

Волокнистый сорбент для удаления из воды поверхностно-активного вещества Fibrous sorbent for removing surfactants from water

И.А. БОРИСОВ¹, А.В. ДЕДОВ², В.Г. НАЗАРОВ²

I.A. BORISOV¹, A.V. DEDOV², V.G. NAZAROV²

¹ Российский государственный университет имени А.Н. Косыгина, Москва, Россия

² Московский политехнический университет, Москва, Россия

¹ Kosygin Russian State University, Moscow, Russia

² Moscow Polytechnic University, Moscow, Russia

dedovs55@rambler.ru

Исследованы сорбционные свойства нетканых иглопробивных полотен, изготовленных из полиэтилентерефталатных, саженатолненных полиэтилентерефталатных волокон и полиэтилентерефталатных волокон с силиконовой оболочкой при удалении растворенного стирального порошка из воды. Установлено, что максимальную сорбционную емкость имеет полотно из полиэтилентерефталатных волокон с силиконовой оболочкой, которое практически на порядок превосходит по этому показателю сорбционную емкость полотна из полиэтилентерефталатных и саженатолненных полиэтилентерефталатных волокон.

Ключевые слова: волокнистый сорбент, стиральный порошок, сорбционная емкость

The sorption properties of non-woven needle-punched fabrics made of polyethylene terephthalate, carbon-black-filled polyethylene terephthalate fibers and polyethylene terephthalate fibers with a silicone coating were studied when removing dissolved washing powder from water. It has been found that the maximum sorption capacity has a fabric made of polyethylene terephthalate fibers with a silicone coating – almost an order of magnitude greater than the sorption capacity of fabrics made of polyethylene terephthalate and carbon-black-filled polyethylene terephthalate.

Keywords: fibrous sorbent, washing powder, sorption capacity

DOI: 10.35164/0554-2901-2026-01-48-50

Поверхностно-активные вещества (ПАВ), содержащиеся в промышленных и бытовых стоках, представляют опасность для окружающей среды и человека. Пленки ПАВ на поверхности воды подавляют биохимические процессы потребления кислорода и нитрификации. Использование воды с ПАВ, содержание которых не должно превышать 0,5 мг/л, ограничено канцерогенным действием ряда веществ и токсичностью продуктов разложения ПАВ, которые могут накапливаться в организме человека и животных с возникновением патологических изменений [1–3].

Одним из способов очистки воды от ПАВ является применение сорбентов, среди которых наиболее широко используются порошковые неорганические сорбенты [4–12]. Сообщается [3] о разработке синтетического сорбента, сорбционная емкость которого в зависимости от химического состав ПАВ составляет от 0,7 до 1,2 г/г, что превышает сорбционную емкость традиционных неорганических порошковых сорбентов, таких как цеолит и оксид алюминия, сорбционная емкость которых по некоторым ПАВ составляет от 0,1 до 0,4 г/г [4–6, 10–12]. Перспективным направлением считается применение глин в сочетании с различными добавками [7–9].

Основным недостатком синтетического сорбента является относительно высокая стоимость и длительность синтеза, что ставит под сомнение его использование с экономической точки зрения. При применении традиционных порошковых сорбентов очистки воды от ПАВ ниже предельно допустимой концентрации требуются относительно большого времени, которое в ряде случаев достигает нескольких часов [3–12].

Целью работы является исследование сорбционной емкости нетканых иглопробивных полотен, изготовленных на основе полиэтилентерефталатных (ПЭТ) волокон, при удалении из воды ПАВ бытового назначения за относительно небольшой промежуток времени.

В качестве объектов исследования использовали три вида нетканых иглопробивных полотен. Полотно 1 изготавливали из ПЭТ волокон (линейная плотность 0,33 текс, диаметр 20–25 мкм, производство ОАО «Могилевхимволокно», Республика Беларусь, по ТУ ВУ 700117487.067-2018); полотно 2 – из саженатолненных ПЭТ волокон (линейная плотность 0,33 текс, производство

ОАО «Могилевхимволокно», Республика Беларусь, по ТУ ВУ 700117487.067-2018); полотно 3 – из ПЭТ волокон, покрытых силиконовой оболочкой (линейная плотность 0,33 текс, производство ТД Русхимволокно, Иваново, РФ). Полотна 1, 2 и 3 изготовлены на промышленном оборудовании ОАО «Монтем» - Московский завод нетканых материалов. Полотна применяли для удаления из воды стирального порошка «Tide детский» без фосфатов.

В емкости заливали по 200 мл дистиллированной воды комнатной температуры и вводили 0,5, 1,0, 1,5 и 2,5 г стирального порошка. После отстаивания в течение 0,5 ч, которое выполняли без перемешивания стирального порошка в воде, в раствор помещали образцы полотен размером 5×5 см массой 2,2–2,5 г. Время очистки воды от стирального порошка составляло 0,4 ч.

Остаточное содержание стирального порошка в воде устанавливали сталагмометрическим методом [13] определения поверхностного натяжения растворов стирального порошка при использовании сталагмометра СТ-2 как среднее из пяти измерений. Максимальная относительная ошибка определения остаточного содержания стирального порошка в воде составляла ± 9%.

Сорбционная емкость различных материалов оценивается параметрами [14]:

$$\Delta m/m \text{ и } \Delta m/S, \quad (1)$$

где Δm – количество адсорбата, кг; m – масса сорбента, кг; S – площадь поверхности пор сорбента, м².

Параметр $\Delta m/m$ используется для сравнения эффективности применения порошковых сорбентов, для которых определение площади поверхности пор представляет экспериментальные сложности [15]. Для полотен площадь поверхности пор соответствует площади поверхности волокон, которая рассчитывается по известной величине линейной плотности, представляющей массу в граммах волокна длиной 1000 м, и табулированным показателям плотности волокнообразующего полимера [16].

В работе для определения сорбционной емкости полотен различного состава использовали параметр $\Delta m/m$, что обеспечивает сравнение полученных результатов с результатами применения порошковых сорбентов.

Адсорбентами являлись полотна, изготовленные из волокон линейной плотности 0,33 текс или с равной площадью поверхности, что является основой для использования параметра $\Delta m/m$ для сравнения эффективности применения полотен 1, 2 и 3 для очистки воды от стирального порошка.

Эффективность применения сорбентов оценивается методами, которые отражают процессы формирования моно- и полимолекулярных слоев адсорбата. Для описания мономолекулярной адсорбции используется подход Ленгмюра [17, 18], уравнение изотермы сорбции которого имеет общий вид:

$$A = A_{\infty} \frac{KC}{1 + KC}, \quad (2)$$

где A – сорбционная емкость, кг/кг; A_{∞} – предельная мономолекулярная адсорбционная емкость монослоя адсорбата, кг/кг; K – константа адсорбционного равновесия; C – равновесная концентрация адсорбтива, кг/кг.

Из анализа уравнения (2) вытекает, что сорбционная емкость зависит от величины предельной адсорбции. Преобразование уравнения (1) приводит к уравнению (3):

$$C/A = \frac{1}{A_{\infty}K} + \frac{1}{A_{\infty}}C \quad (3)$$

Из уравнения (2) следует, что зависимости C/A от C имеют линейный вид. Предельная величина мономолекулярной адсорбции определяется как котангенс угла наклона линейной зависимости C/A от C . Константа адсорбционного равновесия рассчитывается по величине отрезка, который отсекается линейной зависимостью при пересечении с осью ординат (рис. 1).

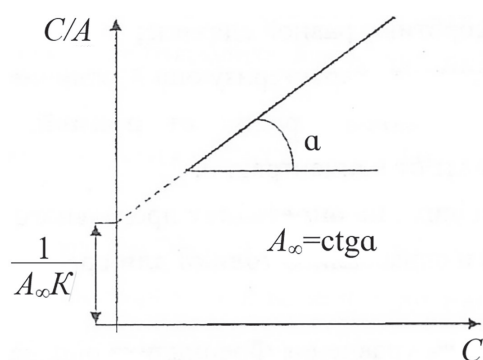


Рис. 1. Схема зависимости C/A от C для определения предельной мономолекулярной адсорбции и константы адсорбционного равновесия.

Зависимости C/A от C для полотен 1, 2 и 3 представлены на рис. 2 и 3.

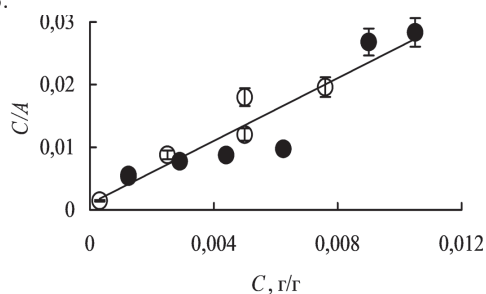


Рис. 2. Зависимость C/A от C при сорбции стирального порошка полотнами из полиэтилентерефталатных (о) и саженаполненных полиэтилентерефталатных (•) волокон.

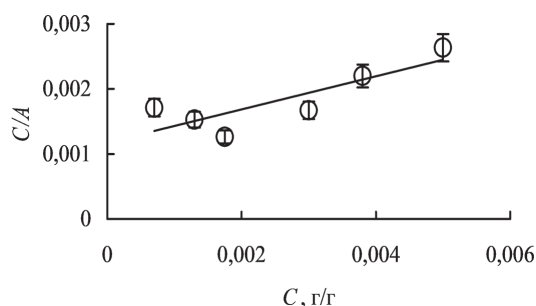


Рис. 3. Зависимость C/A от C при сорбции стирального порошка полотном из силиконизированных полиэтилентерефталатных волокон.

При изменении начальной концентрации стирального порошка в воде от 0 до 0,0125 г/г зависимости C/A от C для полотен различного состава имеют линейный вид, что отражает мономолекулярную адсорбцию и определяет правомерность применения подхода Ленгмюра для определения параметров адсорбции стирального порошка из воды. Кроме того, соотношение между C/A и C для полотен 1 и 2 описывается общей зависимостью. Отсутствие влияния сажи на адсорбцию стирального порошка объясняется тем, что, возможно, частицы сажи находятся в объеме волокон или частицы сажи на поверхности волокон покрыты слоем полимера.

Значения предельной мономолекулярной адсорбции и константы адсорбционного равновесия представлены в таблице.

Таблица 1. Значения предельной мономолекулярной адсорбции и константы адсорбционного равновесия.

Состав полотен	A_{∞} , кг/кг	K
ПЭТ волокна*	0,41	1788,9
ПЭТ волокна силиконизированные	3,20	203,3

* – полотна 1 и 2.

В работе использовали стиральный порошок, который по составу отличается от промышленных ПАВ, использованных для определения сорбционной емкости цеолита, оксида алюминия и синтетического сорбента [4–12], что ограничивает сравнение сорбционной емкости волокнистых сорбентов с сорбционной емкостью порошковых материалов. Однако можно утверждать, что по сравнению с порошковыми сорбентами, при использовании полотен 1, 2 и 3 существенно увеличивается скорость адсорбции. Это является следствием отсутствия в полотнах микропор, заполнение которых раствором ПАВ занимает относительно большой промежуток времени.

Эффективность очистки воды от стирального порошка зависит от соотношения между двумя конкурирующими процессами, такими как адсорбция на поверхности волокон молекул воды и порошка. Сорбционная емкость полотен по стиральному порошку уменьшается при адсорбции воды. Соотношение между скоростями адсорбции воды и стирального порошка определяется гидрофильностью и гидрофобностью поверхности волокон. По сравнению с силиконизированными волокнами, полиэтилентерефталатные волокна имеют повышенную гидрофильность, что снижает предельную мономолекулярную адсорбцию полотен из полиэтилентерефталатных волокон по сравнению с предельной мономолекулярной адсорбцией полотном из силиконизированных волокон (табл. 1).

Для определения влияния концентрации ПАВ в воде на механизм адсорбции стирального порошка получены микрофотографии поперечного среза полотен из силиконизированных волокон после их выдержки в растворах с различной концентрацией ПАВ и термостатирования до постоянной массы.

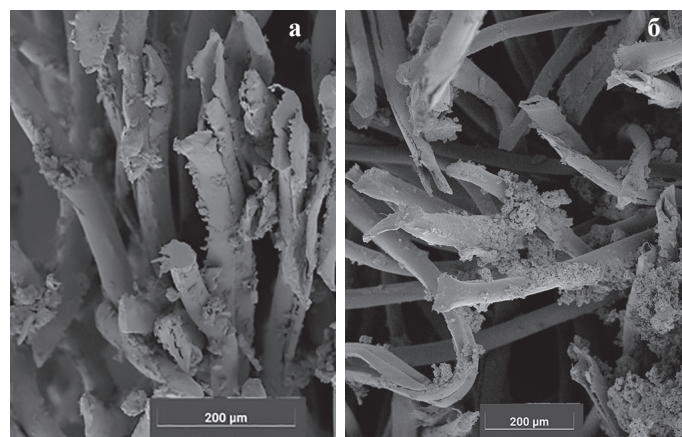


Рис. 4. Микрофотографии поперечного среза полотен из силиконизированных волокон после выдержки в растворе с концентрацией стирального порошка 0,005 (а) и 0,0125 (б) кг/кг.

При начальной концентрации стирального порошка в воде, равной 0,005 кг/кг, на отдельных участках силиконизированных волокон образуются агломераты различных размеров и формы. Агломераты занимают относительно небольшую поверхность волокон. Обращает на себя внимание то, что на поверхности волокон агломераты концентрируются в местах расположения продольных

трещин. В пространстве между волокнами агломераты не образуются (рис. 4а).

При очистке раствора воды с начальной концентрацией стирального порошка, равной 0,0125 кг/кг, в пространстве между волокнами, расположенными на относительно небольшом расстоянии между собой, которое соизмеримо с диаметром волокон, формируются значительные по размерам частицы. Основная масса сорбированного стирального порошка находится в частицах между волокнами. Кроме того, по сравнению с сорбцией из раствора с концентрацией стирального порошка, равной 0,005 кг/кг, при сорбции из концентрированного раствора на поверхности силиконизированных волокон возрастают размеры агломератов и увеличивается площадь поверхности волокон, занятая агломератами (рис.4б).

Выводы

- при использовании нетканых иглопробивных полотен из полиэтилентерефталатных и силиконизированных полиэтилентерефталатных волокон очистка воды от стирального порошка «Тайд» происходит с относительно большой скоростью;

- сорбционная емкость полотна из силиконизированных полиэтилентерефталатных волокон на порядок выше сорбционной емкости полотен из полиэтилентерефталатных саженатолненных волокон;

- сорбционная емкость полотен из силиконизированных волокон зависит от состояния поверхности волокон.

Литература

1. Dell'Erba A., Falsanisi D., Liberti L., Notarnicola M., Santoro D. Disinfection by-products formation during wastewater disinfection with peracetic acid // *Desalination*. 2007. V. 215, N1–3. P. 177–186. DOI: 10.1016/j.desal.2006.08.021.
2. Badmus S.O., Amusa H.K., Oyehan T.A., Saleh T.A. Environmental risks and toxicity of surfactants: overview of analysis, assessment, and remediation techniques // *Environmental Sci. Pollution Res.* 2021. V. 28, N44. P. 62085–62104. DOI:10.1007/s11356-021-16483-w.
3. Lu M., Zhang G., Holmberg K. Toxicity and environmental aspects of surfactants // *Tenside Surfact. Det.* 2024. V. 61, N6. P. 505–518. DOI:10.1515/tsd-2024-2624.
4. Bish D.L., Ming D.W. Applications of Natural Zeolites in Water and Wastewater Treatment // *Natural Zeolites: Occurrence, Properties, Applications*. 2001. V. 45, N1. P. 519–550. DOI:10.2138/rmg.2001.45.15.
5. Reemtsma T., Weiss S., Mueller J. Polar pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: A European perspective // *Environmental Sci. Technol.* 2006. V 40, N 17. P. 5451–5458. DOI:10.1021/es060908a.
6. Wang S., Peng Y. Natural Zeolites as Effective Adsorbents in Water and Wastewater Treatment // *Chem. Engin. J.* 2010. V. 156, N1. P. 11–24. DOI: 10.1016/j.cej.2009.10.029.
7. Lakevičs V., Brovkina J., Stepanova V., Dušenkova I., Ozoliņš J., Šulga G., Bērziņa-Cimdiņa L. Solving Environmental Problems with Latvian Clay-Based Sorbents // *Latvian J. Chem.* 2012. V. 51, N4. P. 389–397. DOI: 10.2478/v10161-012-0029-4.
8. Assifaoui A., Huault L., Maissiat C. Structural studies of adsorbed protein (betalactoglobulin) on natural clay (montmorillonite) // *RSC Adv.* 2014. V. 4, N105. P. 61096–61103. DOI: 10.1039/C4RA11607K.
9. Guégan R., Giovanela M., Warmont F., Motelica-Heino M. Nonionic organoclay: A 'Swiss Army knife' for the adsorption of organic micro-pollutants? / *Journal of Colloid and Interface Science*, 2015. V. 437, N6. P. 71–79. DOI: 10.1016/j.jcis.2014.09.043.
10. Saitoh T., Yamaguchi M., Hiraide M. Surfactant-coated aluminum hydroxide for the rapid removal and biodegradation of hydrophobic organic pollutants in water // *Water Res.* 2011. V. 45, N4. P. 1879–1889. DOI: 10.1016/j.watres.2010.12.009.
11. Ravindhranath K., Ramamoorthy M. Nano aluminum oxides as adsorbents in water remediation methods: A review // *RASAYAN J. Chem.* 2017. V. 10, N3. P. 716–722. DOI:10.7324/RJC.2017.1031762.
12. Sviridov A.V., Iurchenko V.V., Gindulin I.K., Roschina M.S. The use of high-fine modified aluminosilicate adsorbents in the processes of purification of household waste water // *Proceedings of the Voronezh State University of Engineering Technologies*. 2021. V. 83, N4. P. 274–279. DOI: 10.20914/2310-1202-2021-4-232-237.
13. Михеева Е.В., Пикула Н.П., Карбаинова С.Н. Поверхностные явления и дисперсные системы. Коллоидная химия: учебное пособие. Томск: Изд-во Томского политехнического университета. 2008. С. 22–23.
14. Pyrih M., Znak Z. Increasing the sorption capacity of the native form of clinoptilolite for Mn²⁺ ions to obtain sorbents modified with manganese oxides // *Technology audit and production reserves*. 2025. V. 1. N3. P. 19–23 DOI: 10.15587/2706-5448.2025.323870.
15. Yang H., Feng Y., Shang G., Li P. A Sequence Learning Approach for Real-Time and Ahead-of-Bit Pore Pressure Prediction Utilizing Drilling Data from the Drilled Section // *SPE J.* 2024. V. 30. N6. P. 1–20. DOI:10.2118/223962-PA.
16. Геллер Б.Э., Геллер А.А., Чиртулов И.Г. Практическое руководство по физикохимии волокнообразующих полимеров: учебное пособие. М.: Химия. 1996. С. 409–417. ISBN 5-7245-0944-X.
17. Uslu H., Inci I., Bayazit S.S. Adsorption Equilibrium Data for Acetic Acid and Glycolic Acid onto Amberlite IRA-67 // *J. Chem. Eng. Data*. 2010. V. 55, N3. P. 1295–1299. DOI: 10.1021/je900635z.
18. Girado G., Aylo J. A. A Simple Adsorption Experiment // *J. Chem. Educ.* 2011. V. 88, N5. P. 624–628. DOI: 10.1021/ed100324s.