



ПОДОЛАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ТА ЗАГРОЗ ДЛЯ ДОВКІЛЛЯ В УМОВАХ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ – 2022



2022

УДК 504.06

Рецензент: САФРАНОВ Тамерлан, завідувач кафедри екології та охорони довкілля Одеського державного екологічного університету, доктор геолого-мінералогічних наук, професор.

під ред. М.С. Мальованого, О.В. Степової.

Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022: колективна монографія Полтава – Львів: НУПІ імені Юрія Кондратюка, НУ «Львівська політехніка» — Дніпро: Середняк Т. К., 2022, — 664 с.

ISBN 978-617-8111-24-3

book doi.org/10.23939/monograph2022

У колективній монографії з позицій забезпечення екологічної безпеки викладено результати екологічних досліджень стану навколишнього середовища із акцентуванням на встановлення екологічних ризиків і загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій та воєнних дій. Розглянуто проблеми глобальних та регіональних екологічних загроз, питання екологічної та техногенної безпеки територій, напрацювання в галузі відновлювальної енергетики. Наведено деякі розвідки щодо наслідків для довкілля воєнних дій, пов'язаних із вторгненням РФ в Україну.

Розраховано на науковців, викладачів, керівників і спеціалістів органів державного управління, екологів, аспірантів, студентів і всіх, хто цікавиться питаннями збереження, відновлення та раціонального використання ресурсів навколишнього середовища.

Матеріали друкуються мовами оригіналів. За викладення, зміст і достовірність матеріалів відповідають автори.

ISBN 978-617-8111-24-3

© Колектив авторів, 2022.

РЕЖИМИ ЗНЕШКОДЖЕННЯ СТИЧНИХ ВОД МІКРОДУГОВИМ РОЗРЯДОМ У СИСТЕМІ З ОБ'ЄМНИМ ЕЛЕКТРОДОМ

WASTEWATER TREATMENT MODES BY MICROARC DISCHARGE IN A SYSTEM WITH A VOLUMETRIC ELECTRODE

Трегубов Д. Г., кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри спеціальної хімії та хімічної технології, **Чиркіна М. А.**, кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри спеціальної хімії та хімічної технології, **Слепузніков Є. Д.**, кандидат технічних наук, заступник начальника кафедри спеціальної хімії та хімічної технології, **Пономаренко Р. В.**, доктор технічних наук, доцент, начальник факультету оперативного-рятувальних сил

Національний університет цивільного захисту України, Україна

Tregubov D. G., Ph.D., Associate Professor, Associate Professor of Special Chemistry and Chemical Technology, **Chyrkina M. A.**, Ph.D., Associate Professor, Associate Professor of Special Chemistry and Chemical Technology, **Slepuzhnikov E. D.**, Ph.D., Deputy Head of the Department of Special Chemistry and Chemical Technology, **Ponomarenko R.V.**, Ph.D., Doctor of Engineering, Head of Operational and Rescue Forces Faculty

National University of Civil Defence of Ukraine, Ukraine

Анотація. *Звернуто увагу на необхідності вдосконалення методів очищення промислових викидів, у тому числі стічних вод. Проаналізовано можливості різних груп водоочисних технологій. Акцентовано на широких можливостях електрохімічних технологій із видалення зі стічних вод забруднень органічного та неорганічного походження. Показано перспективність використання для цього об'ємного насипного електроду, зокрема у режимі утворення мікродугового розряду. Продемонстровано, що мікродуговий розряд на сталюму або коксовому насипному електроді призводить до диспергування матеріалу електродів із утворенням активної суспензії. З'ясовано, що у випадку диспергування сталі у мікророзрядах утворюється коагулянт на основі гідроксиду заліза, а в разі використання коксу – сорбент у вигляді дрібнодисперсного карбону; при цьому коагулянт дозволяє позбавляти стоки іонів важких металів, а сорбент – виводити зі складу стоку домішки органічного походження, наприклад, феноли. Досліджено три режими поєднання технологій утворення коагулянту та сорбенту в*

умовах мікродугового впливу: змішаний об'ємний електрод (кокс + сталева стружка), металева стружка у системі нерухомих графітових електродів, розподіл міжелектродного проміжку металевою сіткою на зони сталюого та коксового об'ємного електродів. Доведено, що в останньому випадку можливо утворення оптимального мікродугового режиму по частинах міжелектродного простору для утворення коагулянту ($4-6 \text{ Вт/см}^3$) та сорбенту ($2-3 \text{ Вт/см}^3$).

Abstract. Attention is paid to the need to improve methods of industrial emissions treatment, including wastewater. Possibilities of different groups of water treatment technologies are analyzed. Attention is focused on wide possibilities of electrochemical technologies for the removal of organic and inorganic contaminants origin from wastewater. Prospects of using a bulk electrode for this purpose are shown, in particular in the microarc discharge formation mode. It has been shown that microarc discharge on a steel or coke bulk electrode leads to the dispersion of the electrode material to form an active suspension. It was found that in the case of dispersing steel in micro-discharges, a coagulant based on the iron hydroxide is formed, and in the using coke case - a sorbent in the fine carbon form; while the coagulant allows to remove the heavy metal ions effluent, and the sorbent - to remove from the effluent impurities of the organic origin, such as phenols. Three modes of technologies combination of coagulant and sorbent formation in microarc influence conditions are investigated: volume electrode of mixed composition (coke + steel shavings), metal shavings in the system of fixed graphite electrodes, section of interelectrode gap by metal mesh to form zones with the bulk electrodes made of the steel and coke. It is proved that in the latter case it is possible to form an optimal microarc regime on interelectrode space parts for the formation of coagulant ($4-6 \text{ W/cm}^3$) and sorbent ($2-3 \text{ W/cm}^3$).

Вступ. Забезпечення техногенної безпеки є особливою функцією захисту населення й територій від надзвичайних ситуацій. Наслідки надзвичайних ситуацій хімічного характеру можуть виходити за межі держав, а екологічні та економічні витрати у зв'язку з аварією несуть не лише підприємства, що постраждали внаслідок аварії, а й відповідні держави. У разі, якщо на об'єкті відсутні певні небезпечні речовини із загальною масою, що перевищують або дорівнюють відповідній пороговій масі, з метою вирішення питання щодо віднесення об'єкта до класу підвищеної небезпеки застосовують відповідні розрахункові формули [1]. Такий аналіз проводиться з метою оцінювання впливу небезпеки від небезпечних речовин на здоров'я людини, об'єкти інфраструктури та довкілля. Висновок про небезпечність робиться у разі, якщо отримані розрахункові суми більші за

«1». Небезпечність певних об'єктів може виникати, в тому числі, й за неконтрольованих викидів відходів виробництва.

Розвиток промислового виробництва супроводжується утворенням нових водних забруднених багатоскладових систем, які підлягають очищенню: або для захисту природних водойм, або на стадіях оборотного водопостачання. До таких відносяться стічні води коксохімічного (КХВ), металургійного та гальванічного (ГВ) виробництв, які містять органічні та неорганічні забруднення, у тому числі іони важких металів та бенз(а)пірен. Але стандартні технології дозволяють видаляти важкі метали лише з одночасним підвищенням солемісту води. Сучасне кінцеве водоочищення шляхом біохімічної обробки потребує глибокого попереднього видалення багатьох сполук, які негативно впливають на життєдіяльність специфічних мікроорганізмів: фенолів, роданідів, смол, масел, бенз(а)пірену та ін.

Зменшувати солеміст вод дозволяють зворотний осмос та електродіаліз, але вони вимагають чистоти води по показнику вмісту дисперсних частинок до $5 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$, по ХПК – до $20 \text{ мгO}_2 \cdot \text{дм}^{-3}$. Як показують дані, наведені у табл.1 [2], не зважаючи на широкий спектр можливих впливів, разом у межах одного методу їх важко реалізувати. До того ж, багато технологічно простих методів обробки води, таких як озонування, зворотного осмосу, термічного рідкофазного окиснення, спалювання стічних вод потребують значних капіталовкладень на влаштування крупногабаритного або високотехнологічного обладнання. Так, для озонування необхідні потужні генератори напруги до 25 кВ, для термічного рідкофазного окиснення – робота апаратів під тиском до 15 МПа та температурою до 1000 °С. Фенольні стічні води КХВ частково ліквідують шляхом мокрого гасіння коксу (як термохімічний метод) – при цьому, поки температура коксу перевищує певну критичну, відбуваються процеси термодеструкції та окиснення домішок, але подальше проливання коксу, що охолонув, призводить до випаровування зі шкідливими викидами.

Більш широкий спектр впливів на водну систему, порівняно з іншими методами очищення, та просту технологію має електрохімічна обробка. Електрична енергія вводиться в оброблювану воду та перетворюється в енергію хімічних реакцій або руху частинок. Реакції протікають на межі електрод-електроліт із формуванням сукупності активних продуктів. Перевагою таких методів є повна чи часткова відмова від споживання хімічних реагентів та безперервність обробки. Водночас, за поєднання з іншими методами впливу є можливість очищати промислові стічні води від домішок різного складу та дисперсності й знизити їх ХПК з 20000 до $100 \text{ мгO}_2 \cdot \text{дм}^{-3}$ [3] без збільшення солемісту. Перспективною технологією є обробка стічних вод у системах із об'ємним електродом, у тому числі у режимах з утворенням мікродугового розряду з метою активного формування дрібнодисперсного сорбенту.

Таблиця 1. Ефекти очищення в межах різних методів впливу на водні системи [2]

Групи методів очищення води	Фільтрація	Сорбція	Екстракція	Випарю-вання	Коагуляція	Флотація	Деструкція			
							хімічна	термічна	електро- хімічна	біоло- гічна
Біохімічні		+								+
Термохімічні				+		+	+	+		
Фізикохімічні										
зворотний осмос	+		+							
коагуляція (флотація)					+	(+)	+			
адсорбція	+	+								
озонування						+	+			
Електрохімічні										
електродіаліз	+	+							+	
електрохімічний вплив	+				+	+	+		+	
електродуговий вплив		+		+	+	+	+	+	+	

Метою даної роботи є уточнення конструктивних особливостей та оптимізація мікродугових режимів роботи електрохімічної системи з об'ємним насипним електродом, призначеної для очищення стічних вод, що містять забруднення як органічного, так і неорганічного походження. Для досягнення поставленої мети передбачено вирішення наступних **завдань**: встановити оптимальні режими формування мікродугового розряду з досягненням ефективності та економічності утворення коагулянту та сорбенту; розробити рішення щодо одночасного утворення в межах одного електролізу коагулянту та сорбенту.

Стічні води ГВ мають забруднення з'єднаннями важких металів (наприклад, хрому) з вмістом до $100 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$. Їх очищення проводять реагентними або електрохімічними методами [4]. Ефективність електрохімічної технології визначає матеріал аноду. Поширені аноди (оксидно-рутенієві та оксидно-іридієві, покриті титаном) передбачають обробку лише концентрованих розчинів NaCl [5]. Широке технологічне впровадження мають хромові електродні покриття. За такої технології тривалентний хром є невід'ємним та одночасно шкідливим компонентом кислих електролітів хромування. За подачі напруги на електродну систему на оброблюваному катоді протікає серія реакцій, які приводять як до відновлення іонів Cr(VI) до металічного стану $\text{Cr}^{6+} \rightarrow \text{Cr}^0$, так й до неповного відновлення до Cr(III): $\text{Cr}^{6+} \rightarrow \text{Cr}^{3+}$, що викликає накопичення іонів Cr(III) в електроліті; крім того, відбувається

відновлення іонів водню $H^+ > H_{алс}$ та $H_{алс} + H_{алс} > H_2$. Процес відбувається найбільш інтенсивно за великої анодної та малої катодної поверхні (при співвідношенні 10:1, напрузі 6 В та за температури 550 °С; за таких умов осадження триває 24 год.). Для підвищення ефективності процесу застосовують інтенсивне переміщування для оновлення у навколоанодному шарі концентрації іонів Cr(III). Надалі виникає необхідність очищення електроліту від залишків іонів Cr(III) за допомогою іонообмінних смол. Також стійкими до розбавлених розчинів NaCl є графітові матеріали. Активізацію анодних процесів досягають розвитком реакційної поверхні в умовах насипного аноду у сітчастому корпусі; заповненням електролізеру насипним електродом (кожна частинка має функції аноду та катоду) [5, 9].

Існують й більш ефективні покриття, що досягається за рахунок формування поліметалевого кластеру у вигляді потрійного сплаву Co–Mo–W [6]. Такі електродні покриття мають синергетичний ефект та підвищені показники ефективності використання. Введення до складу сплаву тугоплавких металів (вольфрам, молібден) дозволяє одержати матеріали, що можуть мати каталітичні, корозійностійкі, магнітні та високі характеристики міцності та твердості. Використання вказаних металів у процесі співосадження визначається близьким потенціалом їх виділення. Більш того, індивідуальні покриття вольфрамом і молібденом з водних розчинів не формуються через низьку перенапругу виділення водню та схильність цих металів до катодної пасивації, але вони здатні до осадження у вигляді сплаву саме з металами підгрупи заліза (залізо, кобальт, нікель).

Коагулянти (гідроксиди) для очищення стічних вод, забруднених хромом, отримують електрохімічним розчиненням аноду з заліза або алюмінію з коагуляцією забруднень води в іншій камері [7], що збільшує вихід сорбенту за током порівняно з електролізом, усуває пасивацію й зашпалення анодів забрудненнями води, дозволяє розчинювати металеві виробничі відходи. Перша стадія триває до 12 год., а роздільність технології вилучає з очищення інші електрохімічні ефекти.

Гальванокоагуляція з короткозамкненим гальванічним елементом «Fe-кокс» відновлює Cr(VI) до Cr(III), який у стані гідроксиду осаджується гідроксидом Fe(II). Така технологія спрощує електроживлення та знижує енерговитрати на очищення у 10 разів до 0,5 кВт·год·м⁻³, усуває пасивацію, дозволяє використати металеві відходи. Процес триває у широкому діапазоні значень рН та температур води. Осад, що утворюється, легко видаляється. Однак підтримання заданої якості технологічного процесу ускладнюється повільністю електрохімічних реакцій, що вимагає більших розмірів апаратів, та флуктуаціями сили струму в об'ємному електроді. Видаленню забруднень може допомогти електрофлотация: гази електролізу утворюють пухирці та за

адгезії до них частинок забруднень утворюються агрегати, які спливають на поверхню рідини.

Поширене електрохімічне водоочищення за умови бездіафрагмового електролізу на нерозчинних електродах й наявності хлор-іонів (наприклад, додавання NaCl з низькими концентраціями). При цьому у воду переходять гіпохлорит натрію та молекулярний хлор, E_h розчину зростає до 1000 мВ. Графітові електроди мають збільшену поруватість та розвинуту робочу поверхню, що гальмує вихід хлору за струмом та інтенсифікує виділення кисню. При розчиненні залізних анодів за такої технології E_h знижується до -800 мВ за рахунок іонів Fe(II). Це дозволяє відновлювати Cr(VI) [7, 8]. У ході такої обробки рН може зростати до 10 за енерговитрат 2000 Кл/л. Однак, хлорування стічних вод може призвести до утворення хлорорганічних сполук, які потребують більш глибокого очищення.

Існує вид очищення стічних вод шляхом впливу на них мікророзрядами в середовищі об'ємного електроду: за подачі напруги у системі виникає електричний струм великої густини з утворенням у місцях контакту частинок численних електричних розрядів з температурою до 5000 °C та тиском до 100 МПа [10]. Більш інтенсивне введення енергії в робочій простір дозволяє зменшувати розміри апаратів. Температура іскри ініціює розкладання більшості речовин на прості сполуки, іони та вільні радикали. При цьому до 95% введеної енергії переходить у теплову, до 20% – витрачається на механічну роботу, до 10% – випромінюється [10]. Формується комплекс фізичного і хімічного впливів на забруднюючі воду домішки, а до електрохімічних ефектів додається високотемпературний вплив мікророзряду і пов'язані з ним процеси. Продукти плазмохімічних реакцій миттєво «заморожуються» у воді. Випромінювання в різних діапазонах ініціює подальші паро- та рідкофазні реакції, утворюються окисники, радикали та зона стиснення. Електричний розряд незаражує воду, сприяє коагуляції та окисненню сполук. Однак сам мікророзряд має крапкову дію, що обумовлює неможливість рівномірної обробки. Тому ефективне очищення стічних вод у мікророзрядах може бути досягнуто лише за використання усього комплексу перелічених впливів.

Окиснення під дією мікророзрядів протікає шляхом плазмохімічних, електрохімічних, термоокислювальних, фотохімічних і вторинних реакцій із утворенням нетоксичних сполук, аж до діоксиду карбону, сульфатів, азоту і води. Джерелом активних елементів є вода, яка у зоні розряду розкладається до атомарного кисню і водню. Мікродуги створюють ерозію карбонових електродів та розкладання органічних сполук із утворенням дисперсного карбону, який адсорбує органічні домішки стічних вод.

В умовах металевого об'ємного електроду зменшуються втрати на створення мікродугового розряду у середовищі стічної води. Тому ерозія

металевих електродів виникає за меншої електричної потужності з насиченням води великою кількістю дрібнодисперсних часток металу та наступним утворенням коагулянту. Наночастинки гідроксидів металів активно сорбують інші молекули з утворенням міцних сольватних комплексів. Але при цьому не видаляються органічні сполуки.

Досліджено [4, 9] обробку стічних вод електророзрядами з напругою живлення до 1000 В та великою густиною введення потужності. Для утворення мікродугового розряду амплітуда електричної напруги повинна корелювати з відстанню між електродами, яку заповнено об'ємним електродом. В умовах мережевої напруги діють різнополярні імпульси, що виключає з процесу обробки багато електрохімічних ефектів. При випрямленні струму виникають уніполярні імпульси з частотою 100 Гц. Але у різні моменти часу на систему діє напруга різної амплітуди, що ініціює електрохімічні процеси різного характеру та інтенсивності. Виникає потреба зменшення частки низьковольтних впливів, що досягають режимами: випрямлена напруга без коливань; розряд електричного конденсатора; тиристорне «вирізання» максимуму мережевої напівхвилі.

Для досягнення ефективності такого очищення води проведено добір технологічних і електричних параметрів системи, властивостей електродів, геометрії реактора для даного режиму обробки. За дії короткого імпульсу з великою амплітудою зростає кількість мікродуг, реакційна поверхня та об'єм плазми розрядів. Енергія розподіляється пропорційно електричним опорам у системі «об'ємний електрод–мікродуга–стічна вода». Генерація мікродуг стає можливою, якщо електроопір сухого об'ємного електроду становить до 0,2 Ом·м [9]. Більш електропровідні кокси фракції 5-7 мм зменшують цей показник до 0,06 Ом·м, що знижує втрати потужності на утворення режиму мікророзрядів до 7% та підвищує видалення роданідів до 97% за їх вмісту 1 г/дм³. Питома електрична потужність початку генерації мікророзряду в імпульсному режимі – 1,6 Вт/см³, для змінного та постійного струмів – 13 і 16 Вт/см³, тобто знижується у 8-10 разів.

Ефективна мікродугова обробка реалізується за напруги в імпульсі до 1000 В, частоти до 500 Гц та тривалості 0,1-0,4 мс, що зменшує енерговитрати. Збільшення електричної напруги на електродах на 25% підвищує глибину очищення у два рази, інтенсифікує утворення дисперсного сорбенту, піроліз у мікророзрядах, наступні окисні процеси. Збільшення частоти імпульсів посилює рівномірність обробки. Збільшення ширини електродів за незмінної потужності імпульсної обробки підвищує кількість паралельних ланцюгів мікророзрядів та зменшує потужність одного мікророзряду. За зміни швидкості потоку виявлено механізми очищення у мікророзрядах: 1) інтенсивність деструкції домішок меншає за збільшення швидкості потоку, оскільки меншає кількість мікродуг на

одиницю поданої води; 2) поки сорбент є в надлишку, прискорення потоку покращує очищення; надалі виникає його нестача і погіршення очищення.

За умови видалення зі стічної води важких металів, потужність, що подається до реактору з об'ємним електродом у режимі електроімпульсної коагуляції 4,0-6,5 Вт/см³, а витрата енергії 2-2,5 кВт/м³ із інтенсивністю очищення 1 м³/год [4]. Стічні води КХВ містять феноли та роданіди, які електроімпульсна коагуляція не видаляє, тому для їх вилучення використано об'ємний електрод з металургійного коксу. При цьому більш рівномірний вплив на забруднення води створювали частинки карбону розміром до 5 мкм) за рахунок адсорбції органічних домішок. Більш повільно видаляються роданіди зі ступенем вилучення до 97%. Подана до реактору потужність становила до 4 Вт/см³, а витрата енергії на очищення стічної води – 20 кВт/м³ (або 10 кВт/м³ для доочищення після біохімічної установки) за подачі води 0,15 м³/год [9]. Видалення органічних сполук протікає ефективно за потужності 2 Вт/см³, роданідів – 2,6-2,9 Вт/см³. Електроімпульсне очищення хромвмісних стічних вод (40 мг/дм³) дозволяє досягати глибини очищення до 0,4 мг/дм³. Знешкодження фенольних вод із вмістом фенолів 500, роданідів 600 мг/дм³ дозволяє досягати ХПК – 20 мг/дм³. Зниження ефективності видалення фенолів спостерігається за їх концентрації менше 20 мг/дм³, а роданідів – менше 200 мг/дм³.

Приклад оптимізації режиму мікродугового впливу на стічні води показано у разі обробки розчину роданіду натрію, див. рис.1. Результати досліджень при цьому перераховувались на питому потужність електровпливу на одиницю об'єму насипного електроду та кількість води, яка оброблювалась одиницею об'єму реактора.

Для розширення діапазону впливів на стічну воду з видаленням як органічних, так і неорганічних домішок, досліджено можливість добору електрохімічних та мікродугових режимів обробки з одночасним утворенням у електролізері як гідроксидів заліза або алюмінію, так і дрібнодисперсного карбону. При цьому головним механізмом очищення вважаємо сорбційний ефект дії вказаних речовин на водну систему. Досліджено можливість реалізації такої технології декількома шляхами: поєднання вуглецевого та металевого об'ємного електродів у загальному міжелектродному просторі, розподіл металевого та вуглецевого електродів за шириною міжелектродного простору з відокремленням їх зон металевою сіткою (напрямок потоку води співпадає з напрямком електричного струму), розташування металевого об'ємного електроду між декількома стаціонарними графітовими електродами. Можливість об'єднання в одному апараті різних об'ємних електродів визначається близькими оптимальними електричними режимами обробки, що потрапляють в діапазон густини потужності в реакторі 3-5 Вт/см³.

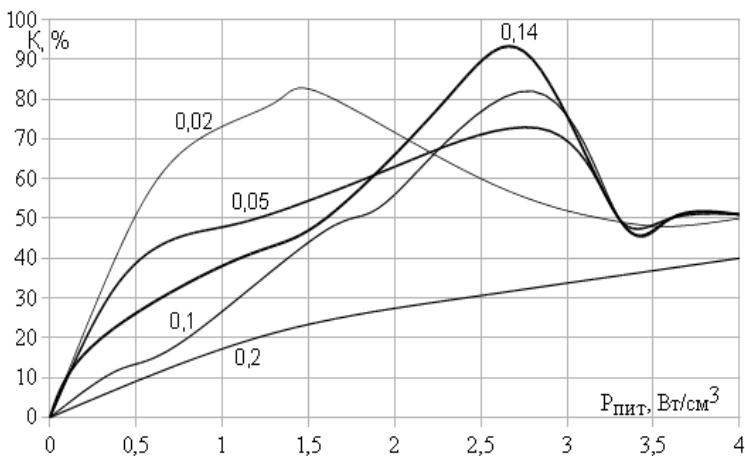


Рис.1. Залежність глибини очищення розчину роданіду натрію від питомої електричної потужності у реакторі за різної інтенсивності пропускання води крізь реактор: 0,02, 0,05, 0,1, 0,14 та 0,2 дм³/год·см³

Із позитивних моментів рішення щодо змішаного завантаження міжелектродного простору можна відмітити зменшення місць «зварювання» металевих частинок та простота технології. Однак, одночасне завантаження призводить до сегрегації частинок об'ємного електроду через деякий час із розділом на металеву стружку та металургійний кокс фракції 6-10 мм (відходи виробництва). Не можна керувати потужністю мікродуг окремо для мікродугового режиму у середовищі металевого об'ємного електроду або коксу. Можливо утворення у мікророзрядах таких побічних продуктів як карбіди заліза або алюмінію, останній у воді буде давати гідроксид та метан. Не зручно керувати складом об'ємного електроду за його нерівномірного витрачання у змішаному засипі. Потужність іскри відносно системи з металевим об'ємним електродом зменшується, а відносно системи з коксовим об'ємним електродом – збільшується. Водночас, наявність сорбентів-гідроксидів сприяє більш швидкому осадженню дрібнодисперсного карбону з обробленої стічної води.

Використання системи з паралельно розташованими активними та пасивними графітовими електродами вирішує питання високого електроопору коксової засипки та замінює систему комплексного об'ємного електроду, однак зменшує інтенсивність утворення дрібнодисперсного карбону та не дозволяє керувати окремо режимом утворення коагулянту та адсорбенту.

Розділ міжелектродного простору на зони металевого та коксового об'ємних електродів за рахунок регулювання взаємної ширини цих зон

дозволяє отримати потрібну густину потужності мікророзрядів у кожній зоні. Оскільки кокс має більший електричний опір, то для режиму формування мікродуг виявилось доцільним, щоб холодна стічна вода за горизонтального протікання спочатку потрапляла у зону карбонового об'ємного електрода, а потім – у зону металевого. У такому разі досягаються оптимальні режими утворення коагулянту та вуглецевого адсорбенту.

Таким чином, вирішене питання та розроблено режими комплексної мікродугової обробки стічних вод для видалення з неї забруднень органічного та неорганічного походження за рахунок утворення коагулянтів на основі гідроксидів заліза або алюмінію та вуглецевих адсорбентів.

Використані інформаційні джерела:

1. Чиркіна М. А., Слепужніков Є. Д., Пономаренко Р. В. До питання забезпечення техногенної безпеки на хімічно небезпечних об'єктах // *Подолання екологічних ризиків та загроз для довкілля в умовах надзвичайних ситуацій – 2022* : Збірник матеріалів I Міжнародної науково-практичної конференції (26–27.05.2022, Полтава–Львів). Полтава : НУПІ, 2022. С.646–649.
2. Трегубов Д. Г. Интенсификация процесса микродуговой очистки сточных вод при импульсном вводе мощности. *Вестник НТУ «ХПИ»*. 2000. №82. С.2–3. URL: <http://repositsc.nuczu.edu.ua/handle/123456789/3169>.
3. Beigeldrud G. M. Treatment of coking byproduct processing waste-water. *Koks i Khimiya*. 1996. №3. P. 32–33.
4. Глупак А. Н. Дослідження процесу електроімпульсного очищення хромвісних стічних вод. *Науковий вісник будівн.* 2000. №19. С. 213–217.
5. Слободської С. О., Сінкевич І. В., Тульський Г. Г., Шульга К. І. Визначення перспективних способів очищення стічних вод коксохімічного виробництва. *УглеХимический журнал*. 2009. № 3-4. С. 88–92.
6. Hapon Yu., Chyrkina M., Tregubov D. Co-Mo-W Galvanochemical Alloy Application as Cathode Material in the Industrial Wastewater Treatment Processes. *Materials Science Forum*. 2021, V.1038. P. 251–257.
7. Василенко О., Василенко Л. Гальванокоагуляція як універсальний метод очищення стічних вод від іонів важких металів. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. 2017. №28. С. 48–52.
8. Смирнов Д. Н., Генкин В. Э. Очистка сточных вод в процессах обработки металлов. М. : Металлург, 1989. 224 с.
9. Tregubov D., Slobodskoj S. The study of microarc discharge electric characteristics in wastewater treatment. *Koks i Khimiya*. 1997. №9. P. 32–34.
10. Наугольных К. А., Рой Н. А. Электрические разряды в воде. М. : Наука, 1971. 155 с.

<i>Мельник Н. В.</i>	
ВИКОРИСТАННЯ БІОПАЛИВА В ЦИРКУЛЯРНІЙ БІОЕКОНОМІЦІ...	370
<i>Мітрясова О. П., Погребенник В. Д., Шибанова А. М., Джумеля Е. А.</i>	
ВИЗНАЧЕННЯ СТАНУ ВОДНОГО ОБ'ЄКТУ ЯК УМОВА ПОПЕРЕДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ.....	383
<i>Назаревич Л. Є., Назаревич А. В.</i>	
СЕЙСМІЧНА АКТИВНІСТЬ РАЙОНУ ДНІСТРОВСЬКОГО ГІДРОВУЗЛА І СЕЙСМІЧНА НЕБЕЗПЕКА.....	394
<i>Новоселова І. А., Омельчук А. П.</i>	
КОНВЕРСІЯ КАРБОНОВМІСНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ ДОВКІЛЛЯ ЕЛЕКТРОХІМІЧНИМИ МЕТОДАМИ У РОЗПЛАВЛЕНИХ СОЛЯХ.....	416
<i>Орфанова М. М., Яцишин Т. М.</i>	
УТИЛІЗАЦІЯ ВУГЛЕВОДНЕВИХ ВІДХОДІВ МЕТОДОМ МЕХАНОАКТИВАЦІЇ РЕЧОВИН.....	431
<i>Петрушка І. М., Петрушка К. І.</i>	
ВИРОБНИЦТВО БІОПАЛИВА ЯК ОДИН ІЗ ЧИННИКІВ СТІЙКОГО РОЗВИТКУ АГРАРНИХ ПІДПРИЄМСТВ УКРАЇНИ.....	441
<i>Піріков О. В.</i>	
РАДІОЕКОЛОГІЯ ВУГЛЕДОБУВНОЇ ТА ВУГІЛЬНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ УКРАЇНИ.....	458
<i>Пічугін С. Ф., Оксененко К. О.</i>	
СТАЛЕВІ СПІРАЛЬНО-ФАЛЬЦЕВІ КОНСТРУКЦІЇ У СКЛАДІ БІОЕНЕРГЕТИЧНИХ КОМПЛЕКСІВ	470
<i>Соловійов В. В., Довженко О. О., Погрібний В. В., Усенко Д. В.</i>	
ВІДНОВЛЕННЯ ЕКСПЛУАТАЦІЙНОЇ ПРИДАТНОСТІ КАМ'ЯНОЇ КЛАДКИ, ПОШКОДЖЕНОЇ В УМОВАХ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ.....	485
<i>Соловійов В. В., Кузнецова Т. Ю., Ілляш О. Е., Соловійова Н. В., Іванченко А. В., Ярмола Т. І.</i>	
АНТИОКСИДАНТНА АКТИВНІСТЬ МЕЛАТОНІНУ ПРИ ПОДОЛАННІ ЕНДОЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ПРИ ЛІКУВАННІ ВІРУСНИХ ЗАХВОРЮВАНЬ ЛЮДИНИ, ЗОКРЕМА ПРИ COVID-19.....	497
<i>Трегубов Д. Г., Чиркіна М. А., Слєпужніков Є. Д., Пономаренко Р. В.</i>	
РЕЖИМИ ЗНЕШКОДЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД МІКРОДУГОВИМ РОЗРЯДОМ У СИСТЕМІ З ОБ'ЄМНИМ ЕЛЕКТРОДОМ.....	509
<i>Федонюк В. В., Іванціє О. В., Іванціє В. В., Федонюк М. А.</i>	
ОЦІНКА МОЖЛИВОСТЕЙ ТА ПЕРСПЕКТИВ БІОІНДИКАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ АТМОСФЕРИ У МІСТАХ (НА ПРИКЛАДІ ЛУЦЬКА).....	519