

УДК 547.56:628.349.087.7.001.5

Исследование деструкции фенола окислительным способом

Т. Н. ВОЛГИНА, О. С. КУКУРИНА, В. Т. НОВИКОВ

Томский политехнический университет,
проспект Ленина, 30, Томск 634050 (Россия)

E-mail: olskuk@mail.ru

(Поступила 23.04.04; после доработки 19.07.04)

Аннотация

Исследован процесс глубокого окисления фенола в электрохимически активированной среде для разработки метода обезвреживания отходов сильнодействующих ядовитых веществ. Подтверждена известная схема деструкции фенола через образование *n*-бензохинона, карбоновых кислот до диоксида углерода и воды. Проведен сравнительный анализ констант скоростей окисления фенола различными окислителями, в том числе кислородом, пероксидом водорода в присутствии Fe^{2+} , озоном, а также электрохимическим окислением.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время не ослабевает интерес к процессам глубокого окисления токсичных веществ, в том числе фенола [1–3]. В качестве окислителей применяются хлорсодержащие соединения, соединения марганца, озон, пероксид водорода, реактив Фентона [2]. Наиболее эффективными окислителями признаны пероксид водорода и озон [3].

Цель данной работы – исследование глубокого окисления фенола ранее предложенным в [6] методом для обезвреживания пестицидов на основе производных феноксиусусных кислот.

Суть предлагаемого метода заключается в генерировании комплекса окислителей при пропускании электрического тока через растворы серной кислоты с одновременным взаимодействием образующихся соединений пероксидной природы [4] с органическим веществом в одном реакционном объеме.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Глубокое окисление фенола проводили на лабораторной установке, основной аппарат

которой – электролизер [6]. Условия проведения процесса: исходное содержание фенола 0.1–10 г/л, объемная доля серной кислоты 40 %, плотность тока 0.06–0.83 А/см²; требуемая температура поддерживалась с помощью термостата, давление атмосферное. При окислении пероксидом водорода его начальная концентрация составляла 6 моль/л; при окислении кислородом воздуха его расход был равен 4.2 л/ч.

Спектрофотометрические измерения проводили на приборах СФ-18, СФ-26, КФК-3, в кварцевой кювете с толщиной слоя 1 см. Концентрацию фенола в ходе окисления определяли по калибровочному графику, построенному для $\lambda = 270$ нм. Концентрацию некоторых промежуточных и конечных продуктов окисления фенола (карбоновые кислоты, диоксид углерода) определяли известными титриметрическими методами [8]. Общее содержание органических соединений определяли методом химического потребления кислорода (ХПК) с применением pH-метра-ионометра “ЭКОТЕСТ-120” в качестве автоматизированного измерителя.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

При пропускании электрического тока через сернокислотные растворы образуются частицы с высоким окислительным потенциалом O^{\bullet} , O_3 , H_2O_2 , $H_2S_2O_8$, H_2SO_5 . Следовательно, деструкция фенола может протекать как в реакционном объеме (за счет химического взаимодействия с вышеуказанными частицами), так и частично за счет электрохимических процессов.

Общей стадией для процессов глубокого окисления фенола является стадия образования *o*-, *n*-дифенолов (пирокатехина и гидрохинона) и далее *o*-, *n*-хинонов. Затем происходит разрушение ароматического кольца с образованием ди- и монокарбоновых кислот. В зависимости от окислителя состав продуктов деструкции фенола различен. Так, при окислении озоном обнаружены лишь следы щавелевой кислоты [9], при окислении пероксидом водорода — муконая кислота [10], а при действии реагента Фентона — муконая, малеиновая и щавелевая кислоты [11]. Основные продукты электроокисления фенола на Ta/PbO₂-аноде: гидрохинон, катехол, 1,4-бензохинон, малеиновая и фумаровая кислоты, CO₂ [13].

Образование первого стабильного промежуточного продукта при окислении фенола активированной серной кислотой — *n*-бензохинона — подтверждается появлением нового максимума поглощения в области 245 нм (рис. 1) [7].

Содержание *n*-бензохинона в первые минуты процесса растет и, достигнув максимума

ТАБЛИЦА 1

Изменение концентрации карбоновых кислот в растворе в процессе окисления фенола, 10⁻³ моль/л

Время, мин	C(C ₄ H ₄ O ₄)	C(C ₂ H ₂ O ₄)
0	25.0	120.0
15	7.6	8.9
30	5.3	4.4
60	1.8	2.0

ма, уменьшается в результате дальнейшего окисления с образованием органических кислот (табл. 1). С повышением плотности тока *n*-бензохинон образуется раньше и в меньших концентрациях (рис. 2).

Исследование процесса окисления карбоновых кислот как промежуточных продуктов процесса деструкции фенола в реакционной смеси связано с рядом трудностей, таких как низкая концентрация образующихся кислот, большие потери при экстракции из растворов с низким значением pH, а также высокая скорость их окисления. Поэтому в качестве объекта исследования выбраны процессы окисления модельных дикарбоновых кислот (малеиновой и щавелевой) с высокой исходной концентрацией раствора — (см. табл. 1).

Как видно из данных табл. 1, при продолжительности процесса 60 мин степень деструкции малеиновой и щавелевой кислот составляет 92.8 и 98.3 % соответственно. Следовательно, можно говорить о том, что деструкция карбоновых кислот не лимитирует процесс окисления фенола.

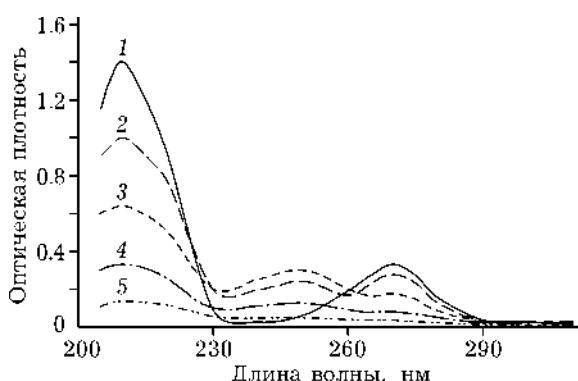


Рис. 1. Спектры поглощения раствора фенола. Время окисления, мин: 0 (1), 20 (2), 40 (3), 60 (4), 80 (5).

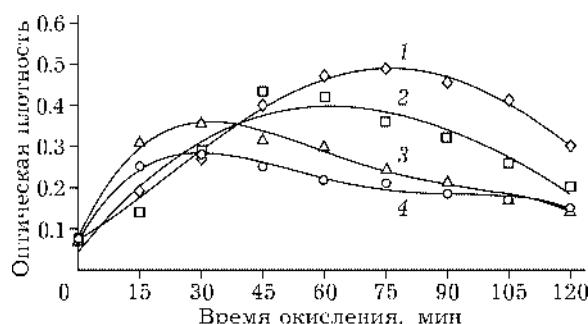


Рис. 2. Спектры поглощения проб фенола с проведением окисления. Плотность тока, A/cm²: 0.06 (1), 0.12 (2), 0.18 (3), 0.3 (4).

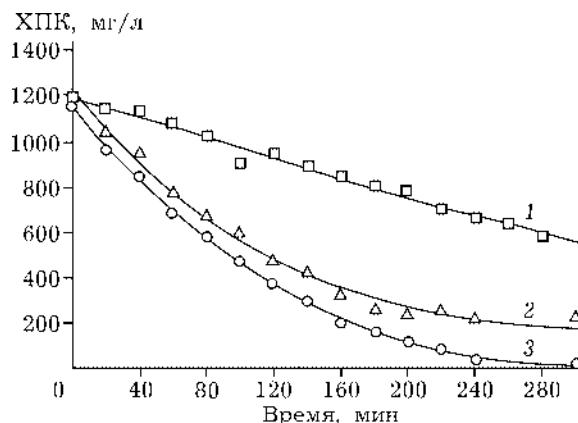


Рис. 3. Влияние плотности тока и температуры процесса на окисление фенола. Плотность тока, A/cm²: 0.17 (1), 0.5 (2), 0.83 (3); температура, К: 313 (1), 343(2, 3).

Влияние некоторых технологических параметров на скорость процесса окисления фенола предложено контролировать методом ХПК. Поскольку данный метод отражает общее содержание органических веществ, как исходного фенола, так и продуктов окисления, то его можно считать универсальным методом контроля за процессом обезвреживания, как индивидуальных веществ (рис. 3), так и смесей органических соединений.

Кроме того, отработанный электролит можно использовать многократно. Так, фенол окисляется с достаточной скоростью и в течение 10 циклов повторного использования электролита.

Также представляет интерес сравнить скорости окисления фенола различными окислителями (кислород и пероксид водорода) и в среде электрохимически активированной серной кислоты при одинаковых условиях (температура, концентрация фенола). Результаты

ТАБЛИЦА 2

Рассчитанные константы скорости k деструкции фенола различными окислителями

Окислитель	k , $10^{-3} \text{ дм}^3/(\text{моль} \cdot \text{с})$	Литературная ссылка
Активированная серная кислота	0.94	Данная работа
Пероксид водорода	0.278	« «
Кислород воздуха	0.11	« «
Озонирование	0.9	[12]
Электрохимическое окисление	0.0045	[13]

экспериментальных измерений (с начальным содержанием фенола 10 г/л) приведены на рис. 4.

Из полулогарифмических анаморфоз аналитическим методом были вычислены соответствующие константы скорости реакции окисления фенола (табл. 2).

Сравнение взятых из литературы значений констант скоростей окисления с рассчитанными позволяет сделать вывод о том, что при окислении фенола в электрохимически активированной серной кислоте в реакционном объеме жидкофазная химическая деструкция преобладает над электрохимическим окислением фенола.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Показана возможность применения предлагаемого окислительного метода для окисления такого распространенного экотоксиканта, как фенол. В одном реакционном объеме совмещаются два процесса – электрохимический синтез окислителя и химическая деструкция органической молекулы.

Под воздействием комплекса окислителей, синтезируемых электрохимическим путем, фенол окисляется аналогично известной схеме, образуя последовательно следующие продукты окисления: *n*-бензохинон, дикарбоновые кислоты, диоксид углерода и воду.

В качестве аналитического контроля над процессом глубокого окисления органических веществ может использоваться универсаль-

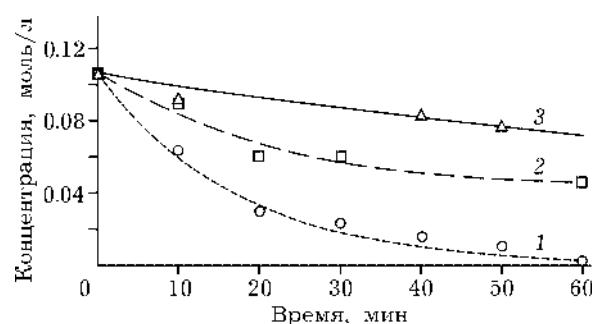


Рис. 4. Кинетические кривые расходования фенола: 1 – активированная H₂SO₄, 2 – кислород, 3 – H₂O₂.

ный метод определения химического потребления кислорода, применимый при деструкции как индивидуальных веществ, так и смесей неизвестного состава.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- 1 В. Л. Иvasенко, А. М. Адам, Н. А. Щехановская и др., *Изв. вузов. Химия и хим. технология*, 45, 3 (2002) 59.
- 2 М. А. Шевченко, П. В. Марченко, П. Н. Таран, В. В. Лизунов, Окислители в технологии водообработки, Наук. думка, Киев, 1979.
- 3 С. В. Холодкович, Г. Г. Ющина, Е. С. Апостолова, *Эколог. химия*, 5, 2 (1996) 75.
- 4 Пат. 2163158 РФ, 2001.
- 5 Химия и технология перекиси водорода: Под ред. Г. А. Серышева, Химия, Ленинград, 1984.
- 6 В. Л. Иvasенко, О. С. Кукурина, *Инж. экология*, 2 (2000) 17.
- 7 Р. Сильверстейн, Г. Басслер, Т. Моррил, Спектрометрическая идентификация органических соединений, Мир, Москва, 1977.
- 8 Ю. Ю. Лурье, А. И. Рыбникова, Химический анализ производственных сточных вод, Химия, Москва, 1966.
- 9 Н. Б. Сократова, Н. С. Фунтикова, Д. С. Стародубцев, *Кокс и химия*, 4 (1982) 37.
- 10 И. Ю. Литвинцев, Ю. В. Митник, А. И. Михайлов и др., *Кинетика и катализ*, 34, 1 (1993) 68.
- 11 M. Sudoh, T. Kodera, K. Sakai et al., *J. Chem. Eng. Jap.*, 19, 6 (1986) 513.
- 12 В. Ф. Горчев, А. Н. Сова, В. В. Гончарук, *Химия и технология воды*, 11, 6 (1989) 506.
- 13 T. N. Belhadj, A. Savall, *J. Electrochem. Soc.*, 145, 10 (1998) 3427.