

УДК 502.17
КП
N держреєстрації 0111U006335
Інв. №

Міністерство освіти і науки України
Сумський державний університет
(СумДУ)
40007, м.Суми, вул. Римського-Корсакова, 2;
тел. (0542) 33 53 83; факс 33 40 58

ЗАТВЕРДЖУЮ
Проректор з наукової роботи,
д.ф.-м.н., професор
_____ А.М. Чорноус
_____.____.____

ЗВІТ
ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ
«РОЗРОБКА ШЛЯХІВ ПОЛІПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ
СИТУАЦІЇ МІСТ ТА ПРОМИСЛОВИХ ЗОН»
(заключний)

Начальник НДЧ
к.ф.-м. н., с.н.с

Д.І. Курбатов

Керівник НДР
д.т.н., проф.

Л.Д. Пляцук

2016

Рукопис закінчено 16 лютого 2016 р.

Результати цієї роботи розглянуто науковою радою СумДУ,
протокол від 2016.02.18 № 6

СПИСОК АВТОРІВ

Керівник НДР, зав. каф., док. техн. наук, професор	2016.02.16	Л.Д. Пляцук (вступ, висновки, розд. 1,2,3,4)
Заст. зав. каф., канд. техн. наук, доцент	2016.02.16	І.О. Трунова (розд. 2,4)
Доцент, канд. техн. наук, доцент	2016.02.16	Р.А. Васькін (розд. 1,3)
Доцент, канд. техн. наук, доцент	2016.02.16	Л.Л. Гурець (розд. 1,3,4)
Доцент, канд. техн. наук, доцент	2016.02.16	І.С. Козій (розд. 1,4)
Доцент, канд. техн. наук, доцент	2016.02.16	Д.О. Лазненко (розд. 1,3)
Доцент, канд. техн. наук, доцент	2016.02.16	В.О. Соляник (розд. 1,3)
Доцент, канд. пед. наук, доцент	2016.02.16	С.М. Шевченко (розд. 1,2)
Доцент, канд. біол. наук,	2016.02.16	Т.М. Кузьміна (розд. 1,2)
Старший викл., канд. техн. наук	2016.02.16	С.В. Сидоренко (розд. 3,4)
Старший викл., канд. техн. наук	2016.02.16	В.В. Фалько (розд. 1,3)
Старший викл., канд. техн. наук	2016.02.16	Є.Ю. Черниш (розд. 2,4)
Асистент	2016.02.16	І.Ю. Аблеєва (розд. 4)
Асистент	2016.02.16	Н.І. Андрієнко (розд. 2)
Асистент	2016.02.16	І.О. Рой (розд. 3)
Асистент	2016.02.16	О.М. Яхненко (розд. 2)
Аспірант	2016.02.16	Г.М. М'якаєва (розд. 1)
Аспірант	2016.02.16	А.В. Осіпов (розд. 1)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 98 с., 30 рис., 8 табл., 88 джерел.

Об'єкт дослідження: техногенне навантаження на довкілля від забруднення атмосферного повітря викидами промислових підприємств, водного середовища стічними водами та ґрунтів у результаті розміщення промислових відходів.

Метою роботи є формування збалансованої системи природокористування, екологізації технологій; поліпшення екологічного стану повітряного і водного басейнів, земельних ресурсів; вирішення питань утилізації побутових і промислових відходів.

Методами дослідження є: системний аналіз теоретичних досліджень, фізичне, математичне і біохімічне моделювання, метод прогнозування.

Результатом роботи є обґрунтування методології вибору пилогазоочисного обладнання для очищення відхідних газів промислових підприємств та технологій переробки досліджуваних промислових відходів, що сприяє підвищенню рівня екологічної безпеки міст і промислових зон.

Новизна результатів роботи: на основі дисипативного підходу отримані залежності для визначення діаметру крапель та коефіцієнта масовіддачі в краплі рідини, що дало можливість забезпечити оптимізацію процесів очищення та максималізацію рівня екологічної безпеки атмосферного повітря; розроблена біохімічна модель процесу інтенсифікації анаеробного знешкодження осадів стічних вод на основі визначення механізмів субстратно-продуктних взаємодій у сульфідогенній асоціації мікроорганізмів при введенні фосфогіпсу у систему.

Взаємозв'язок з іншими роботами: окремі результати доповідалися на науково-практичних конференціях, публікувалися в наукових виданнях.

Рекомендації по використанню результатів роботи: використання апаратів запатентованих конструкцій дозволяє збільшити ефективність очищення відхідних газів.

Значущість роботи і висновки: застосування розробленої методології вибору газоочисного обладнання в умовах конкретного промислового виробництва дозволяє провести модернізацію існуючих систем газоочищення для мінімізації впливу на атмосферне повітря.

Прогнозні припущення про розвиток об'єкту дослідження: удосконалення науково-методичних підходів до прогнозування стану навколишнього середовища, що дозволяє підвищити рівень екологічної безпеки міст та промислових зон.

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА, ТЕХНОГЕННИЙ ВПЛИВ, ПРОМИСЛОВЕ ПІДПРИЄМСТВО, ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ, ПИЛОГАЗООЧИСНЕ ОБЛАДНАННЯ, МЕТОДОЛОГІЯ, СИСТЕМА.

ЗМІСТ

ВСТУП	5
1 ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ ГАЗОПИЛОВИМИ ВИКИДАМИ ПРОМИСЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ	7
2 УТИЛІЗАЦІЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД СУЛЬФІДОГЕННОЮ АСОЦІАЦІЄЮ МІКРООРГАНІЗМІВ	27
3 РОЗРОБКА ШЛЯХІВ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ.....	43
4 ПОЛПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ ПРОМИСЛОВИХ ЗОН ПІД ЧАС СУМІСНОЇ УТИЛІЗАЦІЇ БУРОВОГО ШЛАМУ І ФОСФОГІПСУ..	63
ВИСНОВКИ.....	80
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ.....	84

ВСТУП

Забруднення атмосферного повітря, незважаючи на певний спад виробництва в Україні, залишається стабільно високим у великих містах і промислових центрах, що становить серйозну небезпеку для навколишнього середовища і здоров'я населення. Великі об'єми відхідних газів, багатоконпонентність забруднювачів, наявність у відхідних газах наряду з хімічними забруднювачами твердих частинок призводить до складності експлуатації газоочисного обладнання, його нестабільної роботи та необхідності застосування багатоступеневих систем очищення, що в цілому обумовлює низьку ефективності очищення викидних газів, великі капітальні та експлуатаційні витрати.

Розвиток міських та промислових систем пов'язаний з проблемою накопичення різних видів відходів, серед яких: осади стічних вод (ОСВ), що утворюються на міських очисних спорудах; бурові шлами – відходи нафтового видобутку; фосфогіпс – відхід хімічної промисловості. Все більшої актуальності набуває проблематика зниження техногенного навантаження на екосистемні компоненти від об'єктів накопичення та складування ОСВ, промислових відходів.

На основі вищенаведеного можна стверджувати, що дослідження, спрямовані на створення наукових основ вибору та проектуванням високоефективного газоочисного обладнання для комплексного очищення відхідних газів промислових підприємств, розробка технологій знешкодження ОСВ та утилізації промислових відходів, є актуальними і дають можливість підвищити рівень екологічної безпеки атмосферного повітря, водних і земельних ресурсів.

Метою даної роботи є обґрунтування та розроблення науково-методологічних засад підвищення рівня екологічної безпеки природного середовища шляхом застосування високоефективного газоочисного

обладнання, технологій знешкодження ОСВ та утилізації бурового шламу і фосфогіпсу.

Відповідно до поставленої мети визначено такі завдання роботи:

1) системний аналіз факторів впливу на стан екологічної безпеки при забрудненні атмосферного повітря, водних і земельних ресурсів;

2) розроблення методології вибору пилогазоочисного обладнання, проведення теоретичних та експериментальних досліджень гідродинаміки, масообміну та пиловловлення у вибраних високоефективних газоочисних апаратах;

3) обґрунтування принципу вибору абсорбентів для хемосорбційного очищення викидних газів промислових виробництв з урахуванням вимог екологічної безпеки;

4) дослідження процесу інтенсифікації анаеробного знешкодження ОСВ при введенні фосфогіпсу в систему та визначення оптимальних технологічних та режимних параметрів роботи анаеробної установки із знешкодження ОСВ;

5) виділення високоактивної сульфیدогенної асоціації мікроорганізмів для використання її як інокулята при інтенсифікації процесу знешкодження ОСВ, розробка інженерної методики розрахунку анаеробного біореактора;

6) дослідження фізичної природи магнітної обробки (МО) та вплив конструктивних і режимних параметрів МО на ефективність подальшого озонування; розробка математичної моделі процесу МО та методологічного підходу до оцінки показників екологічної безпеки питної води;

7) розробка технологічної схеми процесу екологічно безпечної сумісної утилізації бурового шламу і фосфогіпсу; на основі оцінки рівня екологічної безпеки виробництва гіпсобетону із вторинної сировини обґрунтування зниження техногенного й екологічного ризиків для людини.

1 ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ ГАЗОПИЛОВИМИ ВИКИДАМИ ПРОМИСЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ

На сьогодні необхідний комплексний підхід до управління екологічною безпекою, який базується на всебічному вивченні умов формування небезпеки і домінуванні технічних методів регулювання її станів; складність проведення оцінки рівня техногенної небезпеки промислових об'єктів полягає в особливості технологічних процесів різнопрофільних підприємств, відмінності умов утворення шкідливих речовин, специфічності природоохоронних заходів щодо запобігання надходженню їх у природне середовище. Вивчення питання стану екологічної безпеки при забрудненні атмосферного повітря показало, що поточна задача управління якістю атмосферного повітря – це визначення оптимальних екологічних вимог до джерел забруднення повітряного басейну [1–8].

Базисом управління в цьому випадку слугують санітарно-гігієнічні нормативи, прогнозування впливу забруднюючих речовин, впровадження природоохоронних заходів, які включають в себе модернізацію та переоснащення газоочисних систем промислових підприємств. Аналіз апаратурного оформлення технологічних схем очистки газів показав, що при їх компонуванні були відсутні науково-обґрунтовані критерії вибору. Так, для уловлювання одних і тих же компонентів використовуються різні конструкції масообмінних і пилоуловлювальних пристроїв. Незважаючи на різноманіття конструктивних удосконалень газоочисного обладнання, апарати не завжди забезпечують необхідну ефективність очищення, що ставить задачу системного підходу до вибору та дослідження високоефективного газоочисного обладнання, здатного проводити комплексне очищення газових викидів.

Управління якістю атмосферного повітря включає в себе оцінку

техногенного навантаження на довкілля, прогнозування та природоохоронні заходи. Оцінка техногенного навантаження при забрудненні атмосферного повітря буде включати наступні етапи:

1. Ідентифікація джерела постійних викидів;
2. Характеристика джерел викидів: відбір підприємств і речовин для подальшої оцінки (дані моніторингу або розрахунків);
3. Вибір для вивчення передбачуваної схеми міграції забруднюючих речовин у середовищі: повітрі, воді, ґрунті;
4. Розрахунок розсіювання шкідливих речовин та їх концентрації;
5. Оцінка впливу на здоров'я населення або довкілля використовуючи залежності «доза-ефект» при визначенні порогу техногенного навантаження.

Для оцінки техногенного навантаження на довкілля при забрудненні атмосферного повітря нами запропоновано поняття «порогу техногенного навантаження», яке спирається на поняття стійкості екосистеми або критичності стану екосистеми, якщо резерв стійкості відсутній. Під принципом пороговості ефекту дії маємо на увазі не взагалі поріг будь-яких змін екосистем під час техногенного впливу, а вихід реакції біоти за межі звичайних фізіологічних коливань, що спостерігаються в процесі гомеостазу. Пороговість ефекту дії на біогеоценоз розглядають і розцінюють за кінцевим, інтегральним ефектом на всю систему.

У системі населений пункт - промислове підприємство по інтенсивності впливу і характеру процесу переносу забруднюючих речовин можна виділити зони безпосереднього і непрямого впливу (рис. 1.1)

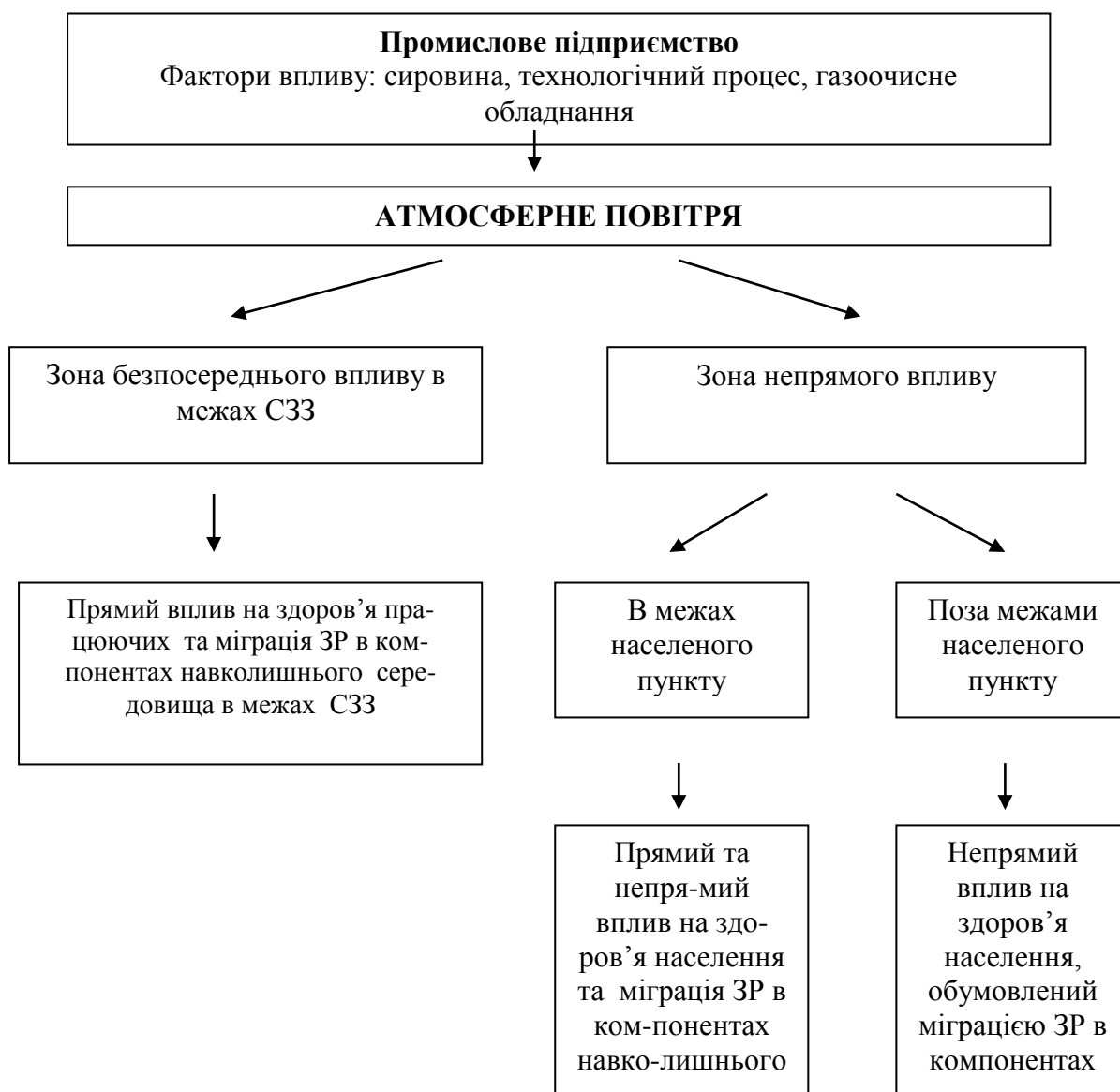


Рисунок 1.1 – Зони впливу викидів промислового підприємства на довкілля

Цілеспрямована оптимізація системи населений пункт - промислове підприємство з метою підвищення рівня екологічної безпеки атмосферного повітря вимагає мінімізації впливу підприємства на навколишнє середовище шляхом скорочення маси забруднюючих речовин, концентрації, температури відхідних газів. Це визначає стратегію і тактику розробки сучасних технологічних процесів та природоохоронних технологій.

Прикладом природоохоронних заходів по поліпшенню якості атмосферного повітря в населеному пункті буде раціональне планування,

озеленення, організація транспортних потоків. Природоохоронні заходи на промисловому підприємстві будуть включати в себе удосконалення технологічних процесів, модернізацію технологічного обладнання з метою попередження потрапляння шкідливих речовин у відхідні гази, та удосконалення систем очищення відхідних газів шляхом застосування високоефективного газоочисного обладнання з метою досягнення нормативних показників концентрації забруднюючих речовин на виході з газоочисних установок.

Значна частина промислових підприємств (понад 80 %) країни розташована в містах та селищах міського типу, де на обмеженій території сконцентровані підприємства різного масштабу та класів небезпеки, часто вкраплені в житлові масиви. Тут же спостерігається найбільша концентрація викидів від автотранспорту, що приводить до комплексного впливу та збільшує концентрації забруднюючих речовин до небезпечних рівнів. Також великий вплив на стан атмосферного повітря в містах чинить забудова. У щільній міській забудові утворення кільцевих вихорів навколо будинків практично неможливо, повітряний потік фактично перетікає через дахи будинків. Дрібнодисперсний пил та забруднюючі речовини потрапляють у приземні шари атмосфери, підхоплюються циркуляцією повітря з підвітряної сторони будівлі, потрапляють всередину кварталі житлової забудови. Амплітуда підвітряної циркуляції залежить від коефіцієнту аерації забудови, габаритів будівлі, а також від швидкості вітру.

Результатом моделювання є рівняння для розрахунку концентрації пилу на заданій відстані від джерела розсіювання:

$$\left(\frac{\mu_i}{h^2} - \frac{u_i}{2h}\right)C_{i-1} + \left(\frac{-2\mu_i}{h^2} + \sigma_i\right)C_i + \left(\frac{\mu_i}{h^2} + \frac{u_i}{2h}\right)C_{i+1} = Q\delta(x - x_0). \quad (1.1)$$

Для перевірки адекватності математичної моделі були виконані заміри запиленості повітря на межі СЗЗ ПАТ «Сумихімпром» та за територією

підприємства. Порівняння результатів вимірів та розрахунку за рівнянням (1.1) показало, що відхилення не перевищує 15% у всьому дослідженому діапазоні відстаней.

Проведені дослідження з прогнозування впливу викидів промислових підприємств на атмосферне повітря населених місць підтвердили необхідність розробки природоохоронних заходів з метою зменшення концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених пунктів.

Теоретичний та методологічний аналіз принципів вибору газоочисного обладнання з метою поліпшення якості атмосферного повітря проводився на основі системного аналізу шляхом визначення внеску конкретного природоохоронного процесу у стан екологічної безпеки.

Екологічну безпеку в цілому можна розглядати як велику систему, яка включає сукупність елементів, структур, підсистем, функціонування яких спрямовано на досягнення єдиної цілі – поліпшення стану навколишнього середовища. З метою управління екологічною безпекою розглянемо систему: екологічна безпека – забруднення атмосферного повітря промисловими підприємствами. Компоненти цієї системи можна класифікувати наступним чином – природно-кліматичні: фактори, які впливають на розсіювання забруднюючих речовин; містобудівні: віддаленість підприємства від районів житлової забудови, стан СЗЗ, щільність забудови; підприємство: технологічний процес, об'єм та характеристика забруднюючих речовин, системи газоочищення, газоочисне обладнання, контроль за викидами.

Функціонування будь-якої системи характеризується за допомогою певних процесів. Будемо вважати, що між системою факторів, які впливають на стан екологічної безпеки S та природоохоронним процесом (в нашому випадку процесом газоочищення) $S(t)$ на інтервалі спостереження t встановлена відповідність, при цьому:

$$S(t) = \sum_{k=1}^n S_k(t), \quad (1.2)$$

де $S_k(t)$ – процес в підсистемі S_k .

Процес газоочищення можна представити наступним видом

$$S(t) = \sum_{k=1}^n S_k(t) = \sum_{k=1}^n \sum_{i=1}^m c_{ki} \eta_{ki}(t), \quad (1.3)$$

де c – енергетичні витрати на проведення процесу; η – ефективність процесу газоочищення.

Ефективна система факторів S в результаті повинна забезпечити відповідний рівень екологічної безпеки. Одним із шляхів досягнення цього результату є вибір на основі критерію оптимізації більш ефективних в порівнянні з існуючими природоохоронних технологій, які забезпечують нормативні рівні впливу на довкілля [9–15].

Рішення задачі підвищення рівня екологічної безпеки шляхом оптимізації процесів пилогазоочищення пов'язане з вибором і розробкою високоефективного газоочисного обладнання, здатного здійснювати комплексну очистку газів. Таким чином, в даному випадку для підвищення рівня екологічної безпеки слід розглядати рішення оптимізаційної задачі по вибору газоочисного обладнання. Приймаємо в якості параметра оптимізації інтенсивність процесу:

$$i = \frac{M}{V} = K_M F \frac{\Delta C}{V}, \quad (1.4)$$

де M – маса речовини, вловленої за одиницю часу; V – об'єм апарата; F – площа поверхні контакту фаз; K_M – коефіцієнт масопередачі; ΔC – рушійна сила процесу.

На інтенсивність процесу очищення відхідних газів впливають конструктивні, гідродинамічні характеристики апарату, кінетичні параметри процесу та фізико-хімічні властивості газу та рідини. Урахування цих

факторів використано при розробці методології вибору газоочисного обладнання.

Запропонована методологія вибору та дослідження пилогазоочисних апаратів включає два основних етапи – процес розробки і процес реалізації. Основу процесу розробки складає формування завдань і вироблення рішень.

При формуванні задач аналізується стан галузей споживачів і виготовлювачів, а також сучасний рівень науки і техніки. Результатом аналізу є визначення задач, що стоять при виборі і проектуванні конструкцій газоочисного обладнання [16, 17].

Аналіз систем газоочищення при виборі в якості підприємств-споживачів підприємств хімічної промисловості України показав, що більшість технологічних схем очистки газових викидів укомплектовані порожнистими форсунковими, механічними, насадковими і тарілчастими апаратами, циклонами, електричними і рукавними фільтрами. Наявність у викидних газах великої кількості газовидних та твердих забруднюючих речовин, приводить до нестійкої роботи обладнання та застосування багатоступневих систем очищення, які включають апарати сухого та мокрого пило газоочищення [18]. Причому для проведення одного й того ж процесу застосовуються різні конструкції обладнання, які часто мають невисоку ефективність і характеризуються нестабільною роботою через забивання твердими домішками. Звідси випливають такі вимоги підприємств - споживачів до пилогазоочисного обладнання: висока ефективність; низька енергоємність; можливість здійснення комплексного очищення викидних газів, стійка робота при наявності в викидах речовин, які створюють відкладення на робочих поверхнях апаратів; простота виготовлення і ремонту з використанням власної ремонтно - механічної бази; низька вартість [19].

Вимоги галузей - виготовлювачів до створення пилогазоочисного обладнання: технологічність конструкції; потреба в масовому виробництві; використання вітчизняних матеріалів, деталей і вузлів; високий технічний

рівень обладнання, що дозволяє забезпечити потреби внутрішнього ринку і випускати пилогазоочисні апарати на експорт; патентна захищеність.

Вироблення рішень здійснюється у дві стадії. На першій стадії на підставі конструктивно-технологічної класифікації відомих груп масообмінних і пилоуловлюючих апаратів проводиться вибір аналогів обладнання за функціональними ознаками і після виявлення їх позитивних і негативних ознак приймаються прогностні рішення. Проводиться аналіз сучасних конструкцій апаратів з точки зору витрат енергії на проведення процесів, інтенсивності їх роботи, матеріалоємності, технологічності. Виділяються загальні позитивні ознаки, властиві групам апаратів і вибираються конструкції, де ці ознаки найбільш сконцентровані. З цією метою проведена класифікація апаратів для проведення процесів газоочищення і пиловловлювання в системі газ-рідина за способом впливу на потоки, що контактують, за двома великими групами: апарати, що використовують механічну енергію; апарати, що використовують енергію потоків газу та рідини та проаналізовано переваги та недоліки апаратів кожного класу. Аналіз позитивних і негативних ознак показав переваги газоочисних апаратів, що використовують закономірності взаємодії вихрових, пульсуючих, швидкісних потоків. Прогностні рішення повинні також враховувати вимоги підприємств - споживачів і підприємств - виготовлювачів. При цьому необхідно також враховувати можливість модернізації існуючого обладнання. На другій стадії прогностні рішення коригуються з урахуванням нормативних вимог, а також враховуються можливості підприємств-виготовлювачів і споживачів. У підсумку здійснюється вироблення адекватного рішення [21–28].

Аналіз позитивних ознак пилогазоочисного обладнання та вимог підприємств – споживачів дозволив виділити конструкції пилогазоочисного обладнання, яке використовує позитивні ознаки різних типів апаратів – це апарати з рухомою насадкою та апарати з провальними тарілками великих

отворів.

Процес реалізації, в свою чергу, підрозділяється на два блоки - створення та впровадження. У процесі створення нової конструкції апарату, з метою оптимізації її режимних і конструктивних параметрів, проводяться дослідження вузлів, модулів, а також, апарату в цілому. На підставі виконаних досліджень здійснюється техніко - економічна оцінка, в якій визначаються технологічні та економічні показники, які порівнюються з вибраними аналогами, які є, як правило, кращими за технічним рівнем зразками. Наявність поліпшених показників є основою для вироблення проектних рішень і проведення випробувань дослідного зразка. Створення нової конструкції апарату закінчується розробкою бізнес – плану [29–34].

Таким чином, розроблена методологія вибору газоочисного обладнання дозволила обґрунтувати з урахуванням конструктивних та гідродинамічних параметрів фактору оптимізації вибір конструкцій високоінтенсивного газоочисного обладнання для комплексного очищення відхідних газів – це апарати з регулярною рухомою насадкою (РРН) та апарати з провальними тарілками великих отворів (ПТВО) [35, 36].

Одним із факторів оптимізації процесу газоочищення є абсорбент, який буде впливати на величину середньої рушійної сили процесу, коефіцієнт масо передачі. Правильний вибір абсорбенту в ряді випадків дає можливість повернути в процес відпрацьований абсорбент, реалізувати замкнутий цикл водоспоживання, отримати концентровані розчини і т.д. При розробці вимог до вибору абсорбенту розглядаємо екологічні аспекти – зменшення впливу на атмосферне повітря та гідросферу за рахунок зменшення концентрації шкідливих речовин, які надходять в атмосферне повітря, зменшення об'ємів стічних вод та споживання води. Фактори, які впливають на вибір абсорбенту з урахуванням екологічних аспектів – це характеристика забруднюючих речовин; властивості абсорбенту: поглинальна здатність, селективність, невисока летючість, невисока в'язкість, можливість регенерації, можливість

повернення в технологічний процес, можливість отримувати концентровані розчини, можливість використання стічних вод підприємства в якості абсорбенту. З точки зору економічних аспектів вимоги до абсорбенту будуть наступні: ефективність очищення, дешевизна, доступність, можливість повернення у виробництво цінних речовин.

Для визначення фактору інтенсифікації абсорбції при протіканні хімічної реакції, прийmemo наступні допущення: розглядаємо ступінчастий контакт фаз; на кожній ступені відбувається повне перемішування рідкої фази і вирівнювання концентрації розчиненої речовини у всьому обсязі рідини; розглядаємо внутрішню задачу в рідкій фазі; розглядаємо систему з двома реагентами: компонентом, який абсорбується з концентрацією c і нелетким розчиненим компонентом концентрацією b .

У цілому по апарату спостерігається деякий перехідний режим від швидкої реакції до миттєвої або до режиму фізичної абсорбції в залежності від висоти зони контакту. Фактор інтенсифікації масообміну для цього режиму буде визначатись за залежністю

$$I_n = \frac{\sqrt{\frac{t_D}{t_p} \frac{I_\infty - I}{I_\infty - 1}}}{th \sqrt{\frac{t_D}{t_p} \frac{I_\infty - I}{I_\infty - 1}}}, \quad (1.5)$$

де t_D , t_p – час дифузії та час хімічної реакції відповідно; I - відношення швидкості хімічної абсорбції до швидкості фізичної абсорбції; I_∞ - величина I , розрахована для режиму миттєвої реакції;

$$I = \frac{-(dC/dx)_{x=0}}{C'_0/\delta}; \quad I_\infty = 1 + \frac{D_2}{D_1} \frac{b_0}{qC'_0}; \quad (1.6)$$

δ - товщина плівки або радіус краплі.

Наведено результати теоретичних і експериментальних досліджень,

спрямованих на вивчення гідродинамічних характеристик, пилоловлення та масообміну вибраних на основі розробленої методології конструкцій високоефективного пилогазоочисного обладнання [37].

У результаті проведених досліджень гідродинаміки апарату з ПТВО визначено робочий режим роботи апарата при швидкості газу $w_2 = 2,5 - 3,5$ м/с та щільності зрошення $L = 15-20$ м³/(м²·год), який відповідає режиму вторинного піноутворення. При цьому режимі виникають високі шари високотурбулізованої піни, що приводить до створення розвиненої поверхні контакту фаз та дозволяє значно підвищити ефективність масообміну та пилоочищення у порівнянні з типовими тарілчастими пінними апаратами. Обробка експериментальних даних дала рівняння для розрахунку висоти пінного шару в робочому режимі апарата з ПТВО

$$H = -189,72 + 13,54L_3 - 0,399\tau^2 - 27,37\tau - 76,22w_2^2 + 365,53w_2 + 12,61w_2 \cdot \tau. \quad (1.7)$$

Визначення газовмісту газорідного шару показало, що при швидкостях, які відповідають режиму вторинного піноутворення газовміст залишається практично постійним, що свідчить про однорідність структури шару, відсутності крупних каналів, факелів і т.д. Дослідження газовмісту по перерізу апарата також показує однорідність структури газорідного шару і розвитку високої поверхні контакту фаз, що сприяє інтенсифікації процесів газоочищення.

При розгляді кінетики процесу масовіддачі в апаратах з інтенсивним турбулентним режимом взаємодії фаз визначали коефіцієнт масовіддачі в рідкій та газовій фазі.

Для опису кінетики хемосорбційних процесів використовували модель короткочасного контакту. Розглянемо процес хімічної абсорбції в плівці рідини на поверхнях контактних елементів. При визначенні коефіцієнту масовіддачі в рідкій фазі приймаємо, що продукти реакції не впливають на

дифузію забруднюючого компонента. Вісь y направлена перпендикулярно поверхні контакту.

Запишемо диференціальне рівняння дифузії:

$$D_p \frac{\partial^2 x_A}{\partial y^2} = \frac{\partial x_A}{\partial \tau} \quad (1.8)$$

з граничними умовами:

$$\text{при } \tau = 0 \quad x_A = x_{An} ; \quad (1.9)$$

$$D_p \left(\frac{\partial x_A}{\partial y} \right)_{y=0} = kx_A ; \quad (1.10)$$

$$D_p \left(\frac{\partial x_A}{\partial y} \right)_{y=\infty} = 0 , \quad (1.11)$$

де D_p - коефіцієнт молекулярної дифузії в рідкій фазі; x_A , x_{An} - кон-центрація забруднюючого компонента в рідкій фазі поточна та початкова відповідно; τ - час; k - константа швидкості реакції.

В результаті рішення рівняння (14) з використанням перетворення Лапласа отримано вираз для визначення коефіцієнта масовіддачі в рідкій фазі при протіканні хімічної реакції:

$$\beta_p = \frac{q}{(x_{An} - x_A)\tau} = \frac{kx_{An}}{(x_{An} - x_A)\tau} \frac{2}{a} \sqrt{\frac{\tau}{\pi}} = \frac{kx_{An}}{(x_{An} - x_A)\tau} \frac{2\sqrt{D_p}}{k} \sqrt{\frac{\tau}{\pi}}, \quad (1.12)$$

$$\text{де } a = \frac{k}{\sqrt{D_p}}, \quad q = kx_{An} \frac{2}{a} \sqrt{\frac{\tau}{\pi}}.$$

Коефіцієнти швидкості абсорбції для важкорозчинних та легкокорозчинних газів отримані, виходячи з допущення про крапельну структуру газорідного шару [38].

При описі масоперенесення всередині краплі при вихровому русі потоку, який її обтікає, враховуємо що перенесення маси відбувається за рахунок молекулярної та турбулентної дифузії паралельно. Причому вихори,

що виникають у граничному шарі на поверхні краплі, обумовлюють інтенсивність турбулентної дифузії.

Рівняння конвективної дифузії для сталого процесу запишемо у вигляді:

$$(D + D_m) \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = 0 \quad (1.13)$$

при наступних граничних умовах:

$$c = c_p \text{ при } z = 0 ;$$

$$c = c_k \text{ при } z \rightarrow \infty ,$$

де c_p і c_k – концентрації компоненти на границі фаз (рівноважна) та в ядрі краплі, відповідно; $D_m = z^2 \cdot \omega$ - коефіцієнт турбулентної дифузії; z – розмір зони масопереносу; ω - частота коливання граничного шару.

Вважаємо, що конвективною складовою масообміну можна знехтувати. При цьому рішення рівняння (19) має наступний вигляд:

$$\beta_p = \frac{2}{\pi} \omega^{1/2} D_p^{1/2}, \quad (1.14)$$

де D_p – коефіцієнт турбулентної дифузії всередині краплі.

Виражаючи частоту коливання граничного шару через енергію дисипації E в краплі

$$\omega \approx \left(\frac{E}{v_p} \right)^{1/2}, \quad (1.15)$$

де $E = \frac{3}{4} \xi_{кр} \frac{\rho_g u_{кр}}{\rho_p d_{кр}} \Phi^2$ – енергія дисипації; Φ – коефіцієнт форми краплі;

отримаємо вираз для визначення коефіцієнту масовіддачі в краплі рідини при деформації і коливанні поверхні краплі у високошвидкісному турбулентному потоці газу

$$\beta_p = \frac{2}{3} \left(\frac{3}{4} \xi_{кр} \frac{\rho_g u_{кр}^3}{\rho_p v_p d_{кр}} \right)^{1/4} (\Phi D_p)^{1/2}. \quad (1.16)$$

Експериментальні дослідження масообміну в рідкій фазі проводилось на

процесі десорбції CO_2 з води повітрям. У результаті обробки експериментальних даних було отримано таку емпіричну залежність для розрахунку коефіцієнта масовіддачі β_p , м/с:

$$\beta_p = 0,08w_2^{1,25}L^{0,153}. \quad (1.17)$$

Дослідження енергетичного фактору $\Delta P/\beta_p$ при зміні швидкості газу показало, що для важкорозчинних газів значення коефіцієнта корисної дії збільшується із ростом швидкості газу, тобто енергетичні витрати на проведення процесу компенсуються підвищенням ефективності процесу масообміну [39].

Експериментальні дослідження абсорбції добре розчинних газів проводились на системі амоніак – вода. Встановлено, що найбільший вплив на ефективність абсорбції чинить швидкість газу. Енергетичний фактор апарата мало залежить від швидкості газу. Це можна пояснити утворенням високих газорідинних шарів та виникненням великої поверхні контакту фаз, що приводить до зростання інтенсивності процесу абсорбції. У результаті обробки експериментальних даних було отримано рівняння для визначення коефіцієнта масовіддачі в газовій фазі β_{gs} , м/с:

$$\beta_{gs} = 1,53W_2^{1,1}H^{0,33}. \quad (1.18)$$

Аналіз отриманих результатів показав, що коефіцієнти масовіддачі в рідкій і в газовій фазах апаратів з ПТВО більше ніж в 2 рази перевищують коефіцієнти масовіддачі в апаратах з провальними тарілками, що свідчить про доцільність застосування апаратів даної конструкції для інтенсифікації процесів газоочищення.

Дослідження ефективності пиловловлення в апараті з ПТВО проводилось в системі вода – дрібнодисперсний пил (пил TiO_2). Як показала паспортизація, пил TiO_2 характеризується високим кутом змочування та адгезійними властивостями, що під час контакту з рідиною призводить до

налипання на внутрішніх поверхнях пилоочисних апаратів. Проведення досліджень в такій системі дозволило оцінити ефективність роботи апарату та його здатність до стійкої роботи. Результати досліджень наведені на рис. 1.2, 1.3.

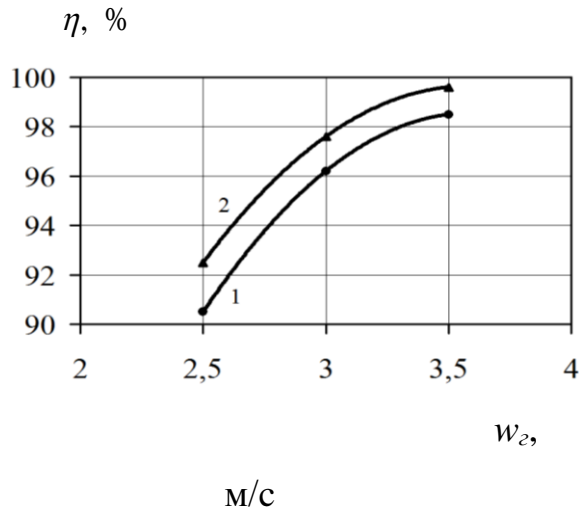


Рисунок 1.2 – Залежність ефективності пиловловлення від швидкості газу при щільності зрошення L_3 , м³/(м²·год):
1 – 15; 2 – 20

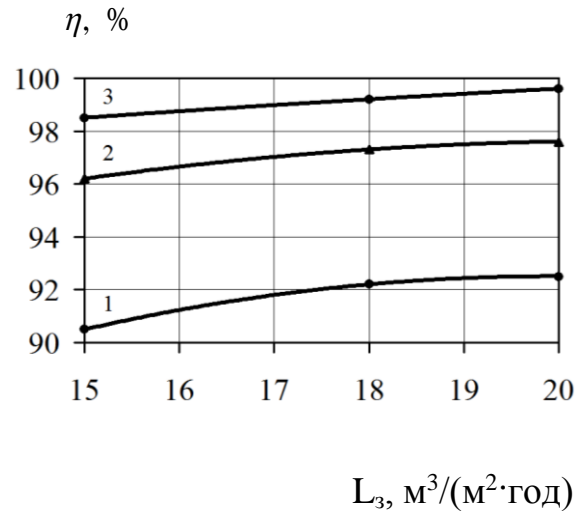


Рисунок 1.3 – Залежність ефективності пиловловлення від щільності зрошення в апараті ПТВО: 1 – $w_2=2,5$ м/с; 2 – $w_2=3$ м/с; 3 – $w_2=3,5$ м/с

Максимальна ефективність пиловловлення в досліджуваному апараті становила 99,6% при швидкостях газу 3,5 м/с та щільності зрошення 18 – 20 м³/м²·год.

Дослідження ефективності пиловловлення в апараті з РРН дозволило виявити залежність ефективності від конструктивних та режимних параметрів апарата.

Дослідження залежності ефективності пиловловлення від кроку розміщення насадкових тіл показали, що вертикальний та горизонтальний кроки розміщення насадки, при яких досягається найбільша ефективність процесу: $t_z = 2,5d_n$, $t_g = 4,5d_n$ (рис. 1.4, 1.5). Ефективність пиловловлення зростає до 92,3% в апараті із шістьма ступенями контакту. Подальше

підвищення кількості рядів насадки в апараті приводить до незначного росту ефективності, та економічно недоцільно.

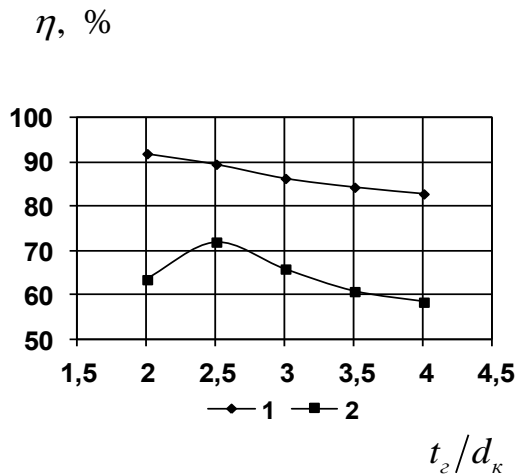


Рисунок 1.4 – Залежність ефективності пиловловлення від горизонтального кроку розташування елементів насадки: 1 - $d_u = 20$ мкм; 2 - $d_u = 0,5$ мкм

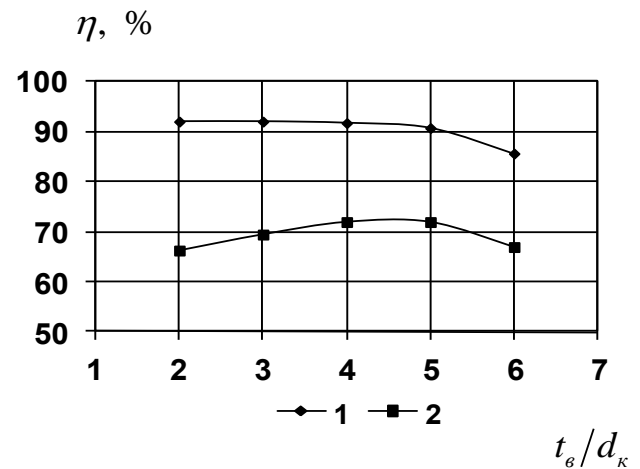


Рисунок 1.5 – Залежність ефективності пиловловлення від вертикального кроку розташування елементів насадки: 1 - $d_u = 20$ мкм; 2 - $d_u = 0,5$ мкм

Вивчення впливу режимних параметрів апарата з РРН на ефективність пиловловлення показало різну залежність інерційного та дифузійного механізмів пилоосадження від швидкості газу (рис. 1.6, 1.7).

Із зростанням швидкості газу збільшується відносна швидкість руху фаз, а також зменшується діаметр крапель, що утворюються у вихрових зонах апарату. Ці фактори приводять до зростання ефективності інерційного пиловловлення (рис. 1.6). Для дифузійного механізму максимум ефективності спостерігається при швидкостях газу від 12 до 14 м/с (рис. 1.7). Подальше збільшення швидкості газу приводить до зростання сили інерції, що діє на частинку. Це приводить до зменшення ступеню захоплення частинок аерозолі турбулентними пульсаціями.

Дослідження залежності ефективності пиловловлення від питомого зрошення показує, що ефективність пиловловлення зростає до значення питомого зрошення $m=0,8$ л/м³. За умови $m=(0,8 - 1,2)$ л/м³ питоме зрошення незначно впливає на ефективність пиловловлення.

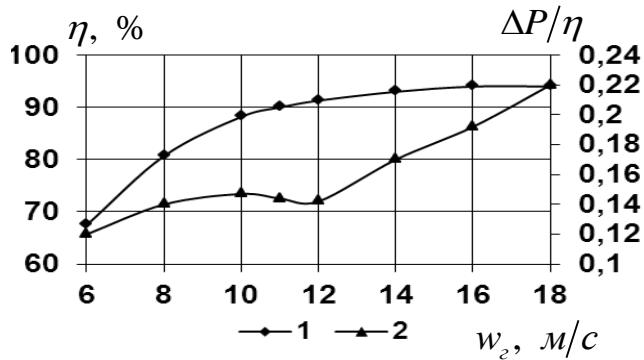


Рисунок 1.6 – Залежність ефективності інерційного пиловловлення від швидкості газу: 1 - $\eta = f(w_2)$; 2 - $\Delta P/\eta = f(w_2)$

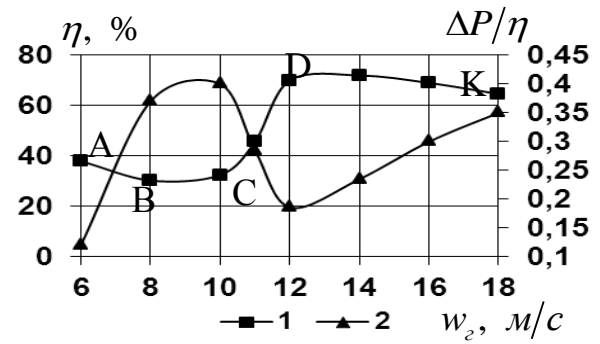


Рисунок 1.7 – Залежність ефективності дифузійного пиловловлення від швидкості газу: 1 - $\eta = f(w_2)$; 2 - $\Delta P/\eta = f(w_2)$

Таким чином, проведені теоретичні та експериментальні дослідження показали високу ефективність та низьку енергоємність вибраних в результаті застосування розробленої методології вибору газоочисного обладнання, що свідчить про правильність розроблених положень.

Наведено результати дослідно-промислової апробації запатентованих конструкцій вискоелективного пилогазоочисного обладнання. Реалізація розробленої методології вибору пилогазоочисного обладнання проводилась на підприємствах теплоенергетики та хімічної промисловості. Проведені дослідно-промислові дослідження підтвердили високу ефективність запропонованих конструкцій апаратів та стабільну роботу систем пилогазоочищення, що приводить до покращення якості атмосферного повітря та підвищення рівня екологічної безпеки.

Дослідно-промислові дослідження на Сумській ТЕЦ проводили при застосуванні розробленого пилогазоочисного апарату (патент 57669). Апарат складається з трьох блоків – високоінтенсивного очищення (БВО), сепарації (БС) і тонкого очищення (БТО). БВО має циліндричний корпус діаметром 1,5 м і висотою 2,5 м, оснащений розподільними ґратами з вільним перетином

0,87 м²/м². В блоці встановлена регулярна рухома насадка, закріплена на вертикальних струнах. Насадкові елементи діаметром 40 мм виготовлені з пористої гуми і кріпляться на струнах із кроком по горизонталі 100 мм і по вертикалі 180 мм. БТО виконаний діаметром 3,5 м, висотою 4,0 м і містить дві ПТВО з отворами діаметром 60 мм і вільним перетином 0,2 м²/м², крок тарілок по вертикалі 1,4 м. Продуктивність апарата – 100 тис.м³/год.

Розроблений апарат включався в технологічну схему газоочищення замість золоуловлювача ВТИ з турбулентними коагуляторами Вентурі, в якому здійснюється очищення від золи з ефективністю 83 – 85%. В якості абсорбенту використовувалася 15% водна суспензія вапняку, рН суспензії 6 - 6,2, що дозволило проводити комплексне очищення газів від золи та сульфур (IV) оксиду.

Запилений газ надходить у верхню частину БВО, який працює в режимі спадної прямотечії. Одночасно з подачею газу у верхню частину блоку через розподільний колектор подається абсорбент на зрошення. У результаті прямоточного контакту фаз відбувається грубе очищення газів, які відходять, від дрібнодисперсних і середньодисперсних частинок золи і сульфур (IV) оксиду. Після БВО високошвидкісний газорідний потік потрапляє в блок сепарації, де відбувається поділ фаз і інерційне осадження крупно дисперсних твердих частинок. У БТО, який працює в протитечійному режимі, відбувається остаточне доочищення викидних газів від пилу і сульфур (IV) оксиду.

Застосування в досліджуваному апараті регулярної рухомої насадки та провальних тарілок великих отворів дозволяє уникнути заростання внутрішніх поверхонь гіпсом за рахунок реалізації інтенсивного гідродинамічного режиму. Це забезпечує високу ефективність та стійку роботу газоочисної установки. Шлам, який утворюється в результаті очистки газів і містить сульфід кальцію і до 65% води, надходить у вакуум-фільтр для зневоднення. Можлива його переробка в матеріал для дорожнього будівництва, що включає попереднє окислення сульфідів в сульфат.

Застосування даного апарата дозволило підвищити ступінь очищення газів, які відходять, при зниженні металоємності устаткування й енергетичних витрат на проведення процесу. Випробування показали, що запропонований апарат має ступінь очищення від сульфур (IV) оксиду 97-98,5 від твердих частинок 99 - 99,3 %, гідравлічний опір 1500 Па і забезпечує стійку роботу за умов тривалої експлуатації [40].

На Охтирській ТЕЦ ТОВ «Брокенергія» для очищення відхідних газів від від нітрогену (IV) оксиду застосовувався запатентований апарат (патент 44700) виконаний діаметром 2,4 м, висотою 5,0 м і містить дві провальні тарілки з отворами 150 мм і вільним перерізом $\tau = 21,5\%$. Продуктивність апарата – 100 тис. м³/год. Колона оснащена стабілізаторами, розміщеними в пінному шарі над тарілкою з метою запобігання появі повздовжніх коливань газорідного шару при високих лінійних значеннях швидкості газу у повному перерізі апарата. З метою підвищення рівня екологічної безпеки нами запропоновано застосування в якості абсорбенту розчину діамінометанолу. Проведені дослідження показали високу ефективність очищення відхідних газів (94,5%) при стійкій роботі обладнання в режимі вторинного піноутворення.

На ПАТ «Сумхімпром» дослідно-промислові дослідження запатентованого апарату (патент 44700) проводились з метою модернізації існуючих систем газоочищення на різних стадіях виробництва титан (IV) оксиду.

Дослідження пиловловлення проводилося для двох видів пилу – ільменіту та титан (IV) оксиду. Результати дослідження ефективності пиловловлення наведені в табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Ефективність пилоочищення, %, для різних швидкостей газу та щільності зрошення в апараті

Вид пилу та щільність зрошення апарата	Ефективність пилоочищення, %, при швидкості газу, м/с			
	2,5	2,9	3,2	3,5
Пил TiO_2 , $L_3 = 15 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$	80	89	94,5	96
Пил TiO_2 , $L_3 = 20 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$	83	93	98	99,2
Ільменіт, $L_3 = 15 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$	85	92	96	98
Ільменіт, $L_3 = 20 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$	88	94	98,5	99,5

Розроблений апарат пропонується включити в технологічну схему на стадіях сушіння та розмелу ільменіту, прожарювання, сушки та розмелу титан (IV) оксиду виробництва титан (IV) оксиду замість існуючого пилоочисного обладнання.

Для оцінки зниження техногенного навантаження на довкілля виконано розрахунок розсіювання забруднюючих речовин в атмосфері до та після реконструкції системи пилогазоочищення виробництва титан (IV) оксиду. Результати розрахунків свідчать про прогнозоване зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище при використанні запропонованого апарата.

Еколого-економічний ефект від застосування високоінтенсивного газоочисного обладнання запатентованих конструкцій становить: по Сумській ТЕЦ ТОВ «Сумитеплоенерго» – 3 093 095,13 грн; Охтирській ТЕЦ ТОВ «Брокенергія» – 406 640,77 грн; ПАТ «Сумхімпром» – 1 327 310, 51 грн.

Таким чином, проведені дослідно-промислові дослідження підтвердили високу ефективність запропонованих конструкцій апаратів та стабільну роботу систем пилогазоочищення, що приводить до покращення якості атмосферного повітря та підвищення рівня екологічної безпеки.

2 УТИЛІЗАЦІЯ ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД СУЛЬФІДОГЕННОЮ АСОЦІАЦІЄЮ МІКРООРГАНІЗМІВ

Аналіз літературних джерел та існуючого досвіду роботи міських очисних споруд показав, що в цей час в Україні залишаються невирішеним завдання видалення важких металів із осадів. Відсутність процесу утилізації ОСВ призводить до відчуження все нових ділянок землі під мулові карти та майданчики складування. При цьому виникла системна екологічна проблема забруднення компонентів гідросфери, атмосфери і літосфери. Проведено узагальнення патентної та науково-технічної інформації, що стосується існуючих методів обробки та утилізації ОСВ. Показано, що вирішити проблему накопичення ОСВ можна шляхом створення екологічно безпечної технології їх знешкодження з використанням біохімічних процесів зв'язування іонів важких металів з ОСВ, а саме розробки та впровадження технологічних систем анаеробного знешкодження осадів із зв'язуванням іонів важких металів біогенним сірководнем у стійкій сульфідній фракції.

Здійснено дослідження агроекологічних властивостей осадів, що утворилися на міських очисних спорудах м. Сум. Результати рентгенівського мікроаналізу показали, що в різних видах осадів концентрації важких металів коливаються в досить широких межах (табл. 2.1). За результатами рентгенодифракційного аналізу було встановлено, що у мінеральному складі ОСВ є сполуки заліза у формі $Fe_4(PO_4)_3(OH)_3$, тобто фосфати знаходяться у зв'язаній формі. Сполуки алюмінію і кремнію наявні у вигляді гідратного комплексу потазіума і потазіума ілліт-монтморилоніту (осад із мулової карти), а також анорзиту (надлишковий активний мул), до кристалічної структури яких входять атоми важких металів (як домішки) [41].

Таблиця 2.1 – Валовий вміст важких металів в сухій речовині осадів стічних вод (м. Суми)

Вид ОСВ	Глибина відбору, м	Cu, г/кг	Zn, г/кг	Pb, г/кг	Fe, г/кг	Ni, г/кг	Cr, г/кг
Осади з мулової карти	0–0,2 (св.)	0,420	1,117	0,105	1,850	0,239	0,156
Осади з мулової карти	0,2–0,4	1,335	1,250	Не виявлено	15,5	Не виявлено	0,217
Надлишковий активний мул	–	1,878	0,550	Не виявлено	0,784	0,353	0,197
ГДК в ґрунті, з урахуванням фону	–	0,055	0,100	0,030	–	0,085	–
ГДК в ОСВ	Група 1	0,750	1,750	0,250	–	0,200	0,500
	Група 2	1,500	2,500	0,750	–	0,400	1,000

Органо-мінеральні комплекси ОСВ містять у своїй структурі солі важких металів. Коливання мікроелементного складу ОСВ різної глибини залягання обумовлене вимиванням хімічних сполук із верхнього шару та їх накопиченням у нижньому шарі, що пов'язано з метеорологічними умовами і сезонною інтенсивністю біохімічних процесів, а також варіацією компонентів стічних вод, які надійшли в різний час на міські очисні споруди.

Експериментальна установка складається з біореактора – анаеробної камери бродіння з нержавіючої сталі об'ємом $5 \cdot 10^{-3}$ м³. Для підтримання необхідної температури (309 К) був використаний термостат ТЖ-ТС-01/8-100. Відбір газових проб проводився в пробовідбірні пакети з інертного пластику Teflon®. Вимірювання об'єму газу здійснювалося за допомогою газометра Ritter Тип TG-01. Для аналізу якісного складу газу використовувалася схема газового хроматографа СЕЛМІХРОМ-1. Також у розділі описані основні принципи підбору режимно-технологічних параметрів процесу знешкодження осадів.

Здійснено системний аналіз процесу техногенного впливу на довкілля об'єктів накопичення та складування осадів в аспекті мікробіологічних трансформацій їх компонентів. У процесі накопичення ОСВ відбуваються

взаємозв'язані реакції трансформації, міграції та акумуляції сполук важких металів у природних об'єктах, що відбувається при дії угруповань первинних і вторинних анаеробів та синтрофній взаємодії з бактеріальним окиснювальним фільтром, що в подальшому визначає деструктивні еколого-ценотичні зміни на макрорівні екосистеми. В основі підвищення екологічної безпеки при поводженні з ОСВ лежать отримані в процесі біосульфідного знешкодження нові фізико-хімічні властивості осадів зі зв'язуванням важких металів у стійкій сульфідній фракції [42, 43].

На рис. 2.1 показана формалізація циклу екосистемних трансформацій ОСВ у напрямку зниження техногенного впливу на навколишнє середовище.

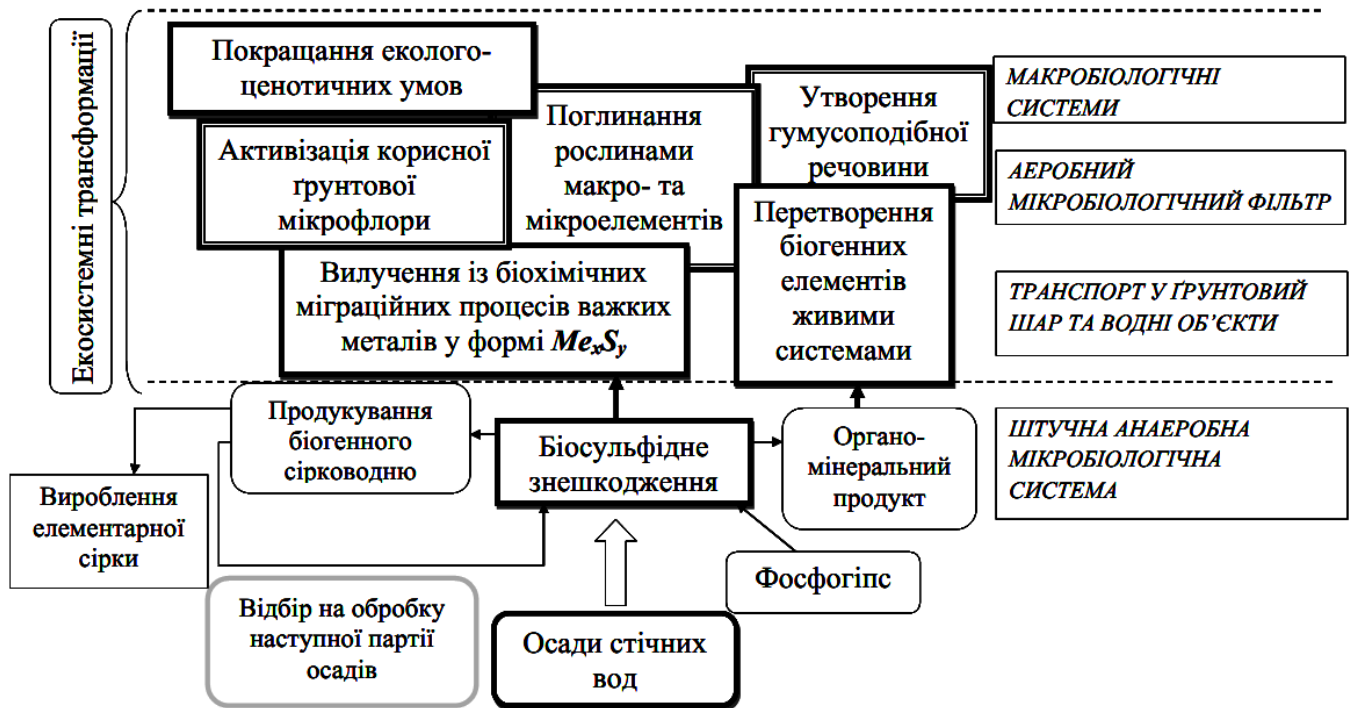


Рисунок 2.1 – Біохімічний цикл трансформацій компонентів осадів стічних вод після біосульфідного знешкодження

При біохімічному моделюванні процесу біосульфідного знешкодження ОСВ були висунуті такі положення: стадія введення полісубстрату в систему розділена незворотними хімічними перетвореннями; на термінальному етапі деструкції органічної речовини донором електронів є ацетат; у системі

наявне постійне джерело сульфат-іонів (фосфогіпс); комплексні органіно-мінеральні сполуки з важкими металами у процесі знешкодження ОСВ руйнуються; процес осадження металів у сульфідній фракції має екологічну протекторну функцію від токсичної дії важких металів.

При математичному моделюванні кінетики утилізації ОСВ та фосфогіпсу були висунуті допущення: при перемішуванні увесь об'єм біореактора однорідно заповнений; концентрації субстрату і мікробної біомаси в кожній точці біореактора однакові; при рівномірному розподілі основного продукту метаболізму (H_2S) поведінка цих концентрацій у часі описується системою диференціальних рівнянь [44]

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dX_{CBБ}}{d\tau} = \mu_{CBБ} \cdot X_{CBБ} - \mu_{омм} \cdot X_{CBБ}, \end{array} \right. \quad (2.1)$$

$$\frac{dS}{d\tau} = - \left(\frac{\mu_{CBБ} \cdot X_{CBБ}}{Y_{X_1/S}} + \frac{\mu_m \cdot C_M}{Y_{X_2/S}} \right), \quad (2.2)$$

$$\frac{d[SO_4^{2-}]}{d\tau} = r_{SO} \cdot ([SO_4^{2-}]_0 - [SO_4^{2-}]) - \frac{\mu_{CBБ} \cdot X_{CBБ}}{Y_{X_1/SO}}, \quad (2.3)$$

$$\frac{d(H_2S)}{d\tau} = \left[r_{SO} \cdot Y_{H_2S/X_1} \cdot X_{CBБ} \cdot \frac{[SO_4^{2-}]}{K_n + [SO_4^{2-}]} \cdot \frac{S}{K_S^1 + S} \right] \cdot b, \quad (2.4)$$

де $X_{CBБ}$ – концентрація біомаси СВБ у біореакторі, г/10⁻³ м³;

C_M – стала величина, що характеризує наявність біомаси метаногенів у біореакторі, г/10⁻³ м³;

$\mu_{CBБ}$, μ_m – питома швидкість зростання СВБ і метаногенів відповідно, доб⁻¹;

$\mu_{відм}$ – гранична максимальна питома швидкість відмирання клітин СВБ, доб⁻¹;

S_0 , S – концентрації доступного органічного субстрату в ОСВ – вхідна та в певний момент часу τ у просторі біореактора відповідно, г/10⁻³ м³;

$[SO_4^{2-}]_0, [SO_4^{2-}]$ – концентрації загального сульфату – початкова і в певний момент часу τ , г/10⁻³ м³;

r_{SO} – коефіцієнт обліку швидкості біохімічної конверсії фосфогіпсу, доб⁻¹;

K_S^I – константа напівнасичення за органічним субстратом (ацетатом) для СВБ, г/10⁻³ м³;

K_n – константа напівнасичення сульфатом, г/10⁻³ м³;

b – коефіцієнт, що враховує процес хімічного зв'язування іонів важких металів при їх взаємодії з біогенним сірководнем.

У рівнянні (2.3) було враховано специфіку процесу дисиміляційного відновлення малорозчинних сульфатів. Так, при відкритті дужок у цьому рівнянні буде отримано $r_{SO} \cdot [SO_4^{2-}]_0 - r_{SO} \cdot [SO_4^{2-}]$, де перший доданок характеризує швидкість уведення в систему першої партії сульфат-іонів при розчиненні мінерального субстрату (фосфогіпсу), другий – швидкість споживання сульфат-іонів у системі при розчиненні мінерального субстрату (фосфогіпсу), що спочатку не прореагував. Ці два доданки визначають швидкість біохімічної конверсії малорозчинних сульфатів (фосфогіпсу). Третій доданок $\mu_{СВБ} \cdot X_{СВБ} / Y_{X_1/SO}$ – витрата сульфат-іонів у процесі нарощування біомаси СВБ [45, 46].

Коефіцієнт r_{SO} (доб⁻¹) залежить від ряду факторів: поточної концентрації сульфат-іонів, ступеня спорідненості СВБ із мінеральним субстратом (фосфогіпсом), швидкості нарощування біомаси бактеріями, і визначається з виразу

$$r_{SO} = \mu_{\max_1} \cdot \alpha_{SO\min} \cdot \frac{1}{Y_{X_1/SO}}, \quad (2.5)$$

де μ_{\max_1} – максимальна питома швидкість росту СВБ, доб⁻¹;

$\alpha_{SO\min}$ – мінімальний ступінь початкової конверсії малорозчинних сульфатів.

При цьому сорбція сульфат-іонів поверхнею бактеріальної клітини з внутрішньоклітинним їх відновленням спричиняє зниження концентрації іонів SO_4^{2-} у рідкій фазі. Вирівнювання рівноваги в системі здійснюється за рахунок виділення нової партії іонів SO_4^{2-} із фосфогіпсу – джерела сульфатів. Отже, мінімальний ступінь початкової конверсії малорозчинних сульфатів α_{SOmin} визначається як

$$\alpha_{SOmin} = \frac{[SO_4^{2-}]_P}{[SO_4^{2-}]_0 - [SO_4^{2-}]_P}, \quad (2.6)$$

де $[SO_4^{2-}]_P$ – концентрація сульфат-іонів у рідкій фракції осадів (перша партія іонів SO_4^{2-}), г/10⁻³ м³.

У процесі сульфатвідновлення використовується екзогенний акцептор електронів (сульфат-іони). Тоді, перетворюючи рівняння Моно, можна розрахувати швидкість росту СВБ з виразу [47, 48]

$$\mu_{СВБ} = \mu_{max_1} \cdot \frac{S}{K_S^1 + S} \cdot \frac{[SO_4^{2-}]}{K_n + [SO_4^{2-}]}, \quad (2.7)$$

Перевірка адекватності математичної моделі результатами експериментальних даних показала наявність між ними тісного кореляційного зв'язку ($r = 0,967$).

Таким чином, у процесі математичного моделювання було враховано швидкість біохімічної конверсії фосфогіпсу за рахунок введення коефіцієнта її обліку, що дозволяє з високим ступенем імовірності прогнозувати динаміку виходу сірководню і витрати фосфогіпсу, а також розроблена модель дозволяє визначати приріст біомаси СВБ у часі та витрати органічної речовини осадів, час утримання ОСВ у просторі біореактора і може використовуватися для автоматизації процесу біосульфідного знешкодження.

Реалізація моделі дозволяє теоретично обґрунтувати найбільш оптимальні режимно-технологічні параметри роботи анаеробної установки і може використовуватися для автоматизації процесу біосульфідного знешкодження.

Для експериментального обґрунтування доцільності використання фосфогіпсових відходів як сірковмісної мінеральної домішки та розробці екологічно безпечної технології знешкодження ОСВ разом із фосфогіпсом були підібрані найбільш оптимальні технологічні та режимні параметри роботи біореактора.

Усереднена проба фосфогіпсу була взята на підприємстві ПАТ «Сумхімпром». Результати рентгенівського мікроаналізу зразків фосфогіпсу подані в таблиці 2.2. У зразках фосфогіпсу за допомогою рентгенофлуоресцентного аналізу були виявлені слідові метали в легкій матриці (у % від загальної маси): Fe (0,010 %), Ni (0,001 %), Cu (0,003 %).

Таблиця 2.2 – Хімічний склад фосфогіпсу (висушений зразок при 333 К)

SiO_2	P_2O_5	CaO	SO_3
1,79	0,45	38,73	39,22

Використання фосфогіпсу в процесі біосульфідного знешкодження ОСВ має такі переваги: дешева сировинна база; значна поширеність відходів зазначеного виду; збагачення ОСВ макро- та мікроелементами; сполуки сірки, що містяться у фосфогіпсі, можуть вільно використовуватися СВБ як мінеральний субстрат для їх росту; зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище від відвалів фосфогіпсових відходів.

У серії експериментів проводилося варіювання значень технологічних і режимних параметрів (факторів) процесу біосульфідного знешкодження ОСВ з метою оптимізації процесу біогенного газоутворення для найбільш повного осадження іонів важких металів у формі сульфідів. Варіювання факторів

проводилось у межах: часу утримання ОСВ в біореакторі (X_1) – від 1 до 20 діб, pH (X_2) – від 5,0 до 8,0 од., співвідношення кількості надлишкового активного мулу до осадів із мулової карти (X_3) – від 0,5 : 1 до 1,5 : 1, дози фосфогіпсу (X_4) – від 10 до 16 г / $10^{-3}m^3$, дози завантаження ОСВ (X_5) – від 1 до 7 % від обсягу знешкоджуваних осадів.

При знаходженні оптимального поєднання таких факторів, як часу утримання ОСВ у процесі біосульфідного знешкодження (X_1) і значення pH (X_2) системи, була побудована діаграма тривимірної поверхні (рис. 2). При цьому інші фактори встановлювалися на постійному рівні: $X_3 = 1 : 1$; $X_4 = 12 \text{ г} / 10^{-3}m^3$; $X_5 = 4,0 \%$.

Виходячи з отриманих результатів (рис. 2.2), вплив факторів X_1 , X_2 на інтенсивність газоутворення апроксимується таким рівнянням регресії

$$M(Y) = 551,342 - 99,502X_1 + 577,771X_2 - 31,317X_1^2. \quad (2.8)$$

Коефіцієнт детермінації становить (14) $R^2 = 0,7961$; стандартна похибка оцінки – 0,1780.

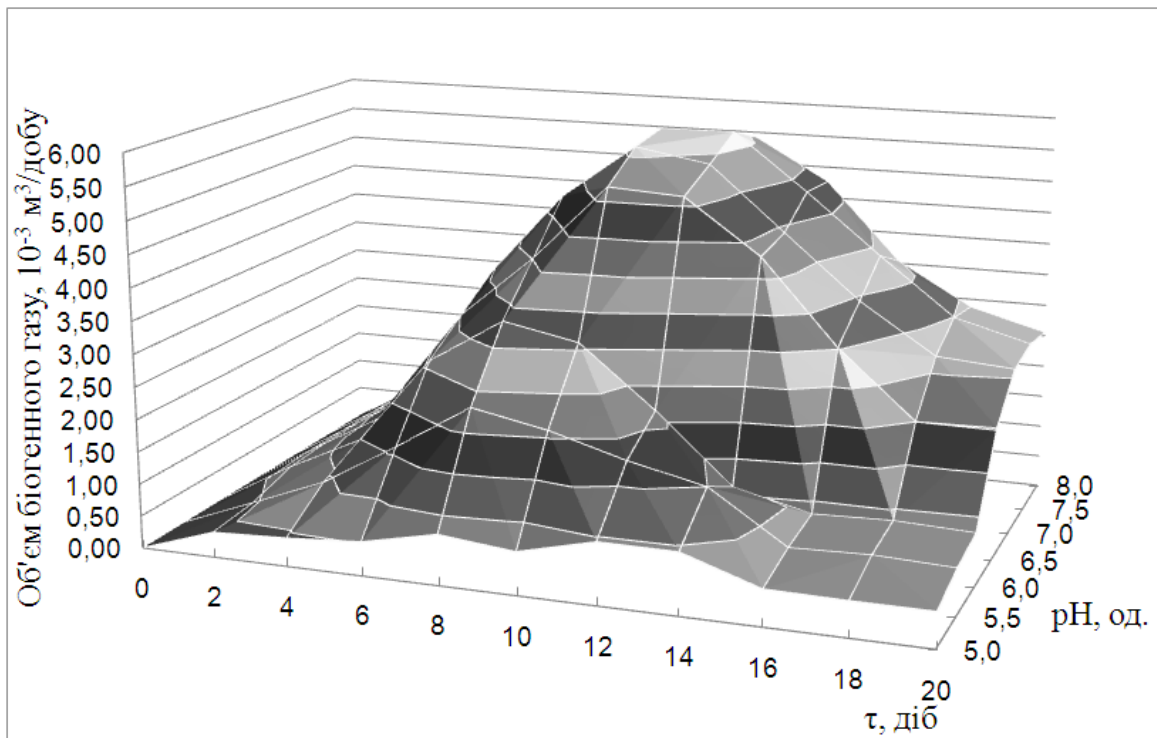


Рисунок 2.2 – Утворення біогенного газу залежно від часу утримання ОСВ (X_1) і значенні pH (X_2) середовища

Установлено, що значення pH в діапазоні від 7,0 до 7,5 од. сприяють високій продуктивності біореактора за біогенним газом, об'єм якого знаходився у межах $5,53 \cdot 10^{-3}$ – $5,60 \cdot 10^{-3}$ м³ на 10-ту добу. Підтримання значень pH в оптимальних межах здійснювалося додаванням 1 % розчину $NaOH$. При цьому найбільший приріст біогенного газу припадає на 6–10-ту добу. З подальшим зростанням часу утримання ОСВ інтенсивність газовиділення в системі поступово знижувалася, і об'єм біогенного газу на 20-ту добу становив $2,59 \cdot 10^{-3}$ – $2,67 \cdot 10^{-3}$ м³. Максимальне газоутворення спостерігається впродовж перших 10 діб, що узгоджується з результатами математичного моделювання [49, 50].

Експериментально було визначено оптимальне співвідношення кількості надлишкового активного мулу до осадів із мулової карти (X_3). Результати газометричних вимірювань при варіації співвідношень різних видів осадів подані на рис. 2.3. При цьому інші фактори встановлювалися на постійному рівні: $X_2 = 7,0$ – $7,5$ од.; $X_4 = 12$ г / 10^{-3} м³; $X_5 = 4,0$ %.

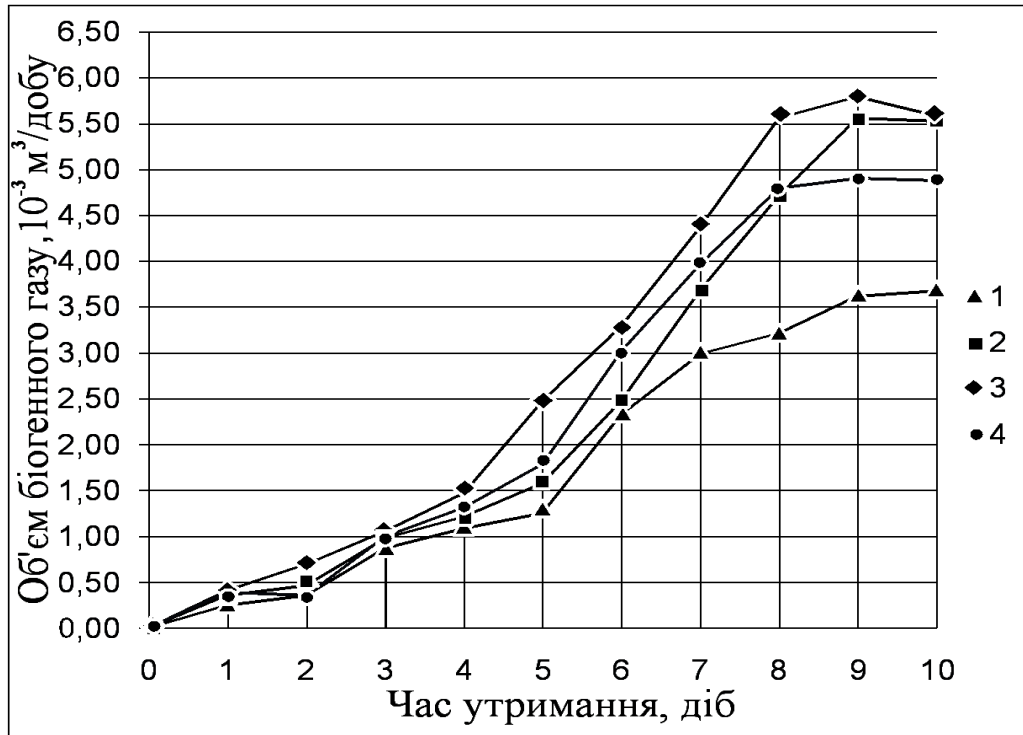


Рисунок 2.3 – Утворення біогенного газу залежно від часу утримання ОСВ (X_1) та при різних співвідношеннях надлишкового активного мулу до осадів із мулової карти (X_3): 1 – 0,5 : 1; 2 – 1 : 1; 3 – 1,5 : 1; 4 – 2 : 1

За отриманими результатами (рис. 2.3) вплив факторів X_1 , X_3 на інтенсивність газоутворення апроксимується таким рівнянням регресії:

$$M(Y) = -1016,593 + 314,386X_1 + 833,616X_3 + 25,971X_1^2. \quad (2.9)$$

Коефіцієнт детермінації становить (15) $R^2 = 0,9702$; стандартна похибка оцінки – 0,1591.

Як бачимо з рис. 2.3, найменше виділення біогенного газу спостерігалось при $X_3 = 0,5 : 1$ і становило $3,68 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$ на 10-ту добу при підтриманні значень pH у межах 7,0–7,5 од. Найбільший приріст біогенного газу спостерігався при співвідношенні надлишкового активного мулу до осадів з мулової карти – 1,5 : 1. При цьому процес газоутворення

стабілізувався на рівні $5,56 \cdot 10^{-3} - 5,80 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$ (8–10-та доба) (рис. 2.3). Подальше збільшення X_3 не привело до підвищення продуктивності біореактора за біогенним газом.

Досліджено вплив мінеральної сірковмісної добавки на утворення в системі біогенного газу та його якісний склад. Із рис. 2.4 бачимо, що при різних дозах завантаження ОСВ (X_5) найбільш інтенсивний процес газоутворення спостерігався при дозі фосфогіпсу (X_4) – $14 \text{ г}/10^{-3} \text{ м}^3$ [51–53].

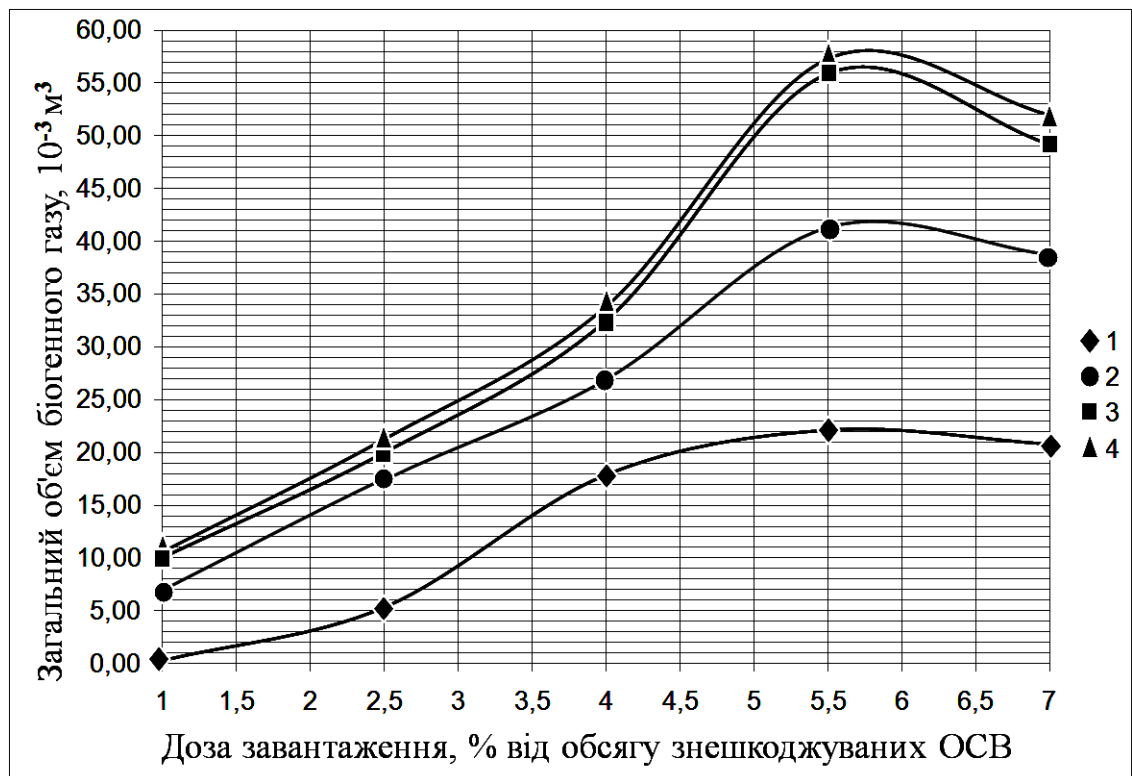


Рисунок 2.4 – Утворення біогенного газу залежно від дози завантаження ОСВ (X_5) при різних дозах фосфогіпсу (X_4): 1 – $10 \text{ г}/10^{-3} \text{ м}^3$; 2 – $12 \text{ г}/10^{-3} \text{ м}^3$; 3 – $14 \text{ г}/10^{-3} \text{ м}^3$; 4 – $16 \text{ г}/10^{-3} \text{ м}^3$ при $X_1 = 10$ діб, $X_2 = 7,0 - 7,5$ од., $X_3 = 1,5:1$

При цьому вміст сірководню у біогенному газі, за результатами газохроматографічних досліджень, змінювався у значних межах (35,0–48,0%), що залежить від швидкості споживання СВБ органічного і мінерального субстратів. Отже, для оптимізації процесу газоутворення

необхідно детальніше розглянути вплив дози завантаження ОСВ (X_5) біореактора при дозі фосфогіпсу $14 \text{ г}/10^{-3} \text{ м}^3$ (X_4).

При початковій дозі завантаження (X_5) $0,035 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$ (1,0 %) відбувалося незначне продукування біогенного газу загальним об'ємом $10,63 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$.

Зі збільшенням дози ОСВ до $0,088 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$ (2,5 %) фаза затримки росту мікроорганізмів становила 2 доби, після яких почалася активізація процесу газоутворення. Загальний об'єм біогенного газу становив $21,3 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$, а вміст сірководню варіював у межах 30,0–32,2 %.

Подальше збільшення дози завантаження до $0,14 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$ (4 %) спричинило збільшення виходу біогенного газу, а вміст сірководню у ньому становив 33,0–38,0 %. При збільшенні дози завантаження до $0,19 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$ (5,5 %) спостерігався найбільший за об'ємом приріст біогенного газу. Загальний об'єм біогенного газу стабілізувався на рівні $57,32 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$. При цьому вміст сірководню у газі становив 46,8–48,0 %, метану – 24,3–26,5 % та вуглекислого газу – 18,2–20,4 %, а також були наявні домішки азоту ($(5,7 \pm 0,03) \%$) і водню ($(2,8 \pm 0,02) \%$). При підвищенні дози завантаження (X_5) більше 5,5 % від маси ОСВ спостерігалася незначне зменшення загального об'єму біогенного газу до $51,98 \cdot 10^{-3} \text{ м}^3$, при цьому вміст сірководню у газовій фазі становив не більше 25 %.

Таким чином, за отриманими результатами (рис. 4) вплив факторів X_4 та X_5 на інтенсивність газоутворення апроксимується рівнянням регресії

$$M(Y) = -192,029 + 27,041X_4 + 6,301X_5 - 0,906X_4^2. \quad (2.10)$$

Коефіцієнт детермінації становить (16) $R^2 = 0,8772$; стандартна похибка оцінки – 0,3407.

Результати рентгенодифракційного аналізу компонентів мінеральної складової кінцевого продукту знешкодження ОСВ показали наявність у ній складної сульфідної фракції, що містить сульфід свинцю, цинку, міді,

нікелю, хрому та ін. Таким чином, іони важких металів були зв'язані у формі сульфідів.

Розрахунок показника ефективності біосульфідного знешкодження (ЕБЗ), був здійснений за формулою

$$EBZ = \frac{([Me]_{\tau=0} - [Me]_{\tau=\tau})}{[Me]_{\tau=0}} \cdot 100\%, \quad (2.11)$$

де $[Me]_{\tau=0}$, $[Me]_{\tau=\tau}$ – концентрація рухливих форм металу в ОСВ до і після біосульфідного знешкодження ($\tau = 10$ діб).

При цьому для визначення ступеня доступності важких металів кореневій системі рослин був використаний ацетатно-амонійний буфер. Результати атомно-абсорбційного аналізу отриманих витяжок до і після знешкодження ОСВ були використані для розрахунку ЕБЗ.

Визначено, що найбільш ефективним із точки зору досягнення екологічного ефекту є спільна обробка надлишкового активного мулу і осаду з мулової карти у співвідношенні (X_5) – 1,5:1 при внесенні дози фосфогіпсу (X_4) – 14 г на $1 \cdot 10^{-3}$ м³ ОСВ та дозі завантаження ОСВ (X_3) – 5,5 % від маси знешкоджених ОСВ. При цьому значення pH підтримується в діапазоні від 7,0 до 7,5 од., а час утримання ОСВ у процесі знешкодження в мезофільному режимі становить 10 діб. У цих умовах нижня межа ЕБЗ становить понад 70 %: 85,17 % для цинку, 72,61 % для міді, 74,22 % для нікелю, 74,55 % для свинцю, 71,22 % для хрому, 73,85 % для заліза (рис. 2.5).

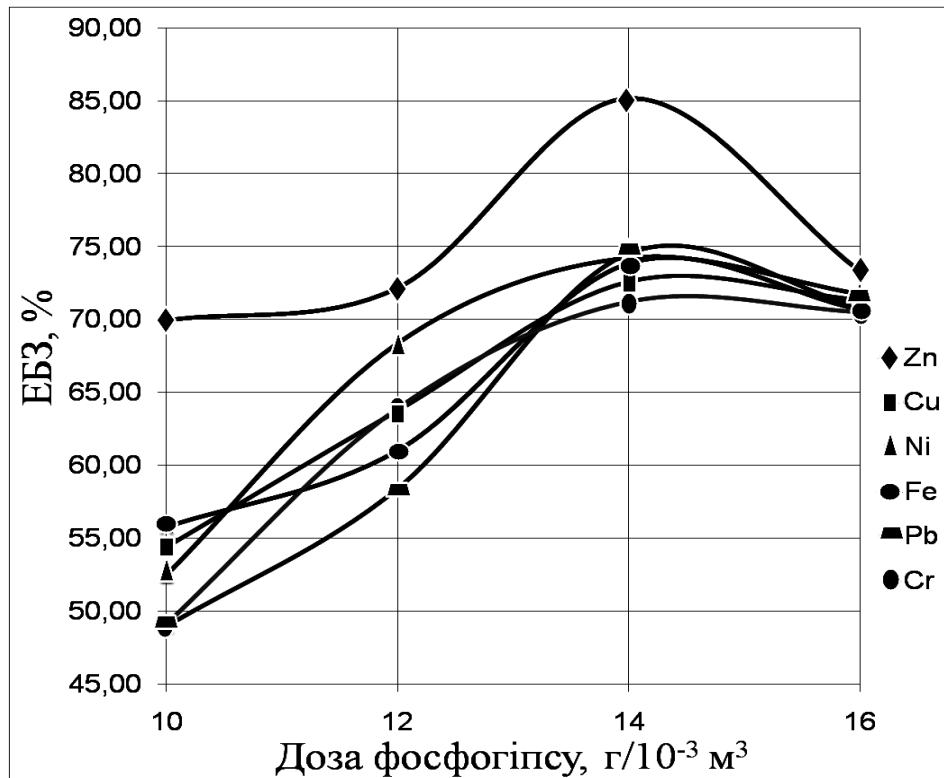


Рисунок 2.5 – Залежність ефективності біосульфідного знешкодження (ЕБЗ) ОСВ від дози фосфогіпсу (X_4)

Важкі метали перейшли у міцно зв'язаний стан у сульфідній фракції та стали не доступними для кореневої системи рослин. Отже, вони не залучаються до міграційних процесів і не є забрудниками навколишнього середовища.

У результаті мікробіологічних досліджень ОСВ, що пройшли біосульфідне знешкодження, була виділена високоактивна сульфідогенна асоціація мікроорганізмів, яка може використовуватися як інокулят для інтенсифікації процесу знешкодження ОСВ разом із фосфогіпсом. Проведена первинна ідентифікація на підставі даних з морфології, фізіології та за біохімічними властивостями показала наявність в асоціації видів мікроорганізмів, що належать до *Desulfovibrio sp.*, *Desulfomicrobium sp.*

Здійснено проектування біотехнологічної системи утилізації ОСВ. Наведено принципову технологічну схему анаеробної установки із знешкодження ОСВ разом із фосфогіпсом (рис. 2.6) [54].

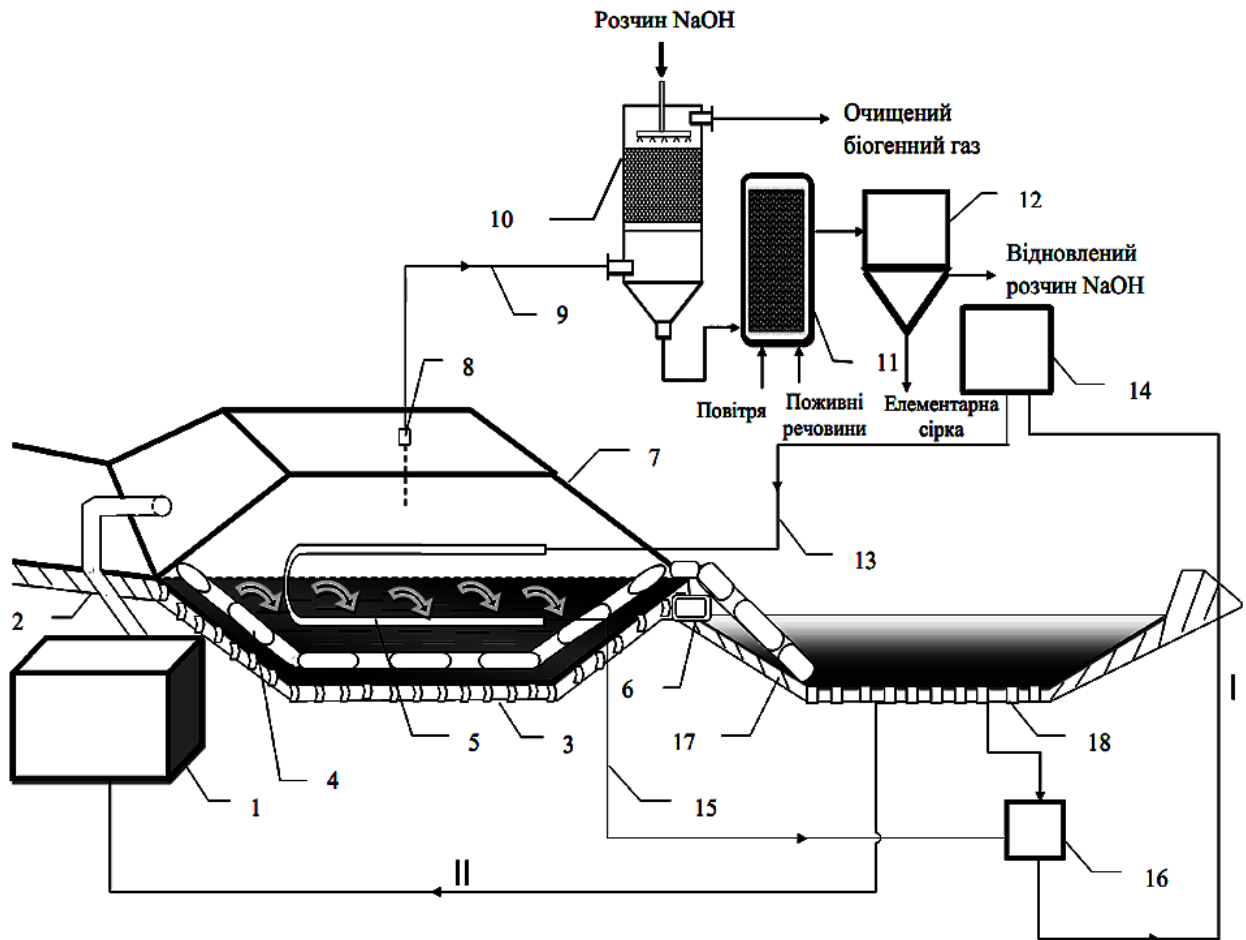


Рисунок 2.6 – Принципова технологічна схема біосульфідного знешкодження осадів стічних вод: 1 – накопичувальна ємність; 2 – трубопровід; 3 – анаеробний біореактор; 4 – скребковий транспортер; 5 – теплообмінник; 6 – електропривід; 7 – полімерне покриття-купол; 8 – патрубок для відбору газової фази; 9 – газопровід; 10 – скруббер; 11 – біофільтр із біомасою іммобілізованих *Thiobacillus sp.*; 12 – відстійник; 13 – трубопровід; 14 – водогрійний котел; 15 – трубопровід; 16 – вузол змішування потоків рідкої фракції; 17 – муловий майданчик; 18 – дренажна система

I – лінія передачі рідкої фракції у водогрійний котел (14); II – лінія, якою частина твердої фракції подається на вході у біореактор (3) в накопичувальну місткість (1) як закваска, що містить сульфідогенну асоціацію мікроорганізмів

Запропонована анаеробна установка зі знешкодження ОСВ разом із фосфогіпсом забезпечує:

- розширення можливостей застосування анаеробного біореактора за рахунок введення рециклінгу матеріальних потоків із багатократним повторним використанням у технологічному циклі детоксикації ОСВ;

- виробництво екологічно чистого органо-мінерального продукту з можливістю його використання в сільському господарстві;

- високоякісне розділення біогенного газу з виділенням і мікробіологічною конверсією сульфідів з утворенням елементарної сірки.

Розроблено інженерну методику розрахунку конструктивно-технологічних параметрів основного елемента анаеробної установки із знешкодження ОСВ разом із фосфогіпсом – анаеробного біореактора.

3 РОЗРОБКА ШЛЯХІВ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Особливість питного водопостачання в Україні полягає в тому, що воно на 80 % забезпечується з поверхневих джерел, а якість і безпечність питної води для людини прямо залежать від екологічного стану джерел та ефективності роботи систем питного водопостачання міст. Актуальною залишається проблема погіршення якості води у поверхневих джерелах за санітарно-хімічними показниками. Природні води містять велику кількість забруднювальних речовин, зокрема органічних. Останні представлені органічною речовиною природного походження та численними домішками штучного походження. Зважаючи на те що екологічна безпека є однією зі складових національної безпеки країни і спрямована на створення умов надійної безпеки життя та діяльності людини через управління небезпеками, що є наслідком функціонування антропогенних і природних систем, оцінювання та прогнозування впливу техногенного забруднення на людину і його попередження залишаються одним з актуальних завдань.

Зважаючи на складність контролю техногенних процесів надходження органічних речовин у водні об'єкти та неконтрольованість природних процесів продукування органічних речовин, єдиним ефективним заходом щодо зниження рівня екологічної небезпеки в питному водопостачанні залишається мінімізація наслідків антропогенного впливу за рахунок використання високоефективних методів очищення на водопровідних станціях. Першочергового значення набуває підвищення ефективності роботи водопровідних станцій щодо видалення органічних речовин із питної води [55–57].

Під час вирішення цього питання перспективним є інтенсифікація існуючих методів видалення органічних речовин із питної води, у цьому плані актуальним залишається пошук способів інтенсифікації процесу

окиснення органічних речовин озоном за рахунок використання фізичних методів, таких як магнітна обробка (МО) води, що полягає у зміні фізико-хімічних властивостей водних розчинів.

За результатами аналізу літературних і статистичних даних щодо показників якості та безпечності питної води виявлено, що якість питної води корелює з екологічним станом поверхневих джерел водопостачання, що свідчить про низьку ефективність роботи водопровідних станцій. Постійно фіксується перевищення вмісту органічних речовин за показником перманганатної окиснюваності. Установлено, що діючі в Україні водопровідні станції спроектовані десятки років тому за класичною технологічною схемою очищення питної води, не орієнтованою на сучасну якість води у джерелах водопостачання. Органічне забруднення джерел водопостачання характерне для всіх водних об'єктів України, де вміст органічних речовин за показниками біохімічного (БСК) та хімічного (ХСК) споживання кисню постійно перевищує встановлені норми в 1,5–2 рази. Проблема погіршується відсутністю ефективних технологій очищення води від органічних речовин на водопровідних станціях.

Проведено огляд та аналіз патентної й технічної інформації щодо існуючих методів видалення органічних речовин із питної води на водопровідних станціях. Показано, що для якості води у джерелах водопостачання, характерної для водних об'єктів України, ефективним є окиснення органічних речовин озоном. Проведений літературно-патентний огляд засвідчив, що одним із перспективних способів видалення органічних речовин є використання озонування із попередньою магнітною обробкою води.

Запропоновано класифікацію апаратів МО і встановлено основні конструктивні та режимні фактори, що впливають на ефективність МО. Ці рішення використано під час розроблення лабораторного зразка апарата МО для проведення досліджень.

Обґрунтовано вибір розчинів щавлевої кислоти як модельних розчинів для проведення досліджень і вивчення спрямованого впливу різних параметрів МО на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном.

Для вивчення спрямованого впливу МО на ефективність подальшого окиснення озоном та зменшення впливу випадкових факторів використовували хімічно чисті розчини щавлевої кислоти. Розчини готували розчиненням точної наважки у дистильованій воді з подальшим розведенням розчину до необхідної концентрації. Визначення концентрації оксалат-іонів проводили відповідно до стандартної методики, що ґрунтується на титруванні розчину щавлевої кислоти перманганатом калію в кислому середовищі за температур 333–353 К [58–60].

За результат вимірювань брали середнє арифметичне результатів трьох паралельних аналізів. Ефективність окиснення щавлевої кислоти розраховували за виразом

$$E = \frac{c_{\text{поч}} - c_i}{c_{\text{поч}}} \cdot 100, \quad (3.1)$$

де c_i – кінцева (після озонування) концентрація оксалат-іонів у водному розчині, кг/м³; $c_{\text{поч}}$ – початкова (до озонування) концентрація оксалат-іонів у водному розчині, кг/м³.

Ефективність МО визначали за формулою

$$E_{\text{м.о}} = \frac{E' - E}{E} \cdot 100, \quad (3.2)$$

де E – ефективність окиснення щавлевої кислоти озоном без попередньої МО, %; E' – ефективність окиснення щавлевої кислоти озоном після попередньої МО, %.

Усі дослідження проводили на експериментальній установці, що працювала в дві послідовні стадії: магнітна обробка розчину щавлевої

кислоти в апараті МО та окиснення шавлевої кислоти озоном у барботажному реакторі.

Дослідження з вивчення впливу МО на ефективність подальшого окиснення шавлевої кислоти проводили з використанням апарата МО трансформаторного типу, що являє собою ярмо з електротехнічної сталі з котушкою, на яку подається постійний струм. Трубка для проходження водного розчину в апараті МО розміщена в зазорі між полюсами магнітів і виконана зі скла як діамагнітного матеріалу для запобігання екрануванню зовнішнього магнітного поля.

Експерименти проводили за однаковою схемою організації процесу однократного проходження оброблюваного розчину в зазорі апарата МО. Швидкість руху розчину в магнітному полі визначали залежно від витрати розчину, яку вимірювали водним ротаметром РМ-0,63Ж УЗ. Оброблений у магнітному полі розчин надходив у барботажный реактор – колону об'ємом 1 дм³. Для зменшення появи неконтрольованих фотокаталітичних реакцій за участі озону та ультрафіолетового спектра денного світла колона була захищена від проникнення світла усередину.

У заповнений реактор озоно-повітряну суміш подавали через керамічний диспергуючий елемент, розміщений в основі реактора. Об'єм газу, пропущеного через розчин, вимірювали за допомогою газового ротаметра РМ-0,63Г УЗ. Озоно-повітряну суміш одержували за допомогою озонатора «Шторм-911», що працює за принципом утворення озону з кисню повітря при впливі бар'єрного електричного розряду. Також у цьому розділі описані основні принципи підбору режимно-технологічних параметрів процесів МО та озонування.

Проведено серію дослідів із визначення впливу МО на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном. Результати вимірювань при різних величинах магнітної індукції подані на рис. 3.1. Інші параметри МО та озонування встановлювали на постійному рівні. Контрольний дослід з

окиснення щавлевої кислоти проводили в аналогічних умовах: пропускання водного розчину через апарат МО без підключення магнітного поля.

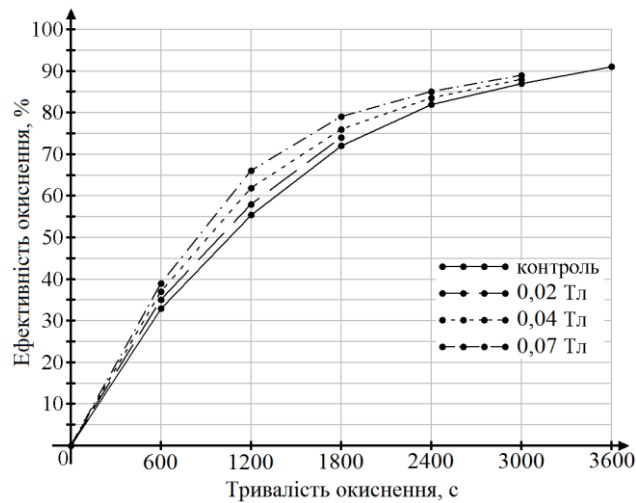


Рисунок 3.1 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти при різних величинах магнітної індукції

У процесі аналізу одержаних експериментальних даних було виявлено, що використання попередньої МО дозволяє підвищити ефективність подальшого окиснення щавлевої кислоти озоном від 2 до 11 %. При цьому зміна величини індукції за незмінних інших параметрів МО не приводить до монотонного зростання ефективності окиснення [61].

На основі установлених закономірностей сформована фізична модель, що підтверджує фізико-хімічні основи впливу МО на структуру води та кінетику проходження окисно-відновних реакцій. Фізична модель базується на таких положеннях:

1. Передумовою зміни швидкості хімічних реакцій є зміна структури водних розчинів, обумовлена наявністю водневих зв'язків. Зважаючи на величини індукції при МО, зовнішньої енергії, що надходить у водний розчин від магнітного поля, недостатньо для безпосереднього розриву або послаблення водневих зв'язків. Визначальним параметром МО, який більшою мірою, ніж величина індукції, визначає ефективність МО, є неоднорідність магнітного поля.

2. Молекули води постійно здійснюють лібраційні коливання, у результаті яких протони водню, розміщені на лінії водневого зв'язку, обертаються по еліпсоподібних траєкторіях (ЕПТ). Доведено, що наявність таких обертань приводить до появи ортоізомерів молекул води, в яких протони водню однієї молекули обертаються в одному напрямку, та параізомерів, у яких протони водню обертаються в протилежних напрямках. Перший вид ізомерів утворює по два водневі зв'язки та є більш рухливим і хімічно активним, на відміну від другого виду ізомерів, що утворює по чотири водневі зв'язки.

3. У водних розчинах нормальне співвідношення двох ізомерів порушується і зміщується в бік параізомерів більше ніж удвічі, що пов'язано із синхронізацією лібраційних коливань параізомерів у надмолекулярних структурах. Водний розчин є нерівноважною системою, і будь-які зовнішні впливи, наприклад підвищення температури, спричиняють порушення синхронізації цих коливань і перехід параізомерів в ортоізомери (пара-орто конверсія) та появу змін фізико-хімічних властивостей водних розчинів.

Базуючись на результатах експерименту, на основі теоретичного дослідження встановлено, що втрата синхронності лібраційних коливань параізомерів відбувається за впливу неоднорідного магнітного поля на протон водню, що обертається по ЕПТ, радіус якої постійно обертається, зміщуючись на фазу оберту θ . Доведено, що під час руху молекули води в неоднорідному магнітному полі виникає сила Лоренца, що викликає додаткове зміщення фази обертання радіуса ЕПТ навколо лінії водневого зв'язку на величину $\Delta\theta$ в напрямку дії сили. Встановлено, що поява сили Лоренца в неоднорідному магнітному полі є результатом зміни густини магнітного потоку, що пронизує замкнений контур – ЕПТ.

Через те що молекули води в об'ємі розчину орієнтуються довільно, зміщення фаз обертання радіусу ЕПТ неоднакове для сусідніх молекул, це спричиняє асиметрію лібраційних коливань, порушення їх синхронності та

появу пара-орто конверсії. Зміна характеру або швидкості проходження фізико-хімічних процесів у водних розчинах після МО пов'язано із зростанням кількості ортоізомерів, що є більш активними в фізичному і хімічному плані, вони швидше перебудовуються в гідратних оболонках навколо реагуючих частинок під очікуваний активований комплекс, що істотно впливає на кінетику окисно-відновних реакцій.

На основі теоретичних та експериментальних досліджень у роботі встановлено, що одним із визначальних параметрів МО є швидкість зміни магнітної індукції. Установлено, що цей параметр відображає неоднорідність магнітного поля і залежить від величини перепаду магнітної індукції на ділянці труби апарата МО та швидкості руху водного розчину на цій ділянці, яка визначає швидкість перепаду магнітної індукції:

$$\nu_B = \frac{\Delta B}{\Delta t} = \frac{\Delta B \cdot \nu_{e.p.}}{l} = \frac{(B_{\max} - B_{\min}) \cdot \nu_{e.p.}}{l}, \quad (3.3)$$

де B_{\min} , B_{\max} – відповідно мінімальна та максимальна величини індукції магнітного поля на ділянці труби, де змінюється магнітна індукція, Тл; Δt – час, за який водний розчин проходить відстань l , с; l – довжина ділянки труби, на якій індукція магнітного поля змінюється від B_{\min} до B_{\max} або навпаки, м; $\nu_{e.p.}$ – швидкість руху водного розчину, м/с.

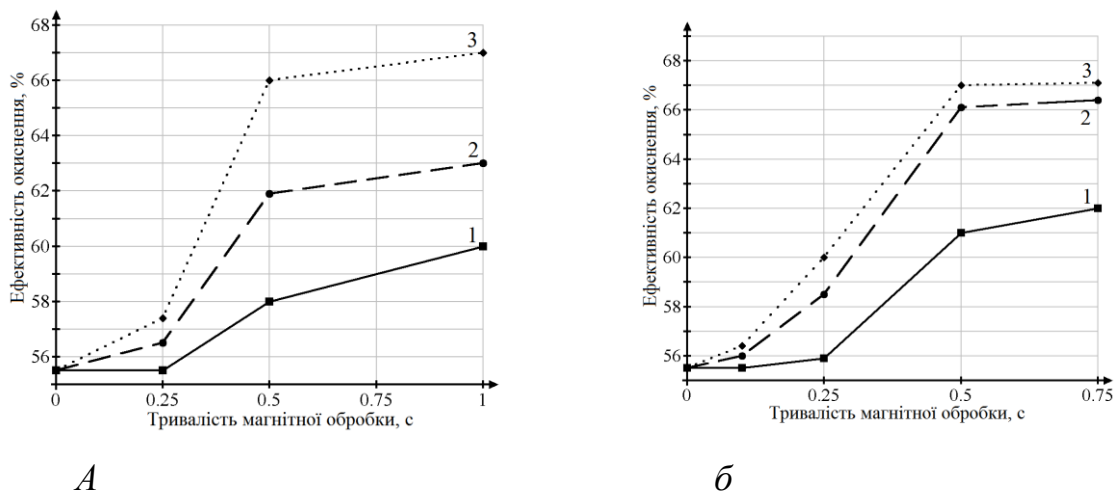
Проведено експериментальне дослідження впливу МО водних розчинів на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном. Підібрано оптимальні технологічні та режимні параметри роботи апаратів МО. Установлено, що основними параметрами МО, які визначають її ефективність, є величина магнітної індукції, швидкість руху води в магнітному полі, тривалість обробки та швидкість зміни магнітної індукції.

Досліджено вплив режимних параметрів роботи апаратів МО. Серії дослідів проводили за однаковою схемою процесу – одноразове проходження розчину в магнітному полі та подача на подальше озонування. Критерієм

оцінки інтенсивності впливу параметра МО стала зміна ефективності окиснення щавлевої кислоти озоном [62–65].

У дослідженнях використовувалися експериментальні розчини з постійною концентрацією щавлевої кислоти $c(C_2H_2O_4) = 0,1 \text{ кг/м}^3$, початковий рівень кислотно-лужної реакції pH брали в межах 7, температура розчину становила $293 \pm 0,2 \text{ К}$. Подальше озонування оброблених у магнітному полі розчинів в усіх дослідах проводилося в аналогічних умовах із постійною витратою озono-повітряної суміші $1,67 \cdot 10^{-6} \text{ м}^3/\text{с}$ і концентрацією в ній озону $c(O_3) = 0,16 \text{ кг/м}^3$. Процес озонування здійснювали в реакторі барботажного типу, упродовж 1200 с.

Експериментально визначено вплив тривалості МО на ефективність подальшого окиснення озоном. Результати вимірювань при варіації тривалості МО, швидкості руху водного розчину та величини магнітної індукції подані на рис. 3.2. Підбір тривалості МО проводили шляхом зміни кратності проходження розчину між полюсами апарата МО.

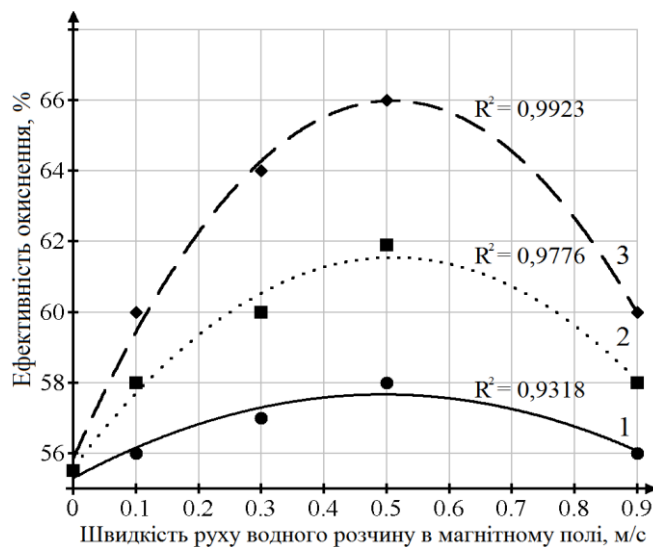


а – швидкість руху водного розчину $v_{v,p} = 0,5 \text{ м/с}$; б – швидкість руху водного розчину $v_{v,p} = 0,9 \text{ м/с}$; 1 – $B = 0,02 \text{ Тл}$; 2 – $B = 0,04 \text{ Тл}$; 3 – $B = 0,07 \text{ Тл}$

Рисунок 3.2 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти залежно від тривалості МО

При цьому всі інші режимні і конструктивні параметри МО та озонування залишалися на постійному рівні. За одержаними результатами (рис. 3.2) встановлено, що ефективність впливу МО досягає максимуму при тривалості 1 с і не зростає монотонно. Залежності на рис. 2 свідчать про складність взаємозв'язку між швидкістю руху розчину $v_{в,р}$ у магнітному полі, величиною індукції B та загальною тривалістю обробки. Так, при однаковій тривалості МО $\tau = 0,5$ с та індукції $B = 0,04$ Тл при швидкості $v_{в,р} = 0,5$ м/с ефективність окиснення досягає 62 %, а при збільшенні швидкості до 0,9 м/с ефективність зростає до 66 %. Таким чином, встановлено, що при забезпеченні однакової тривалості МО вплив швидкості руху водного розчину в магнітному полі має самостійне значення [66].

У наступній серії дослідів було вивчено вплив швидкості руху водного розчину в магнітному полі на ефективність подальшого окиснення. За результатами проведених досліджень побудована графічна залежність на рис. 3.3.



точки – експеримент; лінії – теорія; 1 – $B = 0,02$ Тл; 2 – $B = 0,04$ Тл; 3 – $B = 0,07$ Тл

Рисунок 3.3 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти залежно від швидкості руху розчину в магнітному полі з індукцією B

Установлено, що поряд зі зменшенням тривалості МО зростання швидкості руху розчину в магнітному полі в межах від 0,1 до 0,5 м/с підвищує ефективність окиснення при всіх величинах магнітної індукції. При цьому підвищення швидкості до 0,9 м/с зменшує ефективність впливу МО, що пов'язано зі значним зниженням тривалості МО [67–68].

У роботі досліджено вплив режиму руху розчину в трубі апарата МО на ефективність МО. Зміну режиму руху здійснювали шляхом підбору числа Рейнольдса Re . Серія дослідів проведена для різних величин магнітної індукції при МО. При цьому інші параметри МО встановлювалися на постійному рівні. Із таблиці 3.1 бачимо, що при переході від ламінарного до турбулентного режиму ефективність МО зростає і досягає своїх максимальних значень незалежно від величини магнітної індукції, що використовується при МО.

Таблиця 3.1 – Залежність ефективності МО від числа Рейнольдса

Режим руху	Число Рейнольдса (Re)	Магнітна індукція (B), Тл		
		0,02	0,04	0,07
Ламінарний	1 992	0,9	8,26	14,68
Перехідний	4 980	4,59	11,93	19,27
	7 470	6,42	12,84	20,18
Турбулентний	9 960	5,5	13,76	19,26
	13 446	5,4	13,51	19,8

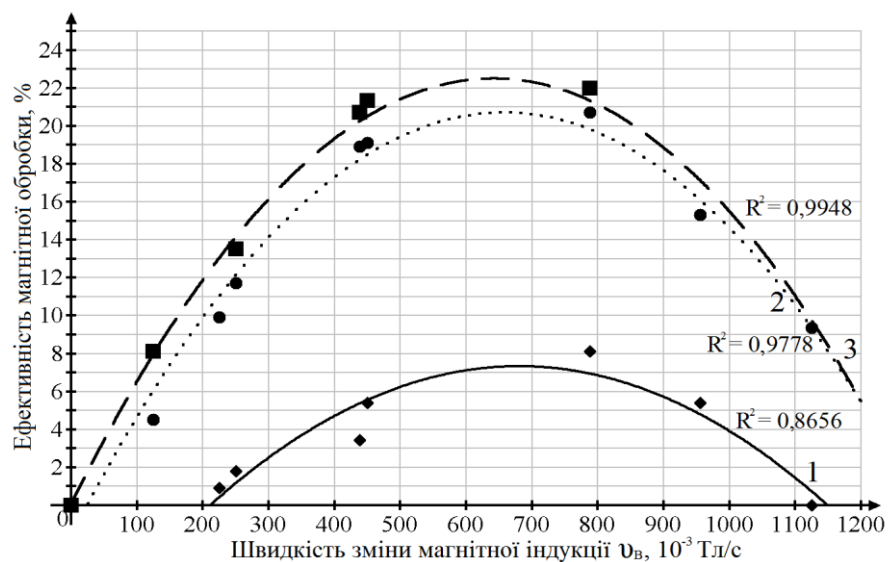
Виходячи з одержаних результатів (табл. 3.1), вплив режиму руху, вираженого через число Re , на ефективність МО апроксимується таким рівнянням регресії:

$$E_{\text{м.о.}} = -4,054 + 272,901B + 0,001Re - 488,987B^2 - 0,006 \cdot 10^{-5} Re^2 + 0,005B \cdot Re.$$

Коефіцієнт детермінації R^2 становить 0,9702, стандартна похибка – 1,2966.

Під час аналізу одержаних експериментальних даних (табл. 3.1) визначено, що низька ефективність МО при ламінарному режимі руху пов'язана зі зниженням швидкості зміни магнітної індукції для шарів розчину із наближенням до стінок труби, де швидкість руху шарів знижується до нуля. При цьому швидкість зміни магнітної індукції, що прямо пропорційно залежить від швидкості руху водного розчину (вираз 3), також знижується до нуля, а магнітній обробці піддається не весь розчин, що рухається в магнітному полі.

Беручи до уваги одержані складні залежності ефективності МО від тривалості МО (рис. 3.2), швидкості руху водного розчину (рис. 3.3), а також базуючись на положеннях, розроблених у третьому розділі цієї роботи, для оптимізації процесу МО необхідним було розглянути вплив швидкості зміни магнітної індукції ν_B на ефективність МО. Результати оцінювання ефективності МО при варіації величини швидкості зміни магнітної індукції і тривалості МО подано на рис. 3.4. При цьому інші фактори встановлювалися на постійному рівні: рівень кислотно-лужної реакції pH становив 7, температура розчину становила $293 \pm 0,2$ К.



$$1 - \tau = 0,25 \text{ с}; 2 - \tau = 0,5 \text{ с}; 3 - \tau = 1 \text{ с}$$

Рисунок 3.4 – Ефективність МО залежно від швидкості зміни магнітної індукції ν_B і тривалості МО τ

Аналіз одержаних даних (рис. 3.4) показав, що залежність ефективності МО від швидкості зміни магнітної індукції (ν_B) і тривалості МО (τ) апроксимується таким рівнянням регресії:

$$E_{m.o} = -14,653 + 38,670\nu_B + 45,656\tau - 35,975\nu_B^2 - 30,851\tau^2 + 22,845\nu_B \cdot \tau. \quad (3.5)$$

Коефіцієнт детермінації R^2 становить 0,9137, стандартна похибка – 2,3343.

Як бачимо з рис. 3.4, найбільша ефективність МО спостерігається при $\tau = 1$ с і $\nu_B = 800 \cdot 10^{-3}$ Тл/с та становить 22 %. Найбільший приріст ефективності МО спостерігається в діапазоні швидкостей зміни магнітної індукції від $450 \cdot 10^{-3}$ до $800 \cdot 10^{-3}$ Тл/с. При цьому максимальна ефективність МО при різних величинах ν_B встановлюється вже при тривалості МО $\tau = 0,5$ с, а збільшення тривалості обробки в два рази не призводить до значного підвищення ефективності МО.

Зі збільшенням швидкості зміни магнітної індукції вище $800 \cdot 10^{-3}$ Тл/с, яке проводилося шляхом створення різкого перепаду магнітної індукції ΔB із використанням більших величин магнітної індукції, спостерігається зниження ефективності МО, за інших постійних параметрів обробки.

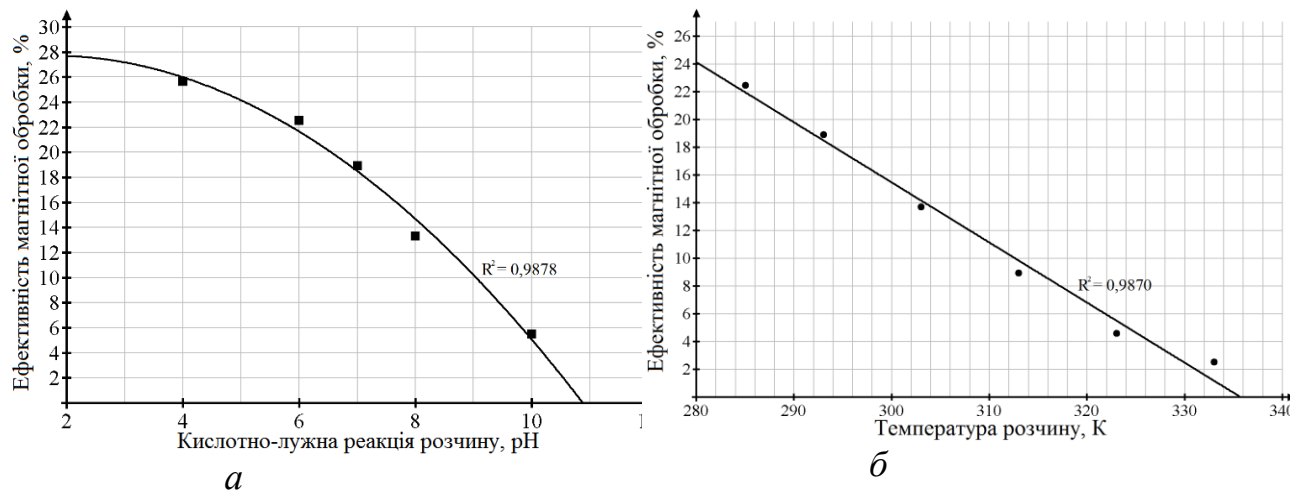
На основі теоретичних досліджень встановлено, що під час руху протона водню по ЕПТ утворюється магнітний момент ЕПТ, що є вектором магнітного поля, який у неоднорідному магнітному полі з індукцією B розміщується як магніт у зовнішньому магнітному полі. При цьому енергія взаємодії магнітного моменту обертання протона водню із зовнішнім магнітним полем зростає на величину

$$W = \mu_{EPT} \cdot B, \quad (3.6)$$

де W – енергія взаємодії магнітного моменту ЕПТ із зовнішнім магнітним полем, Дж; $\mu_{\text{ЕПТ}}$ – магнітний момент ЕПТ, Дж/Тл; B – індукція зовнішнього магнітного поля, Тл.

Зі зростанням взаємодії магнітного моменту ЕПТ із сильним зовнішнім магнітним полем його орієнтація стабілізується у напрямку магнітного поля, що знижує ймовірність здійснення пара-орто конверсії, оскільки конверсія є можливою за умови рівності енергій теплового руху і обертового кванта (енергія необхідна для зміни напрямку обертання протона і магнітного моменту на протилежний) та їх резонансного обміну при зіткненні молекул води.

У роботі експериментально досліджено вплив фізико-хімічних властивостей водного розчину на ефективність МО. Результати вимірювань при варіації кислотно-лужної реакції і температури водного розчину подані відповідно на рис. 3.5 а та 3.5 б.



а – кислотно-лужна реакція розчину; б – температура розчину

Рисунок 3.5 – Ефективність МО залежно від фізико-хімічних властивостей розчину

Із рис. 3.5 а видно, що найбільша ефективність МО спостерігається для розчинів із кислою реакцією рН від 2 до 6, де ефективність МО досягає від 22 до 28 %. У випадку обробки водних розчинів із нейтральною і лужною

реакцією (рис. 3.5 а) ефективність МО знижується. Встановлено, що ефективність МО істотно знижується для розчинів із pH 10, що пов'язано з процесами розкладання озону з утворенням неселективних більш реакційноздатних радикалів $\cdot OH$.

За одержаними результатами (рис. 3.5 а) вплив кислотно-лужної реакції розчину на ефективність МО апроксимується таким рівнянням регресії:

$$E_{m.o} = -0,33pH^2 + 1,135pH + 26,729. \quad (3.7)$$

Коефіцієнт детермінації становить $R^2 = 0,9878$, стандартна похибка – 0,88.

Згідно з одержаними даними (рис. 3.5 б) встановлено, що найбільша ефективність МО досягається при низьких температурах водних розчинів у межах від 285 до 300 К. При цьому із підвищенням температури оброблюваних розчинів ефективність МО істотно знижується до 2 % при $T = 333$ К. Зниження ефективності МО пов'язане із прямим прискоренням реакції подальшого окиснення озоном згідно із правилом Вант-Гоффа та інтенсифікацією розкладання озону з утворенням радикалів. На фоні цих процесів МО, яка чинить вплив, подібний до зростання фізичної температури розчину, не дає значного приросту кінетики окиснення.

Аналіз одержаних даних (рис. 3.5 б) показав, що вплив температури розчину на ефективність МО апроксимується таким рівнянням регресії:

$$E_{m.o} = -0,43271T + 145,28006. \quad (3.8)$$

Коефіцієнт детермінації R^2 становить 0,9870, стандартна похибка – 0,9020.

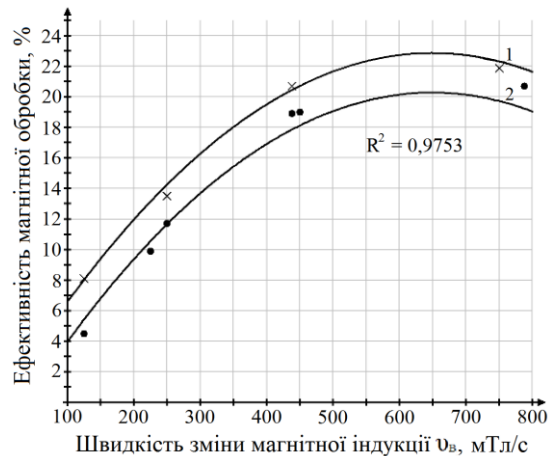
Ураховуючи значну кількість факторів, що впливають на ефективність МО, для вибору оптимальних конструктивних та режимних параметрів, у роботі побудовано математичну модель із припущенням про поліноміальну залежність. Для побудови регресійної моделі та проведення розрахунків

шуканих величин використано спеціалізований програмний продукт Maple 7.

Модель одержала вигляд:

$$E_{m.o} = -38,4895 + 0,1296v_B - 0,4244T + 91,1216\tau + 3,1151pH - 0,000054v_B^2 - 0,00099v_B \cdot T - 0,00566v_B \cdot pH + 0,0644T \cdot pH - 57,2914\tau^2 - 0,3586pH^2. \quad (3.9)$$

Перевірка адекватності математичної моделі результатам експериментальних досліджень, подана на рис. 3.6, показала наявність тісного кореляційного зв'язку, а одержана модель дозволяє із високою імовірністю прогнозувати ефективність МО.



точки – експеримент; лінії – теорія; 1 – $\tau = 1$ с; 2 – $\tau = 0,5$ с

Рисунок 3.6 – Залежність ефективності МО від швидкості зміни магнітної індукції при температурі 20 °С та при pH 7

У зв'язку з певними незручностями практичного використання одержаної моделі у роботі побудовано лінії відгуку, де при фіксованих значеннях T і pH величина $E_{m.o}$ є функцією від двох змінних – v_B і τ (рис. 3.7).

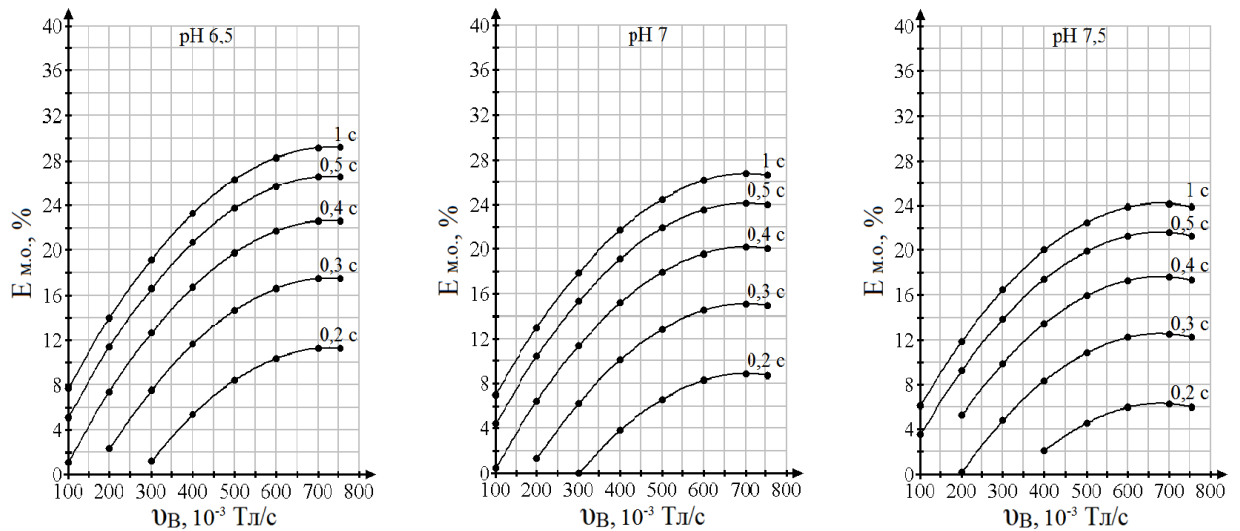


Рисунок 3.7 – Ефективність МО залежно від швидкості зміни магнітної індукції v_B і тривалості МО: при температурі оброблюваної води $20\text{ }^\circ\text{C}$ та за різних значень pH

Проведене у роботі оцінювання прогнозних властивостей одержаної моделі на воді, відібраній із поверхневого джерела, показало, що модель має високі імітаційні властивості та може використовуватися для визначення очікуваної ефективності МО.

Розроблено механізм управління екологічною безпекою водопостачання, де запропоновано якість питної води оцінювати як джерело небезпеки, а систему водопостачання – комплекс технологій та процесів, що забезпечують захищеність здоров'я людини.

У роботі сформовано підхід до оцінювання показників безпеки питної води, що передбачає перехід від існуючої загальнозастосовної методики оцінювання якості питної води за принципом «відповідає – не відповідає», до встановлення кількісних наслідків негативного впливу на здоров'я людини з урахуванням ряду факторів: екологічного стану джерел водопостачання, ефективності роботи водопровідних станцій, статевих та вікових відмінностей населення. В основу покладено оцінювання потенційних втрат у вигляді років життя, що можуть бути втрачені при впливі на людину екологічного фактора упродовж тривалого часу.

Потенційні втрати при вживанні питної води запропоновано оцінювати за показником *DALY*, який дозволяє оцінювати суму років нормального (здорового) життя, що можуть бути втрачені в результаті передчасної смерті, та років, що можуть бути втрачені через незадовільний стан здоров'я (роки, прожиті в стані хвороби або інвалідності). З метою урахування вікових та статевих відмінностей населення показник *DALY* запропоновано розраховувати окремо за віковими та статевими групами та представляти у вигляді очікуваних індивідуальних втрат $DALY_i$ (вираз 3.10) або загальної кількості втрачених років для населення у певній віковій групі $DALY_s$ (вираз 3.11).

$$DALY_i = \underbrace{Risk \cdot L}_{YLL} + \underbrace{Risk \cdot DW \cdot (L - YLL)}_{YLD}, \quad (3.10)$$

де YLL – кількість років життя, втрачених через передчасну смерть, роки; YLD – кількість років, прожитих в стані хвороби або інвалідності, роки; $Risk$ – ймовірність порушення здоров'я або настання смерті; L – залишок життя (наприклад, при середній тривалості життя 80 років, для новонароджених $L = 80$ років, для людей віком 60 років $L = 20$ років), роки; DW – тяжкість захворювання, за яким проводиться розрахунок.

$$DALY_s = N \cdot DALY_i, \quad (3.11)$$

де N – кількість людей, які мають однаковий вік.

Запропоновано оцінювання кількісних втрат у вигляді *DALY* здійснювати за умови, що при збереженні наявного рівня небезпеки в системі водопостачання людина відповідного віку впродовж очікуваного залишку життя постійно піддаватиметься небезпеці при вживанні питної води. Ймовірність настання небезпеки оцінюється за величиною ризику $Risk$, що розраховується за чинними методиками. При розрахунку величини ризику $Risk$ необхідним є урахування сумарного впливу всіх домішок у питній воді, що мають загальнотоксичний характер на рівні малих концентрацій й

характеризуються однотипним неспецифічним впливом та призводять до прояву однакових клінічних симптомів:

$$Risk_{сум} = 1 - (1 - Risk_1) \cdot (1 - Risk_2) \cdot (1 - Risk_3) \cdot \dots \cdot (1 - Risk_n). \quad (3.12)$$

де $Risk_{сум}$ – ризик для здоров'я від сумарного впливу всіх домішок у питній воді; $Risk_1, \dots, Risk_n$ – ризик для здоров'я від впливу окремої домішки.

Розроблений у роботі підхід до оцінки рівня екологічної небезпеки в питному водопостачанні міст використано на прикладі м. Києва, що є одним із великих міст України, де проживає велика кількість населення, що постійно піддається небезпеці при вживанні питної води, підготовленої з поверхневих джерел (річки Десна та Дніпро), а на діючих у м. Києві Деснянській (ДесВС) та Дніпровській (ДнВС) водопровідних станціях реалізована класична схема очищення води.

Результати оцінки величин сумарних ризиків (рис. 3.8) показали, що питна вода є джерелом небезпеки для здоров'я та життя людей. При подальшому збереженні показників якості питної води вміст домішок, що не перевищує встановлених законодавством норм, викликатиме хронічне отруєння організму. При цьому тривале споживання питної води призведе до порушень у стані здоров'я та появи неспецифічної патології у людей, які проживають у м. Києві.

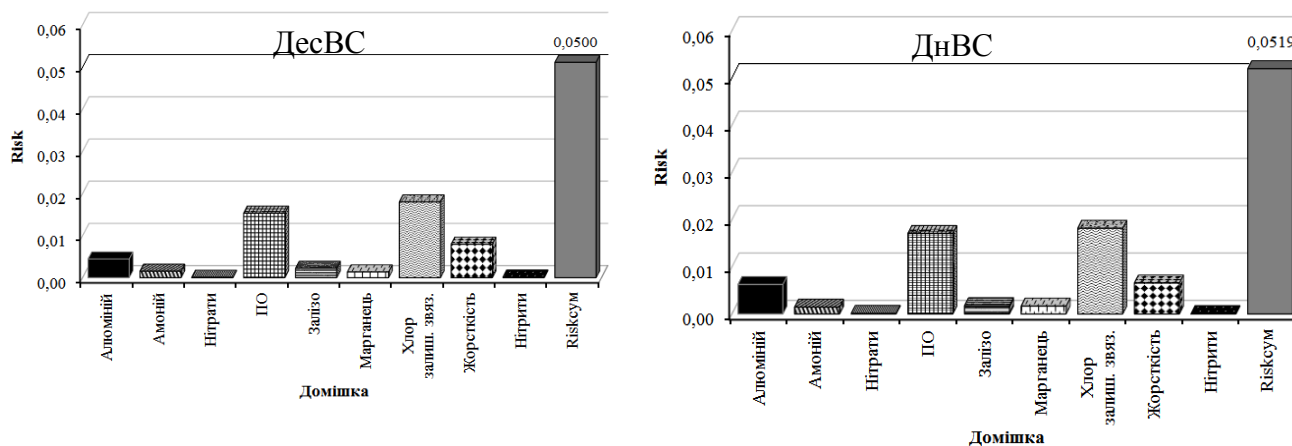
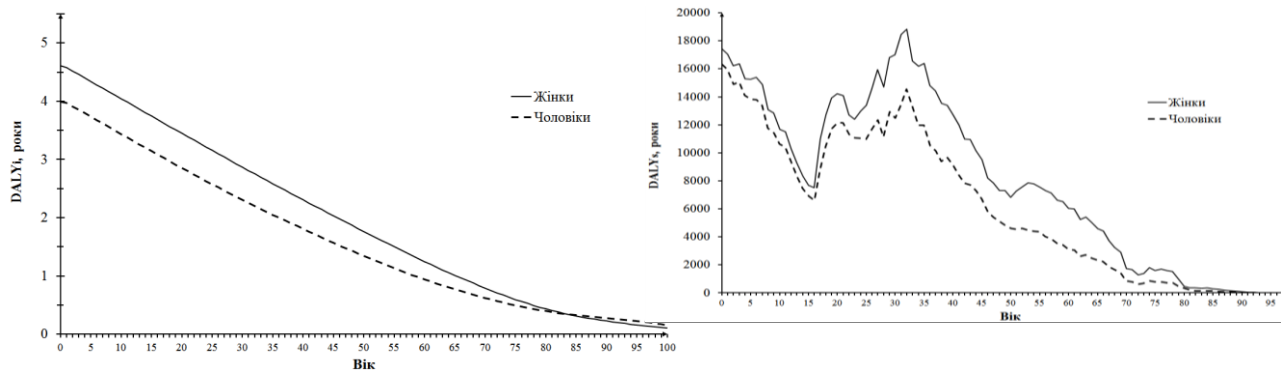


Рисунок 3.8 – Порівняння величин неканцерогенних ризиків при вживанні питної води у м. Києві станом на 2015 рік

Величина сумарного ризику для частини населення м. Києва, яке вживає питну воду з ДнВС, за результатами розрахунків становить 0,0519, розраховані на її основі потенційні втрати за показниками *DALYi* та *DALYs* подано на рис. 3.9.



а

б

а – індивідуальні втрати для людини певного віку; б – сумарні втрати в окремих вікових групах

Рисунок 3.9 – Розподіл втрат років нормального життя залежно від віку населення м. Києва, яке споживає питну воду з ДнВС

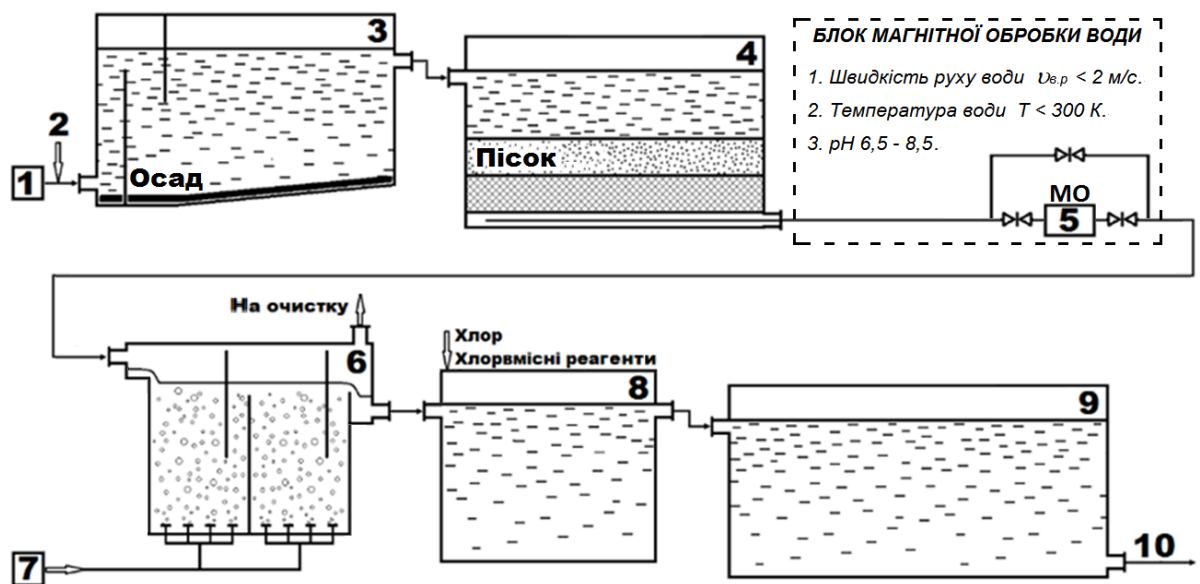
Одержані результати (рис. 3.9) показали, що найбільші потенційні втрати необхідно очікувати для жіночої частини населення, що обумовлено більшою середньою тривалістю життя жінок. Для новонароджених втрати становитимуть від 4 до 4,5 років. Оцінка структури загальних потенційних збитків, яких зазнають окремі вікові групи за показником *DALYs*, показала, що очікувані сумарні втрати є значними, а подальше вживання питної води є небезпечним.

З метою покращання медико-екологічної ситуації в м. Києві здійснено прогноз розміру попереджених втрат при впровадженні розробленого у роботі методу видалення органічних речовин із питної води в технологічну схему ДнВС. Так, наявність у питній воді ДнВС органічних речовин у концентрації, що не перевищує гранично допустиму концентрацію,

порівняно з іншими домішками істотно впливає на величину $Risk_{сум}$, що свідчить про низьку ефективність її роботи.

Здійснено проектування технологічної схеми підготовки води на водопровідних станціях питного водопостачання із використанням МО. Наведено принципову технологічну схему очищення природних вод із використанням МО.

За основу взяті традиційні технологічні схеми діючих станцій водопостачання, доповнені блоком озонування з попередньою МО води (рис. 3.10). Простота реалізації МО, низькі капітальні та експлуатаційні затрати, а також компактність апаратів МО дозволяють легко реалізовувати її на базі діючих водопровідних станцій [69].



1 – механічне очищення; 2 – змішувальні резервуари; 3 – відстійник; 4 – піщаний фільтр; 5 – апарат МО; 6 – камера озонування; 7 – озонаторна станція; 8 – камера знезаражування; 9 – резервуар очищеної питної води; 10 – подача споживачу

Рисунок 3.10 – Принципова технологічна схема очищення природних вод від органічних речовин на водопровідних станціях питного водопостачання із використанням одноступеневого озонування і попередньої МО

4 ПОЛІПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ ПРОМИСЛОВИХ ЗОН ПІД ЧАС СУМІСНОЇ УТИЛІЗАЦІЇ БУРОВОГО ШЛАМУ І ФОСФОГІПСУ

Проблема техногенного навантаження на навколишнє середовище при бурінні свердловин і підвищення рівня екологічної безпеки нафтовидобувних територій шляхом перероблення відходів буріння, зокрема бурового шламу, висвітлюється у працях таких провідних українських та зарубіжних фахівців: Я. М. Семчук, Л. Є. Шкіца, А. В. Пукіш, Б. Ю. Депутат, П. Г. Дригулич, І. М. Фесенко, Г. Г. Ягафарова, В. Б. Барахніна, Г. М. Позднишев, Т. П. Косуліна, А. Х. Сафаров, Marwa S. Al-Ansary, Abir Al-Tabbaa, John A. Veil, Maurice B. Dusseault, Dariusz Knez, Andrzej Gonet.

Кількість відходів буріння для однієї нафтової свердловини глибиною 4000 м оцінюється у 520 м³ вибуреної породи, 622 м³ відпрацьованої промивальної рідини, 1244 м³ бурових стічних вод. Спорудження та експлуатація шламових амбарів для збору відходів буріння із середнім загальним об'ємом 2330 м³ з розрахунку на одну свердловину призводить до суттєвого зниження рівня екологічної безпеки територій нафтового видобутку. Ці об'єкти є довготривалими джерелами забруднення навколишнього природного середовища (НПС) небезпечними хімічними речовинами за рахунок випаровування їх з відкритих поверхонь, міграції у поверхневі, ґрунтові води і ґрунт. Території масового нафтогазовидобутку відносять до категорії екологічно небезпечних внаслідок порушення природної екологічної рівноваги, скорочення ресурсно-біогенного потенціалу біосфери, деградації компонентів екосистем. Забруднюючі властивості бурових відходів обумовлені мінералогічним складом вибуреної породи, пластових флюїдів і залишками бурового розчину, що становить вплив шламу на підземні, поверхневі води, ґрунт і атмосферу. Небезпечність дії відходів буріння пов'язана з негативними змінами в живих організмах і

фітоспівтовариствах, що утворюють групи контролю і тест-моніторингу якості НПС із застосуванням біотестування та фітотоксичного випробування різних екологічних груп водного середовища [70–72].

Таким чином, зниження техногенного навантаження на довкілля є першочерговою еколого-економічною задачею підвищення екологічної безпеки територій нафтогазодобування. Огляд засобів зменшення тиску на НПС при розміщенні бурового шламу в шламових амбарах показав, що зниження його негативної дії загалом пов'язано з термічними, фізичними, біохімічними, фізико-хімічними і хімічними методами переробки.

З позицій еколого-економічної доцільності заходів поводження з відходами цього виду встановлено можливість одержання будівельних матеріалів у результаті утилізації бурового шламу при використанні технологічного процесу на основі хімічного способу. Аналіз варіантів реалізації такого рішення показав, що застосування у якості неорганічного в'язучого фосфогіпсового в'язучого є ще й економічно обґрунтованим заходом, оскільки фосфогіпс відвальний відноситься до відходів хімічної промисловості. При сірчаноокислотному методі виробництва ортофосфорної кислоти на 1 т H_3PO_4 залежно від сировини й прийнятої технології утворюється 4,3–5,8 т фосфогіпсу. За даними екологічного паспорту Сумської області станом на 01.01.2016 року на ПАТ «СумиХімпром» накопичено 15654,109 тис. т фосфогіпсу, який відноситься до групи відходів четвертого класу небезпеки.

Екологічна доцільність такого прийнятого рішення підтримується забезпеченням екологічної чистоти будівельних матеріалів, виготовлених із техногенної сировини, що підтверджується результатами постійного контролю екологічних властивостей застосованих вторинних сировинних матеріалів і готового продукту.

Еколого-гігієнічна оцінка бурового шламу. За рекомендаціями Міністерства охорони здоров'я показник небезпеки хімічної речовини

встановлюється за розрахунковим значенням сумарного індексу небезпеки відповідно до складу відходу, гранично допустимої концентрації цієї речовини, її коефіцієнту розчинності та вмісту в загальній масі відходів. Вихідні дані для розрахунку цього індексу для бурового шламу враховують сумісну дію всіх шкідливих речовин відходу (табл. 4.1). Значення сумарного індексу небезпеки бурового шламу дорівнює 20,4, тобто знаходиться у межах діапазону 16–30, що відповідає III класу небезпеки відходів і становить помірний ступінь небезпеки [73].

Таблиця 4.1 – Результати розрахунку сумарного індексу небезпеки бурового шламу

Сполуки	Хімічна формула	ГДК _i , мг/кг	(S + C _B) _i , мг/кг	K _i	K
заліза	FeCl ₃	2,3	0,5209	4,415	20,4
	FeSO ₄		0,4556	5,048	
міді	CuCl ₂	3	0,0754	39,788	
	CuSO ₄		0,0232	129,310	
нікелю	NiCl ₂	4	0,0648	61,728	
	NiSO ₄		0,0392	102,041	
хрому	CrCl ₃	6	0,0351	170,940	
	Cr ₂ (SO ₄) ₃		0,0642	93,458	
цинку	ZnCl ₂	23	0,3781	60,830	
	ZnSO ₄		0,0652	352,761	

Токсикологічна оцінка бурового шламу. Зона токсичної дії бурового шламу встановлювалась методом біотестування за відповідним ефектом від його впливу на біологічну тест-систему. Застосоване фітотоксичне випробування полягало у визначенні відгуку на різні концентрації хімічної речовини у випробному ґрунті у вигляді проростання і ранньої стадії росту

таких видів рослин: пшениці м'якої *Triticum aestivum L.* та крес-салату садового *Lepidium sativum L.*

На основі проведеного дослідження щодо токсичного впливу зразків бурового шламу на тест-об'єкти надана оцінка ступеню токсичності відходу як середнього, фітотоксичний ефект (ФЕ) становив 50 %.

За результатами радіологічного дослідження не виявлено перевищення значення допустимого рівня для потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання (0,3 мкЗв/год), вона становила 0,1 мкЗв/год та 0,13 мкЗв/год для БШ-1 та БШ-2 відповідно.

Для реалізації технологічної переробки бурового шламу і фосфогіпсу з отриманням якісного й екологічно безпечного будівельного матеріалу проведені експериментальні дослідження щодо впливу фізичних властивостей (табл. 4.2), механічної структури, мінерального та фазового складу зразків бурового шламу на особливості процесу сумісного перероблення указаних відходів [74].

Таблиця 4.2 – Характеристика фізичних параметрів бурового шламу

№ з/п	Фізичний параметр	БШ-1	БШ-2
1	Вологість W , %	32,77	26,79
2	Масова частка сухої речовини W_{dm} , %	75,32	78,87
3	Консистенція	М'яко-пластична	Туго-пластична
4	Коефіцієнт водовіддачі μ , од.	0,3	0,25
5	Щільність ρ , кг/м ³	2020	1800

Для досліджень фізико-хімічних властивостей фосфогіпсу були відібрані проби свіжого та відвального відходу, для яких встановлено хімічний склад усереднених зразків фосфогіпсу (табл. 4.3).

Таблиця 4.3 – Результати хімічного аналізу фосфогіпсових зразків (Сумське ПАТ „Сумхімпром”)

ФГ	Вміст за масою, %								
	CaO	SO ₃	P ₂ O ₅ заг.	P ₂ O ₅ вод.	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	F	MgO	Cl
Свіжий	40	57	1,2	0,6	–	–	0,4	–	–
Відвальний	38,4	59	0,69	0,04	0,16	0,34	0,14	0,004	0,01

У ході тривалого зберігання фосфогіпсу у відвалах у ньому проходять певні фізико-хімічні процеси: знижується вологість вихідного фосфогіпсу, повністю зникає вільна ортофосфорна кислота. Отже, за рахунок зазначених переваг відвального фосфогіпсу порівняно зі свіжим відходом та зважаючи на обсяги складованого і не переробленого до цього часу відходу доцільно з екологічної та економічної точок зору одержувати в'язуче з відвального фосфогіпсу.

Оптимальний склад гіпсобетону, необхідний для переробки, встановлювався експериментально при дослідженні зразків X_i , у яких співвідношення гіпсове в'язуче : буровий шлам становило 0,5:1; 1:1; 2:1; 3:1. Із суміші розрахованих кількостей бурового шламу, гіпсового в'язучого та води при ретельному перемішуванні готували гіпсобетонне тісто, і розливали його у стандартні балки розміром 4 см x 4 см x 16 см, які піддавали випробуванням.

Таким чином, експериментально-розрахункові дослідження довели можливість сумісної переробки відходів двох виробництв у якісний будівельний продукт з екологічно безпечними властивостями, що додатково забезпечує економічну доцільність і ефективність прийнятого рішення відносно управління екологічною безпекою на техногенних об'єктах.

Результати теоретичних та експериментальних досліджень технологічних рішень щодо встановлення особливостей сумісної переробки бурового шламу і фосфогіпсу відвального у гіпсобетон.

Зразки гіпсобетону піддавали випробуванням на визначення границь міцності на стиск $R_{ст.}$. Для оцінки екологічної безпеки гіпсобетону на основі коефіцієнта дифузії D досліджували динаміку міграції з нього важких металів, які містяться у буровому шламi (табл. 4.4).

Таблиця 4.4 – Фактори, що впливають на процес міграції важких металів з гіпсобетону, та рівні їх варіювання

Фактори		Інтервал варіювання, Δ	Рівні варіювання		
Натуральне позначення	Кодоване позначення		-1	0	+1
Водо-гіпсове співвідношення модифіковане В/Г', од.	X_1	0,01	0,15	0,45	0,75
Масове співвідношення гіпсового в'язучого до бурового шламу $m_{ГВ}/m_{БШ}$, од.	X_2	0,5	0,5	2	3,5
Масова частка негашеного вапна від маси гіпсового в'язучого $m_{CaO}/m_{ГВ}$, од.	X_3	0,05	0	0,1	0,2
Вік гіпсобетону t , діб	X_4	5	1	16	31
Час експозиції τ , діб	X_5	5	1	16	31

Загальна схема постановки оптимізаційної задачі стосовно пошуку технологічного рішення з утилізації відходів відображає взаємовплив вхідних (незалежних змінних, факторів впливу) та вихідних (залежних змінних, відгуків) потоків (рис. 4.1) [75–78].

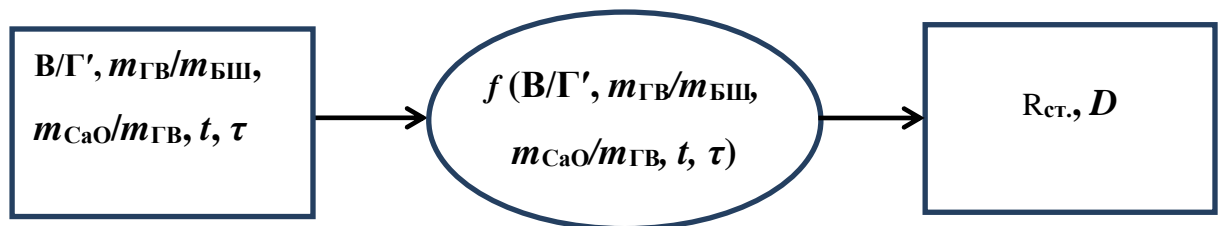


Рисунок 4.1 – Схема зв'язку незалежних і залежних змінних

Результати дослідження залежності міцності на стиск $R_{ст.}$ гіпсобетону від масових співвідношень у ньому гіпсового в'язучого і бурового шламу $m_{ГВ}/m_{БШ}$ (X_2), та негашеного вапна і гіпсового в'язучого $m_{CaO}/m_{ГВ}$ (X_3) подані графічно у вигляді багатофакторного аналізу. За нульовий рівень фактора X_1 було визначене модифіковане водо-гіпсове співвідношення $V/Г' = 0,45$ та задані середні значення таких факторів: $X_4 = 6$ діб; $X_5 = 0$ діб (рис. 4.2).

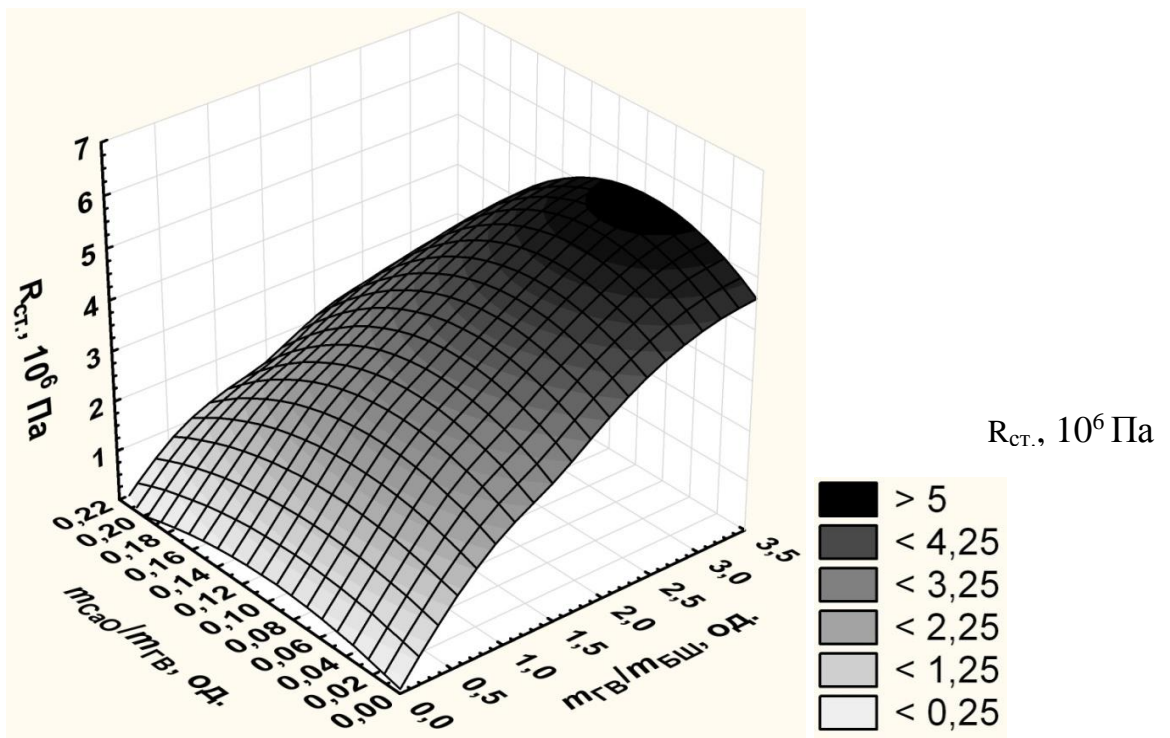


Рисунок 4.2 – Міцність на стиск $R_{ст.}$ гіпсобетону залежно від масових співвідношень $m_{ГВ}/m_{БШ}$ (X_2) та $m_{CaO}/m_{ГВ}$ (X_3)

Математична обробка вихідних даних експериментів проводилась з використанням програмного пакету Statistica 12.0. Взаємозалежність факторів і отриманих властивостей для продукту утилізації вивчено на основі регресійного аналізу, що ґрунтується на визначенні математичного сподівання функції $M(Y)$. Так, вплив факторів X_2 та X_3 на міцність на стиск $R_{ст.}$ гіпсобетону апроксимується таким рівнянням регресії:

$$M(Y) = -0,773 + 24,445 \cdot X_2 + 190,266 \cdot X_3 - 2,901 \cdot X_2^2 - 19,483 \cdot X_2 \cdot X_3 - 944,583 \cdot X_3^2, \quad (4.1)$$

де $M(Y)$ – математичне сподівання відгуку функції; X_2 – масове співвідношення гіпсового в'язучого до бурового шламу $m_{ГВ}/m_{БШ}$, од.; X_3 – масова частка негашеного вапна від маси гіпсового в'язучого $m_{CaO}/m_{ГВ}$, од.

Для цієї моделі коефіцієнт детермінації становив 0,8584, критерій Фішера ($f_1 = 18$; $f_2 = 20$) $F = 2,1796$ ($F_{табл.} = 2,18$ – модель адекватна), стандартна похибка оцінки становить 0,1303, що є задовільним для його прийняття як основи вивчення указаної системи.

За допомогою одержаної моделі встановлено оптимальні значення факторів, що відповідають задовільним технічним властивостям продукту утилізації, зокрема показник максимальної міцності на стиск гіпсобетону досягається за таких значень факторів: $X_2 = 2-3$ од., $X_3 = 0,1$ од.

Екологічні властивості продукту утилізації відходів визначалися за результатами дослідження ступеню вилуговування міді з гіпсобетону при зміні концентрації цього металу у водній витяжці залежно від масових співвідношень у гіпсобетоні гіпсового в'язучого і бурового шламу $m_{ГВ}/m_{БШ}$ (X_2), та негашеного вапна і гіпсового в'язучого $m_{CaO}/m_{ГВ}$ (X_3). За нульовий рівень фактора X_1 було прийнято модифіковане водо-гіпсове співвідношення $V/Г' = 0,45$, додатково задані середні значення таких факторів: $X_4 = 6$ діб; $X_5 = 16$ діб. Результати цього дослідження представлені у графічному вигляді поверхні відгуку (рис. 4.3) [79–83].

Вплив факторів X_2 та X_3 на концентрацію міді у витяжці було апроксимовано таким рівнянням регресії:

$$M(Y) = 1,501 - 0,116 \cdot X_2 - 14,864 \cdot X_3 + 0,003 \cdot X_2^2 + 0,177 \cdot X_2 \cdot X_3 + 61,429 \cdot X_3^2, \quad (4.2)$$

де X_2 – масове співвідношення гіпсового в'язучого до бурового шламу $m_{ГВ}/m_{БШ}$, од.; X_3 – масова частка негашеного вапна від маси гіпсового в'язучого $m_{CaO}/m_{ГВ}$, од.

Для цієї моделі коефіцієнт детермінації становив 0,9486, критерій Фішера ($f_1 = 18$; $f_2 = 20$) $F = 2,0936$ ($F_{\text{табл.}} = 2,18$ – модель адекватна), стандартна похибка оцінки становить 0,3031, що задовольняє вимогам прийняття її за основу.

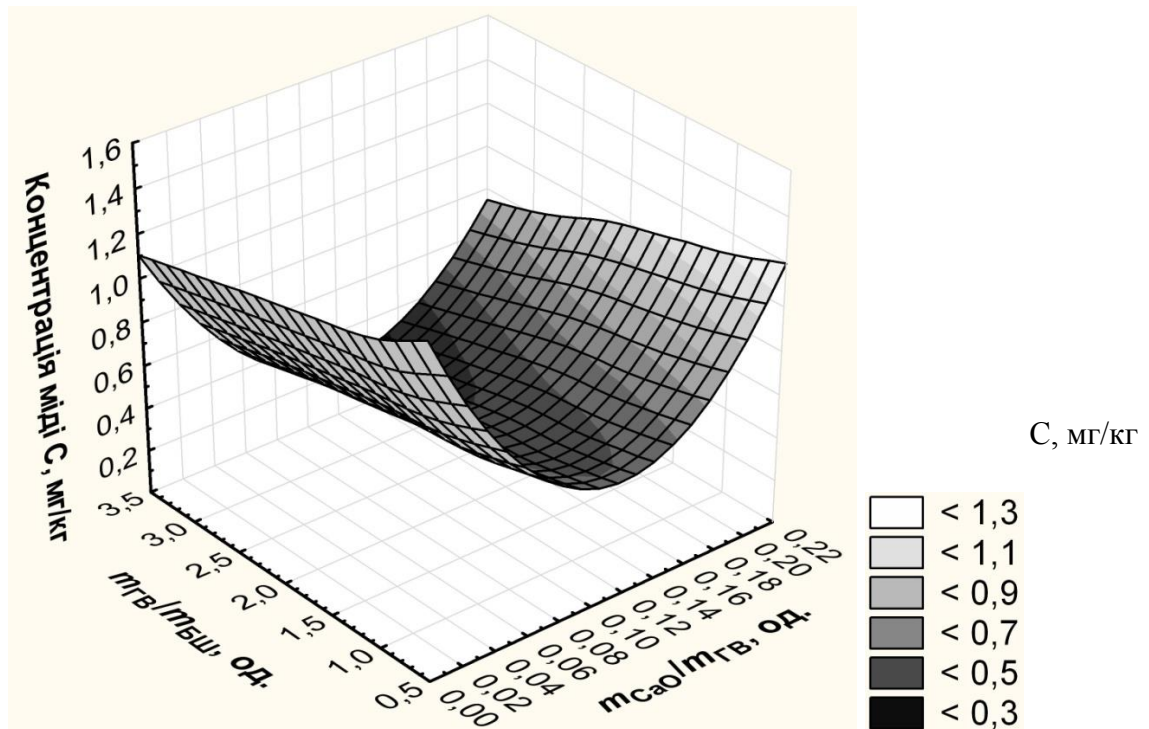


Рисунок 4.3 – Концентрація міді у водній витяжці залежно від масових співвідношень $m_{\text{ГВ}}/m_{\text{БШ}}$ (X_2) та $m_{\text{CaO}}/m_{\text{ГВ}}$ (X_3)

Екологічну безпечність гіпсобетону досліджували відповідно до зміни концентрації міді залежно від віку гіпсобетону t (X_4) та часу експозиції τ (X_5). За нульовий рівень фактора X_1 прийнято модифіковане водо-гіпсове співвідношення В/Г' = 0,45 та задані середні значення таких факторів: $X_2 = 2$; $X_3 = 0,1$ (рис. 4.4).

Концентрацію міді у витяжці контролюють фактори X_4 та X_5 відповідно до такої регресійної залежності:

$$M(Y) = 0,2116 - 0,0123 \cdot X_4 + 0,0108 \cdot X_5 + 0,0001 \cdot X_4^2 - 0,0002 \cdot X_4 \cdot X_5 - 0,0002 \cdot X_5^2, \quad (4.3)$$

де X_4 – вік гіпсобетону t , діб; X_5 – час експозиції τ , діб.

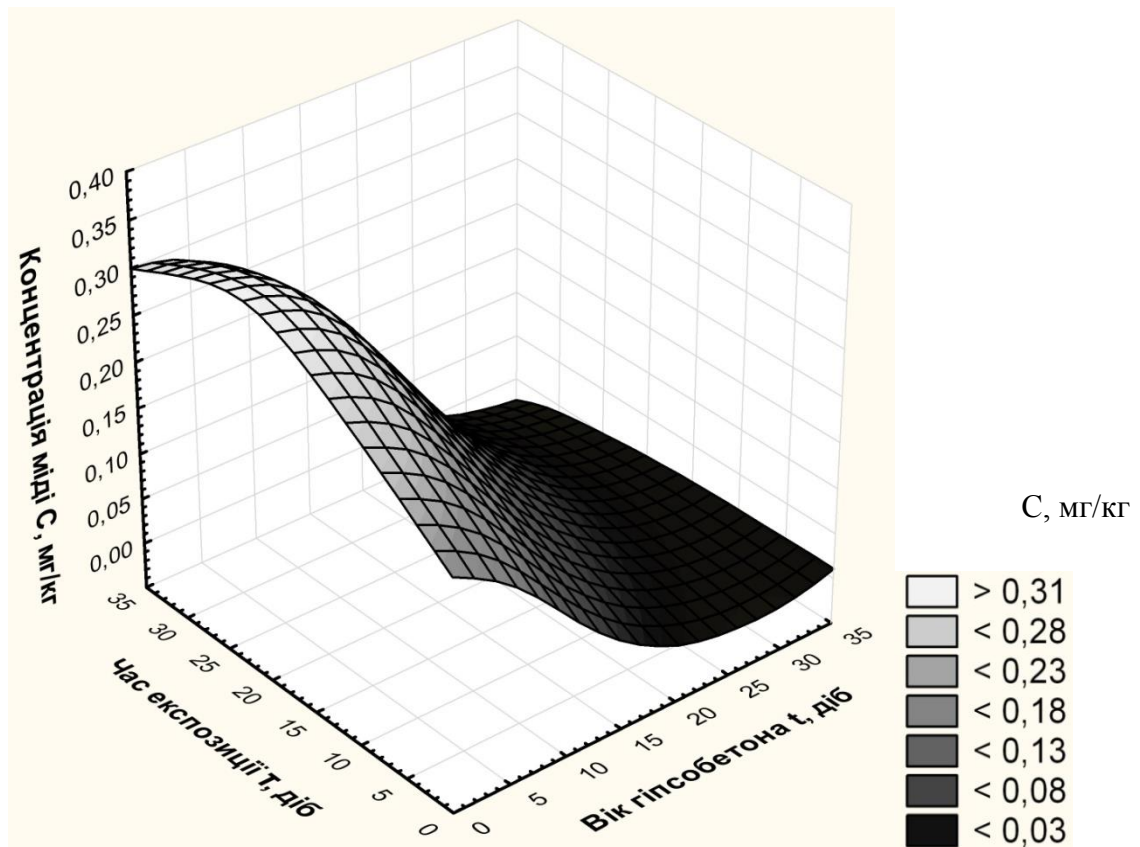


Рисунок 4.4 – Концентрація міді у водній витяжці залежно від віку гіпсобетону t (X_4) та часу експозиції τ (X_5)

Коефіцієнт детермінації цієї залежності становив 0,9438, критерій Фішера ($f_1 = 47$; $f_2 = 49$) $F = 1,38$ ($F_{\text{табл.}} = 1,44$ – модель адекватна), стандартна похибка оцінки становить 0,0406, тобто рівняння прийнято для подальшого дослідження міграційної здатності міді.

Мінімальна концентрація міді у водній витяжці, а отже, і мінімальний ступінь вилуговування цього металу з гіпсобетону встановлюється для гіпсобетону віком більше 20 діб, тобто $X_4 \geq 20$ діб. Встановлено, що зміни концентрації залежно від часу експозиції гіпсобетону τ (X_5) у водному середовищі відбуваються таким чином: до рівня $X_5 = 21$ доба проходить її зростання до встановлення рівноважної концентрації, після чого залишається стає значення [84–86].

За результатами експериментальних випробувань отримані залежності густини зразків гіпсобетону від масового співвідношення бурового шламу та

гіпсового в'язучого, вмісту води та оксиду кальцію. Встановлено, що при однаковому співвідношенні шламу та в'язучого із збільшенням водо-гіпсового співвідношення густина зразків зменшується за рахунок випаровування зайвої води. У цьому випадку пористість гіпсобетону підвищується і, відповідно, за умови незмінності об'єму знижується маса.

Масові співвідношення $m_{ГВ}/m_{БШ}$ (X_2) та $m_{CaO}/m_{ГВ}$ (X_3) визначають характер поверхні відгуку функції густини гіпсобетону (рис. 4.5).

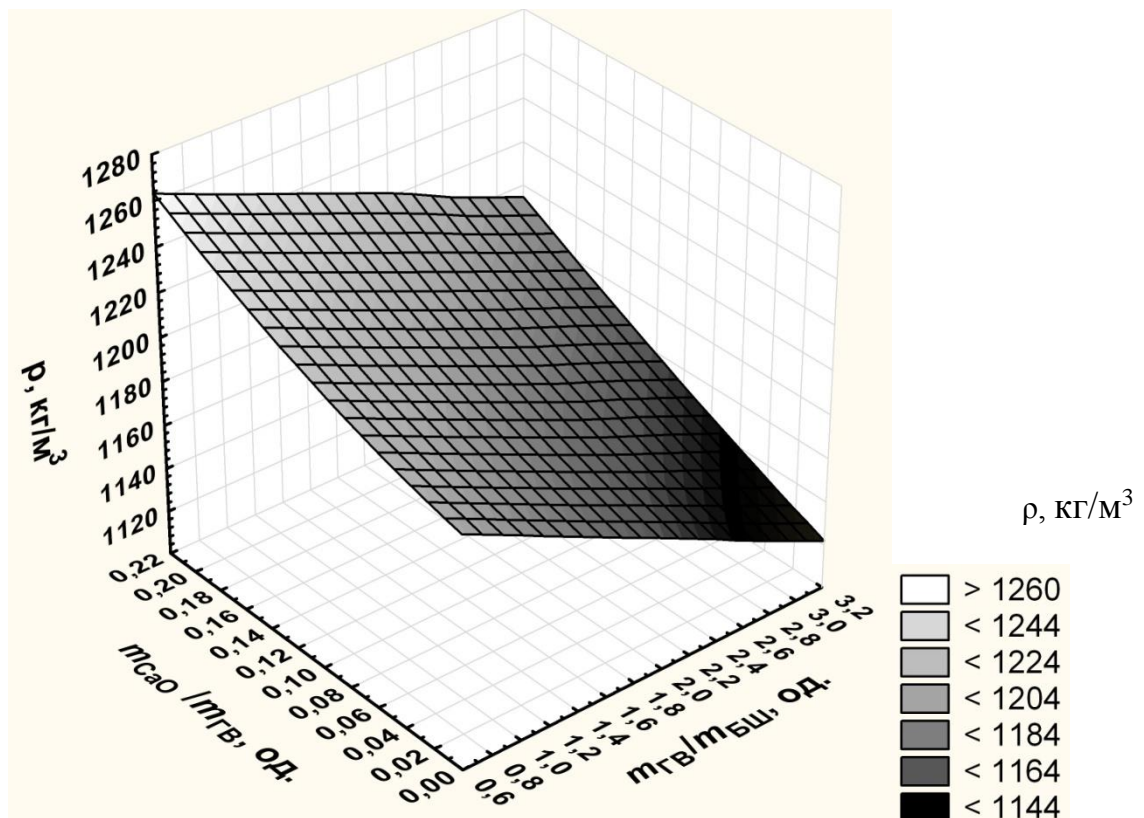


Рисунок 4.5 – Густина гіпсобетону залежно від масових співвідношень

$$m_{ГВ}/m_{БШ} (X_2) \text{ та } m_{CaO}/m_{ГВ} (X_3)$$

Густина гіпсобетону може розраховуватися за таким встановленим регресійним рівнянням із задовільними характеристиками – коефіцієнт детермінації становить 0,9438, критерій Фішера F ($f_1 = 13$; $f_2 = 15$) дорівнює 2,227 ($F_{табл.} = 2,3$ – модель адекватна), стандартна похибка оцінки становить 0,07:

$$M(Y) = 1223,914 - 33,2 \cdot X_2 + 159,429 \cdot X_3 + 0,5 \cdot X_2^2 + 27 \cdot X_2 \cdot X_3 + 409,524 \cdot X_3^2, \quad (4.4)$$

де X_2 – масове співвідношення гіпсового в'язучого до бурового шламу $m_{ГВ}/m_{БШ}$, од.; X_3 – масова частка негашеного вапна від маси гіпсового в'язучого $m_{CaO}/m_{ГВ}$, од.

Таким чином, експериментально-моделювальні дослідження технологічних характеристик відходів при їх утилізації дозволили визначити вихідні параметри і допустимі властивості гіпсобетонної суміші як продукту проміжного етапу цього процесу для отримання екологічно безпечного і якісного для експлуатації продукту переробки – гіпсобетону.

Проведено розв'язання задачі математичного програмування, спрямованого на пошук оптимальних технологічних характеристик процесу сумісної переробки бурового шламу і фосфогіпсу [87–89].

Мета статистичного методу оптимізації спрямована на встановлення оптимальних умов реалізації факторів взаємодії вихідних змінних для отримання кращого еколого-економічного результату. Умовою підвищення екологічної безпеки є досягнення мінімуму міграції важких металів з гіпсобетону, тобто забезпечення максимуму їх хімічної іммобілізації у матеріалі. При дослідженні дифузії дифузанта масою M із зразку гіпсобетону, наданого у формі паралелепіпеду, як джерела кінцевої товщини, розташованого в площині $x = 0$, у зразок, де дифузانت спочатку був відсутній, використано рівняння дифузії у вигляді:

$$c(x, t) = \frac{M}{\sqrt{\pi Dt}} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{4Dt}\right), \quad (4.5)$$

де M – маса дифузанта, кг; D – коефіцієнт дифузії; t – момент часу, с; x – напрямок координатної осі.

Розв'язання оптимізаційної задачі щодо визначення параметрів технологічного процесу утилізації бурового шламу і фосфогіпсу здійснюється методом простого випадкового пошуку і технічно забезпечується реалізацією програми, розробленої у середовищі програмування Borland C++ мовою програмування C.

За результатами програмних розрахунків знайдені такі оптимальні значення факторів, за яких стає можливим мінімізувати дифузію важких металів з гіпсобетону:

- напрямок координатної осі, $x = 16 \cdot 10^{-2}$ м;
- час експозиції гіпсобетону у середовищі, $\tau = 28,69$ діб;
- масове співвідношення фосфогіпсового в'язучого до бурового шламу, $m_{ГВ}/m_{БШ} = 2,93$ од.;
- масова частка негашеного вапна від маси фосфогіпсового в'язучого, $m_{CaO}/m_{ГВ} = 0,09$ од.;
- вік гіпсобетону, $t = 19$ діб;
- коефіцієнт дифузії, $D = 0,0012$; $C = 0$ мг/кг.

Економічна ефективність процесу – це отримання якісного продукту, що визначається максимумом міцності на стиск гіпсобетону (технологічна складова) за рахунок встановлення його оптимального складу.

Таким чином, розв'язання оптимізаційної задачі для технологічного рішення щодо винаходу утилізації бурового шламу і фосфогіпсу дозволило встановити параметри міцності на стиск гіпсобетону, одержати такі значення вхідних та вихідних параметрів:

- масове співвідношення фосфогіпсового в'язучого до бурового шламу, $m_{ГВ}/m_{БШ} = 3,49$ од.;
- масова частка негашеного вапна від маси фосфогіпсового в'язучого, $m_{CaO}/m_{ГВ} = 0,1$ од.;
- водо-гіпсове співвідношення модифіковане, $В/Г' = 0,69$ од.
- міцність на стиск гіпсобетону $R_{ст.} = 6,05 \cdot 10^6$ Па.

Розроблено екологічно безпечну технологію сумісного перероблення бурового шламу та фосфогіпсу, а також оцінено еколого-економічну ефективність інвестиційного проекту.

Технологічний процес утилізації бурового шламу з отриманням екологічно безпечних гіпсобетонних виробів складається з таких операцій:

- утворення гіпсового в'язучого з відходу хімічної промисловості – фосфогіпсу за відомою запатентованою технологією;
- отримання гідроксиду кальцію (вапняного молока) з негашеного вапна та необхідної кількості води;
- дозування сировинних матеріалів – вапняного молока, бурового шламу, води та гіпсового в'язучого;
- перемішування сировинних матеріалів у бетонозмішувачі до утворення гіпсобетонного тіста;
- формування гіпсобетонних блоків та їх вивантаження.

Екологічна оцінка гіпсобетону передбачає встановлення радіаційно-екологічних та еколого-гігієнічних характеристик будівельного матеріалу. Одержано гіпсобетон з ефективною питомою активністю природних радіонуклідів $A_{\text{сф}} = 56$ Бк/кг, який відповідно до паспорту радіаційної якості сировини та будівельного матеріалу, виданого випробувальною лабораторією ДП «Сумистандартметрологія», відноситься до 1-го класу використання будівельних матеріалів ($A_{\text{сф}} < 370$ Бк/кг), тобто всі види будівництва без обмежень.

Оцінку токсичності вторинних сировинних матеріалів та кінцевого продукту виконували, використовуючи один з методів токсико-мутагенних досліджень – «Ростовий фіто-тест». У якості тест-культур обрали цибулю ріпчасту *Allium cepa* Z. та пшеницю тверду *Triticum durum* L. Визначені такі рівні токсичності відходів та будівельного матеріалу: для бурового шламу – середня токсичність; для фосфогіпсу – слабка токсичність; для гіпсобетону – відсутня токсичність.

Доцільність впровадження розробленої технології сумісної утилізації бурового шламу і фосфогіпсу набула еколого-економічне обґрунтування за рахунок суттєвого зниження техногенного навантаження на НПС внаслідок попередження виникнення забруднення і дисбалансу в природних системах. Економічна ефективність запропонованого природоохоронного заходу обумовлюється економією на сплаті економічного податку в результаті зменшення викидів у НПС (232,575 тис. грн) та зменшенням еколого-економічного збитку (659,838 тис. грн). Тому переробка бурового шламу і фосфогіпсу дозволяє не лише підвищити екологічну безпеку районів утворення і розміщення відходів, а й одержати загальний еколого-економічний ефект, що становить 892,413 тис. грн (рис. 4.6) [90].

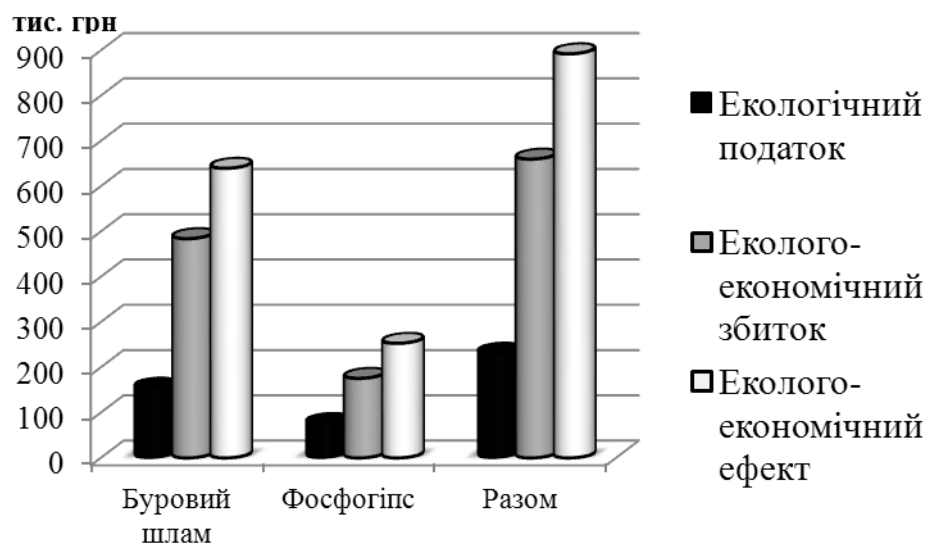


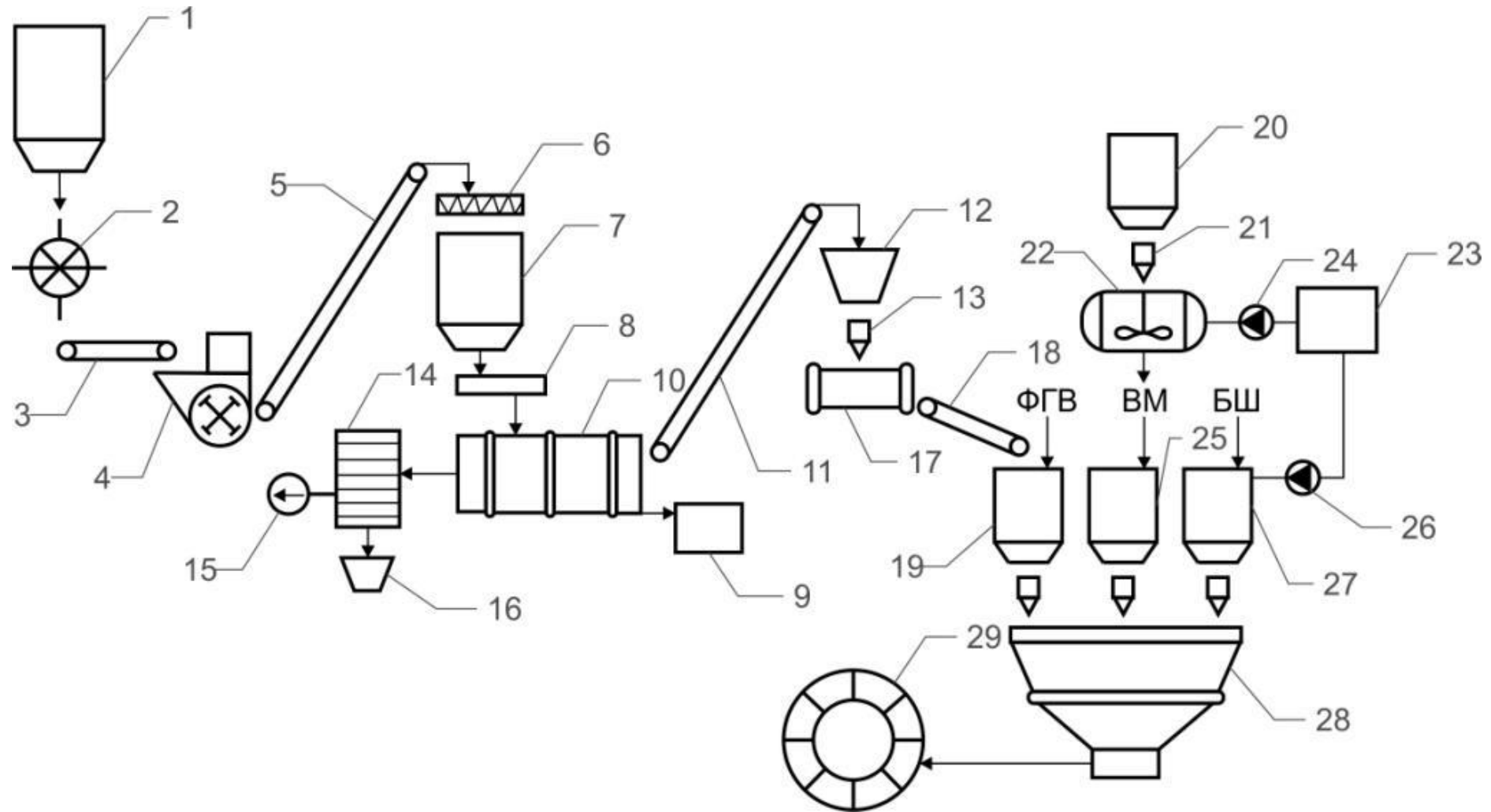
Рисунок 4.6 – Розподілення еколого-економічного ефекту за складовими

На основі методики оцінки інвестиційних проектів оцінено еколого-економічну ефективність проекту з підвищення екологічної безпеки за рахунок впровадження технології сумісної утилізації бурового шламу і фосфогіпсу. Згідно з методикою встановлено значення таких показників: чиста поточна вартість становить $NPV = 310,517$ тис. грн, внутрішня норма прибутковості – $IRR = 45\%$, період окупності – $PP = 2$ роки, індекс

рентабельності – $PI = 2,3$, що свідчить про високу економічну ефективність проекту. При цьому, 1 м^3 одержаних за розробленою технологією гіпсобетонних блоків коштує в середньому 600 грн, що значно нижче порівняно з виробами, виготовленими з природньої сировини та аналогічними екологічними і технічними характеристиками, вартістю близько 800–900 грн/м³.

Запропоновано технологічний процес утилізації бурового шламу з одержанням екологічно безпечних гіпсобетонних продуктів, що реалізується у такі стадії: утворення гіпсового в'язучого з відходу хімічної промисловості – фосфогіпсу за відомою запатентованою технологією; отримання гідроксиду кальцію (вапняного молока) з негашеного вапна та необхідної кількості води; дозування сировинних матеріалів – вапняного молока, бурового шламу, води та гіпсового в'язучого; перемішування сировинних матеріалів у бетонозмішувачі до утворення гіпсобетонного тіста; формування гіпсобетонних блоків та їх вивантаження.

Розроблено принципову технологічну схему науково-теоретично обґрунтованого та експериментально дослідженого процесу утилізації бурового шламу сумісно з фосфогіпсовим в'язучим, одержаним з фосфогіпсу відвального, що забезпечило удосконалення схем виробництва зі створення маловідходних екологічно-безпечних технологій випуску будівельних матеріалів (рис. 4.7).



1, 7, 12, 16, 19, 20, 25, 27 – витратні бункери; 2 – барабаний живильник; 3 – стрічковий конвеєр; 4 – молоткова дробарка; 5, 11 – елеватор; 6 – шнек; 8 – тарілчастий живильник; 9 – камера згоряння; 10 – сушильний барабан; 13, 21 – дозатор; 14 – пилоосаджувальна камера; 15 – вентилятор; 17 – кульовий млин; 18 – стрічковий живильник; 22 – реактор-змішувач; 23 – накопичувальна ємність; 24, 26 – насос; 28 – бетонозмішувач; 29 – карусельна машина
Рисунок 4.7 – Принципова технологічна схема процесу утилізації бурового шламу

ВИСНОВКИ

1. Розглянуто основні компоненти управління екологічною безпекою при забрудненні атмосферного повітря відхідними газами промислових підприємств. Для оцінки стану екосистем та здоров'я людини при забрудненні атмосферного повітря введено поняття «порога техногенного впливу». Показано, що одним із факторів, які сприяють досягненню прийняттого рівня екологічної безпеки, є впровадження заходів по удосконаленню газоочисного обладнання.

2. Проведений системний аналіз факторів впливу на стан екологічної безпеки при забрудненні атмосферного повітря та розроблена математична модель, яка дозволила при розгляді факторів впливу на велику систему «екологічна безпека» виявити місце конкретного природоохоронного процесу в забезпеченні рівня екологічної безпеки та визначити шляхи оптимізації процесів газопилоочищення.

3. На основі проведеного аналізу розроблена методологія вибору пилогазоочисного обладнання для очищення відхідних газів промислових підприємств, яка враховує вимоги галузей споживачів і підприємств виготовлювачів газоочисного обладнання, а також сучасний рівень наукових розробок, дозволяє сформулювати блок основних задач та виробити шляхи їх реалізації. Розроблена класифікація газоочисного обладнання при використанні гідродинамічних та конструктивних параметрів інтенсифікації газоочисних процесів, а також енергетичних витрат на проведення процесу, дозволила виявити позитивні ознаки апаратів з вихоровою та швидкісною взаємодією потоків і вибрати для дослідження апарати з ПТВО та РРН.

4. Урахування кінетичних параметрів оптимізації процесу газоочищення дозволило розробити вимоги до вибору абсорбенту. Розроблена математична модель процесу хемосорбції, яка з використанням положень плівкової теорії дозволила отримати вирази для визначення концентрації абсорбенту по

висоті контактної зони та для визначення фактору інтенсифікації процесу абсорбції при протіканні хімічної реакції.

5. Проведені теоретичні та експериментальні дослідження апаратів з ПТВО та РРН показали їх високу ефективність та низьку енергоємність, що свідчить про правильність розроблених положень методології вибору газоочисного обладнання та застосування критеріїв оптимізації. У результаті проведених досліджень встановлені робочі режими роботи апаратів, вплив гідродинамічних та конструктивних параметрів на процеси газоочищення та пиловловлення.

6. Здійснено системний аналіз складних взаємозв'язків між окремими компонентами екосистеми в аспекті біотрансформацій токсичних компонентів ОСВ. Розроблено біохімічну модель процесу інтенсифікації анаеробного знешкодження ОСВ, яка дозволяє на підставі субстратно-продуктних потоків у сульфідогенній асоціації мікроорганізмів визначити спрямованість процесу знешкодження ОСВ при введенні в систему фосфогіпсу та механізми біохімічного зв'язування іонів важких металів у формі сульфідів.

7. У процесі математичного моделювання кінетики утилізації ОСВ та фосфогіпсу було враховано швидкість біохімічної конверсії фосфогіпсу за рахунок введення коефіцієнта її обліку. Розроблена модель дозволяє з високим ступенем імовірності прогнозувати динаміку виходу сірководню та витрати фосфогіпсу, а також динаміку накопичення біомаси мікроорганізмів і витрати органічної речовини осадів, час утримання ОСВ у просторі біореактора.

8. Визначено оптимальні технологічні параметри ведення процесу біосульфідного знешкодження ОСВ. Установлено, що найбільш ефективним є спільна обробка надлишкового активного мулу та осаду з мулової карти в співвідношенні 1,5 : 1 при внесенні дози фосфогіпсу 14 г на $1 \cdot 10^{-3}$ м³ осадів, дозі завантаження біореактора 5,5 %, при значенні *pH* системи в межах 7,0–

7,5 од., температурі процесу 309 К та часі утримання ОСВ 10 діб. Розроблено методику інженерного розрахунку анаеробного біореактора, що дозволяє проводити розрахунки його конструктивно-технологічних параметрів.

9. Обґрунтовано використання магнітної обробки питної води перед подачею на озонування для інтенсифікації подальшого окиснення та підвищення ступеня видалення органічних речовин із води. Проведено дослідження з вивчення впливу режимних та конструктивних параметрів МО на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном. Визначені оптимальні режими МО водних розчинів для підвищення ефективності окиснення органічних речовин при подальшому озонуванні – оптимальна тривалість обробки перебуває у межах від 0,5 до 1 с; оптимальна швидкість зміни магнітної індукції – в інтервалі від $400 \cdot 10^{-3}$ до $800 \cdot 10^{-3}$ Тл/с.

10. Установлено, що ефективність МО зростає при переході від ламінарного режиму руху розчину в апараті МО до турбулентного і не залежить від числа Рейнольдса в області турбулентного режиму руху. Проведено дослідження з вивчення впливу кислотно-лужної реакції розчину і його температури на ефективність МО. Встановлено, що в лужному середовищі ефективність МО знижується через появу озоноталітичних процесів. Із підвищенням температури розчину вклад МО в ефективність подальшого озонування знижується, що пов'язано із прискоренням реакції окиснення озоном згідно із правилом Вант-Гоффа та інтенсифікацією розкладання озону з утворенням радикалів.

11. Проведено відбір та обґрунтування факторів, що обумовлюють ефективність роботи апаратів МО. До них належать гідродинамічні (швидкість руху води в магнітному полі), фізико-хімічні властивості води (водневий показник, температура) та конструктивні особливості апарата МО (величина магнітної індукції, швидкість зміни магнітної індукції, довжина робочої зони).

12. Науково обґрунтовано та експериментально доведено використання бурового шламу та фосфогіпсу для одержання гіпсобетону, що одночасно вирішує проблему зниження антропогенного тиску на навколишнє середовище від промислових відходів та обмеженості запасів природної сировинної бази. Досліджені особливості процесу взаємодії бурового шламу і фосфогіпсу у якості гіпсового в'язучого при реалізації екологічно безпечної технології утилізації відходів, що дозволило уперше експериментально визначити умови для одержання гіпсобетону із задовільними екологічними та технічними характеристиками.

13. Вирішено задачу оптимізації екологічної та технологічної характеристик гіпсобетону (міцності на стиск та дифузії важких металів з гіпсобетону в екстракт відповідно), що дозволило уперше науково обґрунтовано та експериментально встановити оптимальний склад та масове співвідношення між компонентами гіпсобетонної суміші для виготовлення екологічно безпечного будівельного матеріалу: масове співвідношення фосфогіпсового в'язучого до бурового шламу – 2,93–3,5 од., масова частка негашеного вапна від маси фосфогіпсового в'язучого – 0,09–0,1 од., вік гіпсобетону – від 19 діб, час експозиції – 28 діб.

14. Удосконалено теоретично-практичні положення щодо оцінки токсикологічної, радіаційної та еколого-гігієнічної безпечності продукції з одержаного гіпсобетону. За даним методичним забезпеченням проведені виміри параметрів одержаного будівельного матеріалу: значення міцності на стиск 4,5–6,5 МПа та середньої густини гіпсобетону 1165–1210 кг/м³, що відповідає якості бетону: клас бетону за міцністю на стиск В3,5–В5, марка бетону за міцністю М50–М75, марка бетону за середньою густиною D1200, що відносить його до конструкційно-теплоізоляційних бетонів.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Сучасні напрями підвищення екологічної безпеки виробництва соди: монографія / В.П. Шапорєв, М.А. Цейтлін, В.Ф. Райко, Л.Л. Гурець та ін. – Суми: Сумський державний університет, 2014. – 246 с.
2. Гурець Л. Газоочистное оборудование для комплексной очистки газов / Л. Гурець, И. Козий, Д. Пляцук. – LAP LAMBERT Academic Publishing, 2014. - 57 с.
3. Пляцук Л.Д. Очистка отходящих газов в производстве суперфосфата/ Л.Д. Пляцук, Кетанех О.М., Гурець Л.Л., Лазненко Д.О. // Вісник Кременчуцького державного політехнічного університету. – 2002. –Вип. 16, – № 5. – С. 57-59
4. Пляцук Л.Д. Очистка отходящих газов от соединений фтора / Л.Д. Пляцук, Л.Л. Гурець, Д.О. Лазненко, О. М. Кетанех // Вісник СумДУ. – Суми: Вид-во СумДУ, 2003. – Вип. 49, – №3. – С. 121 – 126.
5. Пляцук Л.Д. Гидродинамика аппарата для мокрой пылегазоочистки / Л.Д. Пляцук, О.М.М. Кетанех, Л.Л. Гурець, Д.О. Лазненко // Вісник Кременчуцького державного політехнічного університету. – Кременчук: Вид-во КДПУ, 2003.– Вип. 21, – № 4. – С. 181-182.
6. Пляцук Л.Д. Производство гранулированного суперфосфата. Защита окружающей среды от пылевых выбросов / Л.Д. Пляцук, Д.А. Лазненко, Л.Л. Гурець, Кетанех Осама Мостафа Махмуд // Хімічна промисловість України. – 2003. Вип. 56, – № 3. – С. 9 – 12.
7. Пляцук Л.Д.Зниження рівнів екологічних ризиків – умова раціонального природокористування / Л.Д. Пляцук, Л.Л. Гурець, О.А. Положій // Вісник Кременчуцького державного політехнічного університету. – Кременчук: Вид. КДПУ, 2006.– Вип. 6, – № 41. – С. 127-129.
8. Гурець Л.Л. Комплексний підхід до очищення газів, що відходять, у апаратах з регулярною рухомою насадкою // Вісник Кременчуцького

державного політехнічного університету. – Кременчук: Вид. КДПУ, 2007.– Вип. 1, – № 42, ч.1. – С. 132 -133

9. Гурець Л.Л. Очистка промислових газів в апаратах із провальними тарілками великих отворів/ Л.Л. Гурець, І.С. Козій // Вісник КДПУ ім. Остроградського. –вип. 5/2008 (52) ч.2.– С. 162 – 164.

10. Пляцук Л.Д. Експериментальні дослідження гідродинаміки провальних тарілок великих отворів / Пляцук Л.Д., Гурець Л.Л., Козій І.С. // Вісник СумДУ - 2009. - №1. – С.61-66.

11. Гурець Л.Л. Вибір вискоєфективного газоочисного обладнання з метою запобігання забрудненню атмосфери // Екологічна безпека, вип. 2/2009 (6). – с. 69-72

12. Козій І.С. Паспортизація пилу двоокису титану та пошук шляхів для зменшення його втрат на ВАТ «Сумхімпром» / І.С. Козій, Л.Д. Пляцук, Л.Л. Гурець, С.В. Вакал // Вісник КДПУ ім. М.Остроградського – 2009. - №6(59). – С. 193-195.

13. Козій І.С. Расчет высоты газожидкостного слоя в аппарате с провальными тарелками больших отверстий / Козій І.С., Гурець Л.Л., Чаплыгин А.А. // Вісник СумДУ. - 2010. - №3. – С. 61-67.

14. Козій І.С. Дослідження ефективності пилоочищення в апараті з провальними тарілками великих отворів / І.С. Козій, Л.Л. Гурець // Вісник КДПУ ім. М.Остроградського – 2010. - №6(65). – С. 160-162.

15. Гурець Л.Л. Масообмін при хемосорбції відхідних газів / Л.Л. Гурець, Л.Д. Пляцук // Вісник Сумського державного університету. Серія Технічні науки, №1, 2011. – с. 58-61

16. Гурець Л.Л. Дослідження впливу пилових викидів виробництва двоокису титану/ Л.Л. Гурець, І.С. Козій // Вісник Сумського державного університету. Серія Технічні науки, №4, 2012. – с. 180-185

17. Козій І.С. Моделювання розсіювання дрібнодисперсного пилу в атмосфері від стаціонарних джерел забруднення/ І.С. Козій, Л.Л. Гурець,

О.П. Будьоний // Вісник НТУ «ХП». Серія «Нові рішення в сучасних технологіях». - 2012. - № 66 (972). – С. 114 – 118

18. Гурець Л.Л. Моделювання розсіювання забруднюючих речовин з урахуванням міської забудови // Екологія и промисленность. – 2013- № 4, с. 96-98.

19. Гурець Л.Л. Абсорбція добре розчинних газів в апаратах з провальними тарілками великих отворів // Екологічна безпека. – 2/2013(16), с. 74-77.

20. Козій І.С. Аналіз гідродинамічних і пиловловлюючих характеристик апарата з провальними тарілками / І.С. Козій, Л.Л. Гурець, І.О. Трунова, Т.В. Курбет // Вісник ЖДТУ. – 2013, № 4 (67), с. 120 – 125.

21. Гурець Л.Л. Гідродинамічні характеристики апаратів з регулярною рухомою насадкою // Вісник КрНУ ім Остроградського. – вип. 6/2014 (89) ч.1.– С. 166 - 170.

22. Гурець Л.Л. Оцінка ефективності газоочищення на основі визначення коефіцієнта масовіддачі у краплі рідини в апаратах з вихровим рухом газового потоку // Екологія и промисленность. - №2. - 2015.- с. 46-48.

23. Гурець Л.Л. Аналіз пилогазоочищення виробництва гранульованого суперфосфату / Л.Л. Гурець, О.В. Білокур// Сучасні технології у промисловому виробництві: м-ли наук.-техн. конф. викладачів, співробітників, аспірантів і студ. фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій (м. Суми, 14-17 квітня 2015 р.) — Суми : СумДУ, 2015. — Ч.2. — С. 178.

24. Пляцук Л.Д. Методология исследования и выбора пылегазоочистного оборудования/ Л.Д. Пляцук, Л.Л. Гурець // Региональная архитектура и строительство. –2014. - №1(18). - С. 144-148.

25. Шмандій В.М. Алгоритм розрахунку техногенного навантаження від викидів забруднюючих речовин в атмосферу/ В.М. Шмандій, Д.Л. Пляцук, Л.Л. Гурець // Науковий журнал «Science Rise». – том 5, № 2 (2015).

– с. 43 – 48.

26. Гурець Л.Л. Програми контролю за станом навколишнього середовища / Л.Л. Гурець, І.М. Гурець // Матеріали Всеукраїнської міжвузівської науко-технічної конференції «Сучасні технології в промисловому виробництві». Суми, 19 -23 квітня 2010 р. – С. 121 -122

27. Деклараційний пат. на винахід 57669 А Україна, МКИ В 01 D 47/02. Апарат для мокрого очищення газів: Деклараційний пат. 57669 А Україна, МКИ В 01 D 47/02/ Пляцук Л.Д., Лазненко Д.О., Гурець Л.Л.(Україна), Осама Мостафа Махмуд Кетанех (JO); Сумський державний університет. - № 2002108337; Заявл. 22.10.2002; Опубл. 16.06.2003; Бюл. № 6. – 3 с.ил.

28. Пат. 44700 України на корисну модель, МПК (2009) B01D47/04. Пінний апарат / Л.Д. Пляцук, Л.Л. Гурець, І.С. Козій; заявник та утримувач патенту Сумський державний університет. - № а 2009 00337; заявл. 19.01.09; опубл. 10.08.10, Бюл. №15

29. Пляцук Л.Д., Гурець Л.Л. Гидродинамика аппаратов с контактными элементами провального типа // Труды Международной научно-практической конференции «Современные проблемы инновационных технологий в образовании и науке», т. 1. Химия, технология – Республика Казахстан, г. Чимкент, 2009. – с. 43 – 48.

30. Гурець Л.Л. Принципы выбора газоочистного оборудования/ Л.Л. Гурець, Д.С. Романенко // Сборник докладов Международной молодежной научной конференции «Экология и рациональное природопользование агропромышленных регионов»: Белгород, 12-14 ноября 2013 г.- ч.1., С. 106-109.

31. Гурець Л.Л. Оценка техногенной нагрузки с учетом порога техногенного воздействия /Л.Л. Гурець, Д.Л. Пляцук// Научное издание. Актуальные проблемы инженерных наук в области промышленности, экологии и охраны водных ресурсов: сб. научн. тр. II Междунар. научн.-

практ. конф. – Пенза: ПГУАС, 2013. – с.212-216

32. Гурець Л.Л. Масоперенесення в краплі рідини при вихровому русі газового потоку // КАЗАНТИП-ЭКО-2014. Инновационные пути решения актуальных проблем базовых отраслей, экологии, энерго-ресурсосбережения: сборник трудов XXII Межотраслевой научно-практической конференции: в 2 т. Т.2 / ГП «УкрНТЦ «Энергосталь». – Х.:НТМТ, 2014. – С. 118-121

33. Козий И.С. Исследование гидродинамики пылеочистных аппаратов/ И.С. Козий, Л.Л. Гурец // Матеріали міжнародної наукової конференції аспірантів та студентів – Донецьк, 14-16 квітня 2009 р. – С. 11-12.

34. Гурець Л.Л. Оцінка впливу промислового підприємства на навколишнє середовище/ Л.Л. Гурець // Матеріали V Міжнародної ювілейної науково-практичної конференції «Екологія. Економіка. Енергозбереження». – Суми, 2009.- с.48

35. Пляцук Л.Д. Очищення газових викидів в апаратах з провальними тарілками великих отворів/ Л.Д. Пляцук, Л.Л. Гурець // Материалы VI Международной конференции «Сотрудничество для решения проблемы отходов» - Харьков: Независимое агентство экологической информации, 2009. – с.131-133.

36. Гурець Л.Л., Будьоний О.П. Забруднення атмосфери підприємствами хімічної промисловості // Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» “Carpathian environmental conference” – СЕС-2011, 15 – 18 травня 2011 р. – С. 7.

37. Гурець Л.Л. Забруднення довкілля газопиловими викидами промислових підприємств // Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції за участю молодих науковців «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» 16 -18 жовтня 2013, Харків, с. 185-188

38. Гурець Л.Л. Захист атмосфери від викидів промислових підприємств // Міжвузівська науково-практична конференція студентів, аспірантів і молод.вчених «Екологічний розвиток країни рамках Європейської інтеграції» - Житомир: ЖДТУ, 2014. – с.15-16

39. Гурець Л.Л. Аналіз ефективності пилоочисного обладнання хімічного підприємства / Л.Л. Гурець, О.В. Білокур// Матеріали І Всеукраїнської науково-практичної конференції «Ресурсозбереження і хіміко-екологічні проблеми технологічних процесів». – Харків, 10-12 листопада 2014 р., с. 15 – 17

40. Гурець Л.Л. Системний підхід до управління екологічною безпекою // Збірник тез доповідей XIII Міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми екологічної безпеки». – Кременчук, 6-8 жовтня 2015 р., с. 60.

41. Черниш Є. Ю. Теоретичне обґрунтування технології комплексної переробки осадів міських стічних вод / Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук // Екологічна безпека. – Кременчук : КрНУ, 2011 (12). – № 2. – С. 98–100.

42. Черниш Є. Ю. Проектування біотехнологічних систем видалення важких металів з осадів стічних вод / Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук // Наукові записки Української академії друкарства. –Л. : УАД, 2012. – № 1 (38). – С. 184–189.

43. Plyatsuk L. D. The analyze of pretreatment methods to improve sewage sludge anaerobic degradability / L. D. Plyatsuk, E. Y. Chernish, L. G. Filatov // Екологічна безпека. – Кременчук : КрНУ, 2012 (13). – № 1. – С. 90–94.

44. Черниш Є. Ю. Екологічні аспекти використання осадів стічних вод: механізми фіксації важких металів та їх видалення з осадів / Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук // Екологія та промисловість. – Харків : УкрГНТЦ «Енергосталь», 2012. – № 2. – С. 82–87.

45. Черныш Е. Ю. Исследование эффективности биосульфидной

обработки осадков городских сточных вод / Е. Ю. Черныш, Л. Д. Пляцук // Вісник СумДУ. Серія Технічні науки. – Суми : СумДУ, 2012. – № 4. – С. 168–179.

46. Пляцук Л. Д. Математическое моделирование процесса обезвреживания осадков сточных вод в биосульфидогенных условиях / Л. Д. Пляцук, Е. Ю. Черныш // Вісник НТУ «ХПІ». – Харків : НТУ «ХПІ», 2013. – № 37 (1010). – С. 148–160.

47. Пляцук Л. Д. Анализ производительности биореактора в процессе биосульфидной обработки осадков сточных вод / Л. Д. Пляцук, Е. Ю. Черныш // Наука и образование Южного Казахстана. – Шымкент : Издательство ЮКУ, 2012. – № 3/4 (94/95). – С. 198–204.

48. Chernish E. The sewage sludge detoxification under bio-sulfidogenic condition / E. Chernish // Наука и образование Южного Казахстана. – Шымкент : Издательство ЮКУ, 2012. – № 3/4 (94/95). – С. 205–210.

49. Черныш Е. Ю. Влияние сульфидной фракции на поведение тяжелых металлов в системе «осадки сточных вод – почва – растения» / Е. Ю. Черныш // Вестник БГТУ им. В. Г. Шухова. – Белгород : РИЦ БГТУ им. В. Г. Шухова, 2013. – № 2. – С. 159–162.

50. Plyatsuk L. D. Intensification of the anaerobic microbiological degradation of sewage sludge under bio-sulfidogenic conditions / L. D. Plyatsuk, E. Y. Chernish // Environment Protection Engineering. – Wroclaw : Politechnika Wroclawska, 2013. – № 3. – P. 101–118.

51. Черниш Є. Ю. Проблематика створення ефективної біотехнологічної системи анаеробної переробки осадів промислових стоків / Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук // Збірник статей Міжнародної науково-практичної конференції «ІІІ Всеукраїнський з'їзд екологів», 21–24 вересня. – Вінниця : ВНТУ, 2011. – Том І. – С. 49–51.

52. Спосіб обробки органічних відходів з видаленням важких металів : пат. на винахід 103087 України, МПК (2013.01) C02F 3/00 / Черниш Є. Ю.,

Пляцук Л. Д.; заявник та отримувач патенту Сумський державний університет. – № а 2011 13337; заявл. 14.11.2011; опубл. 10.09.2013, Бюл. № 17.

53. Черниш Є. Ю. Шляхи інтенсифікації анаеробної переробки осадів стічних вод / Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених і студентів «Сучасні екологічно безпечні та енергозберігаючі технології в природокористуванні», 26–28 квітня. – К. : КНУБА, 2011. – Ч. 1. – С. 153–155.

54. Черниш Є. Ю. Розробка технологічної схеми біосульфідної обробки осадів стічних вод / Є. Ю. Черниш, Л. Д. Пляцук // Матеріали XVI Міжнародної науково-практичної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія. Людина. Суспільство», Київ, 17–19 травня 2013 р. – К. : НТУУ «КПІ», 2013. – С. 101–103.

55. Пляцук Л. Д. Підвищення екологічної безпеки використання водних ресурсів за рахунок магнітогідродинамічної обробки стічних вод / Л. Д. Пляцук, І. О. Рой // Екологічна безпека. – 2011. – № 2 (12). – С. 14–16.

56. Рой І. О. Використання магнітної обробки природних вод для інтенсифікації окислення органічних сполук озоном / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Екологічна безпека. – 2013. – № 2 (16). – С. 103–106.

57. Рой І. О. Аналіз досліджень очистки стічних вод із застосуванням магнітного поля / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук, О. П. Будьоний // Экология и промышленность. – 2014. – № 1(38). – С. 51–55.

58. Рой І. О. Оцінка екологічної безпеки систем централізованого питного водопостачання в Україні / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Journal of Engineering Sciences. – 2014. - Vol. 1, Issue 1. – P. 7–14.

59. Рой І. О. Математичне моделювання ефективності магнітної обробки в процесах очистки природних вод / І. О. Рой // Экология и промышленность. – 2014. – № 3(40). – С. 47–52.

60. Roy I. Purification of natural water from organic substances using

magnetic treatment / I. Roy, L. Plyatsuk, J. Adamenko, T. Kachala // Scientific bulletin of North University of Baia Mare. Series D. – 2013. – Vol. XXVII, No. 1. – P. 117–120.

61. Пляцук Л. Д. Шляхи використання магнітного поля в системах зворотного водопостачання / Л. Д. Пляцук, І. О. Рой // Збірник наукових статей III-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю «Екологія/Ecology-2011». – Вінниця : ВНТУ, 2011. – Том 2. – С. 350–353.

62. Пляцук Л. Д. Расчет конструктивных параметров аппаратов магнитной обработки воды в процессах водоподготовки / Л. Д. Пляцук, И. А. Рой // Сборник научных трудов II Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы инженерных наук в области промышленности, экологии и охраны водных ресурсов». – Пенза : ПГУАС, 2013. – С. 216–223.

63. Установка для очищения воды від органічних сполук : пат. на корисну модель 88709 України, МПК (2006.01) C02F1/78 / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук ; заявник та утримувач патенту Сумський державний університет. – № u201313039 ; заявл. 11.11.2013 ; опубл. 25.03.2014, Бюл. № 6.

64. Рой І. О. Технологія магнітної обробки як метод очистки стічних вод від забруднюючих речовин / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля», 15–18 травня, 2011 р., Мукачево–Ужгород. – Мукачево, 2011. – С. 361–362.

65. Рой І. О. Використання магнітного поля з метою «активації» дисперсної фази для очистки стічних вод / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Міжнародна науково-практична конференція молодих вчених і студентів «Сучасні екологічно безпечні та енергозберігаючі технології в природокористуванні» : зб. тез доп. – К. : КНУБА, 2011. – Ч. 2. – С. 106–107.

66. Рой І. О. Апаратна реалізація магнітогідродинамічної обробки стічних вод / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Екологічний інтелект – 2012 :

матеріали доповідей VII Міжнародної XVIII Традиційної науково-практичної конференції, 24–25 квітня 2012 р. – Дніпропетровськ : Дніпроп. нац. ун-т залізн. трансп. ім. акад. В. Лазаряна, 2012. – С. 158–159.

67. Рой І. О. Перспектива використання магнітної обробки в системах питного водопостачання / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Цілі збалансованого розвитку для України : матеріали Міжнародної конференції (Київ, 18–19 червня, 2013 р.). – К. : Центр екологічної освіти та інформації, 2013. – С. 51–53.

68. Рой І. О. Вплив водневого показника на ефективність магнітної обробки / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Екологія. Людина. Суспільство : збірник тез доповідей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Київ, 2015 р.). – К. : НТУУ «КПІ», 2015. – С. 125.

69. Рой І. О. Використання магнітної обробки для інтенсифікації озонування рідких радіоактивних відходів / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Матеріали II Всеукраїнської міжвузівської науково-технічної конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві», м. Суми, 17–20 квітня, 2012 р. – Суми : СумДУ, 2012. – Ч. 2. – С. 58–59.

70. Будьоний О. П. Рекультивация шламових амбарів при бурінні нафтових і газових свердловин / О. П. Будьоний, І. Ю. Матюшенко // Екологічна безпека. – 2011. – № 2 (12). – С. 67–69.

71. Пляцук Л. Д. Утилизация отходов нефтедобычи / Л. Д. Пляцук, И. Ю. Матюшенко // Екологічна безпека. – 2013. – № 1 (15). – С. 33–36.

72. Аблеєва І. Ю. Дослідження складу та структури бурового шламу з метою обґрунтування вибору методу його подальшої утилізації / І. Ю. Аблеєва, Л. Д. Пляцук, О. П. Будьоний // Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського. – 2014. – Випуск 2 (85). – С. 172–178.

73. Аблеєва І. Ю. Особливості процесу переробки бурового шламу хімічним методом з використанням фосфогіпсу / І. Ю. Аблеєва, Л. Д. Пляцук, І. Г. Коцюба // Вісник Житомирського державного технологічного

університету. Сер. : Технічні науки. – 2013. – № 4 (67). – С. 84–88.

74. Пляцук Л. Д. Утилизация отходов нефтедобычи / Л. Д. Пляцук, И. Ю. Матюшенко // «Сучасні технології у промисловому виробництві» : матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 23–26 квітня 2013 р.). – Суми: СумДУ, 2013. – С. 171.

75. Аблеева И. Ю. Проектирование технологической схемы переработки бурового шлама в гипсобетон / И. Ю. Аблеева // Международный научно-исследовательский журнал: Сборник по результатам XXIX заочной научной конференции Research Journal of International Studies. Екатеринбург: МНИЖ. – 2014. – № 7 (26) Часть 1. – С. 26–27.

76. Аблеева И. Ю. Оценка экологической безопасности территорий, подверженных негативному влиянию отходов бурения / И. Ю. Аблеева, Л. Д. Пляцук // Биосферная совместимость: человек, регион, технологии. – 2014. – № 2. – С. 59–64.

77. Аблеева И. Ю. Разработка технологии утилизации бурового шлама с получением гипсобетона / И. Ю. Аблеева, Л. Д. Пляцук // Уральский научный вестник. – 2014. – № 44 (123). – С. 59–63.

78. Аблеева И. Ю. Економічне обґрунтування технології сумісної утилізації бурового шламу та фосфогіпсу / І. Ю. Аблеева // Современные тенденции в науке и образовании: Сборник научных статей (Zbiyr artykułuw naukowych. Konferencji Międzynarodowej NaukowoPraktycznej "Współczesne tendencje w nauce i edukacji"). – Warszawa: Sp. z o.o. «Diamond trading tour», 2016. – С. 71–73.

79. Пат. 97529 Україна, МПК (2015.01) C02F 11/00. Спосіб утилізації бурового шламу з отриманням гіпсобетону / І. Ю. Аблеева, Л. Д. Пляцук, С. Б. Большанина, О. Г. Аблеев; заявник та патентовласник Сумський державний університет. – № u201408486; заявл. 25.07.2014; опубл. 25.03.2015, бюл. № 6. – 4 с.

80. Матюшенко І. Ю. Утилізація відходів при видобутку нафти як один з аспектів збалансованого розвитку територій / І. Ю. Матюшенко, Л. Д. Пляцук // «Цілі збалансованого розвитку для України»: матеріали міжнародної конференції (Київ, 18-19 червня 2013 р.). – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2013. – С. 226–230.

81. Аблеева И. Ю. Переработка бурового шлама как один из аспектов повышения экологической безопасности территорий / И. Ю. Аблеева, Л. Д. Пляцук // Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная. Материалы III Международной научно-практической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых. Брянск, 14–16 мая 2014 г. – Брянск: Изд-во БГИТА, 2014. – С. 65–69.

82. Аблеева І. Ю. Екологічні аспекти утилізації бурового шламу з допомогою фосфогіпсу / І. Ю. Аблеева, Л. Д. Пляцук // Екологічний інтелект – 2014 [електронний ресурс]: збірник матеріалів доповідей ІХ Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених, 14–15 травня 2014 р. – Дніпропетровськ: Дніпропетровський національний університет залізничного транспорту ім. акад. В. Лазярана, 2014. – С. 75–76.

83. Аблеева И. Ю. О возможности применения химического метода переработки отходов нефтедобычи / И. Ю. Аблеева, Л. Д. Пляцук // КАЗАНТИП-ЭКО-2014. Инновационные пути решения актуальных проблем базовых отраслей, экологии, энерго- и ресурсосбережения: сборник трудов XXII Международной научно-практической конференции, Харьков, июнь 2014 г. В 2 т. Т. 2 / ГП «УкрНТИЦ «Энергосталь». – Х. : НТМТ, 2014. – С. 282–286.

84. Аблеева І. Ю. Зниження техногенного навантаження на довкілля при впровадженні технології утилізації бурового шламу / І. Ю. Аблеева, Л. Д. Пляцук // Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування : збірник матеріалів 3-го Міжнародного конгресу, Львів, 17–19 вересня 2014 р. – Л. : Національний університет

“Львівська політехніка”, 2014. –С. 97.

85. Аблеєва І. Ю. Екологічні аспекти утилізації бурового шламу з використанням фосфогіпсу / І. Ю. Аблеєва, Л. Д. Пляцук // «Сучасні технології у промисловому виробництві» : матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 14–17 квітня 2015 р.). – Суми: СумДУ, 2015. – С. 134.

86. Аблеева И. Ю. Химическое связывание тяжелых металлов при переработке бурового шлама в гипсобетон / И. Ю. Аблеева // V-ий Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology–2015), 23–26 вересня, 2015. Збірник наукових праць. – Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. – С. 180.

87. Аблеєва І. Ю. Екологічні властивості гіпсобетону, виготовленого з вторинної сировини / І. Ю. Аблеєва, Л. Д. Пляцук // Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів. Матеріали X Міжнародної науково-практичної конференції. – Х.: НВЦ НЦЦ «Інститут метрології», 2015. – С. 66–69.

88. Аблеєва І. Ю. Склад та структура бурового шламу, як визначальний фактор при виборі методу його утилізації / І. Ю. Аблеєва, Л. Д. Пляцук // «Сучасні технології у промисловому виробництві» : матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій (Суми, 22–25 квітня 2014 р.). – Суми: СумДУ, 2014. – С. 21–22.