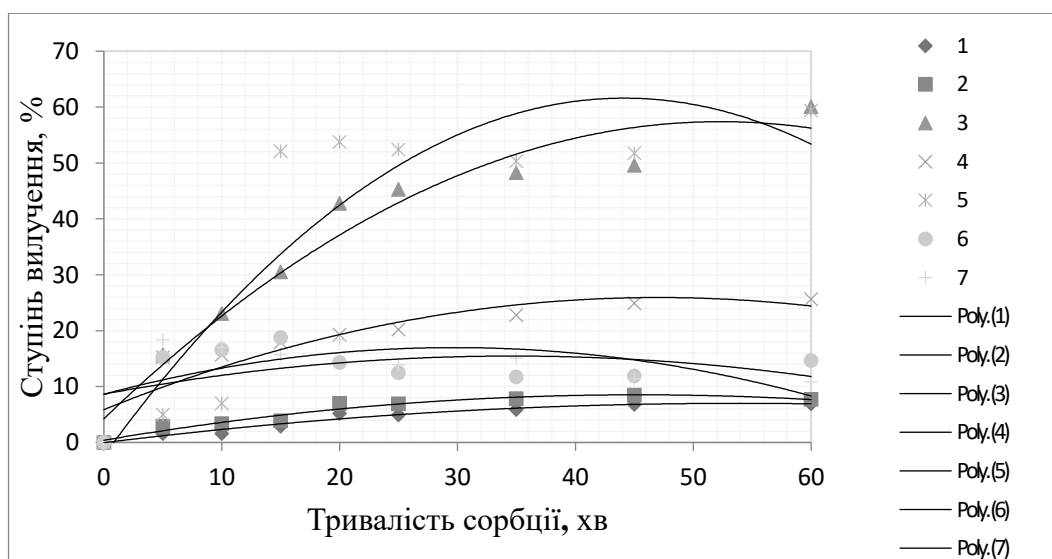


Рисунок А.2 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) від тривалості сорбції (хв):

$$\begin{aligned}
 1 - \text{KDF-55 } y &= -0,0024x^2 + 0,2613x - 0,0414; \\
 2 - \text{KDF-85 } y &= -0,004x^2 + 0,3586x + 0,397;
 \end{aligned}$$

- 3 – КАВ $y = -0,0194x^2 + 2,0324x + 4,244$;
 4 – цеоліт $y = -0,0091x^2 + 0,8526x + 5,8711$;
 5 – шунгіт $y = -0,0328x^2 + 2,8979x - 2,3724$;
 6 – кварц $y = -0,0057x^2 + 0,3935x + 8,6437$;
 7 – кремній $y = -0,0094x^2 + 0,5616x + 8,6251$.

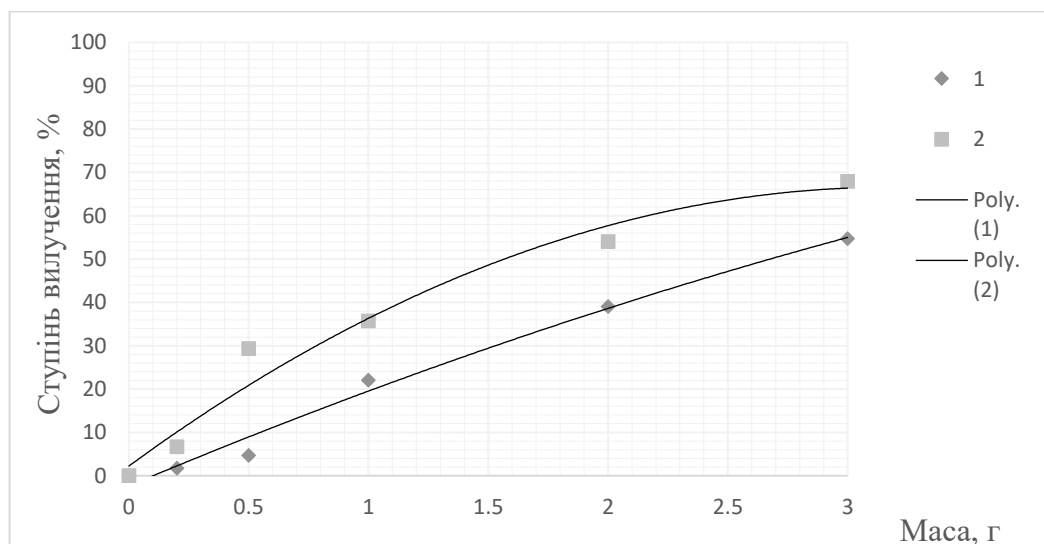


Рисунок А.3 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) з модельного розчину №2 від маси мідно-цинкового каталітичного матеріалу (г):

- 1 – KDF-55 $y = -1,3801x^2 + 23,248x - 2,3381$;
 2 – KDF-85 $y = -6,3525x^2 + 40,44x + 2,2286$.

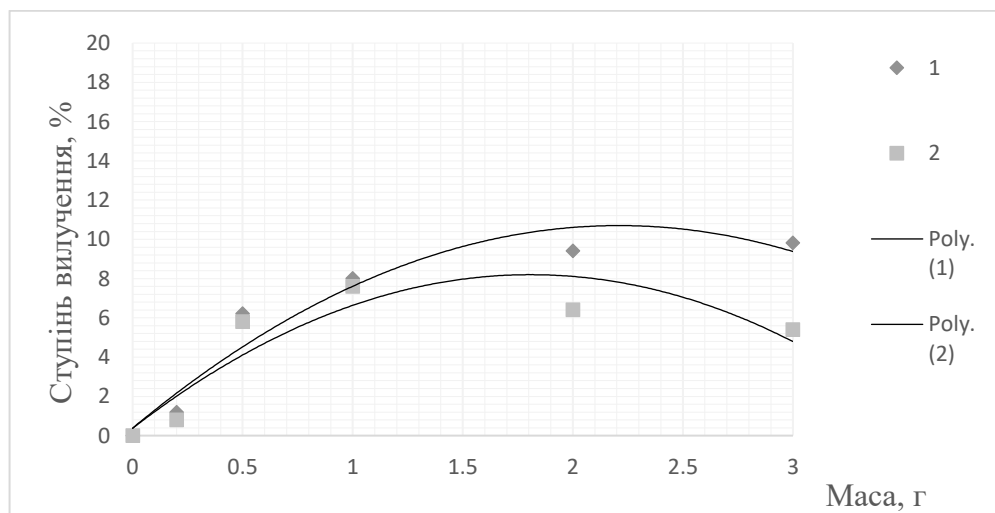


Рисунок А.4 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) з модельного розчину №3 від маси мідно-цинкового каталітичного матеріалу (г):

- 1 – KDF-55 $y = -2,114x^2 + 9,3419x + 0,3797$;
 2 – KDF-85 $y = -2,3947x^2 + 8,6575x + 0,3742$

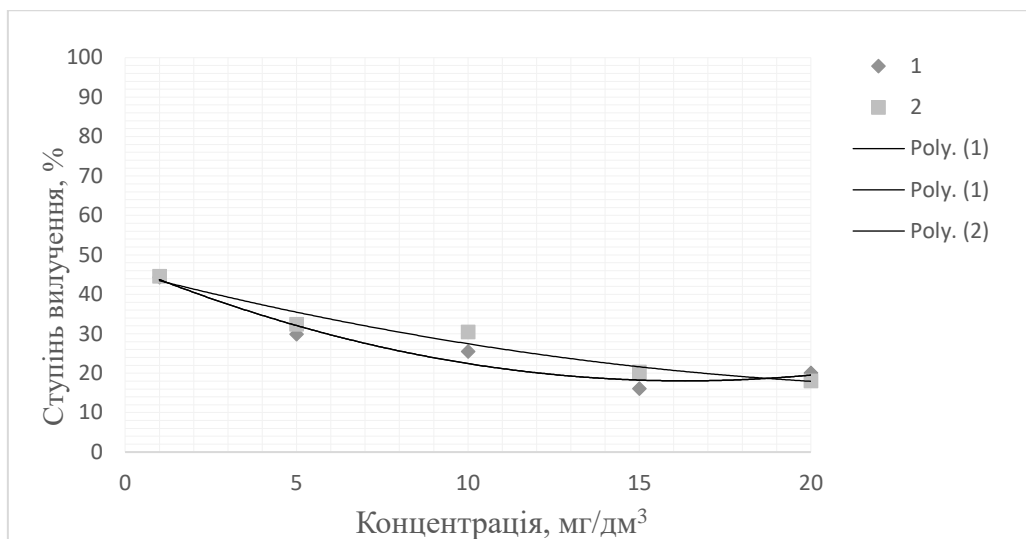


Рисунок А.5 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) з серії модельних розчинів від концентрації заліза (мг/дм³):

$$1 - \text{KDF} - 55 \quad y = 0,1093x^2 - 3,5683x + 47,197;$$

$$2 - \text{KDF} - 85 \quad y = 0,0434x^2 - 2,2537x + 45,662.$$

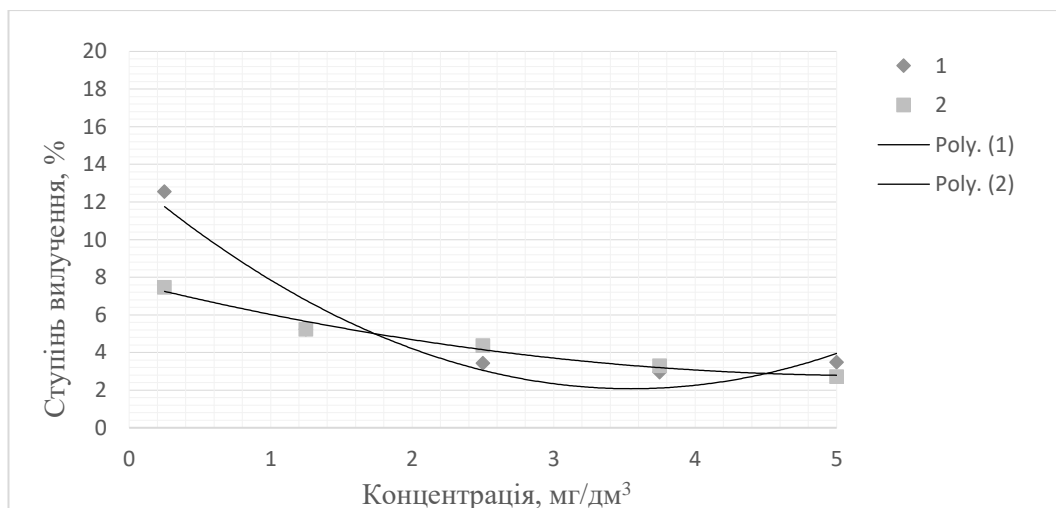


Рисунок А.6 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) з серії модельних розчинів від концентрації мангану (мг/дм³):

$$1 - \text{KDF} - 55 \quad y = 0,8895x^2 - 6,3118x + 13,273;$$

$$2 - \text{KDF} - 85 \quad y = 0,1754x^2 - 1,8599x + 7,7045.$$

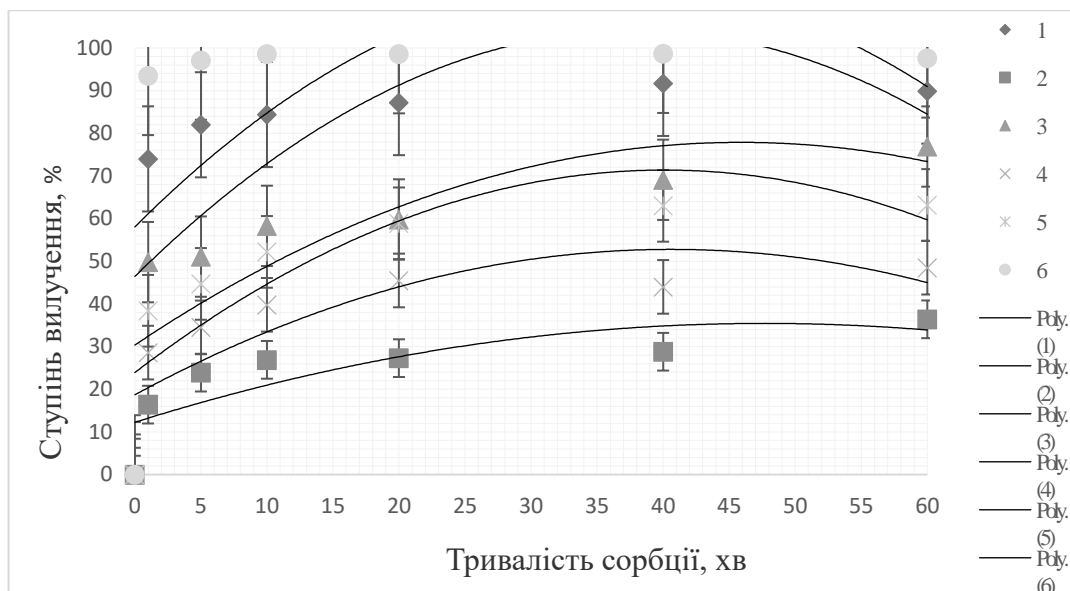


Рисунок А.7 – Залежність ступеню вилучення сполук заліза (%) від тривалості сорбції (хв):

- 1 – КАВ $y = -0,0402x^2 + 3,0448x + 46,46$;
- 2 – КАВ-АС $y = -0,0102x^2 + 0,9712x + 12,272$;
- 3 – КАВ-АС $y = -0,0226x^2 + 2,0715x + 30,37$;
- 4 – КАВ-Х1 $y = -0,0207x^2 + 1,6794x + 18,709$;
- 5 – КАВ-Х2 $y = -0,0295x^2 + 2,3669x + 23,928$;
- 6 – КАВ –Ан $y = -0,0424x^2 + 3,0922x + 58,052$.

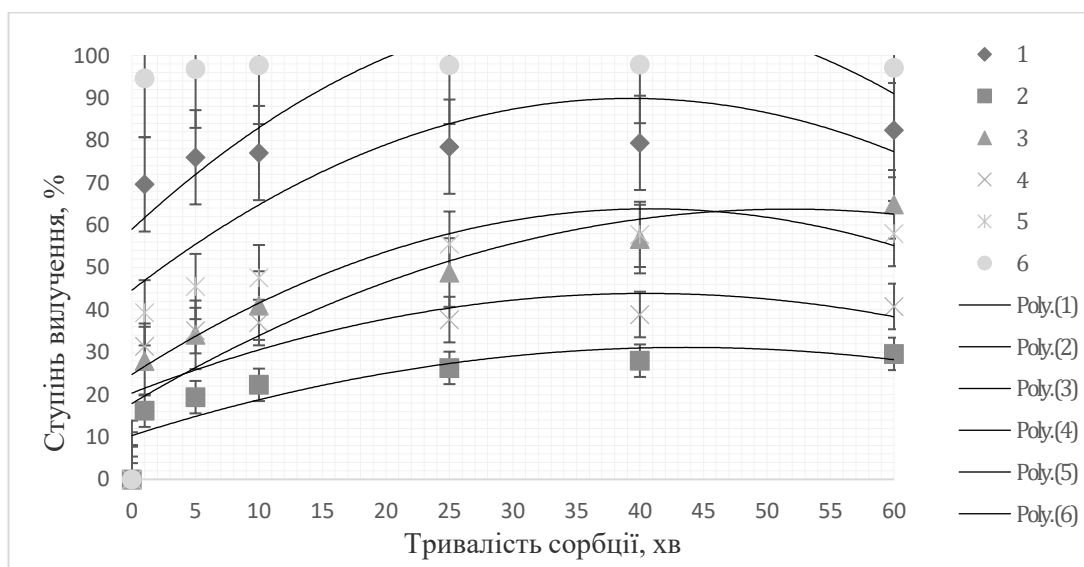


Рисунок А.8 – Залежність ступеню вилучення сполук мангану (%) з модельних розчинів від тривалості сорбції (хв):

- 1 – КАВ $y = -0,0293x^2 + 2,3022x + 44,671$;
- 2 – КАВ-АС $y = -0,0109x^2 + 0,9527x + 10,344$;
- 3 – КАВ-АС $y = -0,0171x^2 + 1,7726x + 17,92$;
- 4 – КАВ-Х1 $y = -0,0144x^2 + 1,1622x + 20,363$;

$$5 - \text{КАВ-X2 } y = -0,0235x^2 + 1,9163x + 24,763;$$

$$6 - \text{КАВ-Ан } y = -0,0373x^2 + 2,7677x + 59,033.$$

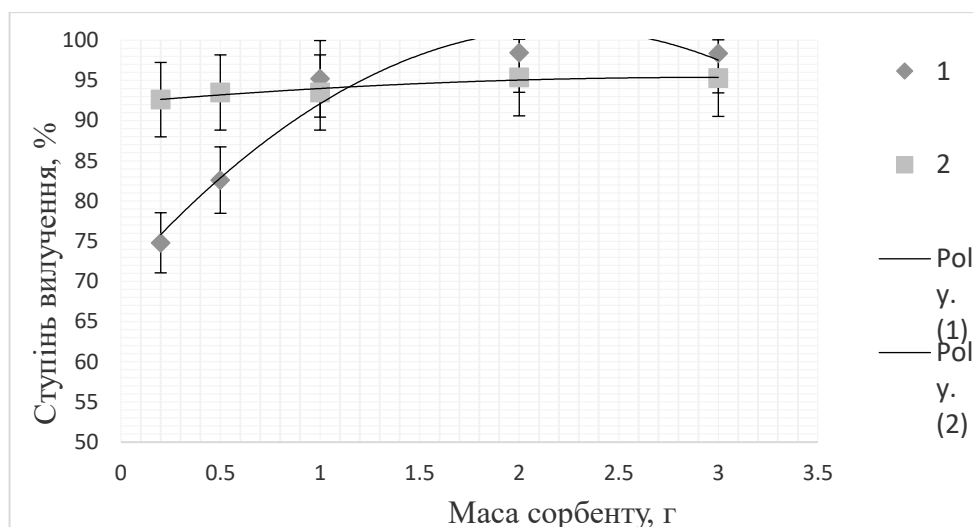


Рисунок А.10 – Залежність ступеня вилучення сполук заліза (%) з модельного розчину № 2 від маси сорбенту (г): ;

$$1 - \text{КАВ } y = -6,2896x^2 + 27,875x + 70,507$$

$$2 - \text{КАВ-Ан } y = -0,3576x^2 + 2,1248x + 92,227.$$

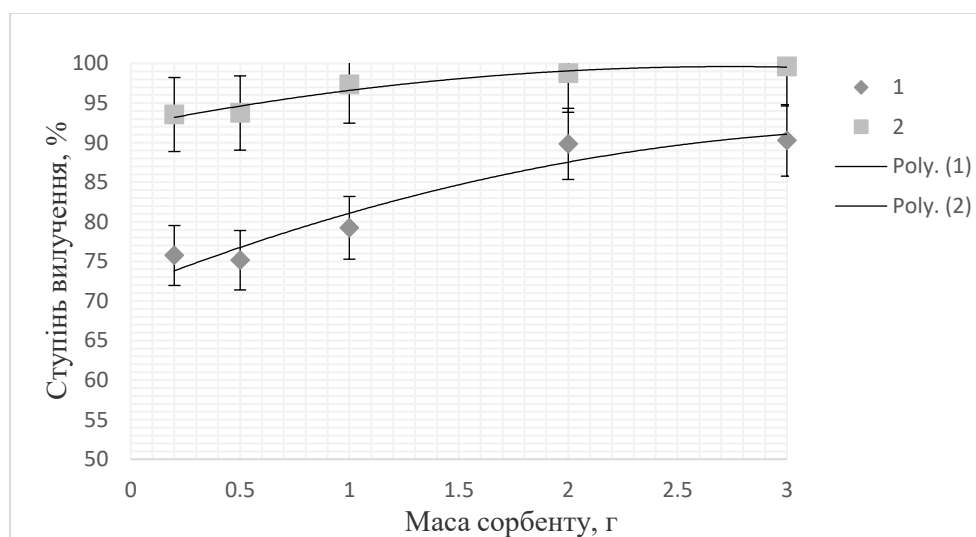


Рисунок А.11 – Залежність ступеня вилучення сполук мангану (%) модельного розчину № 3 від маси сорбенту (г):

$$1 - \text{КАВ } y = -1,4618x^2 + 10,84x + 71,7;$$

$$2 - \text{КАВ-Ан } y = -0,9929x^2 + 5,445x + 92,141.$$

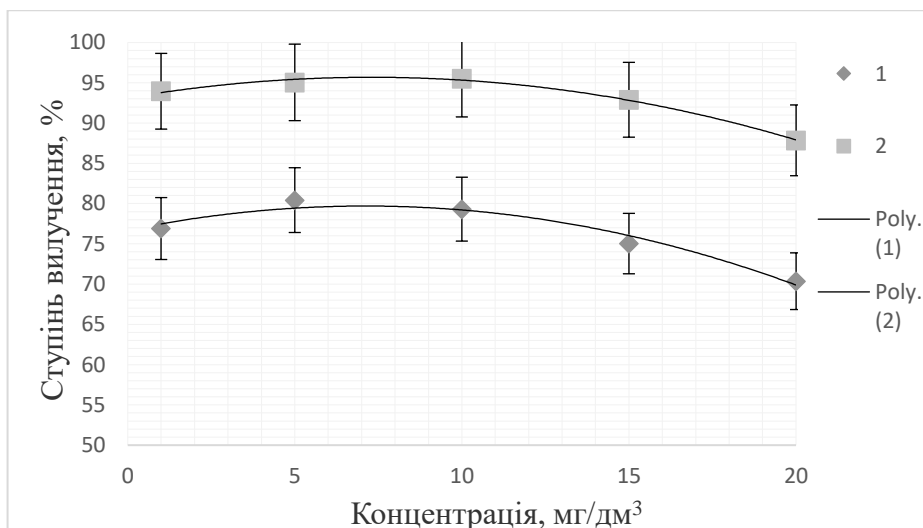


Рисунок А.12 – Залежність ступеня вилучення сполук заліза (%) з серії модельних розчинів від концентрації заліза (мг/дм³):

1 – КАВ $y = -0,0591x^2 + 0,8411x + 76,702$;

2 – КАВ-Ан $y = -0,0481x^2 + 0,702x + 93,121$.

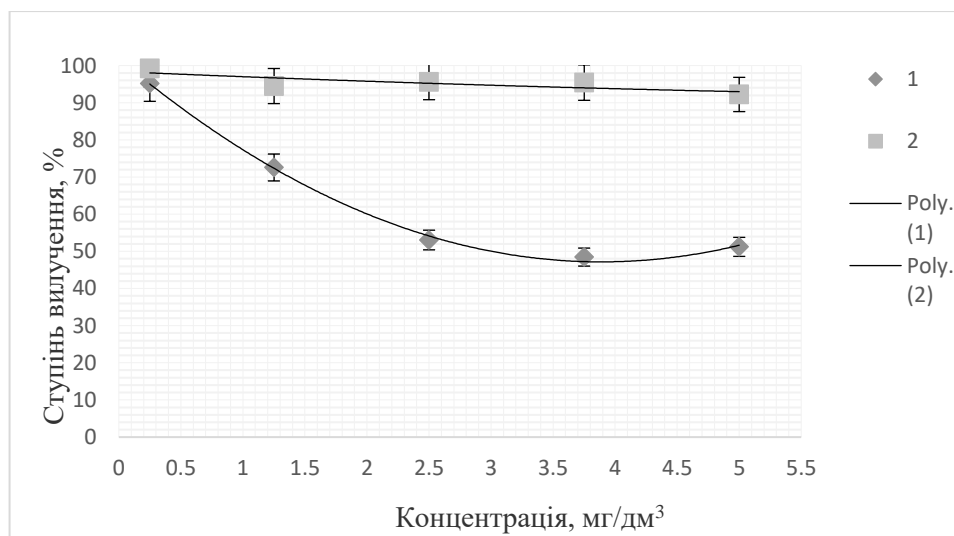


Рисунок А.13 – Залежність ступеня вилучення сполук мангану (%) з серії модельних розчинів від концентрації мангану (мг/дм³):


1 – КАВ $y = 3,6149x^2 - 28,119x + 101,85$;

2 – КАВ-Ан $y = 0,0706x^2 - 1,4317x + 98,37$.

ДОДАТОК Б

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Голова методичної комісії
факультету технологій, будівництва
та раціонального
природокористування

 Інґріда ЧЕМЕРИС

« » _____

«ПОГОДЖЕНО»

Декан факультету технологій,
будівництва та раціонального
природокористування



 Денис ГРЕЦЬКИЙ

АКТ

впровадження у навчальний процес методичних рекомендацій для практичних занять
та самостійної роботи студентів

«Сучасні прилади для дослідження природних об'єктів»

Ми, що нижче підписалися, засвідчуємо, що методичні рекомендації для практичних занять та самостійної роботи студентів «Сучасні прилади для дослідження природних об'єктів», розроблені аспірантом кафедри ХТВ Якименко Іриною Костянтинівною та доцентом кафедри ХТВ Солодовнік Тетяною Володимирівною, повністю відповідають робочій програмі вибіркової дисципліни «Сучасні прилади для дослідження природних об'єктів» та впроваджені в навчальний процес бакалаврів 3-го року навчання спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія.

Розробники:

Аспірант кафедри ХТВ

доцент, к.х.н.



Ірина ЯКИМЕНКО

Тетяна СОЛДОВНИК

Голова комісії:

професор, д.т.н.



Віталій ВЯЗОВИК

Члени комісії:

доцент, к.т.н.



Мирослава КОВАЛЬ

доцент, к.х.н.

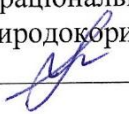


Людмила ЯЩУК

ДОДАТОК В

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Голова методичної комісії
факультету технологій, будівництва
та раціонального
природокористування

 Інґріда ЧЕМЕРИС

« »

«ПОГОДЖЕНО»

Декан факультету технологій,
будівництва та раціонального
природокористування



 Денис ГРЕЦЬКИЙ

АКТ

впровадження у навчальний процес лабораторної роботи

«Оптичні методи. Нефелометричний метод аналізу»

Ми, що нижче підписалися, засвідчуємо, що лабораторна робота **«Оптичні методи. Нефелометричний метод аналізу»**, розроблена аспірантом кафедри ХТВ Якименко Іриною Костянтинівною та доцентом кафедри ХТВ Солодовнік Тетяною Володимирівною, забезпечена методичними рекомендаціями, щодо порядку її виконання, а також забезпечена необхідним посудом, реактивами та лабораторним мутноміром-турбодиметром CyberScan TB1000 з набором кювет, відповідає робочій програмі дисципліни «Аналітична хімія та інструментальні методи аналізу» і впроваджена в навчальний процес бакалаврів 2-го року навчання спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія.

Розробники:

Аспірант кафедри ХТВ

доцент, к.х.н.

Голова комісії:

доцент, д.т.н.

Члени комісії:

доцент, к.т.н.

доцент, к.х.н.




Ірина ЯКИМЕНКО

Тетяна СОЛОДОВНИК



Віталій ВЯЗОВИК



Мирослава КОВАЛЬ



Людмила ЯЩУК

ДОДАТОК Г

«ЗАТВЕРДЖУЮ»



2024 р.

АКТ

Дослідно-промислового випробування комплексного сорбційного завантаження на основі природних компонентів для очищення води від іонів важких металів

Ми, що нижче підписалися, представники кафедри хімічних технологій та водоочищення Черкаського державного технологічного університету (ЧДТУ) доцент, к.т.н. Коваль М.Г., доцент, к.х.н. Солодовнік Т.В., аспірант Шмиголь С.О., аспірант Якименко І.К. та представник комунального підприємства "Черкасиводоканал" – начальник центральної лабораторії Проценко Т.П. та інженера ЦЛ Жметко В.Є. скали цей акт в тому, що було проведено випробування комплексного сорбційного завантаження на основі природних компонентів для очищення води, забрудненої сполуками важких металів. Для випробувань використовувалась колонка заповнена досліджуваним сорбційним завантаженням крізь яку пропускатись вода, параметри забруднення якої наведені в таблиці.

Таблиця – Ефективність застосування комплексного сорбційного завантаження

Показники забруднення води	Параметри води до та після очищення		ГДК
	До	Після	
Концентрація заліза, мг/дм ³	2,57	0,815	≤ 1,0
Концентрація марганцю, мг/дм ³	0,608	0,332	≤ 0,5
Концентрація цинку, мг/дм ³	0,060	0,042	≤ 1,0
Концентрація міді, мг/дм ³	0,238	0,017	≤ 1,0
Концентрація алюмінію, мг/дм ³	0,164	0,108	≤ 0,2

На основі отриманих результатів встановлено:

- що комплексне сорбційне завантаження, яке складається з 20 г мідь-цинкового каталітичного матеріалу (KDF-85), 30 г кварцового піску, 80 г кокосового активованого вугілля (КАВ) та 8 г сорбційного матеріалу на основі кокосового активованого вугілля та альгінату натрію (КАВ-Ан) є ефективним в процесах очищення води від сполук важких металів до значень ГДК згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 для питної води з колодязів та каптажів джерел.

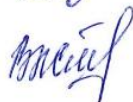
- що сорбційні шари КАВ та КАВ-Ан контролюють залишковий вміст іонів Цинку та Купруму у фільтраті, а матеріали, які використовуються у даному завантаженні, мають тривалий термін використання (KDF-85, кварцовий пісок), а також можуть регенеруватися (кокосове вугілля, КАВ-Ан), а тому є екологічно та економічно цінними.

Від комунального підприємства
"Черкасиводоканал"

Проценко Т.П.



Жметко В.Є.



Від ЧДТУ

Мирослава Коваль



Тетяна Солодовнік



Сергій Шмиголь



Ірина Якименко

