## Е.А. Роля, В.М. Кочкодан, А.О. Самсони-Тодоров, В.В. Гончарук

## УДАЛЕНИЕ ФЕНОЛА ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ С ПОМОЩЬЮ ФОТОКАТАЛИТИЧЕСКОГО МЕМБРАННОГО РЕАКТОРА

Исследован процесс эффективного удаления фенола из водных растворов с использованием фотокаталитического мембранного реактора последовательного типа. Изучено влияние катализатора (Ce(OH)<sub>3</sub>OOH), окислителя ( $H_2O_2$ ,  $O_2$ ), продолжительности ультрафиолетового облучения, типа мембраны на степень очистки водных растворов от фенола. Показано, что при оптимальных условиях фенол удаляется практически полностью.

Проблема очистки сточных вод от фенола является актуальной для многих отраслей промышленности [1]. В последнее время проводятся многочисленные исследования по очистке водных растворов от органических соединений и их производных. Так, для удаления фенола из водных растворов предложено использовать методы хлорирования [2, 3], озонирования (совместно с УФ-облучением) [4], каталитического и фотокаталитического окисления [5, 6], мембранной фильтрации [7]. Однако ни один из них не является универсальным. Так, при хлорировании питьевой воды фенол может образовывать различные хлорфенольные соединения, обладающие токсическими и канцерогенными свойствами [8].

Для удаления фенола с помощью озонирования или каталитического окисления требуются высокие дозы сильного окислителя, поскольку фенол относится к трудноокисляемым органическим соединениям [4].

Применение традиционных мембранных методов является малоэффективным, поскольку фенол плохо задерживается даже высокоселективными обратноосмотическими мембранами [6]. В этой связи становится актуальным поиск новых подходов к решению проблемы очистки воды от фенола и его производных. Также большое внимание уделяется сочетанию фотокаталитических и мембранных методов очистки воды от органических соединений в фотокаталитических мембранных реакторах (ФМР) [9, 10], в которых процессы мембранной фильтрации рационально сопряжены с фотокаталитическим окислением. Использование каталитического метода совместно с физическим воздействием УФ-облучения позволяет значительно интенсифицировать процессы окислительной деструкции органического загрязняющего вещества и в ряде случаев до-

© Е.А. РОЛЯ, В.М. КОЧКОДАН, А.О. САМСОНИ-ТОДОРОВ, В.В. ГОНЧАРУК, 2008

вести его до полной минерализации [11, 12]. В качестве катализаторов, как правило, используют оксиды и гидроксиды Ті, Fe, Zn, Al в виде суспензий, которые впоследствии отделяют от очищенного раствора.

Использование мембран в ФМР позволяет существенно повысить степень удаления органических загрязняющих веществ и продуктов их распада из водных растворов, а также решить проблему удаления катализатора из очищенной воды [10]. Важное значение для дальнейшего развития работ в этом направлении имеет поиск новых эффективных катализаторов для ФМР.

**Методика эксперимента.** В нашей работе впервые в качестве катализатора был использован гидропероксид церия (ГПЦ) – Ce(OH)<sub>3</sub>OOH, получение которого можно записать в виде следующих реакций:

$$\operatorname{CeCl}_3 + 3\operatorname{NaOH} \longrightarrow \operatorname{Ce(OH)}_3 + 3\operatorname{NaCl};$$
 (1)

$$Ce(OH)_{3} \xrightarrow{O_{2}} Ce(OH)_{4}; \qquad (2)$$

$$Ce(OH)_4 + H_2O_2 \longrightarrow Ce(OH)_3OOH + H_2O_.$$
(3)

При получении ГПЦ к раствору CeCl<sub>3</sub> приливали гидроксид натрия (1) до образования молочного коллоидного раствора – Ce(OH)<sub>3</sub>. Взаимодействуя с кислородом воздуха, Ce<sup>3+</sup> постепенно окислялся до Ce<sup>4+</sup> (2). Затем прибавляли пероксид водорода к последнему продукту реакции (2), в результате получили коллоидный красно-оранжевый раствор – Ce(OH)<sub>3</sub>OOH (3) [13], который впоследствии фильтровали, подсушивали при 40°C и измельчали до порошкообразного вида (рис.1).



а



б

*Рис. 1. Микрофотографии порошка гидропероксида церия: а – оптическое увеличение 10x10d; б – 10x20d* 

ISSN 0204–3556. Химия и технология воды, 2008, т. 30, №1

Объектом исследования служил водный раствор фенола с концентрацией 20 мг/дм<sup>3</sup>. Концентрацию фенола в растворах определяли методом XIIK [14].

В работе использовали ФМР с последовательным проведением процессов фотокаталитического окисления и мембранного разделения исследуемых растворов (после добавления в них катализатора и УФ-облучения), которое осуществляли на стандартной мембранной ячейке ФМ 02-200 [15] (внутренний объем – 0,2 дм<sup>3</sup>, площадь мембраны – 24,6 см<sup>2</sup>) с использованием мембран УПМ-20, ОПМН-П ("Владипор", Россия) и ESPA-1 ("Hydronautic", США).

Фотокаталитическое окисление и мембранное разделение проводили при постоянном перемешивании со скоростью 300 об/мин. Источником УФ-излучения являлась лампа высокого давления СВД-120А с энергетической освещенностью 18,9 Вт/м<sup>2</sup> в диапазоне длины волн 200 – 400 нм.

Коэффициент извлечения фенола из раствора (*R*, %) определяли по формуле

$$R = \frac{C_0 - C_\phi}{C_0} \cdot 100$$

Производительность мембранного разделения ( $I_v$ , дм/(м<sup>2</sup> ч)) рассчитывали следующим образом:

$$I_{v} = \frac{V}{S \cdot t},$$

где V – объем пробы, t – время отбора пробы, S – площадь рабочей поверхности мембраны.

Результаты и их обсуждение. В ходе проведенных исследований установлено, что при очистке водных растворов от фенола на мембранах УПМ-20, ОПМН-П и ESPA-1 (рис. 2) максимальный коэффициент извлечения загрязняющего вещества (63%) наблюдался при использовании мембраны ESPA-1, тогда как на мембране ОПМН-П он составлял 18, а на мембране УПМ-20 – 5%. Такое отличие связано с тем, что ESPA-1 относится к типу обратноосмотических мембран низкого давления, тогда как мембрана ОПМН-П является нанофильтрационной, а УПМ-20 – ультрафильтрационной. При этом размер пор мембран уменьшается в ряду УПМ-20

В целом приведенные результаты показывают, что применение даже тонкопористых обратноосмотических мембран ESPA-1 не обеспечивает эффективного удаления фенола из водных растворов.



Рис. 2. Коэффициенты R и  $I_v$  при фильтровании раствора фенола через различные типы мембран. Рабочее давление — 0,3; 0,4 и 0,6 МПа соответственно для мембран УПМ-20, ОПМН-П и ESPA-1; степень отбора фильтрата — 10%

Как видно из рис. 3, *a*, коэффициент извлечения фенола уменьшается с повышением степени отбора фильтрата, прошедшего через мембраны. Это связано с концентрированием исходного раствора, вследствие чего усиливается влияние концентрационной поляризации. В данном случае концентрация фенола в предмембранном слое становится значительно выше по сравнению с концентрацией в объеме раствора, вследствие чего происходит существенное снижение коэффициента задержания фенола.

Следует отметить, что по мере отбора фильтрата для наиболее крупнопористой мембраны УПМ-20 наблюдаются отрицательные значения коэффициента извлечения, т.е. повышение концентрации фенола в пермеате. Подобные результаты были получены при мембранном разделении водных растворов фенола на ацетатцеллюлозных мембранах [16, 17], и объясняются как усилением эффекта концентрационной поляризации, так и предпочтительной сорбцией молекул фенола на мембранах.

Для повышения степени удаления фенола перед стадией мембранного фильтрования проводили фотокаталитическую обработку водного раствора путем введения в него Ce(OH)<sub>3</sub>OOH.



Рис. 3. Зависимость коэффициентов R (a) и  $I_v$  (б) от степени отбора фильтрата. Мембранное разделение проводили с использованием мембран УПМ-20, ОПМН-П и SPA-1 при рабочем давлении соответственно 0,3; 0,4 и 0,6 МПа; pH водного раствора фенола – 8,3

Как видно из рис. 4, концентрация фенола существенно снижается с увеличением продолжительности каталитической обработки вследствие фотокаталитического окисления. Реакция фотоокисления фенола описывается уравнением первого порядка с константой скорости реакции  $k = 1,55 \text{ мг/}(\text{дм}^{3} \text{ мин}).$ 



Рис. 4. Изменение содержания фенола в водном растворе в зависимости от продолжительности облучения. Концентрация катализатора – 0,4 г /дм<sup>3</sup>,  $C_0 = 20 \text{ мг/дм}^3$ 

Введение в водный раствор ГПЦ (с концентрацией 0,4 г/дм<sup>3</sup>) и применение УФ-облучения с последующим фильтрованием через мембрану ESPA-1 позволяют достичь максимальной степени удаления фенола. Это объясняется способностью пероксидов под действием УФ-облучения генерировать активные гидроксил-радикалы:

$$Ce(OH)_{3}OOH \xrightarrow{hv} Ce(OH)_{3}O^{\bullet} + OH^{\bullet}; \qquad (4)$$

$$\operatorname{Ce(OH)}_{3}O^{\bullet} \longrightarrow \operatorname{Ce(OH)}_{3} + O^{\bullet} + e^{-} \longrightarrow \operatorname{Ce(OH)}_{3} + 2OH^{-};$$
 (5)

$$OH^{\bullet} + OH^{\bullet} \longrightarrow H_2O_2; \tag{6}$$

$$OH^{\bullet} + H_2O_2 \longrightarrow HO_2^{\bullet} + H_2O; \tag{7}$$

$$HO_{2}^{\bullet} + HO_{2}^{\bullet} \longrightarrow H_{2}O_{2} + O_{2}; \qquad (8)$$

$$H_2O_2 + Ce(OH)_3 \longrightarrow Ce(OH)_3OOH + H^{\bullet};$$
 (9)

$$H^{\bullet} + OH^{\bullet} \longrightarrow H_2O; \tag{10}$$

ISSN 0204–3556. Химия и технология воды, 2008, т. 30, №1

$$H^{\bullet} + H_2 O \longrightarrow H_2 + OH^{\bullet}; \qquad (11)$$

$$\mathrm{H}^{\bullet} + \mathrm{H}^{\bullet} \longrightarrow \mathrm{H}_{2}; \tag{12}$$

$$\mathrm{H}^{\bullet} + \mathrm{HO}_{2}^{\bullet} \longrightarrow \mathrm{H}_{2}\mathrm{O}_{2}; \tag{13}$$

$$H^{\bullet} + O_2 \longrightarrow HO_2^{\bullet}; \qquad (14)$$

$$H^{\bullet} + H_2O_2 \longrightarrow H_2O + OH^{\bullet}.$$
 (15)

Образующиеся гидроксил-радикалы атакуют молекулы фенола и способствуют дальнейшей деструкции продуктов его превращения [18]:

$$C_{6}H_{5}OH + OH^{\bullet} \longrightarrow C_{6}H_{4}(OH)_{2} + H^{\bullet}; \qquad (16)$$

$$C_{6}H_{4}(OH)_{2} + 2OH^{\bullet} \longrightarrow C_{6}H_{4}O_{2} + 2H_{2}O; \qquad (17)$$

$$C_6H_4O_2 + 2OH^{\bullet} \longrightarrow C_6H_6O_4;$$
(18)

$$C_6H_6O_4 + 22OH^{\bullet} \longrightarrow 6CO_2 + 14H_2O.$$
 (19)

Известно, что синергический эффект фотокатализатора и пероксида водорода [19] позволяет ускорить деструкцию фенола. Как видно из табл.1, максимальная степень очистки воды достигается в системе Ce(OH)<sub>3</sub>OOH/УФ (30 мин)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Таблица 1. Фотокаталитическая обработка водного раствора фенола при разных режимах \*

Режим обработки	ХПК, мг 0/дм <sup>3</sup>
_	50
УФ (10 мин)	48
УФ (20 мин)	24
УФ (30 мин)	16
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / УФ (10 мин)	46
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / УФ (20 мин)	22
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> / УФ (30 мин)	8
	Режим обработки – УФ (10 мин) УФ (20 мин) УФ (30 мин) H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /УФ (10 мин) H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /УФ (20 мин) H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /УФ (30 мин)

\* Концентрация ГПЦ – 0,4, а  $H_2O_2 - 1,81 \text{ г/дм}^3$ .

Введение в фотокаталитическую систему пероксида водорода интенсифицирует деструкцию фенола за счет дополнительного образования гидроксил-радикалов [20]:

$$H_2O_2 \xrightarrow{hv} 2OH^{\bullet}$$
; (20)

$$H_2O_2 + OH^{\bullet} \longrightarrow H_2O + HO_2^{\bullet};$$
 (21)

$$H_2O_2 + HO_2^{\bullet} \longrightarrow H_2O + O_2 + OH^{\bullet}$$
. (22)

В отдельной серии экспериментов УФ-облучение раствора фенола с фотокатализатором сочетали с одновременным барботированием через раствор кислорода или азота.

Как видно из рис. 5, максимальная степень очистки наблюдалась для системы Ce(OH)<sub>3</sub>OOH/УФ (30 мин)/О<sub>2</sub>, что также, очевидно, свидетельствует об образовании в растворе дополнительных OH-радикалов.



Рис. 5. Изменение значений ХПК водных растворов после фотокаталитической очистки в присутствии ГПЦ при различных режимах обработки. Длительность совместного УФ-облучения и барботировния  $O_{2}, N_{2} - 30$  мин

В то же время при барботировании через раствор азота в системе  $Ce(OH)_3OOH/УФ$  (30 мин)/N, не наблюдалось снижение ХПК по сравне-

нию с ХПК исходного раствора, что свидетельствует об отсутствии процесса окисления фенола [21].

Введение мембран в фотокаталитическую систему усиливает эффективность фотокаталитического разложения фенола за счет увеличения его концентрации в тонком слое возле мембранной поверхности. Кроме того, побочные продукты фотокаталитического разложения могут практически полностью задерживаться мембраной.

Как видно из рис. 6, максимальный коэффициент извлечения фенола (99,5%) наблюдается при совместном использовании фотокаталитического окисления и мембранного разделения, что подтверждает рациональность использования ФМР для удаления трудноокисляемых органических загрязняющих веществ.



Рис. 6. Зависимость коэффициента извлечения фенола от степени отбора фильтрата. Мембранное разделение проводили на мембране ESPA-1 при  $\Delta P = 0,6$  МПа при постоянном перемешивании

**Выводы.** Таким образом, сочетание процессов фотокатализа с мембранным разделением способствует созданию довольно эффективной системы, в которой мембрана играет многофункциональную роль: как способ задержания катализатора в обрабатываемом растворе и как селективный барьер для продуктов каталитического разложения. В работе показана возможность эффективного удаления фенола из водных растворов с использованием ФМР последовательного типа. При этом большое влияние на степень очистки оказывают такие факторы, как продолжительность УФ-облучения, введение в систему окислителя ( $H_2O_2$ ,  $O_2$ ), размер пор мембраны. Наивысшие показатели очистки водных растворов от фенола в ФМР были получены при сочетании мембранной и фотокаталитической очистки в системе Ce(OH)<sub>3</sub>OOH/УФ (30 мин) с использованием тонкопористой мембраны ESPA-1.

**Резюме.** Досліджено процес ефективного вилучення фенолу з водних розчинів з використанням фотокаталітичного мембранного реактора послідовного типу. Вивчено вплив каталізатора  $Ce(OH)_3OOH$ , окислювачів  $(H_2O_2, O_2)$ , часу ультрафіолетового опромінення, типу мембрани на ступінь очищення водних розчинів від фенолу. Показано, що при оптимальних умовах фенол видаляється практично повністю.

E. A. Rolya, V.M. Kochkodan, A.O. Samsoni - Todorov, V.V.Goncharuk

## REMOVAL OF PHENOL FROM AQUEOUS SOLUTIONS IN PHOTOCATALYTIC MEMBRANE REACTOR

## Summary

The process of phenol removal from aqueous solutions in photocatalytic membrane reactor of consistent type was studied. The effect of catalyst Ce(OH)<sub>3</sub>OOH, oxidizers ( $H_2O_2,O_2$ ), time of UV illumination, and membrane type on purification degree was investigated. It was shown that under optimal conditions phenol was removed from aqueous solutions practically completely.

- 1. Ismail A.A., Ibrahim I.A., Mohamed R.M. // Europ. J. Miner. Proc. 2003. N 2. – P. 224 – 230.
- 2. Шевченко М.А., Марченко П.В., Таран П.Н., Лизунов В.В. Окислители в технологии водообработки. Киев: Наук. думка, 1979. 177 с.
- Краснов Б.П. Очистка сточных вод методом жидкофазного окисления под давлением и при повышенной температуре / Обзор. информ. Сер. Охрана окруж. среды и рац. использование природ. ресурсов. – М.: НИИТЭХИМ, 1984. – Вып. 5. – 16 с.

- 4. Гончарук В.В., Вакуленко В.Ф., Сова А.Н., Олейник Л.М. // Химия и технология воды. 2004. **26**, №1. С. 34 49.
- Larachi F., Ihuta I., Belkacemi K. // Catal. Today. 2001. 64, N 3/4. P. 309 – 320.
- 6. *Cooper C., Burch R. //* Water Res. 1999. **33**, N 18. P. 3695 3700.
- 7. Jonsson G., Boesen C.E. // Desalination 1978. N 24. P. 17 18.
- 8. *Reckhow D.A., Singer P.C.* // J. Amer. Water Works Assoc. 1990. **82**, N 4. P. 173 180.
- 9. Goncharuk V., Kucheruk D., Kochkodan V., Badekha V. // Desalination 2002. N 143. P. 45 51.
- Molinari R., Borgese M., Drioli E. et al. // Catal. Today. 2002. N 75. P. 79 – 85.
- 11. Rajeshwar K. // Chem. Ing. 1996. N 12. P.454 460.
- 12. Matthews R. // Water Res. 1990. N 24. P. 653 660.
- 13. *Некрасов Б.В.* Основы общей химии: В 2 т. М.: Химия, 1973. Т. 2.– 688 с.
- 14. Лурье Ю.Ю. Методы аналитической химии. М.: Химия, 1969. 668 с.
- 15. *Брык М.Т., Цапюк Е.А., Твердый А.А.* Мембранная технология в промышленности. Киев: Техника, 1990. 247 с.
- 16. *Matsuura T., Sourirajan S. //* J. Appl. Polym. Sci. 1971. N 15. P. 2905 – 2912.
- 17. Matsuura T., Sourirajan S. // Ibid. 1972. N 16. P. 2531 2540.
- Аристова Н.А, Пискарев И.М. // Химия и технология воды. 2001. 23, № 5. – С. 510 – 519.
- 19. Wong C.C., Chu W. // Environ. Sci.and Technol. 2003. N 10. P. 2310 2319.
- 20. Poulios I., Tsachpinis I. // J. Chem. Technol. Biotechnol. 1999. N 11.– P. 350.
- 21. Hait G., Braum A.M. // Water. Sci. and Technol. 1997. 35, N 4. P. 25 30.

Ин-т коллоид. химии и химии воды им. А.В. Думанского НАН Украины, г. Киев

Поступила 11.06.2006