

## **Шлак на основе минерала диопсида как сорбент поверхностно-активных веществ**

**Э. Б. Хоботова, И. В. Грайворонская**

---

Показана возможность использования шлаков с основным минералом диопсидом в качестве сорбентов для очистки вод. Определено наличие гидроксильных и силанольных групп на поверхности шлаковых частиц. Оптимизированы условия химической активации шлака. Впервые экспериментально подтверждена адсорбция анионных поверхностно-активных веществ (ПАВ) шлаковым сорбентом кислотного характера. Разработан способ противоточно-ступенчатой адсорбционной очистки сточных вод от ПАВ в области высоких концентраций.

**Ключевые слова:** шлак, сорбент, адсорбция, поверхностно-активные вещества.

---

The possibility of the using of slags with the main dyopside mineral as sorbents for the water purification was showed. The presence of hydroxylic and silanolic groups on the surface of slags particles was determined. The conditions of chemical slag activation were optimized. The adsorption of anionic surfactants of slag acidic sorbent was first confirmed experimentally. A method of counter-step adsorption purification of wastewater from surfactants in high concentration region was developed.

**Keywords:** slag, sorbent, adsorption, surfactants.

---

### **Введение**

Современная экологическая ситуация характеризуется высокой антропогенной нагрузкой на природные ресурсы. Актуальны комплексное использование и повышение степени утилизации промышленных отходов, которые могут служить заменителями технических материалов и продуктов. К перспективным, ресурсно-ценным отходам относятся металлургические шлаки. В литературе ограничено число публикаций, касающихся применению шлаков в качестве сорбентов при очистке вод. Целесообразность использования шлаковых сорбентов может быть обоснована после предварительного изучения их химического состава, структуры и сорбционных характеристик по различным соединениям и ионам в варьируемых условиях.

ПАВ — одни из самых распространенных загрязнителей сточных вод, характерные для многих отраслей промышленности. Создание технологий

глубокой очистки сточных вод от ПАВ с использованием новых эффективных и экономически выгодных адсорбентов является актуальной задачей. ПАВ являются мицеллообразующими веществами, образование ассоциатов протекает и в сточных водах. Поэтому необходимо учитывать особенности влияния мицеллообразования на адсорбционное равновесие и на использование емкости сорбентов. Без этого невозможно создание рациональных схем адсорбционной очистки. Разновидность перспективных сорбентов — металлургические шлаки. В литературе имеются сведения о сорбции ПАВ на активных углях, силикагелях и оксидах различных элементов [1]. Причем, в большинстве случаев ион ПАВ и поверхность адсорбента противоположно заряжены. Практически отсутствуют сведения об адсорбции анионных ПАВ (АПАВ) на оксидных сорбентах кислотного характера.

Цель работы — определение количественных показателей сорбции ПАВ шлаками при различных

режимах процесса, оценка возможности использования шлаков с основным минералом диопсидом в качестве сорбентов для очистки воды.

### Материалы и методы исследования

В работе рассмотрены шлаки Побужского ферроникелевого комбината (ПФНК).

Использовали следующие методы исследования: рентгенофазовый анализ, ИК-спектрофотометрия, макроэлектрофорез, флуориметрический анализ и определение содержания общего углерода.

Предварительное измельчение шлаков проведено с применением щековой (конусной) и валковой дробилок.

Рентгенофазовый анализ показал, что шлак содержит основной минерал диопсид  $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$  [2]. Выраженный волнистый характер фона дифрактограммы образца позволяет предположить наличие аморфной фазы, что предполагает повышенную внутреннюю энергию, высокий потенциал к взаимодействиям и способность шлака к сорбции.

Сорбционные свойства шлаков определяли в статических и динамических условиях по изменению концентраций поглощаемых веществ (сорбатов) в растворе. Время выдержки 3 суток (статический режим) согласно литературным данным [3] вполне достаточно для установления обменного равновесия при адсорбции органического вещества на сорбенте неорганической природы (шлаке). Сорбцию в динамическом режиме проводили на магнитной мешалке ММ-5 при максимальной скорости вращения — 1200 об./мин в течение 2–4 ч.

### Эксперимент и обсуждение

Для повышения сорбционной способности шлака исследовали его предварительную химическую активацию. Активация шлака как сорбента в растворах кислот более эффективна по сравнению со щелочной обработкой и вымачиванием в воде. При кислотной активации шлака достигается максимальное травление и разрыхление его поверхности.

Методом ИК-спектрофотометрии показано, что химическая активация изменяет природу и количество функциональных групп шлака. Исходный шлак характеризуется полосами поглощения силикоановой ( $\equiv\text{Si}-\text{O}-\text{Si}\equiv$ ), силанольной ( $\equiv\text{Si}-\text{OH}$ ) групп и молекул воды. При спекании шлака протекает термическое дегидроксилирование. Кислотная активация вызывает регидроксилирование с повышением интенсивности пика поглощения силанольных групп. Полученные ИК-спектры обсуждены в [4, 5]. Кислотная активация

поверхности вызывает повышение концентрации групп  $\text{Al}-\text{O}-\text{Si}$ .

Присутствие на поверхности шлаков силанольных групп, диссоциирующих с отщеплением  $\text{H}^+$ , должно определять отрицательный заряд поверхности шлаковых частиц. С целью уточнения заряда частиц и величины электрокинетического потенциала проведен макроэлектрофорез взвесей шлаков. Предполагалось, что частицы имеют условно сферическую форму (сферы или цилиндра) с коэффициентом формы  $k=2-4$ . Электрокинетический потенциал  $\xi$  (В) рассчитывали по формуле:

$$\xi = \frac{hL\eta}{U\epsilon\epsilon_0\tau},$$

где  $h$  — перемещение границы взвеси, м, определяли по передней границе, размеры частиц которой составляют  $10^{-4}$  м;  $L$  — расстояние между электродами 0,205 м;  $\eta$  — динамическая вязкость жидкости  $1,14 \cdot 10^{-3}$  Па·с;  $U$  — напряжение постоянного тока 110 В;  $\epsilon$  — диэлектрическая постоянная среды 81,94;  $\epsilon_0$  — диэлектрическая постоянная вакуума  $8,85 \cdot 10^{-12}$  Ф/м;  $\tau$  — время перемещения границы взвеси, с.

Частицы взвеси шлака перемещались к положительному электроду, что свидетельствует об их отрицательном заряде. Значение  $\xi$ -потенциала 22,2 мВ соответствует средней величине  $\xi$ -потенциала для минеральных взвесей с условно сферическими частицами.

### Адсорбция АПАВ шлаковым сорбентом

Адсорбция АПАВ шлаковым сорбентом протекала в статическом и динамическом режиме с принудительным перемешиванием порошкообразного шлакового адсорбента. В качестве АПАВ выбрана натриевая соль додецилсульфокислоты  $\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{OSO}_3\text{Na}$ . Полученные результаты (табл. 1), доказывают возможность протекания адсорбции

Таблица 1

Количественные критерии адсорбции АПАВ шлаковым адсорбентом ПФНК из раствора АПАВ начальной концентрации  $C_0 = 0,133$  г/дм<sup>3</sup> при различных режимах процесса

Режим адсорбции	$C$ , г/дм <sup>3</sup>	$a$ , мг/г	$E$ , %	$v_{\text{адс}}$ , мг/(дм <sup>3</sup> ·ч)
Статический	0,0815	1,03	38,7	0,72
Динамический	0,0987	0,686	25,8	17,15

$C$  — конечная концентрация АПАВ в растворе;  $a$  — величина адсорбции;  $E$  — эффективность извлечения АПАВ;

$v_{\text{адс}} = \frac{C_0 - C}{\tau}$  — скорость извлечения АПАВ.

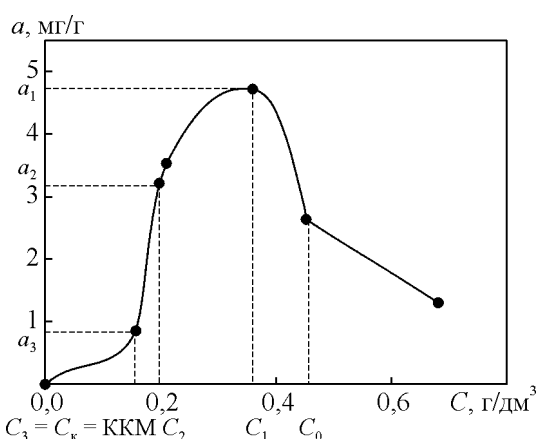


Рис. 1. Изотерма адсорбции  $C_{12}H_{25}OSO_3Na$  шлаком ПФНК. Время адсорбции в динамическом режиме 2 ч.

аниона АПАВ на шлаке с отрицательно заряженной поверхностью. Это свидетельствует о существенной доле дисперсионного взаимодействия в общем механизме адсорбции ПАВ.

Сравнение эффективности и величины адсорбции АПАВ в статическом и динамическом режимах некорректно, так как различается время адсорбции. Целесообразно сравнение скоростей адсорбции АПАВ  $v_{адс}$ . На основе величин  $v_{адс}$  при различных режимах рассчитан коэффициент пересчета значений скорости адсорбции с одного режима на другой

$$k = \frac{v_{адс.дин}}{v_{адс.стат}} \text{ — для шлака ПФНК } k = 23. \text{ Размер частиц}$$

шлака ПФНК составляет 0,5 – 1,6 мм.

Высокие значения коэффициента пересчета позволяют утверждать, что за время проведения адсорбции в динамическом режиме создаются условия приближенные к равновесным. В связи с этим можно построить изотерму адсорбции додецилсульфоната натрия (рис. 1). На изотерме адсорбции выделяются четыре области. Первая область медленного увеличения величины адсорбции с ростом концентрации АПАВ заканчивается при  $C = 0,1 \text{ г/дм}^3$  и достижении  $a = 0,6 \text{ мг/г}$ . Так как ион АПАВ и поверхность шлака заряжены отрицательно, то причиной адсорбции является дисперсионное взаимодействие молекул АПАВ с поверхностью. Вторую область представляет собой плато, заканчивающееся при достижении критической концентрации мицеллообразования  $KKM = 0,16 \text{ г/дм}^3$ , чему отвечает заполнение всей поверхности шлака молекулами АПАВ. Структура адсорбционного слоя изменяется таким образом, что становится возмож-

ной дальнейшая адсорбция АПАВ из мицеллярных растворов, чему соответствует третья область. Резкое увеличение  $a$  может быть вызвано несколькими причинами: усилением ассоциации единичных молекул АПАВ в адсорбционном слое за счет притяжения углеводородных радикалов молекул, адсорбцией мицелл, существующих в растворе при  $C > KKM$ , проявлением гидрофобного взаимодействия — вытеснения углеводородных цепей из водного раствора. Для АПАВ характерна более плотная упаковка молекул в адсорбционном слое, чем для органических красителей и низкомолекулярных ароматических соединений. Этому соответствует более высокое значение  $a$ . В четвертой области  $a$  быстро уменьшается, что может быть связано как с экранированием части поверхности адсорбента осциллирующими молекулами АПАВ, так и появлением конкуренции процессов распределения ионов АПАВ между поверхностью адсорбента и мицеллами раствора. Причем, чем выше заряд мицеллы, тем больше неассоциированных ионов АПАВ может удерживаться в зоне двойного электрического слоя, образованного противоионами мицеллы [6].

Согласно полученным экспериментальным результатам оценена ассоциация АПАВ в адсорбционном слое. Рассчитана средняя площадь поверхности адсорбента  $S_a$ , приходящаяся на одну адсорбированную частицу (анион или молекулу АПАВ), входящую в состав ассоциата  $\omega_{имic}$ :

$$\begin{aligned} \omega_{имic} &= \frac{S_a}{a_{\infty} N_A} = \\ &= \frac{0,4 \cdot 10^{18}}{1,64 \cdot 10^{-5} \cdot 6,023 \cdot 10^{23}} = 0,045 \text{ нм}^2, \end{aligned}$$

где  $a_{\infty} = 4,73 \text{ мг/г} = 1,64 \cdot 10^{-5} \text{ моль/г}$  (рис. 1).

Исходя из величины  $\omega_{имic}$  и  $\omega_i$  — площади проекции молекулы  $C_{12}H_{25}OSO_3Na$  при ориентации углеводородной цепи молекулы параллельно поверхности сорбента ( $1,17 \text{ нм}^2$  [6]), можно рассчитать число молекул АПАВ  $n_{\beta}$  в адсорбированном объемном ассоциате:

$$n_{\beta} = \frac{\omega_i}{\omega_{имic}} = \frac{1,17}{0,045} = 26,3.$$

Фактор ассоциации молекул  $C_{12}H_{25}OSO_3Na$  на поверхности шлакового адсорбента  $f_{асса}$  рассчитан по отношению:

$$f_{асса} = \frac{a_{\infty}}{a_{\infty mic}},$$

где  $a_{\infty mic}$  — максимальная удельная адсорбция АПАВ, равная:

$$a_{\infty mic} = \frac{S_a \cdot 10^{18} \cdot 0,785}{\omega_{mic a} \cdot 6,023 \cdot 10^{23}} =$$

$$= \frac{0,4 \cdot 10^{18} \cdot 0,785}{23,6 \cdot 6,023 \cdot 10^{23}} = 2,2 \cdot 10^{-8} \text{ г-мицеллы/г,}$$

где  $\omega_{mic a} = 23,6 \text{ нм}^2$  для додецилсульфоната натрия [7];  $S_a = 0,4 \text{ м}^2/\text{г}$ .

Отсюда

$$f_{assa} = \frac{1,64 \cdot 10^{-5}}{2,21 \cdot 10^{-8}} = 743.$$

В области концентраций не менее ККМ (ККМ =  $10^{-5}$  молярн. долей) константа ассоциации  $K_{ass}$  равна:

$$K_{ass} = \frac{1}{\text{ККМ}} = \frac{1}{10^{-5}},$$

тогда

$\Delta G_{ass} = -2,3R \cdot 298 \cdot \lg K_{ass} = -28,48 \text{ кДж/моль}$ , что близко к литературным данным по ассоциации другого АПАВ додецилсульфата натрия при его адсорбции на силикагеле  $\Delta G_{ass} = -22,15 \text{ кДж/моль}$  [6].

Области первого плато изотермы адсорбции до достижения ККМ (рис. 1) также соответствует ассоциация в адсорбционном слое без проявления мицеллообразования в растворе, чему соответствует  $n_{\beta} = 5,2$ .

### Адсорбция катионактивных ПАВ (КПАВ)

Катионактивный ПАВ входил в состав препарата Polygam. Представляло определенный интерес изучение комплексного препарата, так как в сточных водах ПАВ присутствуют в смеси с эмульгаторами, стабилизаторами суспензий, красителями и другими техническими реагентами. Показано, что адсорбция КПАВ достаточно эффективна, что может быть

Таблица 2

Количественные критерии адсорбции КПАВ шлаком ПФНК в динамическом режиме адсорбции в течение 4 ч

$C_0$ , мг/дм <sup>3</sup>	pH <sub>0</sub>	pH <sub>кон</sub>	$a$ , мг/г	$E$ , %
1,161	6,9	7,3	0,0085	7,3
2,218	7,2	7,4	0,1116	50,3
3,412	7,1	7,5	0,2028	59,4
5,118	6,9	7,3	0,2919	57
4,882	6,95	7,5	0,1807	37
6,593	7,0	7,3	0,0568	8,6
14,43	7,3	7,3	0,0530	3,7

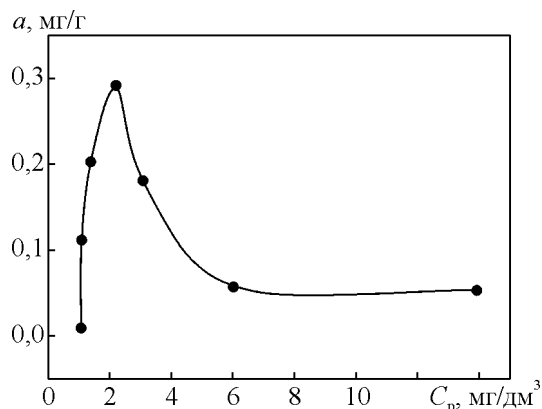


Рис. 2. Изотерма адсорбции КПАВ — компонента препарата Polygam шлаком ПФНК. Время адсорбции в динамическом режиме 4 ч.

связано с увеличением вклада электростатического притяжения катиона ПАВ к поверхности силиката. Для КПАВ определена 66 %-я эффективность адсорбции шлаком ПФНК в течение 3 суток в статическом режиме. Величина адсорбции  $a$  и эффективность извлечения КПАВ из раствора в динамическом режиме адсорбции  $E$  приведены в табл. 2. Зарегистрировано незначительное подщелачивание раствора в ходе процесса. Уменьшение величины  $a$  по сравнению с АПАВ может быть связано с использованием не чистого соединения КПАВ, а смеси веществ в виде препарата Polygam. Изотерма адсорбции КПАВ (рис. 2) имеет максимум подобно изотерме адсорбции для додецилсульфоната натрия (рис. 1).

### Очистка сточных вод

На практике сорбционная очистка сточных вод от органических загрязнений используется на локальных очистных сооружениях, размещенных в узлах образования наиболее концентрированных и многокомпонентных сточных вод в общей системе отведения сточных вод предприятия. Перед адсорбционным поглощением загрязнителей к сточным водам могут быть применены следующие виды очистки: механическая, биологическая, обработка воды коагулянтном, извлечение азотсодержащих соединений, декарбонизация, осаждение и фильтрация. За адсорбционной очисткой может следовать обеззараживание вод [8]. Не все из указанных стадий обязательны для предприятий различных отраслей промышленности.

Адсорбционную очистку используют по отношению к органическим соединениям, которые не

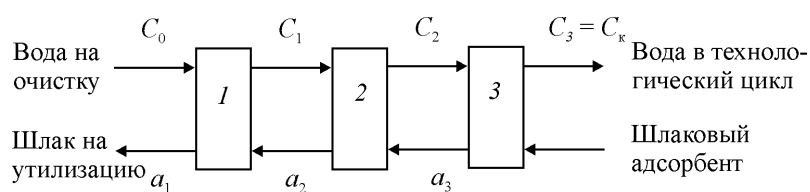


Рис. 3. Схема противоточно-ступенчатой адсорбционной очистки сточных вод от ПАВ: 1 – 3 – адсорберы с отстойниками адсорбционного каскада;  $C$  – концентрации ПАВ;  $a$  – емкость адсорбента на каждой ступени очистки.

подвергаются биологической очистке в силу своей токсичности: красители, ПАВ, пестициды, хлорорганические соединения и др. Большинство мицеллообразующих веществ медленно и неглубоко окисляется при традиционной биологической очистке сточных вод. Поэтому удаление ПАВ возможно только в результате применения физико-химических методов, среди которых наиболее эффективными являются адсорбционные. Расход наиболее часто применяемого адсорбента — активного угля в сорбционных технологиях удаления ПАВ велик, так как большая часть микро- и супермикропор недоступна для крупных молекул ПАВ [6].

Существуют два основных направления двухступенчатых адсорбционных технологий очистки вод от ПАВ [6]. Согласно одному из направлений обе ступени представляют собой сорбционную очистку: на первой ступени концентрацию ПАВ в воде снижают до ККМ, а на второй ступени проводят доочистку сточных вод до заданной конечной концентрации ПАВ. Используется противоточно-ступенчатая адсорбционная технологическая схема. Второе направление использования активного угля основано на сочетании пенной сепарации ПАВ (первая ступень) и адсорбции (вторая ступень) [6].

Адсорбционные ступени очистки сточных вод обоих направлений имеют ограничения по концентрации ПАВ: она не должна существенно превышать ККМ, так как в области высоких концентраций не используется большая часть емкости активных углей, образующиеся ассоциаты ПАВ не проникают в мезопоры сорбента. Исходя из данных позиций, является перспективным использование непористого порошкообразного шлакового адсорбента на основе диопсида для очистки сточных вод от ПАВ различной природы. Согласно изотермам адсорбции АПАВ (рис. 1) и КПАВ (рис. 2) шлаковый адсорбент эффективен при поглощении ассоциатов ПАВ. Таким образом, его можно рекомендовать для первой ступени очистки сточных вод при отношении начальной и конечной концентраций ПАВ  $\frac{C_0}{\text{ККМ}} = 3-5$ . На

втором этапе рекомендуется применение мезопористых активных углей или адсорбентов, у которых наряду с мезопорами значительную долю пористости составляют наиболее крупные супермикропоры с эффективным радиусом более 1,2 нм.

### Противоточно-ступенчатая адсорбционная схема очистки сточных вод от ПАВ

Для очистки сточных вод от ПАВ на уровне высоких концентраций нами предложена рациональная противоточно-ступенчатая адсорбционная схема периодического действия. Передвижение очищаемой воды и встречное движение шлакового адсорбента в каскаде из трех адсорберов с отстойниками приведено на рис. 3. Вода, очищенная от ПАВ до концентрации, соответствующей выходной для определенной ступени каскада, поступает в последующий адсорбер, где смешивается с дозой шлакового адсорбента  $m$ . Шлак, отделенный от очищенной воды в определенном адсорбере, шлаковым насосом переносится в модуль предшествующей ступени, где смешивается с водой, имеющей более высокую концентрацию ПАВ. Таким образом, в противоточно-ступенчатой технологии очистки доза адсорбента исчерпывает свою емкость, полностью насыщаясь ПАВ. Свежая порция шлака поступает только в конечный адсорбер. В каждом смесителе вода перемешивается с адсорбентом в течение времени, достаточном для установления равновесия.

Расчет дозы шлакового адсорбента приведен на примере очистки сточных вод от АПАВ — додецилсульфоната натрия, хотя применение данной схемы возможно и при очистке вод от КПАВ. На изотерме адсорбции (рис. 1) указаны концентрации: начальная ( $C_0$ ), конечная ( $C_k = \text{ККМ}$ ) и промежуточные для ступеней каскада, а также соответствующие этим концентрациям величины адсорбции  $a$  сорбента. Согласно уравнениям для расчета входных концентраций сорбата на каждой ступени каскада [7] подобраны концентрации додецилсульфоната натрия (табл. 3), согласно которым масса адсорбента  $m$  одинакова для всех ступеней каскада.

Удельный расход шлакового адсорбента (металлургический шлак ПФНК) в зависимости от числа ступеней перекрестно-ступенчатой адсорбционной очистки сточной воды от АПАВ

Число ступеней	2		3			4				
	1	2	1	2	3	1	2	3	4	
$C_0$ , мг/дм <sup>3</sup>	450	360	450	360	210	450	360	300	210	
$C_3$ , мг/дм <sup>3</sup>	360	157	360	210	157	360	300	210	157	
$a$ , мг/г	4,73	0,86	4,73	3,55	0,86	4,73	4,3	3,55	0,86	
$m$ , кг/м <sup>3</sup>	19,03	236,05	19,03	42,25	61,63	19,03	13,95	25,35	61,63	
$\Sigma m$ , кг/м <sup>3</sup>	255,08			122,91			119,96			
$V_B: V_{\text{адс}}$	11,8			24,4			25			

Таблица 3

Концентрации додецилсульфоната натрия и величина адсорбции на каждой ступени адсорбционного каскада

№ ступени очистки	$C_{\text{АПАВ}}$ , г/дм <sup>3</sup>	$a$ , мг/г
3 (конечная)	0,1569	0,862
2	0,2103	3,25
1	0,3585	4,73
0 (начальная)	0,45	—

Расчет массы шлакового адсорбента для ступеней противоточно-ступенчатой очистки сточных вод [7]:

$$C_2 = ma_3 + C_3,$$

$$\text{отсюда } m = \frac{C_2 - C_3}{a_3} = \frac{0,2103 - 0,1569}{0,862} =$$

$$= 0,0619 = 61,9 \text{ г/дм}^3;$$

$$C_1 = ma_2 + C_3,$$

$$\text{отсюда } m = \frac{C_1 - C_3}{a_2} = \frac{0,3585 - 0,1569}{3,25} =$$

$$= 0,062 = 62 \text{ г/дм}^3;$$

$$C_0 = ma_1 + C_3,$$

$$\text{отсюда } m = \frac{C_0 - C_3}{a_1} = \frac{0,45 - 0,1569}{4,73} =$$

$$= 0,0619 = 61,9 \text{ г/дм}^3.$$

Согласно массе используемого адсорбента (62 кг/м<sup>3</sup>) рассчитано отношение  $V_B:V_{\text{адс}} = 48,4$ , близкое к экономически целесообразному  $V_B:V_{\text{адс}} \geq 50$  [8]. Время контакта шлака с очищаемым раствором  $t = 2 - 3$  ч. Отсюда поток жидкости  $W$  через адсорбер-смеситель объемом  $Q = 5$  м<sup>3</sup> равен:

$$W = \frac{Q}{t} = 1,7 - 2,5 \text{ м}^3/\text{ч}.$$

Преимуществами данного способа является использование дешевых сорбентов, возможность

очистки сточных вод от ПАВ на уровне высоких начальных концентраций, уменьшение расхода сорбента по сравнению с перекрестно-ступенчатой схемой очистки при одинаковом количестве ступеней (табл. 4).

### Выводы

Доказано протекание адсорбции АПАВ и КПАВ шлаком на основе минерала диопсида в статическом и динамическом режимах процесса в широком концентрационном интервале.

Впервые экспериментально подтверждена адсорбция АПАВ шлаковым сорбентом кислотного характера. Показано, что ПАВ образуют полимолекулярный слой ассоциатов на поверхности шлаковых частиц при адсорбции из растворов с концентрацией сорбата ниже ККМ.

Разработан способ противоточно-ступенчатой адсорбционной очистки сточных вод от ПАВ в области высоких концентраций периодического действия с использованием шлакового сорбента при потоке жидкости через адсорбер-смеситель 1,7 – 2,5 м<sup>3</sup>/ч.

### Литература

1. Когановский А.М., Клименко Н.А., Левченко Т.М., Рода И.Г. Адсорбция органических веществ из воды. Л.: Химия, 1990, 256 с.
2. Хоботова Э.Б., Грайворонская И.В., Даченко В.В., Баумер В.Н. Изучение условий активации шлакового сорбента. Вісник Донецького національного університету. Серія А: Природничі науки, 2009, вип. 2, с. 400 – 406.
3. Маковчук В.П. и др. О влиянии состояния поверхности слоистых алюмосиликатов на сорбцию органических веществ из растворов. В кн.: Природные и техногенные силикаты для производства строительных технических материалов. Л.: Наука, 1977, с. 150 – 159.
4. Хоботова Э.Б., Грайворонская И.В., Марченко И.С. Алюмосиликатные шлаковые сорбенты. Тези доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції

- “Актуальні питання природничих наук та методики викладання”. Ніжин, 2012, с. 39 – 40.
5. Грайворонская И.В. Поверхностные адсорбционные центры шлаковых сорбентов. Сборник научных трудов XIX международной научно-технической конференции “Экологическая и техногенная безопасность. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов”. 11 – 15 июня 2012, г. Бердянск. Х.: УкрВОДГЕО, 2012, с. 221 – 228.
6. Киселев А.В. Межмолекулярные взаимодействия в адсорбции и хроматографии. М.: Высшая школа, 1986, 360 с.
7. Когановский А.М. Адсорбция и ионный обмен в процессах водоподготовки и очистки сточных вод. К.: Наук. думка, 1983, 240 с.
8. Запольський А.К., Мішкова-Клименко Н.А., Астрелін І.М., Брик М.Т., Гвоздик П.І., Князькова Т.В. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод. К.: Лібра, 2000, 552 с.

*Статья поступила в редакцию 29.10.2013 г.*

***Хоботова Элина Борисовна** — Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет (г. Харьков, Украина), доктор химических наук, профессор, заведующая кафедрой, специалист в области химического и электрохимического размерного травления металлов и сплавов; разработки ресурсосберегающих малоотходных технологий очистки сточных вод. E-mail: chemistry@khadi.kharkov.ua.*

***Грайворонская Инна Валерьевна** — Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет (г. Харьков, Украина), аспирант, специализируется в области выявления ресурсной ценности и направлений вторичного использования промышленных отходов; исследования сорбционных свойств промышленных отходов. E-mail: chemistry@khadi.kharkov.ua.*