

Столяренко Г.С.

Черкаський державний технологічний університет

Коваль М.Г.

Черкаський державний технологічний університет

Фоміна Н.М.

Черкаський державний технологічний університет

РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЧНОЇ СХЕМИ ЕЛЕКТРОХЕМОДЕСТРУКЦІЇ СПОЛУК, ЩО ВАЖКО РОЗКЛАДАЮТЬСЯ

Дослідження, проведені науковцями інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А. В. Думанського НАН України підтвердили, що питна вода з централізованого водопостачання містить великі обсяги фармацевтичних препаратів, зокрема антибіотики, гормони, заспокоювальні і антисудомні препарати та знеболюючі, а також інші токсичні сполуки, а саме пестициди та тригалометани. Концентрація цих препаратів у питній воді мізерно мала, але можливі наслідки довготривалого використання, хоча і в незначних кількостях, у вигляді дози ліків.

Експерти визначили, що додавання у питну воду хлору, що є стандартною процедурою для знезаражування води, підсилює дію токсичних речовин, спричиняючи збільшення онкологічних захворювань.

Отже, імунітет мешканців м. Черкаси і області значно знижений у порівнянні з іншими областями України внаслідок багаторічного вживання питної води, джерелом якої є р. Дніпро. Водопідготовка питної води, що проходить на Дніпровський водоочисний станції неспроможна видалити з води забруднювачі до норм, які були б небезпечними для здоров'я людини. Гранично допустимі концентрації яких складають десятки мкг на дм^3 .

У статті наведені результати розробки за стадіями технології очищення виробничих стічних вод від сполук, що важко розкладаються – пестицидів. Пропонується попередня обробка початкової води озono-повітряною сумішшю для насичення розчинів, що містять пестициди. Відпрацьована озono-повітряна суміш використовується на стадії плазmo-хімічного розкладання органічних сполук як агент з охолодження зони розряду. Застосування, як каталізатора сталевих стружок, приводить до утворення ферум (III) гідроксиду, який на стадії співосадження адсорбує залишкову кількість пестицидів.

Описано багатоцільову електроактиваційну технологію, що забезпечила глибоке очищення і отримання високого ступеня деструкції пестицидів та досягнення значення концентрації пестицидів менше ГДК у воді після очищення.

Ключові слова: питна вода, пестициди, електрокоагуляція, токсичність, забруднені речовин, електроактивація, окиснення, метод озонування, плазmo-хімічне розкладання органічних речовин.

Постановка проблеми. Методи очищення стічної води не завжди забезпечують видалення забруднень відповідно до вимог санітарних норм і характеризуються малою ефективністю, що призводить до неможливості вирішення проблем з якісною водопідготовкою питної води.

Прогресивним напрямом в технології очищення природних вод є використання електрохімічних методів, зокрема методу очищення води в електролізерах з розчинними електродами – електрокоагуляцією або електроактивацією. Ці методи забезпечують високий рівень видалення з води забруднень

у вигляді суспензій мінерального, органічного та біологічного походження з одночасним процесом хемотреструкції пестицидів та інших сполук, що важко окиснюються.

Суттєвою перевагою електрохімічних методів перед реагентними методами очищення є відмовлення від будівництва великих очисних споруд, що займають значні виробничі площі і вимагають великих капітальних витрат.

Електрокоагуляція дозволяє здійснити процес очищення води в компактних установках, автоматично діючих та легко обслуговуються.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Порівняльне дослідження ультразвукової кавітації та реактиву Фентона для деградації бісфенолу А в деіонізованих та природних водах показало значні переваги останнього [1].

Фотохімічна обробка водних розчинів – хлорофенолу у порівнянні з використанням ультрафіолетового (УФ) опромінення, перекису водню та реактиву Фентона дає суттєві економічні переваги [2].

При дослідженні кінетики розкладання фенолу під впливом УФ– опромінення з H_2O_2 та без нього було порівняно швидкісні характеристики на фотокаталізаторах TiO_2 , Fe-TiO_2 та Fe-C-TiO_2 і відзначено вплив присутності заліза для наступних стадій очищення [3].

Каталітична дія системи $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ в електрофентонівській деградації антимікробного хлорофену приводить до високих показників ступеня очищення [4]. Методологія експериментального проектування застосована для електрофентонівської обробки для деградації гербіциду хлортолуру показала його високу ефективність [5].

Дослідження окиснення електрохімічними вдосконаленими окисними процесами (ЕАОР) показало високу інтенсивність щодо очищення від пестицидів [6].

Застосування електрохімічного очищення промислових стічних вод показало технологічну доцільність та економічну вигоду електрокоагуляційного процесу [7].

Використання сонячної енергії для фотоелектрофентонівської деградації крезолів мінімізує витрати на синтез оксигеновмісних радикалів у рідкій фазі [8].

Дослідники у роботі [9] пропонують для електрокоагулятора – основного апарату – обирати конструкцію циліндричного проточного реактора.

Нові високоефективні методи очищення від розчинних та нерозчинних поллютантів знаходять відображення в роботах українських науковців [10].

Багато авторів, приділяючи увагу ролі кисню при отриманні оксигеновмісних радикалів за Фентоном, пропонують ідею використання більш ефективного окисника – озону – для інтенсифікації процесу розкладання сполук, що важко окиснюються [11].

Запропонувати процес високоефективного методу для очищення води від пестицидів та інших сполук, що важко окиснюються. В даній роботі поставлено завдання: розрахувати та спроектувати апарат для технологічної схеми очищення стічних вод, що містять пестициди. Як основний процес обрано метод електрокоагуляції – найбільш ефективного та прогресивного методу очищення такого

виду води на даний момент, який суміщено з системою плазмо-хімічного розкладання органічних речовин й інтенсифікації процесу очищення попереднім озонуванням для чого використана установка синтезу озону і застосовано озono-повітряні суміші.

Для перевірки технології, що пропонується, було отримано від виробництва п'ять видів розчинів сумішей пестицидів, які позначені в роботі за їх комерційними назвами: пестицид «Голіаф»; пестицид «Ультрасил Дуо»; пестицид «Мілідар»; пестицид «Панда» та пестицид «КвінСтар Макс», а також розчини загального стоку виробництва.

Пошук оптимальної технології обробки модельного розчину проводився на п'яти пробах пестицидів, які передавались з виробництва у вигляді зразків фракцій рідкої фази за наважками для отримання робочих розчинів з концентрацією пестицидів 1,0 – 1,1% об'ємом кожного робочого розчину – 8,2 дм³. ГДК кожного з компонентів в розчинах пестицидів складало 50-100мкг/дм³.

Мета. Провести дослідження деструкції пестицидів – знешкодження органічних речовин на експериментальній установці з системою плазмо-хімічного розкладання органічних речовин з одночасним впливом окисника – озону для використання радикально-каталітичних процесів. Дослідження необхідні для розробки та створення промислової стаціонарної стендової установки – технологічного блоку в системі очищення стічних вод, що містять пестициди.

Виклад основного матеріалу. Запропоновано, розроблено та змонтовано установку, що складається з декількох блоків.

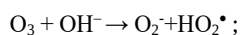
Блок 1 – озонування потоку повітря для насичення озоном початкової води.

Блок 2 – електрокоагуляція суміщена з електрохімічною обробкою стічної води на каталізаторі в зоні розряду високої напруги – система плазмо-хімічної деструкції пестицидів.

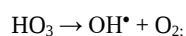
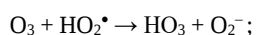
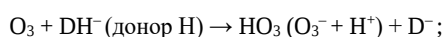
Блок 3 – розділення залізного шламу, що утворюється, та очищеної води шляхом відстоювання. Після відведення очищеної води шлам ферум (III) гідроксиду промивається водою, а промивні води змішуються з початковою водою для направлення на стадію озонування. Промитий залізовмісний шлам повертається на стадію плазмо-хімічної деструкції пестицидів в блок 2.

Завдяки багатоцільовому призначенню технології установка не тільки забезпечує високі значення зниження вмісту пестицидів на виході менше ГДК, але й очищує від супутніх органічних та неорганічних домішок шляхом співосадження на ферум (III) гідроксиді.

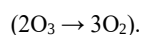
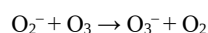
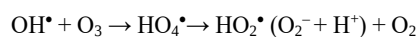
1. Блок попереднього озонування: блок синтезу озоно-повітряної суміші и обробки початкової води. Окиснювальні властивості озону пов'язані з його прямою взаємодією з багатьма органічними та неорганічними речовинами, так і з розпадом у воді на вільні радикали з утворенням $\text{OH}\cdot$, $\text{HO}_2\cdot$ – радикалів, найбільш реакційно спроможних з відомих окиснювачів у водному середовищі. Процес розпаду озону у воді проходить спонтанно за ланцюговим механізмом:



ініціювання



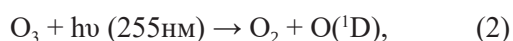
продовження



(1)

Обрив радикальних ланцюгів може відбуватися в результаті диспропорціонування радикалів $\text{O}_2\cdot$, $\text{HO}_2\cdot$ з утворенням пероксиду водню, або за рахунок взаємодії $\text{OH}\cdot$ $\text{OH}\cdot$ з «пастками» радикалів – речовинами, що утворюють вторинні радикали, які не беруть участі у продовженні ланцюга.

У воді біля 50% озону розкладається на вільні радикали. За наявності у воді донорів атомів Гідрогену, або іонів OH^- , процес розпаду озону прискорюється. Часто з метою інтенсифікації цього процесу застосовується пероксид водню або дія УФ-опромінення:



Властивість озону розпадатися на вільні радикали використовується в процесах взаємного окиснення, коли при сумісній дії O_3 , УФ, H_2O_2 – деструкція забруднюючих речовин відбувається за рахунок радикалів $\text{OH}\cdot$.

Лабораторна установка для озонування води. З можливих методів отримання озону використовують бар'єрний розряд, електроліз, фотохімічний спосіб та високочастотне електричне поле. Створена і апробована в лабораторних умовах установка використовує для синтезу озону генератор озону бар'єрного типу.

Озон отримували в блоці генератора озону з системою осушення газового потоку, що може

працювати на повітрі, повітряно – кисневій суміші та на чистому кисні. Генератор озону стандартного типу складається з двох електропровідних частин і електродів, розташованих на невеликій відстані між ними. Конструктивно електроди виконані у вигляді двох співвісно розташованих циліндрів з проміжним шаром ізоляції. На електроди подавали змінний електричний струм високої напруги (10кВ) і між електродами утворювався озон. На лабораторній озонаторній установці вивчали умови застосування озону під час очищення проміжних і продукційних розчинів від органічних домішок. У блоці озонування відбувалося насичення озоном початкового робочого розчину.

Схема експериментальної установки для озонування для синтезу озону та обробки початкової води представлена на рис. 1.

На практиці, через джерело тихого розряду пропускають атмосферне повітря, яке попередньо пройшло глибоке очищення і осушення до вологовмісту не більше 0,05 г/см³. Можливість виробництва озону на місці із оточуючого середовища – це значна перевага перед іншими технологіями.

Система осушення, яку використали під час проведення досліджень, включала в собі чотири послідовно поєднаних поглиначі з 96% сульфатною кислотою, силікагелем, поглиначем марки NaX і P₂O₅, що дали змогу очищувати повітряний потік від пари води. Осушену газову суміш направляли в озонатор.

Для визначення оптимальної роботи лабораторної установки дослідили залежність продуктивності установки від напруги, результати наведені в табл. 1.

Для визначення озону в газовій фазі застосували йодометричний метод. Вимірювання і контроль концентрації озону здійснювали на виході із генератора озону та на виході з барботажною колонки.

Для визначення дози озону (Do_3) побудували графічну залежність концентрації озону на вході та виході з озонатора ($\text{Co}_3=f(\tau)$) від часу оброблення розчину. Доза озону, необхідна для повного очищення проби розчину, визначається як різниця між кількістю озону, що була подана за час оброблення розчину та кількістю не поглиненого озону. Графічним інтегруванням залежності $\text{Do}_3=f(\tau_0, \tau_1)$, визначено площу, яка відповідає питомим витратам

Таблиця 1

Залежність продуктивності установки від напруги

Напруга, кВ	7	8	9	10	11	12
Продуктивність O_3 , $\cdot 10^{-2}$, г/хв	0	0,58	2,5	4,8	7,7	7,4

там озону. Після масштабування значень площі було визначено реальні питомі витрати окисника. Розрахована Do_3 становить $4,44 \cdot 10^{-3} \text{ г/см}^3$.

На рис. 2 та 3 наведено залежність зміни концентрації пестицидів від часу контактування фаз в системі Газ – Рідина при зміні висоти шару рідини в барботажному апараті та швидкості подання озono-повітряної суміші.

Для рис. 2 висота шару початкового розчину складала 100 мм, а для рис. 3 – 500 мм. Швидкість подавання озono-повітряної суміші: 1 – 800; 2 – 600; 3 – 200 $\text{см}^3/\text{хв}$.

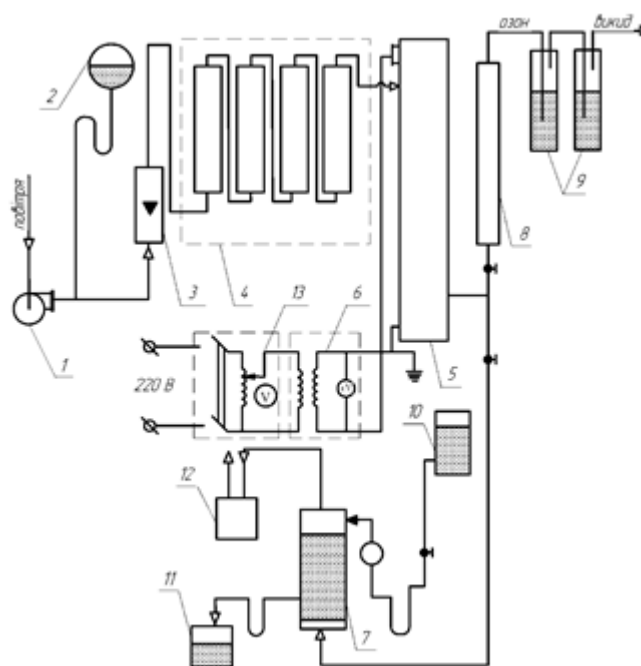


Рис. 1. Схема експериментальної установки для синтезу озону та обробки початкової води:
1 – компресор; 2 – моностат; 3 – ротаметр;
4 – блок осушення повітря; 5 – генератор озону;
6 – підвищуючий трансформатор; 7 – барботажна колонка; 8 – спектрофотометр; 9 – склянка Дрекслера з розчином KI; 10 – ємкість із розчином для очищення; 11 – ємкість із очищеним розчином; 12 – крапельовловлювач; 13 – лінійний автотрансформатор

За результатами досліджень максимальний ступень деструкції пестицидів прямим озонуванням початкової води не дає ступінь очищення від пестицидів більше ніж 80% (рис. 2 та 3).

2. Блок електрокоагуляції. Система хемодеструкції сполук, що важко розкладаються. Синтез радикалів під дією УФ-обробки, або перекису водню відбувалися у другому блоці – блоці електрокоагуляції. Інтенсифікація процесу хемодеструкції пестицидів заснована на синтезі та використанні вискоєфективних радикалів $\text{OH}\cdot$ і $\text{HO}_2\cdot$ при синтезі яких відбу-

вається первинне ініціювання процесів розкладання сполук та утворення оксигеновмісних вуглеводневих радикалів в розчинах. Вуглеводневі радикали спонтанно або під впливом додаткових плазмо-хімічних процесів розкладаються на вуглеводневі фрагменти, а також вуглекислий газ та воду. При цьому досягається мінімізація енергетичних витрат на загальний результат процесу хемодеструкції пестицидів.

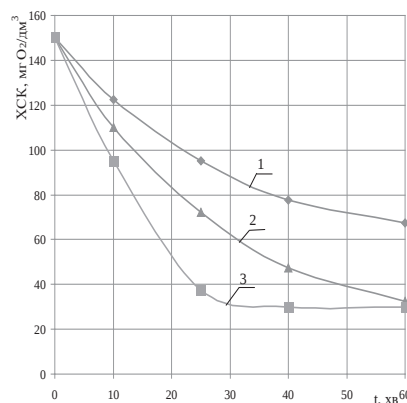


Рис. 2. Залежність зміни концентрації пестицидів від часу: $h=50 \text{ мм}$; $\omega_1 = 200 \text{ см}^3/\text{хв}$; $\omega_2 = 600 \text{ см}^3/\text{хв}$; $\omega_3 = 800 \text{ см}^3/\text{хв}$

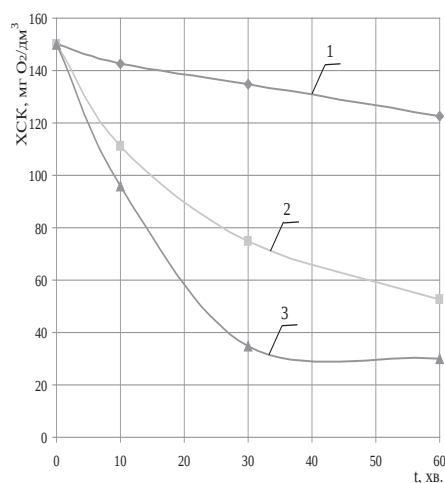


Рис. 3. Залежність зміни концентрації пестицидів від часу: $h=100 \text{ мм}$; $\omega_1 = 200 \text{ см}^3/\text{хв}$; $\omega_2 = 600 \text{ см}^3/\text{хв}$; $\omega_3 = 800 \text{ см}^3/\text{хв}$

Систему інтенсифікації процесу хемодеструкції пестицидів представлено на лабораторній установці – електрокоагулятор із зоною імпульсного високого розряду (рис. 4).

Лабораторна установка являє собою комплекс обладнання (рис. 4), який складається з джерела живлення, системи контролю за параметрами, каталітичного реактора, високовольтної зони синтезу радикалів $\text{OH}\cdot$ і $\text{HO}_2\cdot$, та системи дозування газового потоку для ретельного перемішування фаз, електричної схеми живлення. Електрокаталітичний

Таблиця 2

**Протокол результатів досліджень щодо очищення розчину пестицидів
2,4-Д кислота + Дикамба у формі диметиламіної солі (комерційна назва «Голіаф»)**

Ресстраційний номер зразка	Назва зразка	Назва показника	Позначення НД на метод випробування	Вимоги НД на продукт, мг/ дм ³	Результат випробувань, мкг/ дм ³	Вміст компонентів у розчині за стадіями
0434-18R	Голіаф	2,4-Д кислота	EN 15662:2008, PI 7.7-01, PI 7.7-02	Не більше 0,002	146	В очищеній воді після стадії 2
		Дикамба у формі диметиламіної солі, мг/ дм ³		Не більше 0,02	8	
0435-18R	Голіаф	2,4-Д кислота	EN 15662:2008 PI 7.7-01, PI 7.7-02	Не більше 0,002	143	В очищеній воді після стадії 2
		Дикамба у формі диметиламіної солі		Не більше 0,02	7	
0436-18R	Голіаф	2,4-Д кислота	EN 15662:2008 PI 7.7-01, PI 7.7-02	Не більше 0,002	143	В очищеній воді після стадії 2
		Дикамба у формі диметиламіної солі		Не більше 0,02	7	
0437-18R	Голіаф	2,4-Д кислота	EN 15662:2008 PI 7.7-01, PI 7.7-02	Не більше 0,002	1100	У початковій воді перед стадією змішування з промивними водами
		Дикамба у формі диметиламіної солі		Не більше 0,02	700	

Таблиця 3

Характеристики хромато-мас-спектрометрії

Найменування і тип хроматографів	Види детекторів
Рідинний хроматограф Agilent 1260	з одноквадрупольним детектором Agilent 6125
Рідинний Agilent 1290	з трьохквадрупольним детектором Agilent 6460
Газовий хроматограф Agilent 7890B	з одноквадрупольним детектором Agilent 5977B
Газовий хроматограф Agilent	7890B з трьохквадрупольним детектором Agilent 7000D

реактор 1 – зона розряду в якому відбувається синтез оксигеновмісних радикалів, хемодеструкція пестицидів та вуглеводневих радикалів при використанні сумісної дії озону, розряду та каталізатора. В об'ємі рідкої фази спостерігається ефективно розкладання пестицидів. Контроль температурного режиму в зоні розряду здійснювався дозуванням газового потоку, який направлявся після процесу озонування початкової води. Таким чином, здійснювалось повітряне охолодження в зоні розряду.

Електрокаталітичний реактор (один або декілька залежно від витрат води, конструктивних особливостей системи виду та кількості пестицидів) монтується на кварцевій трубці з використанням сітчастих електродів з легованої сталі та системи подавання напруги (U=10кВ) в зону контакту фаз.

Обробка проб кожного розчину пестицидів проводилась за багатостадійною технологічною схемою.

Стадія 1 – насичення озоном початкових розчинів в блоці 1.

Стадія 2 – обробка розчинів пестицидів на установці імпульсного розряду високої напруги (U=10кВ) у присутності залізного каталізатора в потоці викидних газів з установки озонування.

Стадія 3 – розділення ферум (III) гідроксиду та очищеної води методами відстоювання або фільтрації крізь скляний фільтр з отриманням очищеної води (блок 3).

Стадія 4 – промивка твердої фракції (ферум (III) гідроксиду) водою, змішування промивної води з початковою водою на стадії 1 і повертання ферум (III) гідроксиду на стадію 2.

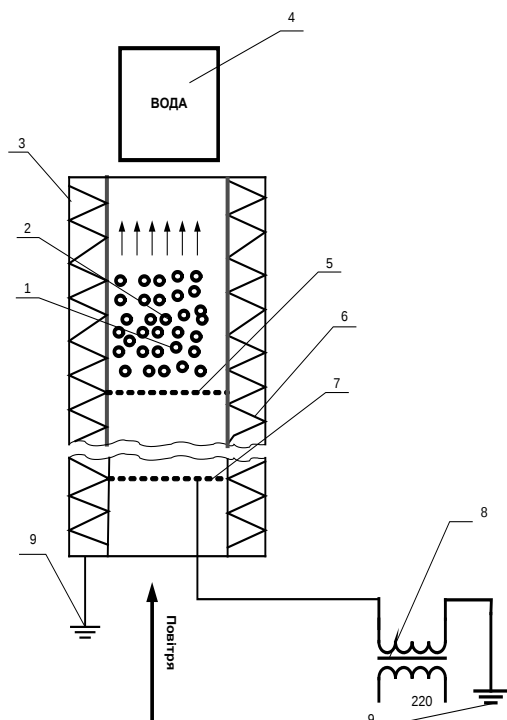


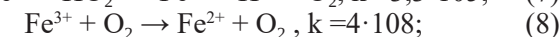
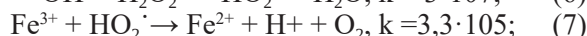
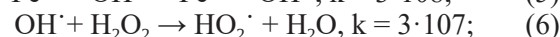
Рис. 4. Електрокоагулятор із зоною імпульсного високого розряду:
 1 – електрокаталітичний реактор;
 2 – катализатор – залізна стружка;
 3, 6 – керамічні трубки; 4 – ємкість із початковою водою, змішаною з промивними водами стадії 4; 5, 7 – подача сітка високовольтного електроду;
 8 – джерело живлення

Остаточне очищення від пестицидів та інших токсичних домішок пов'язана з озоно-радикальними реакціями; застосуванням залізного катализатора в зоні розряду відбувається за реакціями (4) – (9).

За результатами досліджень встановлено, що початкове значення рН є одним з визначальних параметрів при оптимізації процесів в системі Фентона.

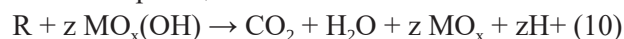
На ступінь деструкції пестицидів впливає співвідношення реагентів, концентрація H_2O_2 та концентрація катализатора.

Наведемо хімізм процесу окиснення за Фентоном:



Метод електро-Фентона, що використовує електрогенерований реагент Фентона, де $O_2 + O_3$ барботується крізь розчин і відновлюється до пероксиду водню (H_2O_2) на катодній поверхні.

У випадку присутності R (забруднювача – молекули пестициду) в розчині, синтезовані інтермедіати приводять до його повного окиснення за загальною реакцією:



Роль озону пов'язана з попереднім руйнуванням зв'язків в реагенті R, а також зі збільшенням концентрації радикалів $OH^\cdot$ і $HO_2^\cdot$ в зоні розряду, що приводить до високих показників процесу деструкції пестицидів (табл.4).

Як приклад, в таблиці 2 наведено протокол результатів досліджень щодо очищення розчину пестицидів 2,4-Д кислота + Дикамба у формі діетиламінної солі (комерційна назва «Голіаф»).

Порівняння вмісту пестицидів у початкових та кінцевих пробах визначалась за сучасними методиками в лабораторії хромато-мас-спектрометрії (табл. 3).

Результати випробувань процесів впливу озону, зони високовольтного розряду та катализатора на ступінь розкладання пестицидів у рідкій фазі в системі Газ – Рідина – Тверда фаза (залізний катализатор) представлені в табл. 2 для пестицидів зразка «Голіаф».

Порівняння результатів аналізів за змістом пестицидів в початковій воді та у воді після стадії 2 показали, що ступінь деструкції складала 86,7 – 93,7%.

Після адсорбції залишкових пестицидів на ферум (III) гідроксиду на стадії 3 сумарний ступінь очищення складав 95-96%. Для стічних вод підприємства сумарний ступінь очищення досягав 98-99,7%.

Кінцеві результати очищення різних розчинів з пестицидами: «Голіаф», «Ультрасил Дуо», «Мілідар», «Панда», та «КвінСтар Макс» наведено в табл. 4.

Висновки.

1. При обробці розчинів пестицидів в електрокоагуляторі в зоні імпульсного бар'єрного розряду високої напруги в присутності залізного катализатора і розчиненого озону отримано ступені деструкції сполук, що важко розкладаються до 93,7–99,8%.

2. Отримані значення ступеня деструкції означають, що глибоке очищення розчинів води, що містять пестициди, дають можливість досягнути концентрацій менші значень гранично допустимих концентрацій (ГДК) 150-200 мкг/дм³.

3. Для стічних вод підприємства сумарний ступінь очищення досяг 98-99,7%.

Таблиця 4

Результат очищення різних розчинів з пестицидами

Види пестицидів	«Голіаф»	«Ультрасил Дуо»	«Міладар»	«Панда»	«КвінСтар Макс»
Ступінь розкладання органічних сполук, %	93,7	95,4	99,5	96,8	99,8

Список літератури:

1. Torres R.A., Abdelmalek F., Combet E., Pétrier C., Pulgarin C. A comparative study of ultrasonic cavitation and Fenton's reagent for bisphenol A degradation in deionised and natural waters. *Journal of Hazardous Materials. Environmental Applications of Advanced Oxidation Processes*. 2007. Vol. 146, № 3. P. 546–551. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.04.056.
2. Pouloupoulos S.G., Nikolaki M., Karampetsos D., Philippopoulos C.J. Photochemical treatment of 2-chlorophenol aqueous solutions using ultraviolet radiation, hydrogen peroxide and photo-Fenton reaction. *Journal of Hazardous Materials*. 2008. Vol. 153, № 1-2. P. 582–587. DOI: 10.1016 / j.jhazmat. 2007. 09. 002.
3. Losito I., Amorisco A., Palmisano F. Electro-Fenton and photocatalytic oxidation of phenyl-urea herbicides: An insight by liquid chromatography–electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2008. Vol. 79, № 3. P. 224–236. DOI: 10.1016 /j.apcatb. 2007.10. 029.
4. Sirés I., Garrido J. A., Rodríguez R. M., Brillas E., Oturan N., Oturan M. A. Catalytic behavior of the $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ system in the electro-Fenton degradation of the antimicrobial chlorophene. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2007. Vol. 72, № 3-4. P. 382–394. DOI: 10.1016/j.apcatb.2006.11.016.
5. Abdessalem A. K., Oturan N., Bellakhal N., Dachraoui M., Oturan M. A. Experimental design methodology applied to electro-Fenton treatment for degradation of herbicide chlortoluron. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2008. Vol. 78, № 3-4. P. 334–341. DOI: 10.1016/j.apcatb.2007.09.032.
6. Oturan M.A., Brillas E. Electrochemical Advanced Oxidation Processes (EAOPs) for the Environmental Applications. *Portugaliae Electrochimica Acta*. 2007. Vol. 25, P. 1–18. DOI: 10.4152/pea.200701001.
7. Rajkumar D., Palanivelu K. Electrochemical treatment of industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 2004. Vol. 113, № 1. P. 123–129. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.05.039.
8. Flox C., Cabot P.L., Centellas F., Garrido J. A., Rodríguez R. M., Arias C., Brillas E. Solar photoelectro-Fenton degradation of cresols using a flow reactor with a boron-doped diamond anode. *Applied Catalysis B: Environmental*. 2007. Vol. 75, № 1-2. P. 17–28. DOI: 10.1016/j.apcatb.2007.03.010.
9. Raghu S., Basha C.A. Electrochemical treatment of Procion Black 5B using cylindrical flow reactor – A pilot plant study. *Journal of Hazardous Materials*. 2007. Vol. 139, № 2. P. 381–390. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.06.082.
10. Трус І.М., Галиш В.В., Скиба М.І., Радовенчик Я.В., Гомеля М.Д. Нові високоефективні методи очищення від розчинних та нерозчинних поллютантів: монографія. Київ : Кондор, 2020. 272 с.
11. Деструктивні методи очищення води. Лабораторний практикум [Електронний ресурс]: навч. посіб. для студ. спеціальності 101 «Екологія», 161 «Хімічні технології та інженерія». КІП ім. Ігоря Сікорського, 2023. 64 с.

Stoliarenko H.S., Koval M.G., Fomina N.M. DEVELOPMENT OF A TECHNOLOGICAL SCHEME FOR THE ELECTROCHEMICAL DESTRUCTION OF HARD-TO-DECOMPOSE COMPOUNDS

Research conducted by scientists at the A.V. Duman Institute of Colloid Chemistry and Water Chemistry of the National Academy of Sciences of Ukraine has confirmed that drinking water from the centralized water supply contains large amounts of pharmaceuticals, including antibiotics, hormones, sedatives, and antidepressants. Dumansky Institute of Colloid Chemistry and Water Chemistry of the National Academy of Sciences of Ukraine have confirmed that drinking water from centralized water supplies contains large amounts of pharmaceuticals, including antibiotics, hormones, sedatives, anticonvulsants, and painkillers, as well as other toxic compounds, namely pesticides and trihalomethanes. The concentration of these drugs in drinking water is negligible, but there are possible consequences of long-term use, albeit in small amounts, in the form of a dose of medicine.

Therefore, the immunity of residents of Cherkasy and the surrounding region is significantly reduced compared to other regions of Ukraine due to many years of drinking water sourced from the Dnieper River. Water treatment at the Dnieper water purification plant is unable to remove contaminants from the water to levels that would be safe for human health. The maximum permissible concentrations are tens of micrograms per cubic metre.

The article presents the results of the development of a technology for the purification of industrial wastewater from persistent compounds – pesticides. It proposes the preliminary treatment of raw water with an ozone-air mixture to saturate solutions containing pesticides. The spent ozone-air mixture is used at the stage of plasma-chemical decomposition of organic compounds as an agent for cooling the discharge zone. The use of steel chips as a catalyst leads to the formation of ferric hydroxide, which adsorbs the residual amount of pesticides at the co-precipitation stage.

A multi-purpose electroactivation technology is described, which ensured deep purification and a high degree of pesticide destruction, and achieved a pesticide concentration below the MPC in water after purification.

Key words: drinking water; pesticides; electrocoagulation, toxicity, pollutants, electroactivation, oxidation, ozonation method, plasma-chemical decomposition of organic substances.

Дата надходження статті: 24.09.2025

Дата прийняття статті: 15.10.2025

Опубліковано: 16.12.2025