

З. О. Знак<sup>1</sup>, П. Р. Гогейт<sup>2</sup>, Ю. В. Сухацький<sup>1</sup>, Р. В. Мних<sup>1</sup>, П. Танекар<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Національний університет “Львівська політехніка”,  
кафедра хімії і технології неорганічних речовин

<sup>2</sup> Інститут хімічної технології, Мумбаї, Індія,  
кафедра хімічної інженерії  
zenovii.o.znak@lpnu.ua

## ІНТЕНСИФІКАЦІЯ ОКИСНОЇ ДЕСТРУКЦІЇ БЕНЗЕНУ НАТРІЮ ГІПОХЛОРИТОМ ПІД ДІЄЮ УЛЬТРАЗВУКОВОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ

<https://doi.org/10.23939/ctas2023.02.022>

Досліджено процес взаємодії бензену з натрію гіпохлоритом у модельному середовищі під дією ультразвукового випромінювання різної потужності за дозованого подавання розчину окисника. Перебіг процесу оцінювали за зміною значення окисно-відновного потенціалу середовища в часі. Методом спектрофотометричного аналізу встановлено, що внаслідок взаємодії з натрію гіпохлоритом у кавітаційних полях відбувається практично повна мінералізація бензену. Показано, що окисна деструкція бензену відбувається головню за рахунок продуктів сонолізу води.

**Ключові слова:** бензен; натрію гіпохлорит; ультразвукове випромінювання; кавітація; деструкція; мінералізація.

### Вступ

Ароматичні полютанти, такі як бензол, толуол, нафталін і ксилоли, як компоненти стічних вод є стійкими у довкіллі й спричиняють його забруднення. Передусім це стосується природних водойм, екосистеми яких зазнають істотного негативного впливу. Існування цих забруднювачів у навколишньому середовищі пов'язано передусім із викидом через підземні резервуари для зберігання на нафтопереробних заводах, нафтових свердловинах, а також витоком під час транспортування [1]. Серед різних ароматичних сполук бензол є ароматичним вуглеводнем, який широко використовують для виготовлення пластмас, смол, синтетичних волокон, барвників, мийних засобів, косметики, а також як промисловий розчинник. Бензол належить до канцерогенів, спричиняє такі захворювання, як рак кровотворних органів, подразнення шкіри, дефекти в імунній системі [2]. Враховуючи високі шанси виникнення та небезпечні наслідки для здоров'я та довкілля, важливо розробити ефективний підхід для повного видалення бензолу зі стічних вод.

Для деструкції ароматичних сполук пропонували різні методи та процеси: анаеробно-аеробну деградацію [3], фотокаталіз [4], екстракцію, кавітацію [5, 6]. Одним із методів знешкодження бензолу та інших ароматичних сполук є гідродинамічна кавітація [7–11]. Вельми ефективним видом кавітації є гідродинамічна, що ґрунтується на локальних коливаннях тиску та кінетичної енергії в рідині, що тече, через геометричні звуження, такі як сопла, трубка Вентурі або отвір [12, 13]. Застосовували також каталітичні процеси Фентона [14], які передбачають використання реагентів-окисників.

Водночас на низці підприємств, окрім стічних вод, що містять ароматичні сполуки, зокрема бензен, утворюються й інші, що містять сполуки з окисними властивостями. Наприклад, на ВАТ “КАРПАТНАФТОХІМ” на суміжних виробництвах утворюються стічні води, що містять бензен та натрію гіпохлорит. Відтак логічно було б використати гіпохлоритні стічні води для окиснення бензену та інших ароматичних сполук. Попередні дослідження підтвердили перспективність такого способу знешкодження ароматичних сполук [15],

проте варто розглянути доцільність використання для інтенсифікації процесу кавітаційних явищ.

**Мета роботи** полягала у дослідженні впливу випромінювань ультразвукового діапазону, які збуджують кавітацію, на окиснення бензену натрію гіпохлоритом.

### Матеріали та методи досліджень

Дослідження окисної деградації бензену під дією акустичних коливань ультразвукового (УЗ) діапазону здійснено на установці, наведеній на рис. 1.

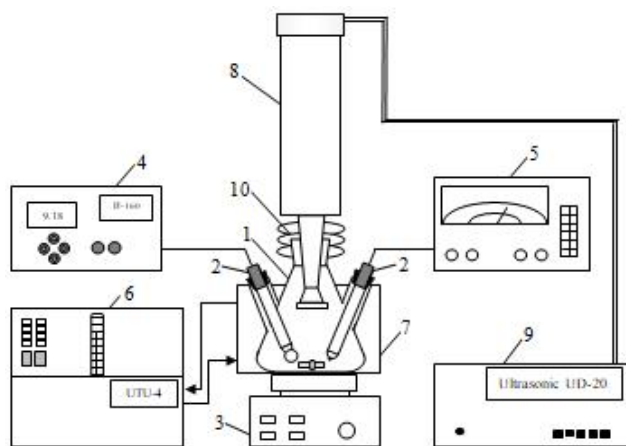


Рис. 1. Схема лабораторної установки:

1 – реакційна колба; 2 – електроди; 3 – магнітна мішалка; 4 – рН-метр; 5 – іономір; 6 – ультратермостат; 7 – термостатна ванна; 8 – магнітострикційний випромінювач; 9 – блок живлення; 10 – сільфон

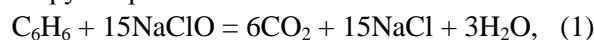
До складу установки входили такі елементи: реакційна колба 1 об'ємом 250 см<sup>3</sup> із впаяними штучерами для розміщення електродів 2 для потенціометричних вимірювань і взяття проб на аналіз; магнітна мішалка ММ-5 3, рН-метр I-160 4, іономір ЕВ-74 5; ультратермостат UTU-4 6 із виносною термостатною ванною 7; ультразвуковий випромінювач “Ultrasonic Disintegrator” UD-20 магнітострикційного типу 8 (частота УЗ-коливань – 22 кГц) із блоком живлення 9. Щоб запобігти абсорбції з повітря СО<sub>2</sub> лужним реакційним середовищем та абсорбції кисню, горло колби 1 та магнітострикційний випромінювач з'єднували еластичним сільфоном 10.

Значення рН реакційного середовища вимірювали рН-метром I-160, спорядженим електродами: вимірювальним (скляний ЕСЛ-43-07) і порівняння (хлоридсрібний ЕВЛ-1). Окисно-

відновний потенціал (ОВП) середовища визначали іономіром ЕВ-74 із системою електродів: вимірювальний (платиновий ЕПЛ – 1) і порівняння (хлоридсрібний ЕВЛ-1).

Дослідження виконували за потужності УЗ-випромінювача 8,0 і 12,5 Вт (питома потужність становила відповідно 53,3 і 83,3 Вт/дм<sup>3</sup>).

У дослідженнях використано модельний розчин бензену, який отримували, інтенсивно змішуючи бензен із дистильованою водою до досягнення концентрації 7×10<sup>-3</sup> моль/дм<sup>3</sup> з подальшим розведенням дистильованою водою до концентрації 2,1±0,5 г/дм<sup>3</sup>, що відповідало значенню ХСК близько 2170 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (67,8 ммольО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>). Як окисник бензену використовували розчин натрію гіпохлориту з початковою концентрацією 160 г/дм<sup>3</sup> і рН 12,2. Надалі його розводили дистильованою водою до досягнення концентрації 35±0,5 г/дм<sup>3</sup>. Концентрації бензену та натрію гіпохлориту відповідали вмісту цих речовин у відповідних стічних водах ВАТ “КАРПАТНАФТОХІМ”. Оскільки бензен окиснюється за участю кисню гіпохлориту за брутто-рівнянням



то надалі вміст гіпохлориту виражали саме через кисень у формі молекулярного. Тобто вважали, що формально бензен окиснюється за реакцією



Упродовж перебігу процесу постійно фіксували зміну значень рН і ОВП реакційного середовища, а також періодично брали проби рідкої фази для її аналізу на вміст бензену та натрію гіпохлориту. Вміст натрію гіпохлориту визначали стандартним йодометричним методом, а бензену – спектрофотометрично із використанням UV-Vis-спектрофотометра Specord M 80.

### Результати досліджень та їх обговорення

Для виявлення особливостей перебігу процесу окисної деструкції бензену розчин NaClO подавали дозовано. Кожну наступну дозу розчину NaClO додавали до реакційного середовища лише після закінчення реакції попередньої порції NaClO із бензеном, про що свідчило встановлення сталого значення ОВП реакційної системи. Залежність ОВП реакційного середовища від мольного співвідношення С(О<sub>2</sub>):С(С<sub>6</sub>Н<sub>6</sub>) наведено на рис. 2.

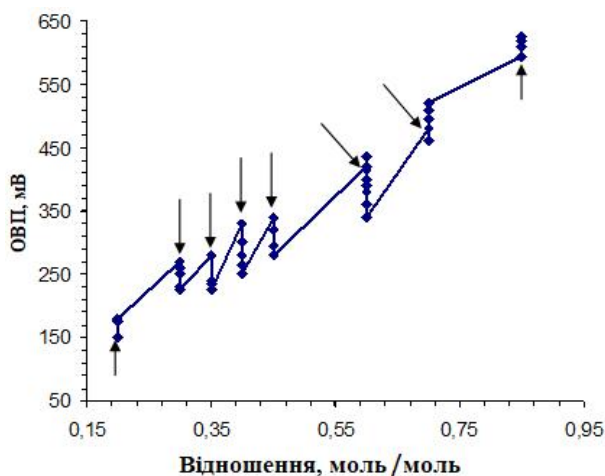


Рис. 2. Залежність ОВП реакційного середовища від мольного відношення  $C(O_2)/C(C_6H_6)$ ; стрілками показано введення дози розчину  $NaClO$ ; потужність УЗ-випромінювача 8 Вт

Одразу ж після внесення кожної дози розчину  $NaClO$  у середовищі досягається певне значення ОВП (на це значення вказує стрілка у момент внесення дози розчину  $NaClO$ ). Упродовж певного часу, який для неоднакового співвідношення бензену й  $NaClO$  відрізняється (рис. 3), значення ОВП змінюється, що вказує на перебіг у системі певних хімічних процесів, які проаналізовано нижче.

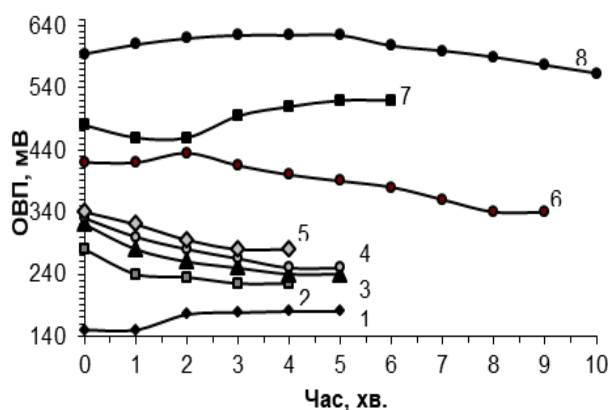


Рис. 3. Залежність ОВП системи від часу за співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$ , моль/моль: 1 – 0,2:1; 2 – 0,25:1; 3 – 0,35:1; 4 – 0,4:1; 5 – 0,45:1; 6 – 0,6:1; 7 – 0,7:1; 8 – 0,85:1;  $20^\circ C$ ; потужність УЗ-випромінювача 8 Вт

За співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$  0,2:1 спостерігається незначне (на  $\sim 30$  мВ) зростання ОВП (рис. 2, крива 1). Це, ймовірно, зумовлено низкою процесів: розкладом натрію гіпохлориту з

утворенням, у підсумку, сполук з окисними властивостями, та сонолізом води з утворенням деякої кількості гідрогену пероксиду.

За співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6) = 0,35:1$  початкове значення реакційного середовища дорівнювало 270 мВ (рис. 2, рис. 3, крива 3), що на 90 мВ менше, ніж за механічного перемішування без УЗ-випромінювання. Це означає, що концентрація окисника у системі нижча, ніж у разі механічного перемішування. Це можна пояснити збільшенням швидкості витрачання сполук з окисними властивостями, що можливо у разі збільшення їх хімічної активності, зокрема за рахунок утворення атомарного кисню під час квітаційного розкладу  $NaClO$  під дією УЗ-випромінювань.

Введення наступної дози розчину  $NaClO$  до досягнення співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6) = 0,4:1$  спричиняє закономірне збільшення початкового значення ОВП до 320–330 мВ завдяки введенню окисника та меншому вмісту відновника у системі. Проте впродовж лише близько 5 хв значення ОВП зменшувалось до 240–250 мВ. Водночас тривалість процесу за такого самого співвідношення реагентів, але за механічного перемішування, становила 8–10 хв. Це свідчить про позитивний вплив УЗ-коливань на перебіг процесу завдяки генеруванню високоактивних окисників, як-от: атомарного кисню, пероксидних радикалів тощо, які швидко витрачаються під час взаємодії із бенzenом.

За співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6) = 0,45:1$  початкове значення ОВП системи зростало до 340 мВ (проти 310 мВ за механічного перемішування) (рис. 2, рис. 3). Очевидно, що у цьому разі співвідношення  $a_{Ox}/a_{Red}$  збільшується (порівняно із контрольним дослідом за механічного перемішування), тобто, найімовірніше, превалює перетворення саме фрагментів органічних сполук, а не деструкція початкових речовин із більшою молекулярною масою. За цих умов тривалість процесу дорівнювала лише близько 3–4 хв (рис 3, крива 5), що опосередковано підтверджує висновок про напрям перебігу процесу. Середня швидкість взаємодії натрію гіпохлориту з органічними сполуками (бенzenом та фрагментами його деструкції) за цих умов зростала у 7,3 разу порівняно з контрольним дослідом.

За співвідношень  $C(O_2):C(C_6H_6)$  (0,3–0,45):1 спостерігали монотонне зменшення ОВП у часі, що однозначно свідчить про витрачання доданого натрію гіпохлориту. Водночас спектрофотометрично фіксували монотонне зменшення інтенсивності спектра бензену, що свідчило про його деструкцію. До досягнення співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$  до 0,45:1 тривалість процесу під дією УЗ-випромінювання була майже однаковою й не перевищувала 5 хв. Однак за механічного перемішування реакційної системи зі збільшенням співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$  від 0,2:1 до 0,45:1 тривалість процесу зростала від 8–10 до 18–20 хв. Це можна пояснити передусім інтенсивним розкладом натрію гіпохлориту та, можливо, й бензену під дією УЗ-випромінювань та супутніх кавітаційних явищ. Кінцеве значення ОВП з кожною наступною порцією  $NaClO$  зростало (рис. 2, 3).

Однак за вищих співвідношень між компонентами реакційного середовища характер зміни ОВП в часі відрізнявся. Так, за співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6) = 0,7:1$  протягом перших хвилин перебігу процесу залежність ОВП системи від часу екстремальна із максимумом в області 440 мВ. Це важко пояснити тільки зменшенням вмісту органічних сполук у середовищі, бо за надлишку бензену та зі збільшенням концентрації фрагментів його деструкції концентрація натрію гіпохлориту мала б зменшитись, а значення ОВП відповідно знизитись. Постійне збільшення кінцевого значення ОВП системи після додавання кожної наступної дози  $NaClO$  (рис. 2 і рис. 3), а також наявність максимуму значення ОВП системи (рис. 3, крива б) можуть свідчити про утворення порівняно стабільних проміжних окисних сполук. До них може належати, наприклад, гідрогену

пероксид, що, як відомо, є одним із продуктів сонолізу води. Не виключено також, що за умови інтенсивного розкладу натрію гіпохлориту з виділенням атомарного кисню та за наявності у системі ненасичених сполук утворюються проміжні сполуки, що належать до окисників. Такі припущення підтверджуються виглядом залежності ОВП за вищого вмісту  $NaClO$  у системі (рис. 3, крива 7). Спочатку ОВП зменшується внаслідок витрачання окисників, а потім зростає до 510–520 мВ внаслідок як окиснення органічних сполук або їх короткоживучих фрагментів, так і, можливо, утворення проміжних сполук з окисними властивостями, наприклад, пероксидів. Варто брати до уваги, що рН середовища із кожною дозою розчину  $NaClO$  зростає, що теоретично мало б призводити до зменшення ОВП.

За мольного співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6) = 0,85:1$  значення ОВП фактично одразу зростає до 625 мВ (рис. 2, 3), тобто у середовищі формуються яскраво виражені окисні умови. Після припинення дії УЗ-випромінювача значення ОВП упродовж 50–60 хв зменшувалось до практично сталого значення –470–480 мВ. Тобто процес окиснення бензену практично завершився. Про це свідчило також зменшення значення ХСК до  $120 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ , що відповідає вмісту бензену близько  $39 \text{ mg}/\text{dm}^3$ , а це – ступеню розкладу  $C_6H_6$  94,4 %. Кінцевий вміст бензену, обчислений за значенням ХСК, відрізнявся від його концентрації, визначеної спектрофотометрично, усього на 4–5 %. Встановлено, що, поряд зі зменшенням інтенсивності характерних для бензену піків, у діапазоні 200–900 нм інших рефлексів не виявлено (на рис. 4 наведено лише спектральну область, характерну для бензену).

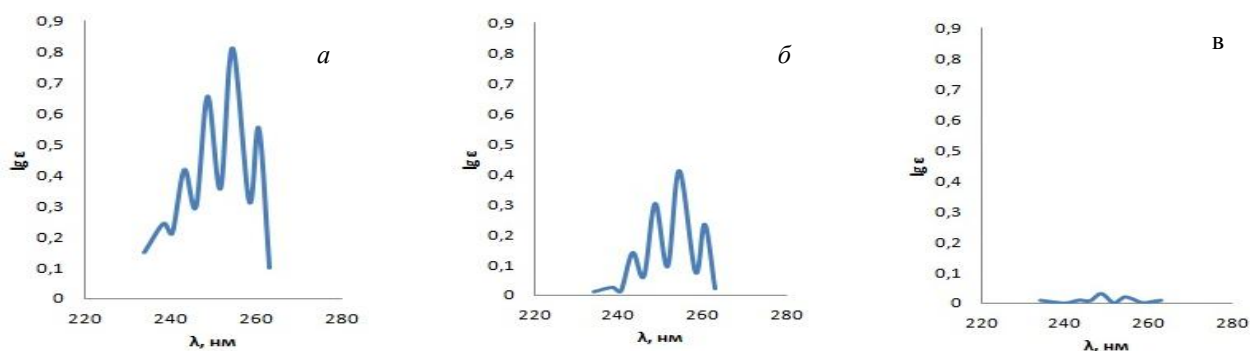


Рис. 4. Зміна інтенсивності спектра бензену впродовж його кавітаційно-окисної деструкції за співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$ : а – 0 : 1; б – 0,45 : 1; в – 0,85 : 1

Отримані результати свідчать, що внаслідок кавітаційно-окисної деструкції бензену утво-

рюються стабільні кінцеві продукти –  $CO_2$  і  $H_2O$ , тобто відбувається його повна мінералізація.

Окисні умови виникають у реакційному середовищі (значення ОВП понад 400 мВ) за співвідношення між NaClO (або відповідною кількістю O<sub>2</sub>) та бензином, значно меншого, ніж стехіометричне (за рівнянням (2)). Зокрема, відповідно до рівняння (2) повна мінералізація бензену відбувається за мольного співвідношення O<sub>2</sub> : C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> = 7,5 : 1. За умов дослідів глибока мінералізація бензену досягається за мольного співвідношення C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) лише як 0,85 до 1. Тобто необхідна витрата натрію гіпохлориту становить усього близько 12 % від стехіометричної. Це означає, що окиснення бензену відбувається не тільки за рахунок його взаємодії з натрію гіпохлоритом як окисником. Унаслідок кавітації відбувається розклад води з утворенням продуктів з високою окисною здатністю, зокрема первинних (гідропероксидний радикал HO•, атомарний кисень) та вторинних (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, гідроксопероксидний радикал HO<sub>2</sub>•) продуктів сонолізу. Саме вони разом із натрію гіпохлоритом беруть участь в окисненні бензену.

Якщо після досягнення значення ОВП 600–610 мВ УЗ-випромінювач вимикали, то впродовж 50–60 хв його значення зменшувалось незначно – до 570–580 мВ, що можна пояснити повільним окисненням залишкових кількостей бензену. Однак, якщо реакційне середовище і надалі обробляли УЗ-випромінюванням, то спостерігали зменшення ОВП до 310–320 мВ. Отже, як і очікували, відбувається деструкція надлишкової кількості NaClO. Точно визначити кінетику деструкції натрію гіпохлориту важко через наявність у системі й інших порівняно стабільних окисників, наприклад, водню пероксиду. Ці дані свідчать, що у кавітаційному полі, збудженому УЗ-випромінюваннями, надлишкові кількості NaClO розкладаються.

Як зазначено вище, час, необхідний для досягнення сталого значення ОВП системи, у разі здійснення процесу під впливом УЗ-випромінювань, після додавання кожної порції розчину NaClO, становив лише кілька хвилин (рис. 3). Однак залежність часу до встановлення сталого значення ОВП за різних співвідношень C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) не монотонна (рис. 5). Загалом ця залежність дуже схожа на залежність процесу за механічного перемішування. Але час взаємодії, особливо після досягнення співвідношення C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) понад 0,3: 1, істотно менший, ніж у контрольному досліді. Наприклад, за співвідношення C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) = 0,45:1 під дією УЗ-

випромінювання стале значення ОВП досягалось впродовж ~5 хв, а у контрольному досліді (лише за механічного перемішування) – за 19–20 хв. Отже, можна стверджувати, що УЗ-випромінювання та кавітаційні явища, що виникають під його дією, істотно пришвидшують взаємодію натрію гіпохлориту з бензеном.

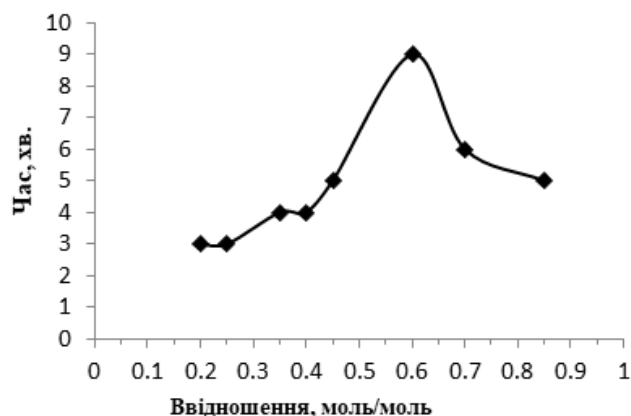


Рис. 5. Залежність часу взаємодії NaClO із бензеном від відношення C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), моль/моль (потужність УЗ-випромінювання 8 Вт)

Залежність ОВП від співвідношення C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) має вигляд типової кривої окисно-відновного титрування (рис. 6). Але точка еквівалентності відповідає ще меншому співвідношенню C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) – в області 0,65:1.

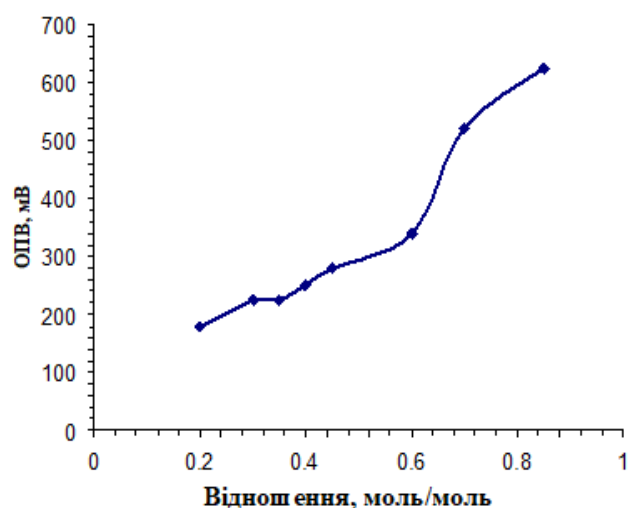


Рис. 6. Залежність ОВП (кінцевого значення) від відношення C(O<sub>2</sub>):C(C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), моль/моль (потужність УЗ-випромінювання 8 Вт)

На підставі результатів досліджень, викладених вище, логічно припустити, що збільшення потужності УЗ-випромінювача повинно було

привести до збільшення швидкості та повноти перетворення бензену. Загалом зміни ОВП від співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$  за потужності УЗ-випромінювання 12,5 Вт (рис. 7) подібні, як і за потужності 8 Вт.

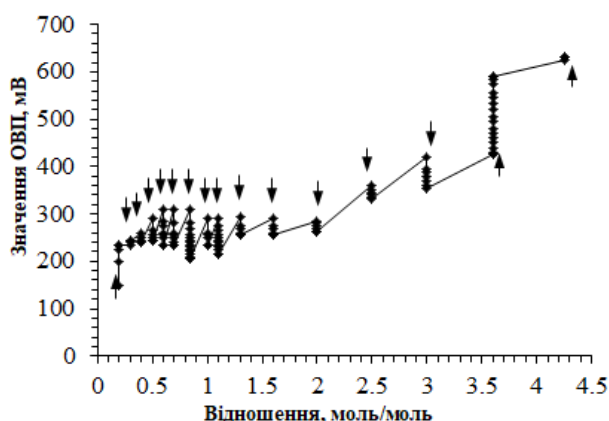


Рис. 7. Залежність ОВП реакційного середовища від відношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$ ; потужність УЗ-випромінювача 12,5 Вт

Однак за потужності УЗ-випромінювача 12,5 Вт окисні умови (значення ОВП понад 400 мВ) у реакційному середовищі виникають за значно більшого співвідношення  $C(O_2):C(C_6H_6)$ , що дорівнює 3,4:1, тобто окисні умови виникають за вп'ятеро більшої кількості доданого розчину натрію гіпохлориту. А час, впродовж якого досягається стале значення ОВП після додавання кожної дози розчину натрію гіпохлориту, фактично такий самий, як і за потужності 8 Вт. Така, на перший погляд, аномалія пояснюється тим, що за більшої потужності випромінювання соноліз води та розклад  $NaClO$  відбуваються інтенсивніше. Відповідно миттєва концентрація продуктів радикальної природи зростає, що спричиняє їх рекомбінацію, внаслідок чого вони дезактивуються. Відтак швидкість окисної деструкції бензену зменшується.

Для визначення ефективності внесення енергії УЗ-випромінювання у реакційну систему визначали питому витрату енергії за формулою,  $kJ/dm^3$

$$E = \frac{N \cdot t \cdot 3600}{V}, \quad (3)$$

де  $N$  – потужність УЗ-випромінювача, Вт;  $t$  – тривалість процесу, год.;  $V$  – об'єм реакційного середовища з урахуванням доданого розчину  $NaClO$ ,  $dm^3$ .

Питому витрату енергії визначали з урахуванням “чистого” часу процесу, тобто враховува-

ли тільки той час, упродовж якого досягали сталого значення ОВП після додавання кожної порції розчину натрію гіпохлориту та до досягнення точки еквівалентності – стрибка потенціалу. За потужності 8 Вт цей час дорівнював близько 32 хв (0,53 год), а за 12,5 ~ 76 (1,27 год), тоді як за механічного перемішування тривалість процесу становила 133 хв (2,22 год).

За потужності 8,0 і 12,5 Вт питома витрата енергії дорівнює відповідно 201 і 752  $kJ/dm^3$ . Тобто за вищої потужності випромінювання питома витрата енергії у 3,74 разу більша; відповідне пояснення наведено вище.

### Висновки

Зміни ОВП, значення ХСК та концентрації бензену свідчать, що у полі дії кавітації бензен окиснюється до стабільних продуктів ( $CO_2$  і  $H_2O$ ) внаслідок взаємодії із натрію гіпохлоритом та головню продуктами сонолізу води.

Швидкість окиснення бензену за температури 20 °C і за потужності УЗ-випромінювання 8,0 Вт у 7,5 разу більша, ніж за механічного перемішування у контрольному досліді.

Збільшення потужності УЗ-випромінювача призводить до зростання як тривалості процесу окиснення бензену, так і співвідношення між натрію гіпохлоритом і бензеном у результаті рекомбінації продуктів радикальної природи, що утворюються внаслідок кавітаційного розкладу  $NaClO$  та сонолізу води.

Роботу виконано за підтримки Міністерства освіти і науки України у межах проєкту наукової роботи молодих вчених “Передові процеси окиснення, зокрема нанокаталітичного, в основі кавітаційних технологій очищення водних середовищ від резистентних N-заміщених органічних сполук” (номер державної реєстрації 0122U000790).

### References

1. Meckenstock, R. U., Boll, M., Mouttaki, H., Koelschbach, P., Weyrauch, P., Dong, X., Himmelberg, A. M. (2016). Anaerobic degradation of benzene and polycyclic aromatic hydrocarbons. *J. Mol. Microbiol. Biotechnol.*, 26, 92–118. DOI: 10.1159/000441358
2. Ohio Department of Health, BTEX (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes) (2009). <http://www.odh.ohio.gov/~media/ODH/ASSETS/Files/eh/HAS/btex.ashx>.

3. Atashgahi, S., Hornung, B., Van Der Waals, M. J., Da Rocha, U.N., Hugenholtz, F., Nijse, B., Molenaar, D., Van Spanning, R., Stams, A. J. M., Gerritse, J., Smidt, H. (2018). A benzene-degrading nitrate-reducing microbial consortium displays aerobic and anaerobic benzene degradation pathways. *Sci. Rep.*, 8, 1–12. DOI: 10.1038/s41598-018-22617-x
4. Ming, H. Yu. H., Zhang, H., Li, H., Pan, K., Liu, Y., Wang, F., Gong, J., Kang, Z. (2012). Au/ZnO nanocomposites: Facile fabrication and enhanced photocatalytic activity for degradation of benzene. *Mater. Chem. Phys.*, 137, 113–117. doi.org/10.1016/j.matchemphys.2012.02.076
5. Braeutigam, P., Wu, Z.L., Stark, A., Ondruschka, B. (2009). Degradation of BTEX in aqueous solution by hydrodynamic cavitation. *Chem. Eng. Technol.*, 32, 745–753. doi.org/10.1002/ceat.200800626
6. Ramteke, L. P., Gogate, P. R. (2015). Treatment of toluene, benzene, naphthalene and xylene (BTNXs) containing wastewater using improved biological oxidation with pretreatment using Fenton/ultrasound based processes. *J. Ind. Eng. Chem.*, 28, 247–260. https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.02.022
7. Barik, A. J., Gogate, P. R. (2016). Degradation of 4-chloro 2-aminophenol using a novel combined process based on hydrodynamic cavitation, UV photolysis and ozone. *Ultrason. Sonochem.*, 30, 70–78. doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.11.007
8. Dhanke, P. B., Wagh, S. M. (2020). Intensification of the degradation of Acid RED-18 using hydrodynamic cavitation. *Emerg. Contam.*, 6, 20–32. DOI: 10.1016/j.emcon.2019.12.001.
9. Innocenzi, V., Prisciandaro, M., Centofanti, M., Veglio, F. (2019). Comparison of performances of hydrodynamic cavitation in combined treatments based on hybrid induced advanced Fenton process for degradation of azo-dyes. *J. Environ. Chem. Eng.*, 7, 103171. doi.org/10.1016/j.jece.2019.103171
10. Thanekar, P., Gogate, P. R., Znak, Z., Sukhatskiy, Y., Mnykh, R. (2021). Degradation of benzene present in wastewater using hydrodynamic cavitation in combination with air. *Ultrasonics Sonochemistry*, 70, 105296. doi.org/10.1016/j.ultsonch.2020.105296
11. Sukhatskiy, Y., Znak, Z., Zin, O., & Chupinskiy, D. (2021). Ultrasonic cavitation in wastewater treatment from azo dye methyl orange. *Chemistry & Chemical Technology*, 15 (2), 284–290. DOI: 10.23939/chct15.02.284
12. Rajoriya, S., Carpenter, J., Saharan, V. K., Pandit, A. B. (2016). Hydrodynamic cavitation: An advanced oxidation process for the degradation of bio-refractory pollutants. *Rev. Chem. Eng.*, 32, 379–411. DOI: 10.1515/revce-015-0075.
13. Rajoriya, S., Bargole, S., Saharan, V. K. (2017). Degradation of reactive blue 13 using hydrodynamic cavitation: Effect of geometrical parameters and different oxidizing additives. *Ultrason. Sonochem.*, 37, 192–202. doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.01.005
14. Goel, M., Hongqiang, H., Mujumdar, A. S., Ray, M. B. (2004). Sonochemical decomposition of volatile and non-volatile organic compounds – A comparative study. *Water Res.*, 38, 4247–4261. doi.org/10.1016/j.watres.2004.08.008
15. Znak, Z., Zin, O. Investigation of disposal of liquid wastes from olefin production by sodium hypochlorite solutions. (2017). *Chemistry & Chemical Technology*, 11 (4), 517–522.

Z. O. Znak<sup>1</sup>, P. R. Gogate<sup>2</sup>, Yu. V. Sukhatskiy<sup>1</sup>, R. V. Mnykh<sup>1</sup>, P. Thanekar<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Lviv Polytechnic National University,

Department of Chemistry and Technology of Inorganic Substances

<sup>2</sup> Institute of Chemical Technology, Mumbai, India

Department of Chemical Engineering

#### INTENSIFICATION OF OXIDATIVE DESTRUCTION OF BENZENE BY SODIUM HYPOCHLORITE UNDER THE EFFECT OF ULTRASONIC RADIATION

The process of the interaction of benzene with sodium hypochlorite in a model environment under the action of ultrasonic radiation of different power and under the metered supply of an oxidant solution was investigated. The course of the process was evaluated by the change in the value of the redox potential of the medium over time. By the method of spectrophotometric analysis, it was established that as a result of interaction with sodium hypochlorite in cavitation fields, almost complete mineralization of benzene occurs. It is shown that the oxidative destruction of benzene mainly occurs due to the products of sonolysis of water.

**Key words:** benzene; sodium hypochlorite; ultrasonic radiation; cavitation; destruction; mineralization.