

УДК 541.183

ВЛИЯНИЕ КИСЛОТНОСТИ СРЕДЫ НА ИЗВЛЕЧЕНИЕ ФЕНОЛА ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ ФРАКЦИЯМИ ГЛАУКОНИТА

В.И. Вигдорович, А.Ю. Пудовкина

ГОУ ВПО «Тамбовский государственный технический университет», г. Тамбов

Рецензент д-р хим. наук, профессор Л.Е. Цыганкова

Ключевые слова и фразы: адсорбция; водные растворы; высота слоя; глауконит; кислотность среды; летучесть; методика расчета; скорость потока; термическая обработка; фенол.

Аннотация: Рассмотрены методы оценки летучести фенола из сточных вод и с зеркала водоемов. Изучено влияние рН растворов фенола, скорости потока и температуры термической обработки фракции глауконита на сорбцию ими C_6H_5OH из сред, содержащих 20 мг/л этого высокотоксичного загрязнителя.

Введение

Проблема загрязнения атмосферы и литосферы фенолом была и по-прежнему остается очень острой. Обусловлено это широким использованием его как целевого продукта и реагента во многих химических производствах. Достаточно остра «проблема фенола» и для Тамбовской области, где имеется ряд предприятий, использующих фенол, сбросы которых его содержат.

Одним из них является ОАО «Пигмент», некоторыми важнейшими продуктами производства которого являются красители, лаки и краски. На этом предприятии, которое много внимания уделяет вопросам улучшения экологической ситуации на своей территории и за ее пределами, действует установка по обезвреживанию промышленных стоков, а также прудов-накопителей сточных вод, которые используются для предварительной подготовки прмстоков к закачке. Подобного рода накопители представляют собой комплекс из шести гидротехнических сооружений (прудов), в том числе: пруд «А», используемый для приема условно-чистых вод; «Ж» – пруд усреднитель (не осуществляет прием сточных вод и практически осушен); отстойники «Б» и «Д»; пруд «Г» – шламонакопитель; и,

Вигдорович Владимир Ильич – доктор химических наук, профессор кафедры «Химия», e-mail: vits21@mail.ru; Пудовкина Анна Юрьевна – аспирант кафедры «Химия», ТамбГТУ, г. Тамбов.

наконец, шестой пруд, позиционируемый как резервный шламонакопитель, в который не осуществляется слив жидких отходов. Промстоки, находящиеся в прудах-накопителях наряду с другими загрязняющими веществами содержат фенол, интенсивно испаряющийся с их поверхности при высоких температурах.

Близкий профиль работы у ОАО «Котовский лакокрасочный завод», сточные воды ряда производств которого содержат до 19 мг/л C_6H_5OH . Для того чтобы решить столь серьезную проблему необходимо количественно оценивать способность перехода фенола из жидкой в газовую фазу.

Рассмотрим некоторые детали проблемы, так как ситуацию иначе назвать не представляется возможным. Пусть концентрация фенола в пруду-накопителе равна 100 мг/кг (в соответствии с методикой Министерства природных ресурсов РФ), а коэффициент степени опасности W_i загрязнителя составляет 215 условных единиц (мг/кг). Тогда показатель степени опасности отходов фенола некоторого жидкого отхода K_i , например водного раствора (сточных вод) равен [1] $K_i = 100/215$; $K_i < 0,5$. Следовательно, присутствие фенола в концентрации 100 мг/кг (~1 мМ) вносит ничтожный вклад в величину K_{Σ} (характеристика степени опасности отхода, которая рассчитывается по сумме показателей степени опасности отдельных его компонентов K_i) и оценку класса опасности отхода. На первый взгляд ситуация вполне приемлема. Вместе с тем, давление насыщенного пара фенола над подобными растворами при 20 и 25 °С таково, что концентрация C_6H_5OH в нем составляет соответственно 6,9 и 11 ПДК_{а.в.}, то есть фактически ее величина многократно превышает предельно допустимую [2], что опасно с точки зрения рассеяния оксибензола [1]. Таким образом, установление класса опасности отхода не определяет максимальную для данных условий концентрацию его летучего компонента в воздухе и не исчерпывает проблемы.

Если известно давление насыщенных паров загрязнителей при температуре 20 °С, то максимально возможную концентрацию вещества при этих условиях следует рассчитывать по формуле

$$C = \frac{10^3 MP}{18,3}. \quad (1)$$

В том случае, когда давление насыщенных паров устанавливается для некоторого интервала температур, целесообразно использовать уравнение

$$C = \frac{1,6 \cdot 10^4 MP}{T}, \quad (2)$$

где C – максимально возможная концентрация компонента при заданных условиях, мг/м³; M – молярная масса вещества; P – давление насыщенного пара, мм рт. ст.; T – температура по шкале Кельвина.

Две последние зависимости получены на базе уравнения Менделеева–Клапейрона, действительного для идеальных газов,

$$P_i V = \frac{m_i}{M_i} RT ,$$

где R – универсальная газовая постоянная, равная $9,31 \text{ Дж} \cdot \text{моль}^{-1} \cdot \text{К}^{-1}$. Оно применимо при суммарном давлении газовой смеси не более 1 атмосферы (760 мм рт. ст. или $1,0135 \cdot 10^5 \text{ Па}$), P_i , m_i и M_i – парциальное давление, масса и молярная масса i -го компонента газовой смеси соответственно. Так как в экологической практике обычно оценивается масса токсичного вещества в 1 м^3 , перепишем последнее уравнение в виде

$$\frac{m_i}{V} = \frac{P_i M_i}{RT} . \quad (3)$$

В последующих преобразованиях опустим нижний индекс, чтобы не загромождать запись, а отношение m_i/V обозначим через C (массовая концентрация). Тогда имеем

$$C = \frac{MP}{RT} . \quad (4)$$

В международной системе единиц в качестве единицы давления используется Па, а постановление Минздрава РФ рекомендует мм рт. ст. Так как $1,0135 \cdot 10^5 \text{ Па}$ соответствует 760 мм рт. ст., то 1 мм рт. ст. равен 133,4 Па.

Для температуры $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (293 К) имеем

$$C = \frac{10^3 \cdot 133,4 PM}{8,31 \cdot 293} ;$$

или

$$C = \frac{PM1000}{18,25} ,$$

что хорошо коррелирует с приведенным выше уравнением (1) для подобных условий. Его можно переписать, несколько упростив:

$$C = 54,8 PM ;$$

$$C = \frac{1,6 \cdot 10^4 PM}{t + 273} . \quad (2a)$$

Таким образом, чтобы рассчитать максимально возможную для данных условий концентрацию загрязнителя C , необходимо знать давление его насыщенного пара. С этой целью используются эмпирические уравнения типа [3]

$$\lg P = A - \frac{B}{T} \quad (5)$$

и

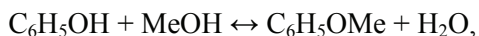
$$\lg P = A - \frac{B}{t + C_3} , \quad (6)$$

где A , B и C_3 – константы. Для каждого конкретного вещества выбирается одно из уравнений (5) или (6) и используются заимствованные в справочнике [3] соответствующие константы.

Рассмотрим методику расчета давления насыщенного пара на конкретном примере, однако, предварительно кратко охарактеризуем фенол как экотоксикант.

Токсикологическая характеристика фенола

Фенол C_6H_5OH – вещество второго класса опасности [3, 4]. Острые отравления им наблюдаются при попадании на кожу [6], а также при его концентрации в воздухе 8,8...12,2 мг/м³. Признаки отравления фенолом – расстройство пищеварения, рвота. Величины ПДК_{р.з} = 0,3 мг/м³, ПДК_{а.в} = 0,003 мг/м³ [4, 5]. Порог чувствительности – 4 мг/м³ [6]. Растворимость фенола в воде – 8,2 масс.% (15 °С) [7]. Гидролиз фенолятов щелочных металлов протекает весьма глубоко. Для смещения равновесия реакции вправо требуется избыток щелочи [8]



где Me – щелочной металл.

Величина pH эквивалентной точки при титровании раствора с содержанием 20 мг/л C_6H_5OH близка к 10.

Фенол и его растворы как отходы производства (ОПР)

Давление насыщенного пара фенола как индивидуального соединения следует рассчитывать по уравнению (6). Соответствующие константы равны [3]: $A = 11,5638$; $B = 3586,36$; $C = 273$ (они постоянны в области температур от 0 до 40 °С). Температура плавления и кипения C_6H_5OH равна соответственно 41 и 181,2 °С. Давление насыщенного пара фенола как функция температуры, рассчитанное по уравнению (6), приведено в табл. 1.

Совершенно очевидно, что продукт, представленный преимущественно фенолом, не попадет в отходы производства. В этом плане наибольший интерес представляют именно его разбавленные водные растворы. Вновь, как и в предыдущем случае, оценим давление насыщенного пара фенола

Таблица 1

Влияние температуры на давление насыщенного пара фенола

$t, ^\circ C$	$-\lg P^0$	$P^0, \text{ мм рт. ст.}$	$P^0, \text{ Па}$
0	1,57	0,0267	3,56
5	1,34	0,0460	6,13
10	1,11	0,0776	10,34
15	0,89	0,129	17,19
20	0,68	0,211	28,10
25	0,47	0,338	45,10
30	0,27	0,534	71,20

в условиях существования его водных растворов, содержащих 1,0 и 10,0 г/л C_6H_5OH . Принимая водный раствор фенола в качестве бинарной системы, рассчитаем мольную долю каждого из компонентов, используя уравнение

$$X_i = \frac{n}{n_i + n_j},$$

где n_i и n_j – число моль каждого компонента в 1 л раствора. Пусть i -й компонент – фенол. Тогда при его концентрации 1,0 и 10,0 г/л имеем: $n_1 = 0,0106$ моль/л и $n_{10} = 0,106$ моль/л. Нижний индекс указывает $C_{\text{фенола}}$ в растворе в г/л. Соответственно $n_{\text{воды}}$ составляет 55,50 и 55,00 моль/л.

В этом случае мольная доля фенола в рассматриваемых растворах равна: $X_1 = 1,9 \cdot 10^{-4}$ и $X_{10} = 1,9 \cdot 10^{-3}$. Столь разбавленные растворы являются практически идеальными, и расчет давления насыщенного пара вновь можно проводить по закону Рауля

$$P_i = P_i^0 X_i,$$

где P_i и P_i^0 – парциальное давление i -го компонента над раствором и его давление насыщенного пара над чистым веществом при рассматриваемых условиях; X_i – определено ранее. Результаты расчетов для растворов с принятыми концентрациями фенола представлены в табл. 2.

С использованием уравнений (2) и (2а) получим максимальную фактическую концентрацию C_6H_5OH в атмосферном воздухе (mg/m^3) и величину коэффициента превышения ПДК_{а.в.}, обозначенную через $K_{пр}$ (табл. 3). Величина $K_{пр}$ определяется как отношение фактической концентрации фенола к ПДК_{а.в.}.

Проведя подобные расчеты для широкого интервала концентраций любого токсичного компонента с шагом заданного размера, можно представить их в виде номограмм, из которых легко оценить область допустимых концентраций компонента отхода производства в пруду-накопителе, при которых $C_{\text{факт}}$ опасного вещества в воздухе над раствором не превышает ПДК _{i} любого типа (рабочей зоны, атмосферного воздуха, ориентировочный безопасный уровень воздействия и т.п.) [1].

Таблица 2

Зависимость давления насыщенного пара фенола (Па) от температуры

$t, ^\circ C$	$C_{\text{фенола}}, \text{ г/л}$	
	1,0	10,0
0	6,76*	6,76**
5	11,65*	11,65**
10	19,65*	19,65**
15	22,66*	22,66**
20	53,39*	53,39**
25	85,69*	85,69**
30	135,28*	135,28**

* – увеличено в 10^4 раз; ** – увеличено в 10^3 раз.

Таблица 3

**Влияние температуры на максимальную концентрацию фенола
в атмосферном воздухе над раствором и $K_{пр}$**

$t, ^\circ\text{C}$	Концентрация фенола в растворе, г/л			
	1		10	
	$C_{\text{факт}}, \text{мг/м}^3$	$K_{\text{пр}}$	$C_{\text{факт}}, \text{мг/м}^3$	$K_{\text{пр}}$
0	0,028	8,34	0,28	83,4
5	0,047	15,8	0,47	158
10	0,079	26,2	0,79	262
15	0,089	29,7	0,89	297
20	0,206	68,8	2,06	687
25	0,326	108,5	3,26	1087
30	0,542	180,6	5,42	1807

Принципиально важное значение имеет знание массы загрязнителя, испаряющегося с поверхности жидкой фазы. Эта величина оценивается следующим образом. Количество вредных веществ, испаряющихся со свободной поверхности жидкости (при хранении в открытых резервуарах или пропитке, промывке, розливе) зависит от их химической природы, температуры, площади зеркала испарения, продолжительности и подвижности воздуха.

Значения парциальных давлений и концентраций опасных веществ в атмосферном воздухе должны приниматься при температуре поверхности жидкости. При стационарном режиме эта температура устанавливается в соответствии с балансом тепла, учитывая подводимое извне, отдаваемое и получаемое жидкостью и воздухом в результате теплообмена между ними и затраты на испарение. Для реальных неадиабатических условий соотношения между температурами поверхности жидкости $t_{п}$ и ее объема $t_{об}$ приведены ниже (табл. 4).

В случае принудительной аэрации жидкости массы компонентов отходов m_i дополнительно выделяются с потоком аэрирующего воздуха в количестве, пропорциональном его расходу. Общее количество i -го токсичного компонента отхода, выделяющегося в единицу времени в атмосферный воздух от отдельного источника с принудительной аэрацией, может быть рассчитано по формуле

$$m_i = m_{i,n} + m_{i,s}.$$

В свою очередь

$$m_{i,n} = 5,47 \cdot 10^{-8} k(1,3 + v) SC_i M_r^{-0,5} (t_{п} + 273);$$

Таблица 4

**Связь температуры поверхности воды на поверхности $t_{п}$
и в объеме $t_{об}$ жидкой фазы**

$t_{об}, ^\circ\text{C}$	20	25	30	35	40	45
$t_{п}, ^\circ\text{C}$	18	23	28	33	37	41

$$m_{i,s} = 10^{-3} V_j C_i;$$

$$[m_{i,n}] = [m_{i,s}],$$

где m_i – общее количество i -го компонента отхода, выделяющегося в единицу времени; $m_{i,n}$ – то же в результате испарения с поверхности, г/с; $m_{i,s}$ – скорость фазового перехода компонента в результате принудительной аэрации, г/с; k – коэффициент перекрытия поверхности испарения; v – скорость ветра, м/с; S – площадь поверхности испарения; C_i – концентрация i -го компонента отхода в насыщенном паре над раствором, мг/м³; M_r – относительная молекулярная масса компонента; t_n – температура поверхности жидкой фазы, °С; V_j – расход воздуха на принудительную аэрацию, м³/с.

В отсутствии принудительной аэрации $m_i = m_{i,n}$. Общее количество i -го компонента отхода, выделяющегося в течение года, рассчитывается по формуле

$$M_{i,год} = 0,0036 m_i \tau,$$

где M_i – молярная масса компонента, т/год; τ – годовая продолжительность работы сооружения.

Скорость ветра принимается по данным регионального Комгидромета. При этом необходимо оценить опасную скорость ветра v_{max} , при которой достигается максимальная приземная концентрация компонента отхода.

Коэффициент k определяется исходя из соотношения S_0/S , где S_0 – площадь открытой части поверхности испарения (табл. 5).

Если C_i оценивается посредством лабораторного анализа, то отбор проб необходимо проводить на расстоянии не более 1 см от поверхности испарения, так как рассеивание в воздухе резко искажает результаты.

Важное значение имеет разработка метода извлечения фенола из сточных вод (СВ) со сравнительно малыми концентрациями C_6H_5OH , которые не поддаются очистке известными технологическими методами.

Такие малые концентрации фенола в стоках остаются, однако, чрезвычайно опасными при возможности его испарения при сравнительно высоких температурах СВ в летние месяцы или исходя из технологических регламентов. Предыдущие исследования показали, что этому удовлетворяет сорбционная очистка сточных вод глауконитом.

Однако в промышленных условиях водородный показатель сточных вод, содержащих фенол, может варьироваться в широких пределах. В связи с этим важно выяснить влияние рН таких вод для оценки условий максимального извлечения из них фенола.

Таблица 5

Связь коэффициента k с S_0/S

$S_0/S = (A)$	k
$A < 10^{-4}$	0
$10^{-4} < A \leq 10^{-2}$	$10A$
$10^{-2} < A \leq 10^{-1}$	$(A + 0,08)/0,9$
$10^{-1} < A \leq 0,5$	$0,25A + 0,175$
$0,5 < A \leq 0,8$	$A - 0,2$
$A > 0,8$	1

Методика эксперимента

Сорбционная колонка, используемая для адсорбции фенола глауконитом в потоке раствора, изображена на рис. 1. Наличие регулирующего вентиля 4 позволяет изменять скорость прохождения глауконита раствором в широких пределах. Второй особенностью используемого устройства является возможность смены корпусов колонки 3, выполненных из нержавеющей стали 12Х18Н10Т или стекла «Пирекс» и имеющих диаметр от 70 до 1,5 мм. Это, во-первых, так же позволяет регулировать скорость потока раствора, и, во-вторых, в случае стеклянной конструкции – контролировать во времени высоту столба глауконита.

Исследование проведено при комнатной температуре с использованием модельных растворов с исходным содержанием фенола 20 мг/л, концентрацию которого оценивали флуорометрическим методом (флюорат – 0,2...3 М).

Высота столба адсорбента (95%-й глауконит) варьировалась в широких пределах. Она для конкретных условий эксперимента указана ниже. Адсорбент предварительно подвергали термической обработке при температурах (400 ± 10) , (300 ± 10) , (250 ± 10) и (200 ± 10) °С в течение 20 мин [1, 2]. Фенол использован квалификации «ч.д.а.».

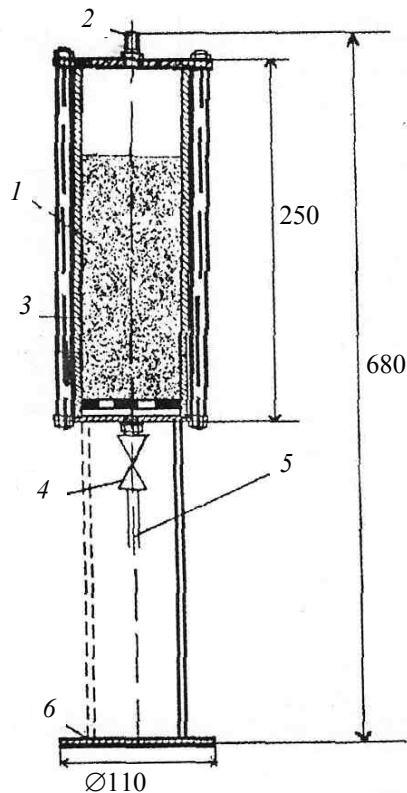


Рис. 1. Сорбционная колонка:

1 – глауконит; 2 – штуцер подачи; 3 – сменный корпус;
4 – вентиль, регулирующий скорость; 5 – штуцер выходной; 6 – подставка

Экспериментальные результаты

В случае использования адсорбента с размером частиц $a \geq 63$ мкм при линейной скорости потока модельного раствора через адсорбер 0,02 м/ч, его сравнительно высокой кислотности (рН = 3) и высоте слоя глауконита 10 см глубина сорбции фенола практически не зависит от продолжительности очистки, по крайней мере, в течение первого часа (рис. 2, кривая 1). Глубина очистки раствора ρ при подобной организации эксперимента составляет порядка 70 %. Снижение высоты слоя адсорбата вдвое несколько уменьшает величину ρ .

Изменение остальных факторов (высота слоя глауконита, рН) практически не влияют на глубину извлечения фенола.

Повышение рН до 7, ведущее к появлению даже незначительного количества фенолят-анионов, примерно, на 20 % увеличивает эффективность сорбции (высота слоя глауконита 10 см, см. рис. 2, кривые 1 и 2). При этом двукратное снижение высоты h сорбирующего слоя уменьшает глубину сорбции ρ на 4–8 % (см. рис. 2, кривые 2 и 4). Эффективность извлечения фенола из растворов с увеличением их рН до 10 резко возрастает, а величина ρ достигает практически 100 % и вновь не зависит от высоты поглощающего слоя глауконита (см. рис. 2, кривые 3 и 5). Различие в условиях эксперимента в этом случае по сравнению со средами с рН = 3 и 7 лишь в том, что доля фенолят-ионов достигает 50 %. Остальное составляет молекулярная форма C_6H_5OH .

При применении фракции с эффективным размером частиц 140 мкм и менее (снижение удельной поверхности адсорбента) и увеличении скорости истечения раствора фенола через адсорбер в 100 раз величина ρ снижается при рН = 3 на 1–5 % в зависимости от продолжительности сорбции (рис. 3, кривые 1 и 2), при рН = 7 коэффициент ρ уменьшается на 9–16 % и появляется зависимость от высоты слоя адсорбата (см. рис. 3, кривые 3 и 4). И лишь при рН = 10 величина ρ осталась прежней (см. рис. 2, кривые 3 и 5, рис. 3, кривые 5 и 6).

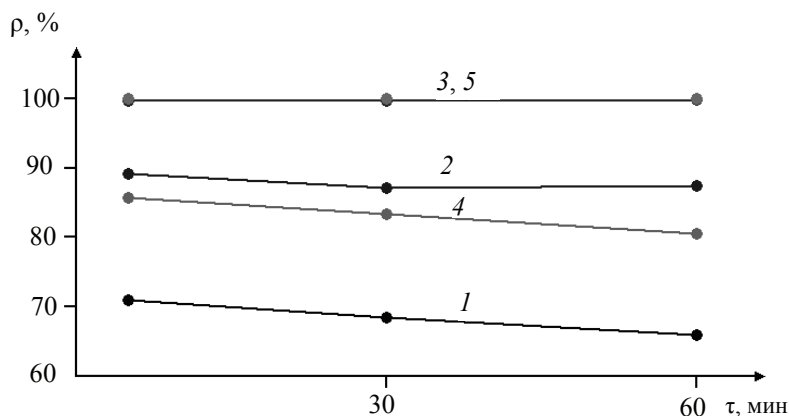


Рис. 2. Влияние времени сорбции и рН раствора на степень извлечения фенола ρ : фракцией глауконита с эффективным размером частиц $a \geq 63$ мкм и исходным минералом без отделения самой мелкой фракции, прокаленными при 400 °С; величина рН: 1 – 3; 2 и 4 – 7; 3 и 5 – 10; высота слоя адсорбера, см: 1, 2 и 3 – 10; 4 и 5 – 5,2

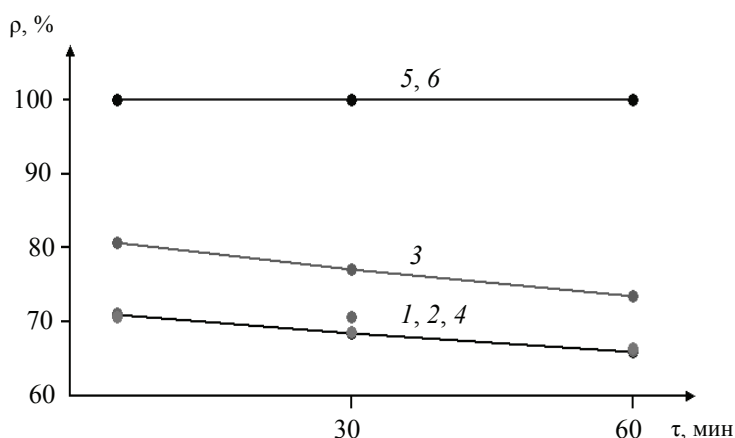


Рис. 3. Влияние времени сорбции и pH модельного раствора, истекающего из адсорбера с линейной скоростью 2 м/ч, на степень извлечения C_6H_5OH (ρ): фракциями глауконита с эффективным размером частиц $a \geq 140$ мкм (кривые 2–6) и $a \geq 63$ мкм (кривая 1), прокаленными 20 мин при 400 °С; величина pH: 1 и 2 – 3; 3 и 4 – 7; 5 и 6 – 10; высота слоя адсорбента, см: 1, 2, 3 и 5 – 10; 4 и 6 – 5,2

По-видимому, сорбируемость фенолят-ионов существенно превосходит соответствующий показатель молекулярной формы фенола. Причем, по мере сорбции анионов $C_6H_5O^-$ равновесие реакции



практически полностью сдвигается вправо.

Важное технологическое значение для использования глауконита имеет уровень температуры термической обработки глауконита. Ее снижение повышает технологичность процесса и уменьшает энергозатраты. Соответствующие данные представлены на рис. 4. Одновременно при проведении ряда экспериментов высота поглощающего слоя понижалась до 1 см.

При pH = 3 рост температуры термической обработки глауконита с 200 до 250 и 300 °С повышает величину ρ при высоте поглощающего слоя 10 см (рис. 4, кривые 1–3). При снижении h вдвое рост температуры термической обработки глауконита с 200 до 250 и 300 °С также ведет к увеличению ρ (см. рис. 4, кривые 4–6). Использование $h = 1$ см обуславливает более сложную зависимость $\rho = f(t)$. Повышение температуры термической обработки фракции глауконита (с размером частиц 63 мкм и более) увеличивает ρ на 3–4 %. Дальнейший ее рост, напротив, снижает ρ (см. рис. 4, кривые 7–9).

Переход к щелочным модельным растворам фенола приводит к следующему. При максимальной величине $h = 10$ см рост температуры термической обработки адсорбента систематически повышает ρ (см. рис. 4, кривые 10–12), хотя температурный эффект невелик и не превышает 1 %. Причем близкое к 100%-му удаление фенола наблюдается на фракции глауконита, высушенной при 300 °С (см. рис. 4, кривая 12). Уменьшение h вдвое не изменяет наблюдаемой картины (см. рис. 4, кривые 13–15). Понижение величины h на порядок обуславливает отсутствие температурного эффекта и уменьшает глубину извлечения фенола из модельного раствора на 4–5 %.

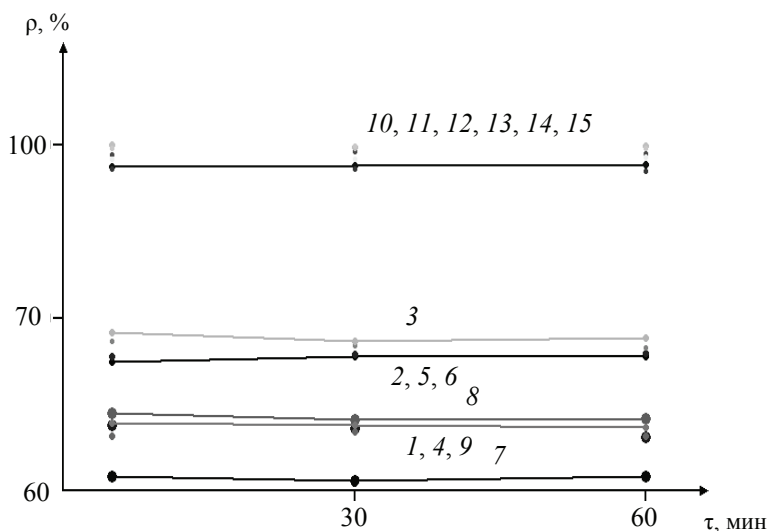


Рис. 4. Влияние времени сорбции, pH модельного раствора, температуры термической обработки t и высоты слоя адсорбента h на степень извлечения фенола из модельных растворов ρ :
 фракцией глауконита с эффективным размером частиц, $a \geq 63$ мкм;
 t , °C: 1, 4, 7, 10 и 13 – 200; 2, 5, 8, 11 и 14 – 250; 3, 6, 9, 12, 15 – 300;
 pH: 1–9 – 3; 10–15 – 10; h , см: 1–3, 10–12 – 10; 4–6, 13–15 – 5,2; 7–9 – 1

Рассмотрим более обстоятельно роль высоты поглощающего слоя и скорости движения потока модельного раствора через адсорбер на глубину извлечения фенола (рис. 5). Исследования в этом случае проведены только со щелочными средами, поскольку они позволяют достичь наиболее глубокого уровня очистки.

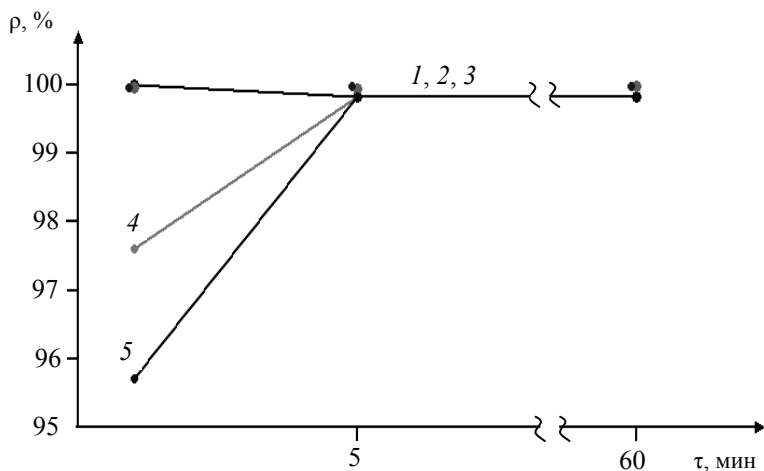


Рис. 5. Влияние высоты слоя сорбента, скорости истечения раствора с pH = 10 из адсорбера и продолжительности сорбции на степень извлечения фенола ρ :
 фракцией глауконита с эффективным размером частиц $a \geq 63$ мкм, подвергнутой термической обработке 20 мин при 400 °C; скорость истечения раствора: 1 – 0,02; 2 – 0,20; 3, 4 и 5 – 2,0; продолжительность сорбции, мин: 1–5 – 5...60

Влияние высоты слоя адсорбента на ρ модельного раствора фенола весьма значительно в области малых h . При высоте сорбирующего слоя 1 см переход по скорости потока в направлении

$$v = 0,02 \rightarrow v = 0,2 \rightarrow v = 2,0 \text{ м/ч}$$

заметно снижает с повышением v глубину сорбции фенола (см. рис. 5, кривые 1, 4, 5). С увеличением h в 5 раз и более эффект высоты сорбирующегося слоя отсутствует. Подобная картина имеет место как через 5 мин от начала сорбции, так и спустя 60 мин после выхода раствора из адсорбера.

Список литературы

1. Вигдорович, В.И. Теоретические основы, техника и технология обезвреживания, переработки и утилизации отходов / В.И. Вигдорович, Н.В. Шель, И.В. Зарапина. – М. : КАРТЭК, 2008. – 216 с.
2. Вигдорович, В.И. Оценка класса опасности отходов и миграции токсичных компонентов отходов в газовую фазу / В.И. Вигдорович, А.И. Акулов // Инженерная экология. – 2010. – № 2. – С. 46–55.
3. Адсорбционная способность глауконита Бондарского района Тамбовской области. / В.И. Вигдорович [и др.] // Сорбц. и хроматограф. процессы. – 2010. – Т. 10, № 1. – С. 126–130.
4. Вигдорович, В.И. Извлечение фенола из водных растворов глауконитом / В.И. Вигдорович, Л.Е. Цыганкова, А.И. Акулов // Сорбц. и хроматограф. процессы. – 2010. – Т. 10, № 4. – С. 500–505.
5. Извлечение ионов меди (II) и фенола в проточном растворе глауконитом Бондарского района Тамбовской области. / В.И. Вигдорович [и др.] // Сорбц. и хроматограф. процессы. – 2010. – Т. 10, № 6. – С. 930–937.
6. Вредные вещества в промышленности. Т. 1 : Органические вещества / под ред. Н.В. Лазарева и Э.Н. Левиной. – М. : Химия, 1976. – 592 с.
7. ГН 2.1.7. 2041–06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. – Введ. 2006–01–19. – М. : ИИЦ Минздрава России, 2006. – 15 с.
8. Лурье, Ю.Ю. Справочник по аналитической химии / Ю.Ю. Лурье. – М. : Химия, 1971. – 252 с.
9. Несмеянов, А.Н. Начала органической химии / А.Н. Несмеянов, Н.А. Несмеянов. – М. : Химия, 1969. – Т. 2. – 663 с.
10. СанПин 2.1.6.1032 – 01. Гигиенические требования к обеспечению качества атмосферного воздуха населенных мест. – Введ. 2001–05–17. – М. : ИИЦ Минздрава России, 2001. – 12 с.
11. Справочник химика / под науч. ред. Б.П. Никольского. – М.–Л. : Химия, 1963. – Т. 1. – 1071 с.

The Influence of Acidity on Phenol Extraction from Aqueous Solutions by Glaucanite Fractions

V.I. Vigdorovich, A.Yu. Pudovkina

Tambov State Technical University, Tambov

Key words and phrases: adsorption; aqueous solution; calculation; flux rate; glaucanite; layer height; medium acidity; phenol; volatility; thermal processing.

Abstract: Evaluation techniques of phenol volatility from waste water and reservoir mirror are considered. The influence of phenol solution pH, flux rate and temperature of thermal processing of glaucanite fraction on the sorption of C_6H_5OH from the media containing 20 mg/l of this high toxically pollutant has been studied.

© В.И. Вигдорович, А.Ю. Пудовкина, 2011