

ПОЛУЧЕНИЕ И СВОЙСТВА ФОТОКАТАЛИТИЧЕСКИ АКТИВНОЙ МЕМБРАНЫ С ИММОБИЛИЗИРОВАННЫМ TiO_2 ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ ФЕНОЛА И ЕГО ПРОИЗВОДНЫХ

Е.А. Роля, В.М. Кочкодан, В.В. Гончарук

*Институт коллоидной химии и химии воды им. А.В. Думанского
Национальной Академии Наук Украины
пр. Вернадского 42, 03680, Киев-142*

*В работе разработан метод получения и изучены свойства фотокаталитически активной мембраны с нанесенным TiO_2 при использовании ее для очистки воды от фенола и его производных. Установлено, что оптимальной пористой подложкой для иммобилизации катализатора является материал керамической природы на основе $\gamma-Al_2O_3$. Проведено сравнение эффективности различных методов нанесения активного слоя TiO_2 на пористую керамическую основу. Показано, что полученная каталитически активная мембрана обеспечивает высокую степень очистки воды (99,4 – 99,9 %) не только от фенола, но и от его производных: гидрохинона, *p*-хлорфенола и *p*-нитрофенола при относительно коротком времени обработки раствора (1,5 – 2 ч). Установлено, что эффективность очистки воды от органических веществ существенно зависит от рН раствора.*

Введение

Масштабное загрязнение природных вод токсичными антропогенными веществами является глобальной проблемой современности. Фенол и его производные относятся к наиболее распространенному классу органических загрязнителей поверхностных, подземных и сточных вод, поскольку эти вещества широко используются в деревообрабатывающей, нефтеперерабатывающей, коксохимической промышленности, при производстве фенолформальдегидных смол, гербицидов и фунгицидов [1]. Известны работы по удалению фенола из воды хлорированием [2], озонированием (совместно с УФ-облучением) [3], каталитическим окислением [4], а также мембранной фильтрацией. К сожалению, каждый из этих методов имеет свои недостатки. Так, при хлорировании воды фенол образует различные хлорфенольные соединения, обладающие токсичными и канцерогенными свойствами [5]. Применение озонирования или каталитического окисления требует высоких доз активного окислителя [3]. Известно также, что фенол недостаточно эффективно задерживается даже высокоселективными обратноосмотическими мембранами из-за растворения и диффузии в полимерной матрице [6]. Таким образом, поиск новых эффективных подходов к очистке поверхностных и сточных вод от соединений фенола является весьма актуальным.

В последние годы во многих научных центрах интенсивно исследуется возможность объединения фотокаталитических и мембранных методов очистки воды в фотокаталитических мембранных реакторах (ФМР) [7 – 11]. В таких комбинированных системах мембрана может использоваться как для отделения катализатора из очищаемого раствора, так и выступать непосредственным катализатором фотоокислительной деструкции органических загрязнителей, а также своего рода барьером для неокисленных токсикантов и побочных продуктов их каталитической деструкции. Это позволяет направленно регулировать время пребывания органических веществ в ФМР, что повы-

шает эффективность каталитического разложения токсикантов и обеспечивает их более полное удаление из воды. С другой стороны, при сочетании фотокатализа с мембранными методами может быть решена или минимизирована проблема обезвреживания мембранного ретентата, образующегося при использовании баромембранных процессов для очистки воды.

Ключевое значение для успешной реализации данного подхода имеет получение высокоэффективных каталитически активных мембран. Такие мембраны могут быть получены либо путем формирования динамического слоя из частиц каталитически активного вещества на пористой полупроницаемой основе, либо при иммобилизации катализатора на поверхности соответствующей пористой подложки. Учитывая существенную толщину динамически сформированных каталитически активных мембран, в настоящее время активно разрабатываются подходы, направленные на иммобилизацию катализатора на поверхности пористых подложек с целью создания каталитически-активных мембран, способных к деструкции органических загрязнителей [11]. Преимущество последних мембран заключается в минимизации сопротивления массопереносу между объемом раствора и каталитически активной поверхностью. Вследствие принудительного (под действием рабочего давления) конвективного подвода молекул загрязнителей к поверхности и в поровое пространство каталитически активной мембраны наблюдается повышение скорости каталитической деструкции органических загрязнителей [11].

Наиболее часто в качестве пористых подложек для получения каталитически активных мембран применяют полимерные мембраны [7, 8]. В этом случае возникает проблема устойчивости их пористой полимерной структуры при использовании в достаточно жестких условиях, в том числе при воздействии ультрафиолетового (УФ) света. Известны работы, в которых исследовано влияние УФ-облучения на ряд полимеров, в частности поливинилпирролидон, полихлорвинил полиметилметакрилат, полипропилен и поликарбонат [12, 13]. Вместе с тем непосредственная экстраполяция результатов, полученных на чистых полимерах, к смесям полимеров или продуктам их переработки с разным структурно-морфологическим составом, часто не дает достоверных результатов [14]. Данные, относительно устойчивости полимерных мембран к действию УФ-света в литературе очень немногочисленны, поскольку ранее мембраны в таких условиях не использовались.

Целью данной работы было изучение влияния УФ-облучения на разные типы коммерчески-доступных полимерных и керамических мембран, разработка метода получения и изучение свойств фотокаталитически активной мембраной с нанесенным TiO_2 при ее использовании для очистки воды от фенола и его производных.

Экспериментальная часть

Для экспериментов были взяты следующие типы полимерных и керамических мембран: поливинилденфторидная МФФК-2, полисульфонамидная УПМ-67, ацетатцеллюлозная УАМ-500, полиамидная ОПМН-П (Владипор, Россия); гидрофилизованная поливинилденфторидная ПВДФ-М (Миллипор, США); полисульфовая ПС-100 (Nadir, Германия); полиамидная ESPA-1 (Hydranautic, США) и керамическая на основе $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$ (Хуст, Украина).

При изучении устойчивости полимерных мембран к УФ-облучению образцы мембран предварительно выдерживали на протяжении 1 ч в дистиллированной воде, после чего определяли их начальную производительность по воде. Эксперименты проводили с использованием непроточной мембранной ячейки ФМ 02-200 (Мукачево, Украина) (внутренний объем – 0,2 дм³, площадь мембраны – 24,6 см²) в диапазоне рабочих давлений 0,20 – 600 кПа, создаваемых сжатым азотом. Далее каждую мембрану

помещали в чашку Петри, наполненную дистиллированной водой, и облучали УФ-светом на протяжении 30 мин, после чего повторно измеряли производительность мембран. Источником УФ-освещения служила лампа высокого давления СВД-120А с энергетической освещенностью $18,9 \text{ Вт/м}^2$ в диапазоне длин волн 200 – 400 нм.

Опыты с использованием керамической мембраны проводили в экспериментальном реакторе, описание которого приводится ниже.

Воздействие УФ-облучения на пористую структуру мембран оценивали по изменению значений производительности мембран до, и после облучения.

Концентрацию остаточного алюминия в растворах, в которых выдерживались образцы керамической мембраны при разных рН, определяли атомно-адсорбционным методом.

Производительность мембран рассчитывали по формуле:

$$I_v = \frac{V}{S \cdot t},$$

где I_v – производительность мембраны, $\text{м}^3/\text{м}^2 \cdot \text{ч}$; V – объем пробы, м^3 ; t – время отбора пробы, ч; S – площадь рабочей поверхности мембраны, м^2 .

Для получения каталитически активных мембран трубчатую пористую керамическую подложку помещали на 1 ч в водную суспензию TiO_2 (Degussa P-25 Aeroxide) или же суспензию катализатора фильтровали через указанную подложку под давлением 0,2 МПа с линейной скоростью 0,1 м/с в течение 1 ч. После нанесения суспендированного TiO_2 мембраны обильно промывали дистиллированной водой для удаления с поверхности незакрепленных частиц катализатора.

Для реализации процесса одновременной каталитически мембранной очистки воды и изучения свойств фотокаталитически активной мембраны была разработана конструкция и изготовлен лабораторный образец интегрированного ФМР. Обработку воды, содержащей фенольные соединения, осуществляли в цилиндрическом термостатируемом реакторе объемом 70 см^3 , внутри которого коаксиально размещена трубчатая каталитически активная мембрана, с расположенным соосно источником УФ-излучения в виде стержнеподобной лампы, энергетической освещенностью 2 мВт/см^2 .

Объектами исследования служили водные растворы фенола, гидрохинона, *n*-хлорфенола, *n*-нитрофенола с концентрацией 20 мг/дм^3 . Содержание фенола и его производных в исходной и очищенной воде определяли с помощью спектрофотометра (SPECORD UV VIS, Германия) в кюветах толщиной 1 см при 270, 282, 290 и 320 нм для фенола, *n*-хлорфенола, гидрохинона и *n*-нитрофенола, соответственно.

Степень очистки воды определяли по формуле:

$$\text{Ст.очист.} = \frac{C_{\text{исх}} - C_{\text{очищ}}}{C_{\text{исх}}} \cdot 100 \%,$$

где $C_{\text{исх}}$ – концентрация загрязнителя в исходном растворе, мг/дм^3 ; $C_{\text{очищ}}$ – концентрация загрязнителя в очищенном растворе, мг/дм^3 .

Результаты и обсуждение

При выборе мембран для комбинированных фотокаталитически мембранных процессов очистки воды важное значение имеет их устойчивость к действию УФ-облучения. Как видно из рис. 1, исследуемые мембраны по отношению к действию УФ-света можно условно разделить на более устойчивые к действию ультрафиолета, производительность которых после облучения практически не изменялась и менее устойчивые мембраны, производительность которых после УФ-обработки существенно возрастала.

К наиболее устойчивым следует отнести поливинилденфторидные МФФК-2, ПВДФ-М и полиакрилонитрильная ПАН-100 мембраны. Производительность этих мембран после УФ-облучения практически не изменялась, в отличие от полисульфонамидной УПМ-67 и полиамидных мембран ОПМН-П и ESPA-1, производительность которых существенно возросла после действия ультрафиолета. Повышение производительности полисульфонамидных и полиамидных мембран после облучения можно объяснить наличием в составе мембраны сульфо- и аминогрупп, которые не стабильны при действии УФ-света [14]. Поскольку фотодеструкция полимеров происходит вследствие разрыва их полимерных цепей, одним из важнейших факторов, определяющих устойчивость полимеров к действию УФ-света, является прочность первичных валентных связей. Сравнивая поливинилденфторидные и полиакрилонитрильные мембраны следует отметить, что в структуре полиакрилонитрила (-CH₂CHCN-) содержится большее количество слабых -СН-связей по сравнению с поливинилденфторидом -СН₂CF₂-, чем и объясняется меньшая устойчивость мембраны ПАН-100 при УФ-облучении по сравнению с мембранами МФФК-2 и ПВДФ-М.

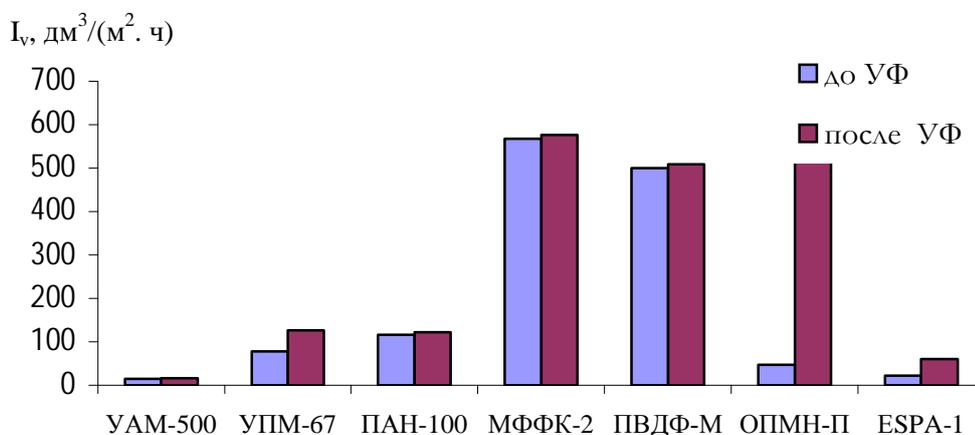


Рис.1. Производительность разных полимерных мембран по воде до и после УФ-облучения. Длительность УФ-обработки – 30 мин.

В отличие от большинства полимерных мембран керамическая мембрана на основе γ -Al₂O₃ является практически устойчивой к продолжительному воздействию УФ-облучения (рис. 2).

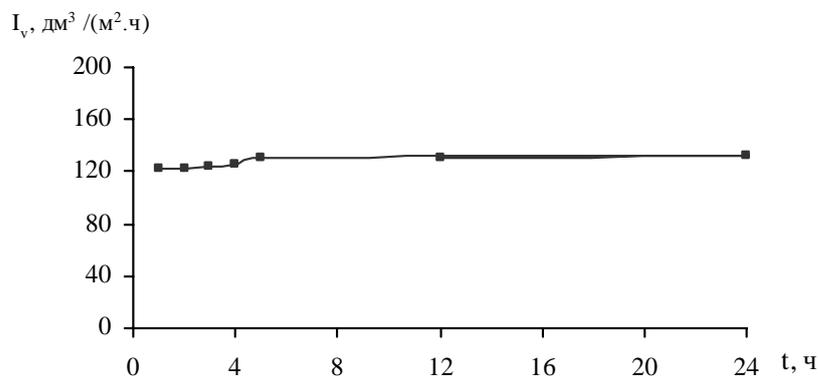


Рис. 2. Зависимость производительности керамической мембраны по дистиллированной воде от времени УФ-облучения. Рабочее давление $\Delta P=0,02$ МПа.

В серии отдельных экспериментов выдерживали керамическую мембрану в водных растворах при различных значениях рН. В результате было установлено, что только в сильнощелочной и сильнокислой средах повышается содержание ионов Al³⁺ в анализи-

руемых пробах, тогда как в широком диапазоне pH (4 – 11) остаточный алюминий в воде практически отсутствует, что свидетельствует об устойчивости пористой керамической структуры в этих условиях. Исходя из полученных результатов керамическая пористая подложка на основе $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$ была использована в последующих экспериментах в качестве пористой подложки для формирования фотокаталитически активной мембраны с нанесенным TiO_2 . Имобилизацию TiO_2 на пористой подложке обычно осуществляют путем ее окунания в суспензию фотокатализатора [15] или фильтрованием соответствующей суспензии через пористую подложку под давлением [16].

Проведенное сравнение различных способов нанесения каталитического слоя на поверхность пористой керамической подложки показало, что каталитически активные мембраны, полученные при фильтровании суспензии TiO_2 через пористую подложку, являются более эффективными, чем мембраны, полученные при окунании керамической основы в суспензию катализатора (рис. 3).

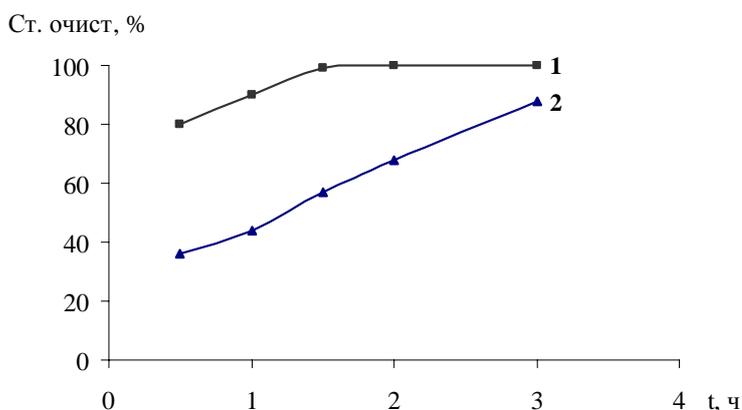


Рис. 3. Степень очистки воды от фенола с изменением времени обработки раствора в ФМР при использовании фотокаталитически активных мембран, полученных следующими способами нанесения TiO_2 на пористую керамическую основу: фильтрование (1); окунание (2). $C_{\text{ф}}=20 \text{ мг/дм}^3$, $\Delta P=0,02 \text{ МПа}$.

Наблюдаемое различие, по-видимому, объясняется тем, что при фильтровании суспензии катализатора через керамическую основу посредством приложенного рабочего давления (0,02 МПа), осаждение частиц TiO_2 происходит как на поверхности, так и в поровом пространстве подложки. Таким образом увеличивается суммарная эффективная площадь поверхности каталитически-активной мембраны, по сравнению с мембраной полученной методом окунания. В последнем случае формирование слоя катализатора происходит исключительно на поверхности пористой основы, т.к. ее поровое пространство недоступно для суспензии из-за наличия воздушных пробок в керамическом теле. В процессе очистки из-за принудительного (под действием рабочего давления) конвективного подвода молекул загрязнителя к каталитически-активной мембране их деструкция происходит не только на поверхности мембраны, но и в поровом пространстве вблизи устьев пор, вследствие чего эффективность удаления фенола на каталитически-активной мембране, сформированной при фильтровании суспензии TiO_2 , выше по сравнению с аналогичной мембраной, полученной методом окунания.

Было установлено, что оптимальной концентрацией для получения каталитически активной мембраны путем фильтрования является 1 %-ная суспензия TiO_2 . Так, результаты по очистке воды от фенола за 1 ч обработки показали, что при использовании для формирования каталитически-активной мембраны разбавленной суспензии TiO_2 (0,5 %) степень очистки составляет не более 65 % – очевидно происходит недостаточное покрытие поверхности пористой подложки каталитически активным слоем. Повышение

эффективности каталитически активной мембраны при увеличении концентрации катализатора в суспензии до 1 % (степень очистки – 89 %) связано с более полным покрытием поверхности пористой подложки активным слоем, что ускоряет деструкцию загрязнителя. Использование при формировании каталитически-активной мембраны 3 %-ной суспензии TiO_2 лишь незначительно повышает степень удаления фенола (93 %), при этом можно предположить, что увеличение концентрации суспензии приводит преимущественно к утолщению нанесенного активного слоя, что нерационально из-за значительного перерасхода катализатора.

Снижение концентрации фенола в растворе при его обработке в ФМР с использованием фотокаталитически активной мембраны с иммобилизованным TiO_2 объясняется фотокаталитическим окислением фенола на поверхности диоксида титана. Согласно [17] при фотоактивации TiO_2 происходит ряд реакций, в результате которых происходит образование активных кислородсодержащих и гидроксильных радикалов:



Образовавшиеся радикалы инициируют фотокаталитическое окисление органических загрязнителей [18]. Процесс фотодеструкции фенола реакционно-способными гидроксильными радикалами представляется совокупностью последовательных реакций, показанных на рис. 4.

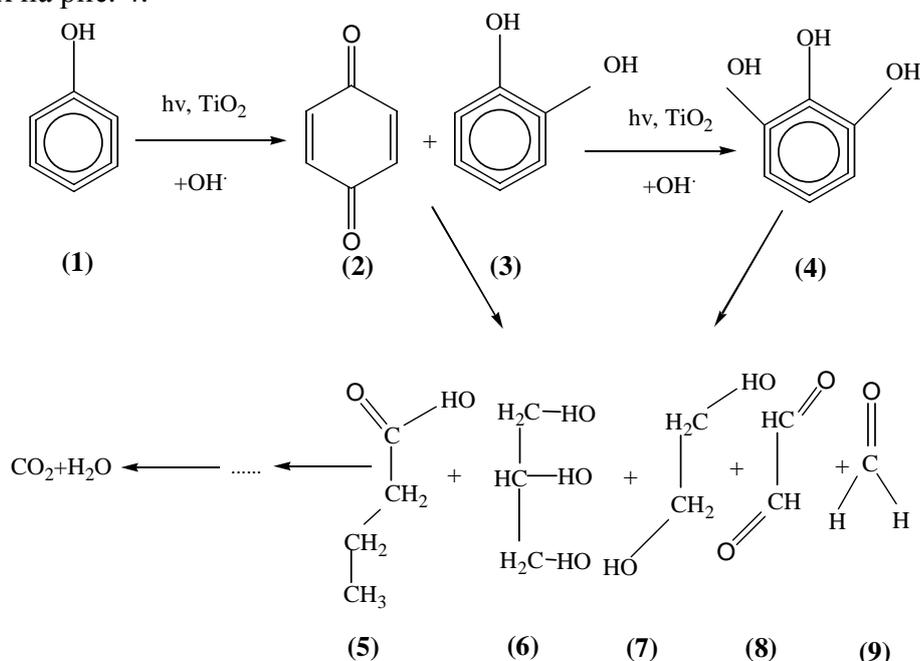


Рис. 4. Фотокаталитическое окисление фенола в присутствии TiO_2 . (1) – фенол; (2) – гидрохинон; (3) – катехол; (4) – пирогаллол; (5) – масляная кислота; (6) – глицерин; (7) – этиленгликоль; (8) – глиоксаль; (9) – формальдегид [19].

Как видно из рис. 5, использование полученной каталитически активной мембраны с нанесенным TiO_2 обеспечивает высокую степень очистки не только от фенола (99,8 %), но и от его трудноокисляемых производных: гидрохинона (99,9 %), *n*-хлорфенола (99,6 %) и *n*-нитрофенола (99,7 %) при относительно коротком времени обработки раствора (1,5; 1,8; 2 и 2 ч, соответственно) в интегрированном ФМР.

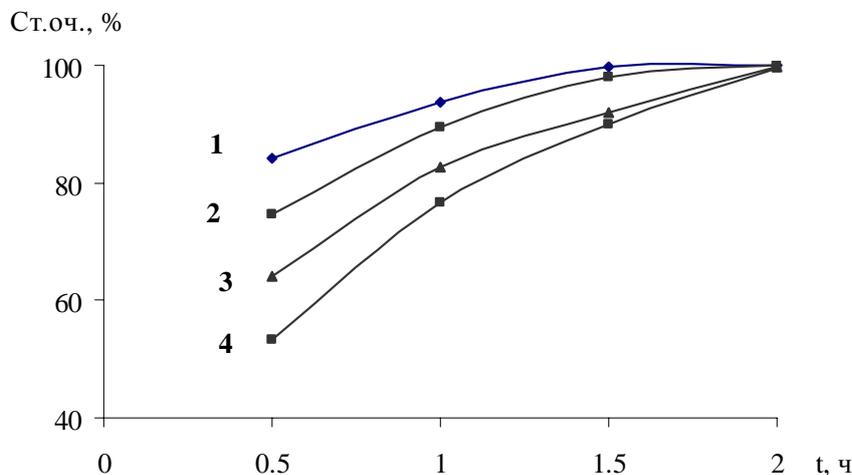
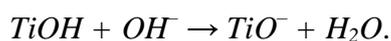
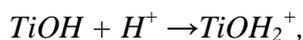


Рис. 5. Изменение содержания фенольных соединений в воде от времени обработки очищаемых растворов: (1) – фенол; (2) – гидрохинон; (3) – *n*-хлорфенол; (4) – *n*-нитрофенол, $C = 20 \text{ мг/дм}^3$, $\Delta P = 0,05 \text{ МПа}$

Эффективность процесса очистки воды от фенола на каталитически активных мембранах с нанесенным TiO_2 существенно зависит от pH раствора обрабатываемого раствора (рис. 6). Как известно [20, 21], для TiO_2 (Degussa P-25) изоэлектрическая точка находится в пределах pH ~ 6. В кислой и щелочной средах поверхность катализатора приобретает соответственно положительный и отрицательный заряды [22]:



В свою очередь рКа фенола составляет 9,95 и соответственно при высоких значениях pH раствора фенол находится в ионизированной форме в виде хорошо растворимых в воде фенолят-анионов. Эти анионы вследствие электростатического отталкивания с одноименно заряженной поверхностью TiO_2 практически не сорбируются на частицах катализатора. Кроме того, электрохимическое взаимодействие между отрицательно заряженной поверхностью диоксида титана и гидроксильными анионами препятствует формированию гидроксильных радикалов, необходимых для фотоокисления органического загрязнителя в сильнощелочной среде. Эти обстоятельства уменьшают эффективность очистки воды от фенола на каталитически активной мембране с нанесенным TiO_2 при высоких значениях pH.

При снижении pH и переходе от сильнощелочной к нейтральной среде молекулы фенола находятся в растворе преимущественно в недиссоциированном виде и характеризуются ограниченной растворимостью в воде, вследствие чего их адсорбция на поверхности TiO_2 увеличивается. Поскольку эффективность фотокаталитического окисления существенно зависит от величины адсорбции на поверхности катализатора [23], степень очистки воды достигает максимального значения при pH, соответствующем изоэлектрической точке TiO_2 (рис. 6). В кислой среде адсорбция молекул фенола на

положительно заряженной поверхности катализатора, очевидно, уменьшается, что приводит к снижению степени очистки воды от фенола.

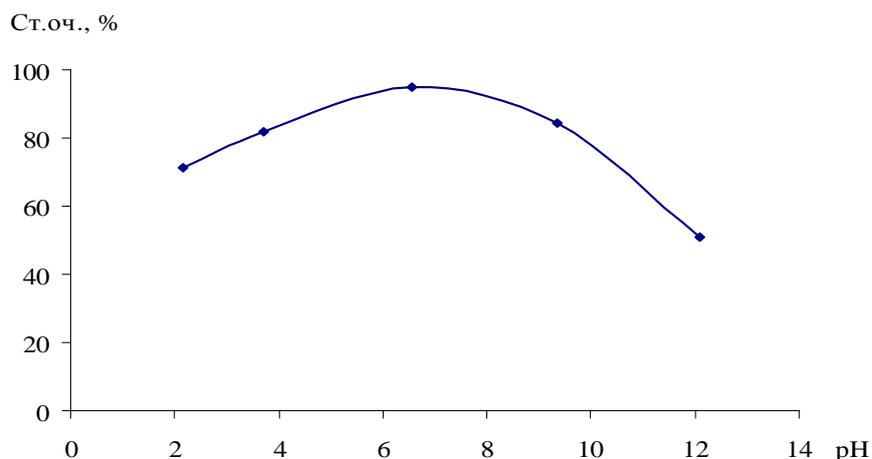


Рис. 6. Влияние pH раствора на удаление фенола ($C = 20 \text{ мг/дм}^3$) при использовании каталитически активной мембраны.

Выводы

В работе разработан метод получения и изучены свойства фотокаталитически-активной мембраны с нанесенным TiO_2 при использовании ее для очистки воды от фенола и его производных. Установлено, что оптимальной подложкой для нанесения катализатора является материал керамической природы на основе $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$. Проведено сравнение эффективности различных методов нанесения активного слоя TiO_2 на пористую керамическую основу. Показано, что полученная каталитически-активная мембрана обеспечивает высокую степень очистки воды (99,4 – 99,9 %) не только от фенола, но и от его производных: гидрохинона, п-хлорфенола и п-нитрофенола при относительно коротком времени обработки раствора (1,5 – 2 ч). Установлено, что эффективность очистки воды от органических веществ существенно зависит от pH раствора.

Литература

1. Baird C. // Environ. Chem., Freeman, New York, 1998.
2. Шевченко, Марченко П.В., Таран П.Н., Лизунов В.В. Окислители в технологии водообработки. – Киев: Наук. думка, 1979. – 177 с.
3. Очистка природных вод от органических примесей сочетанием озонирования с УФ-облучением / В.В. Гончарук, В.Ф. Вакуленко, А.Н. Сова, Л.М. Олейник // Химия и технология воды. – 2004. – Т. 26, № 1. – С. 34 – 49.
4. Larachi F., Ihuta I., Belkacemi K. Catalytic wet air oxidation with a deactivating catalyst analysis of fixed and sparged three-phase reactors// Catal. Today. – 2001. – V. 64, № 3-4. – P. 309 – 320.
5. Reckhow D.A., Singer P.C. Evaluation of Chlorinated By-Products in Drinking Waters of Central // J. Amer. Water Works Assoc. – 1990. – V. 82, № 4. – P. 173 – 180.
6. Cooper C., Burch R. /An investigation of catalytic ozonation for the oxidation of halocarbons in drinking water preparation// Water Res. – 1999. – V. 33, № 18. – P. 3695 – 3700.
7. Hybrid processes coupling photocatalysis and membranes for degradation of organic pollutants in water / R. Mollinari, M. Borgese, E. Drioli, L. Palmisano, M. Schiavello // Catal. Today. – 2002. – V. 75. – P. 77 – 85.

8. Heterogeneous photocatalytic degradation of pharmaceuticals in water by using polycrystalline TiO₂ and a nanofiltration membrane reactor / R. Molinari, F. Pirillo, V. Loddo, L. Palmisano // *Catal. Today* – 2006. – V. 118. – P. 205 – 213.
9. A new submerged membrane photocatalysis reactor (SMPR) for fulvic acid removal using a nano-structured photocatalyst / J. Fu, M. Ji, Z. Wang, L. Jin, D. // *J. Hazard. Mater.* – 2006. – V. 131. – P. 238 – 242.
10. Mozia S., Morawski A.W. Photocatalytic membrane reactor (PMR) coupling photocatalysis and membrane distillation—Effectiveness of removal of three azo dyes from water // *Catal. Today* – 2007. – V. 129. – P. 3 – 8.
11. The combination of heterogeneous photocatalysis with chemical and physical operations: A tool for improving the photoprocess performance / V. Augugliaro, M. Litter, L. Palmisano, J. Soria // *J. Photochem. Photobiol. C : Photochem. Rev.* – 2006. – V. 7. – P. 127 – 144.
12. Photocatalyzed degradation of polymers in aqueous semiconductor suspensions. 3. Photooxidation of a solid polymer: TiO₂-blended poly(vinyl chloride) film / S. Horikoshi, N. Serpone, Y. Hisamatsu, H. Hidaka // *Environ. Sci. Technol.* – 1998. – V. 32. – P. 4010 – 4018.
13. Gesenhues U. Influence of titanium dioxide pigments on the photodegradation of poly(vinyl chloride) // *Polym. Degrad. Stabil.* – 2000. – V. 68. – P. 185 – 196.
14. UNEP (The US Global Change research information office), Plastic Photodegradation, 1998 (<http://gcrio.org/UNEP1998/UNEP98p61.html>).
15. Choi H., Stathatos E., Dionysiou D.D. Photocatalytic TiO₂ films and membranes for the development of efficient wastewater treatment and reuse systems // *Desalination.* – 2007. – V. 202. – P. 199 – 206.
16. Bae T.-H., Tak T.-M. Effect of TiO₂ nanoparticles on fouling mitigation of ultrafiltration membranes for activated sludge filtration // *J. Membr. Sci.* – 2005. – V. 249. – P. 1 – 8.
17. Evaluating the activities of immobilized TiO₂ powder films for the photocatalytic degradation of organic contaminants in water / G. Balasubramanian, D.D. Dionysiou, M.T. Suidan, I. Baudin, J.-M. L  n   // *Applied Catalysis B: Environmental.* – 2004. – V. 47. – P. 73 – 84.
18. Photocatalytic oxidation of trichloroethylene and carbon tetrachloride using titanium dioxide filter as a catalyst / T.S. Wiltovsky, R.D. Howerton, S.B. Lalvani, V. Zamansky // *Energy Sources.* – 2001. – V. 23. – P. 845 – 852.
19. Sobczynski A., Duczmal L., Zmudzinski W. Phenol destruction by photocatalysis on TiO₂: an attempt to solve the reaction mechanism // *J. Mol. Catal.A: Chem.* – 2004. – V. 213. – P. 225 – 230.
20. The influence of pH and cadmium sulfide on the photocatalytic degradation of 2-chlorophenol in titanium dioxide suspensions / R.A. Doong, C.H. Chen, R.A. Maithreepala, S.M. Chang // *Water Res.* – 2001. – V. 35. – P. 2873 – 2880.
21. Photocatalytic degradation of 2-chloro and 2-nitrophenol by titanium dioxide suspensions in aqueous solution / K.H. Wang, Y.H. Hsieh, M.Y. Chou, C.Y. Chang // *Appl. Catal. B: Environ.* – 1999. – V. 21. – P. 1 – 8.
22. Shengcong Liufu, Hanning Xiao, Yuping Li. Adsorption of poly(acrylic acid) onto the surface of titanium dioxide and the colloidal stability of aqueous suspension // *J. Colloid Interface Sci.* – 2005. – V. 281. – P.155 – 163.
23. Photocatalytic water treatment with different TiO₂ nanoparticles and hydrophilic/hydrophobic layer silicate adsorbents /I. Ilisz, A. Dombi, K. Mogyor  sy, I. D  k  ny // *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects.* – 2004. – V. 230, № 7. – P. 89 – 97.

PREPARATION AND PROPERTIES OF THE PHOTOCATALYTIC-ACTIVE MEMBRANE WITH IMMOBILIZED TiO₂ FOR WATER TREATMENT FROM PHENOL AND ITS DERIVATIVES

E.A. Rolya, V.M. Kochkodan, V.V. Goncharuk

*A.V. Dumansky Institute of Colloid Chemistry and Water Chemistry
of National Academy of Sciences of Ukraine
Academician Vernadsky Prosp. 42, 03680, Kyiv-142*

A method of preparation and properties of a photocatalytic-active membrane with deposited TiO₂ for water treatment from phenol and its derivatives have been developed and studied in the work. Ceramic membrane based on γ -Al₂O₃ was found to be the optimum porous support for immobilization of the catalyst. The comparison of various approaches for deposition of TiO₂ active layer on the porous ceramic support was performed. It has been shown that the catalytic-active membrane obtained provides a high degree of water purification (99.4 – 99.9 %) not only from phenol, but also from its derivatives (hydroquinone, p-chlorophenol, and n-nitrophenol) at rather short time of water treatment (1.5 – 2 h). The efficiency of water purification was found to depend essentially on solution pH value.