

Zastosowanie polimerowych membran ultrafiltracyjnych do usuwania substancji powierzchniowo czynnych z roztworów wodnych¹

*Izabela Kowalska
Politechnika Wroclawska*

1. Wstęp

Substancje powierzchniowo czynne (SPC), zwane również surfaktantami, należą do szerokiej grupy związków amfipatycznych, które w swojej asymetrycznej strukturze molekularnej posiadają część hydrofilową i hydrofobową. Konsekwencją ich asymetrycznej budowy jest adsorpcja cząsteczek na granicy rozdziału faz oraz powstawanie dużych agregatów molekularnych (micel) w chwili osiągnięcia progowego stężenia, zwanego krytycznym stężeniem micelizacji (CMC).

Ze względu na zdolność cząsteczek SPC do dysocjacji w roztworze wodnym związki te dzieli się na jonowe (anionowe, kationowe, amfoteryczne) oraz niejonowe. Z punktu widzenia ochrony środowiska naturalnego ważnym wydaje się podział określający trwałość SPC. I tak wyróżnić należy SPC: chemodegradowalne, biodegradowalne, trudnodegradowalne i niedegradowalne. Ten rodzaj klasyfikacji nie jest podziałem jednoznacznym, ponieważ opiera się na aktualnym stanie wiedzy dotyczącym występowania w środowisku naturalnym czynników umożliwiających rozkład cząsteczek SPC do prostszych fragmentów [24].

Substancje powierzchniowo czynne znajdują zastosowanie niemal we wszystkich dziedzinach przemysłu, m.in. w przemyśle włókienniczym, skórzanym, futrzarskim, górniczym (w procesach flotacji i odpylania), naftowym, metalurgicznym (wytwarzanie emulsji), gumowym, tworzyw sztucznych i żywic syntetycznych, farb, lakierów, w budownictwie, przemyśle spożywczym,

¹ Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2007-2009 jako projekt badawczy nr N523 089 32/3477.

ochronie roślin, rolnictwie i zootechnice. Najwięcej SPC w postaci syntetycznych środków piorących używają pralnie i gospodarstwa domowe [1, 17]. Konsekwencją szerokiego wykorzystania SPC jest znaczna ich produkcja, która w roku 2000 wyniosła około 17 milionów ton. Jednocześnie szacuje się roczny wzrost produkcji SPC na poziomie 3-4% w skali światowej i 1,5-2% w Unii Europejskiej [19].

W miarę zwiększającego się zużycia SPC zauważa się niekorzystne zjawiska związane z ich wpływem na czystość zbiorników wodnych i gleby. Fakt, iż surfaktanty znajdują zastosowanie niemal we wszystkich dziedzinach przemysłu, a także w działalności bytowo-gospodarczej człowieka sprawia, iż ścieki odprowadzane bezpośrednio do wód jako nieoczyszczone lub oczyszczone w niewystarczającym stopniu, są głównym źródłem zanieczyszczenia środowiska surfaktantami.

Najwyższe stężenia SPC odnotowuje się w ściekach pochodzących z zakładów wytwarzających detergenty i środki kosmetyczne. Powstające w ten sposób ścieki charakteryzują się dużym stężeniem zanieczyszczeń - od kilkuset do kilku tysięcy mg SPC/dm³ [13, 18]. W ściekach pralniczych stężenie substancji powierzchniowo czynnych często przekracza 300 mg/dm³ [22], natomiast w ściekach bytowo-gospodarczych dochodzi do 20 mg SPC/dm³ [23].

Ze względu na różnorodną strukturę chemiczną substancji powierzchniowo czynnych, ich właściwości fizyczne oraz stężenia w jakich występują w roztworach wodnych, znalezienie optymalnej metody ich usuwania jest procesem bardzo złożonym. Spośród wielu konwencjonalnych technik pozwalających na usunięcie surfaktantów z roztworów wodnych należy wymienić m.in. [3,5,9,10,12,14,15,20,21]: metody biologiczne, koagulację, wypienianie, utlenianie, adsorpcję, metody elektrochemiczne i wymianę jonową.

Doniesienia literaturowe wskazują również na rosnącą rolę procesów membranowych w oczyszczaniu roztworów zawierających SPC, które - dzięki selektywnemu działaniu membran półprzepuszczalnych - umożliwiają nie tylko zmniejszenie ładunku odprowadzanych zanieczyszczeń, ale także odzyskiwanie wody i surowców wykorzystywanych w procesach technologicznych.

Forstmeier i in. [7] z powodzeniem zastosowali proces nanofiltracji z wykorzystaniem membran Desal 5K do usuwania SPC z kąpieli płuczających pochodzących z zakładów produkcji detergentów. Badania prowadzone w skali pilotowej zapewniały 96% obniżenie ChZT i niemal całkowite usunięcie SPC.

Archer i in. [2] zastosowali proces nanofiltracji do separacji ASPC z modelowego roztworu na membranach wykonanych z różnych polimerów. Najlepszy efekt usunięcia uzyskano na membranie BQ01 firmy Osmonics na poziomie 90-93% dla stężenia substancji poniżej CMC, 92-94% dla CMC i do 99% powyżej CMC.

W badaniach przeprowadzonych przez Goers'a i in. [8] wykazano, że parametrem decydującym o separacji SPC w procesach ciśnieniowych jest krytyczne stężenie micelizacji. Uzyskany współczynnik retencji SPC z modelowego roztworu o stężeniu znacznie przekraczającym wartość CMC dla różnych SPC wynosił od 50% do 99,7% dla modułu rurowego zawierającego membrany wykonane z polieterosulfonu (5 kDa). Zastosowanie poliamidowych membran DK 5 (300 Da) pozwoliło na ponad 99% usunięcie alkilobenzenosulfonianów.

Również Hul i in. [wg 8] rekomendują ultrafiltrację jako zadowalającą metodę separacji micel SPC z roztworów o stężeniu równym lub przekraczającym CMC. W przypadku gdy stężenie SPC jest mniejsze, tzn. roztwór ma charakter monomeryczny, wówczas nanofiltracja jest sugerowana jako skuteczniejszy proces separacyjny.

Z kolei Fernandez i in. [6] uzyskali na ultrafiltracyjnych membranach ceramicznych usunięcie substancji powierzchniowo czynnych na poziomie 60÷70% z roztworów o stężeniach w zakresie 0,25÷2,0 CMC.

Celem przeprowadzonych badań było określenie skuteczności polimerowych membran ultrafiltracyjnych w usuwaniu substancji powierzchniowo czynnych z roztworów wodnych w zakresie stężeń poniżej i powyżej krytycznego stężenia micelizacji. Zbadano również wpływ obecności soli mineralnych będących podstawowym wypełniaczem kompozycji detergentowych na skuteczność eliminacji SPC z roztworów wodnych w procesie ultrafiltracji.

2. Materiały i metody badawcze

2.1. Roztwory badawcze

W badaniach wykorzystano modelowe roztwory anionowej substancji powierzchniowo czynnej (dodecylobenzenosulfonianu sodu (SDBS), $M_{cz.}=344,44$ Da) o stężeniach w zakresie 0,1÷3,0 CMC. Zawartość substancji czynnej w handlowym dodecylobenzenosulfonianie sodu (producent Sigma) wynosiła 80%. Krytyczne stężenie micelizacji SDBS wynosiło 800 mg/dm^3 i zostało określone przez pomiar napięcia powierzchniowego metodą pierścieniową du Noüy'a, za pomocą półautomatycznego tensometru firmy Lauda.

W celu określenia wpływu soli mineralnych na skuteczność usuwania SDBS w procesie ultrafiltracji dawkowano do modelowych roztworów substancji powierzchniowo czynnej chlorek sodu w ilości 0,5; 1,0 i $1,5 \text{ g/dm}^3$.

2.2. Membrany

W celu określenia skuteczności eliminacji SDBS z roztworów wodnych w testach wykorzystano komercyjne membrany ultrafiltracyjne firmy Nadir[®] (tabela 1 i 2) różniące się materiałem polimerowym oraz wartością granicznej masy molowej (z ang. *cut-off* – najmniejsza masa molowa substancji zatrzymywanej przez membranę ze skutecznością 90%).

Tabela 1. Charakterystyka membran Nadir[®] [11]

Table 1. Characteristics of Nadir[®] membranes [11]

Polimer	Właściwości	Zakres pH	Maks. temp., °C
Polietersulfon	Hydrofilowy o dużej odporności na działanie czynników chemicznych	0÷14	95
Celuloza	Wysoka hydrofilowość i znaczna odporność na działanie czynników chemicznych	1÷11	55

Tabela 2. Ultrafiltracyjne membrany Nadir[®]

Table 2. Nadir[®] ultrafiltration membranes

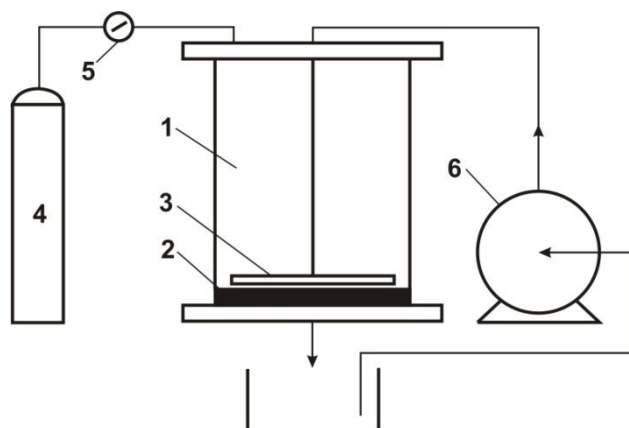
Typ membrany	Polimer	Cut-off, kDa	Objęściowy strumień permeatu, m ³ /m ² d ^{*)}
UP005	Polietersulfon	5	0,646
UP010		10	2,985
UP030		30	4,319
UC005	Celuloza	5	0,752
UC010		10	1,413
UC030		30	12,196

*) Pomiar wykonany przy ciśnieniu transmembranowym wynoszącym 0,20 MPa

2.3. Aparatura badawcza

Badania określające właściwości transportowe i separacyjne membran płaskich prowadzono z wykorzystaniem instalacji, której schemat przedstawiono na rysunku 1.

Podstawowym elementem instalacji była komora ultrafiltracyjna Amicon 8400. Średnica testowanych membran wynosiła 76 mm, natomiast całkowita pojemność komory filtracyjnej - 350 cm³. W celu utrzymania stałego stężenia substancji w roztworze zasilającym stosowano recyrkulację permeatu do komory.



Rys. 1. Schemat instalacji doświadczalnej (1 – komora ultrafiltracyjna, 2 – membrana, 3 – mieszadło, 4 – butla z gazem (N₂), 5 – reduktor, 6 – pompa recyrkulacyjna)
Fig. 1. Laboratory set-up (1 – ultrafiltration cell, 2 – membrane, 3 – stirrer, 4 – gas cylinder (N₂), 5 – reducer, 6 – recirculation pump)

2.4. Właściwości transportowe i separacyjne membran płaskich

Do oceny właściwości transportowych i separacyjnych membran ultrafiltracyjnych wykorzystano następujące parametry:

- Względna przepuszczalność membran (J/J_{H_2O}), gdzie:
 J_{H_2O} – objętościowy strumień wody destylowanej, m³/m²d
 J – objętościowy strumień permeatu, m³/m²d
- Współczynnik retencji składnika roztworu (R):

$$R = \frac{C_z - C_p}{C_z} \cdot 100, \% \quad (1)$$

gdzie:

C_z – stężenie SPC w roztworze zasilającym, mg/dm³

C_p – stężenie SPC w permeacie, mg/dm³

2.5. Metody badawcze

Po zamontowaniu membrany w komorze ultrafiltracyjnej przeprowadzono proces wpracowania przepuszczając przez membranę wodę destylowaną pod ciśnieniem 0,20 MPa do uzyskania stałego strumienia permeatu. Następnie po uzyskaniu przez membranę stałej wydajności, określono jej hydrauliczną wydajność w stosunku do wody destylowanej w zależności od ciśnienie transmembranowego (0,05÷0,30 MPa).

Właściwości transportowe i separacyjne membran w stosunku do roztworów SPC prowadzono przy ciśnieniu transmembranowym wynoszącym 0,20 MPa. Proces prowadzono przez godzinę. Co 15 minut określano wielkość objętościowego strumienia permeatu oraz stężenie SPC w permeacie.

Po procesie ultrafiltracji, zgodnie z zaleceniami producenta, prowadzona była 15 min. regeneracja membran przy użyciu roztworów 0,01n NaOH przy ciśnieniu transmembranowym 0,20 MPa. Następnie membranę płukano wodą redestylowaną pod tym samym ciśnieniem i po upływie 15 min. mierzono objętościowy strumień wody destylowanej.

Stężenie SPC w roztworach wodnych oznaczano wykorzystując liniową zależność pomiędzy stężeniem a wartością absorbancji odpowiadającej długości fali 222 nm. Wartość absorbancji mierzono przy użyciu spektrofotometru U-MINI-1240 (Shimadzu).

3. Wyniki badań

3.1. Wpływ stężenia SPC w roztworze zasilającym na właściwości separacyjne i transportowe membran ultrafiltracyjnych

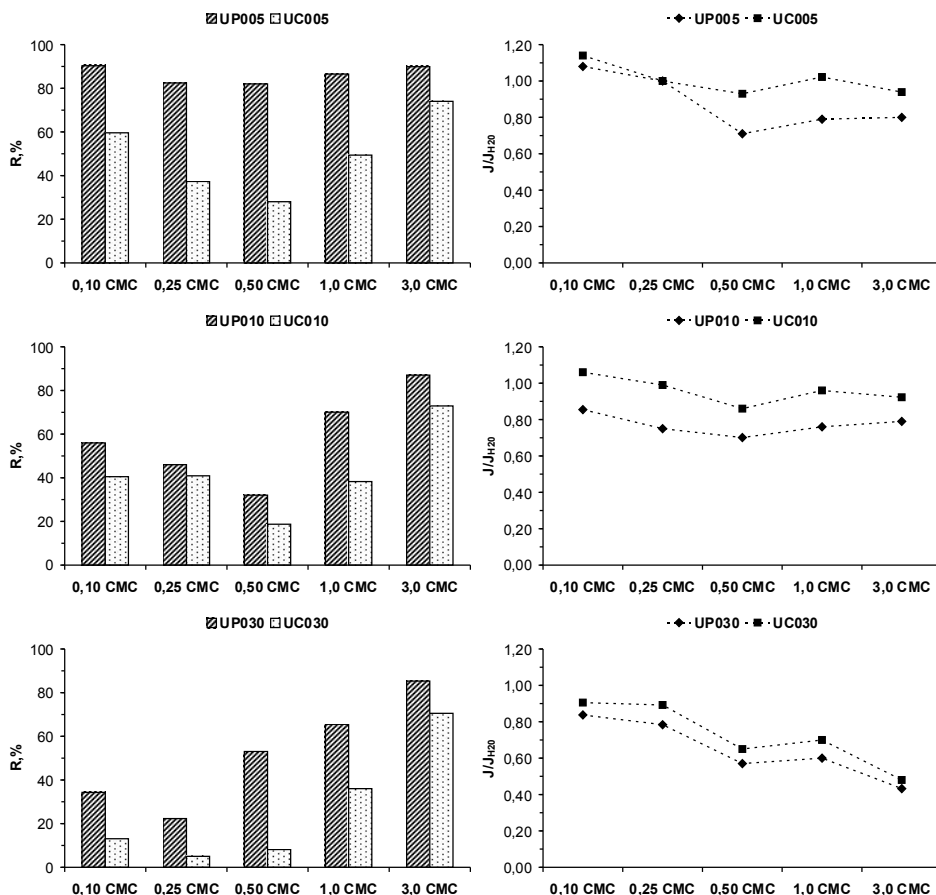
Właściwości separacyjne i transportowe membran płaskich w stosunku do modelowych roztworów anionowej substancji powierzchniowo czynnej przedstawiono na rys. 2.

Dla zastosowanych membran polimerowych zaobserwowano obniżanie skuteczności separacji SDBS wraz ze wzrostem stężenia składnika w roztworze, a następnie dla krytycznego stężenia micelizacji - ponowny jej wzrost. Równocześnie w całym zakresie badanych stężeń zdecydowanie lepszymi właściwościami separacyjnymi charakteryzowały się membrany wykonane z polietersulfonu. Przykładowo zastosowanie zwartej membrany UP005 zapewniło uzyskanie wysokich współczynników retencji SDBS – na poziomie 82-90%; natomiast skuteczność eliminacji SDBS uzyskiwana dla membrany UC005 była znacznie niższa i wynosiła od 28% do 74%.

Porównując skuteczność usuwania SDBS z roztworów wodnych uzyskiwaną na membranach o różnej granicznej rozdzielczości można stwierdzić, iż dla większych wartości *cut-off* membran następowało znaczne pogorszenie separacji zwłaszcza w zakresie stężeń poniżej CMC. Natomiast dla stężeń powyżej wartości CMC obniżenie współczynnika retencji nie przekraczało 5% przy wzroście granicznej rozdzielczości membran z 5 kDa do 30 kDa.

Analizując z kolei właściwości transportowe membran można zauważyć, że wzrost stężenia SPC w zakresie stężeń poniżej CMC powodował obniżanie hydraulicznej wydajności membran. Kiedy stężenie surfaktantu osiągało wartość krytycznego stężenia micelizacji, przepuszczalność membran nieznacz-

nie wzrastała, by ponownie obniżyć się przy dalszym wzroście stężenia. Stwierdzono także większe procentowe obniżenie objętościowego strumienia permeatu w stosunku do strumienia wody destylowanej wraz ze wzrostem wartości *cut-off* membran oraz ich charakteru hydrofobowego.



Rys.2. Zależność współczynnika retencji SDBS ($R, \%$) oraz względnej przepuszczalności membran (J/J_{H_2O}) od stężenia SDBS w roztworze zasilającym
Fig.2. Retention coefficient of SDBS ($R, \%$) and normalized flux vs surfactant concentration in the feed

Skuteczność usuwania SPC w procesie ultrafiltracji jest spowodowana nie tylko zmniejszeniem porów membrany w wyniku adsorpcji monomerów, ale także tworzeniem micel w warstwie polaryzacyjnej membrany o podwyż-

szonym stężeniu w stosunku do roztworu zasilającego poniżej CMC [16] i w całej objętości roztworu powyżej CMC. Na tej podstawie można stwierdzić, że mechanizm sitowy ma istotne znaczenie podczas separacji SPC w procesie ultrafiltracji zwłaszcza w zakresie stężeń powyżej CMC.

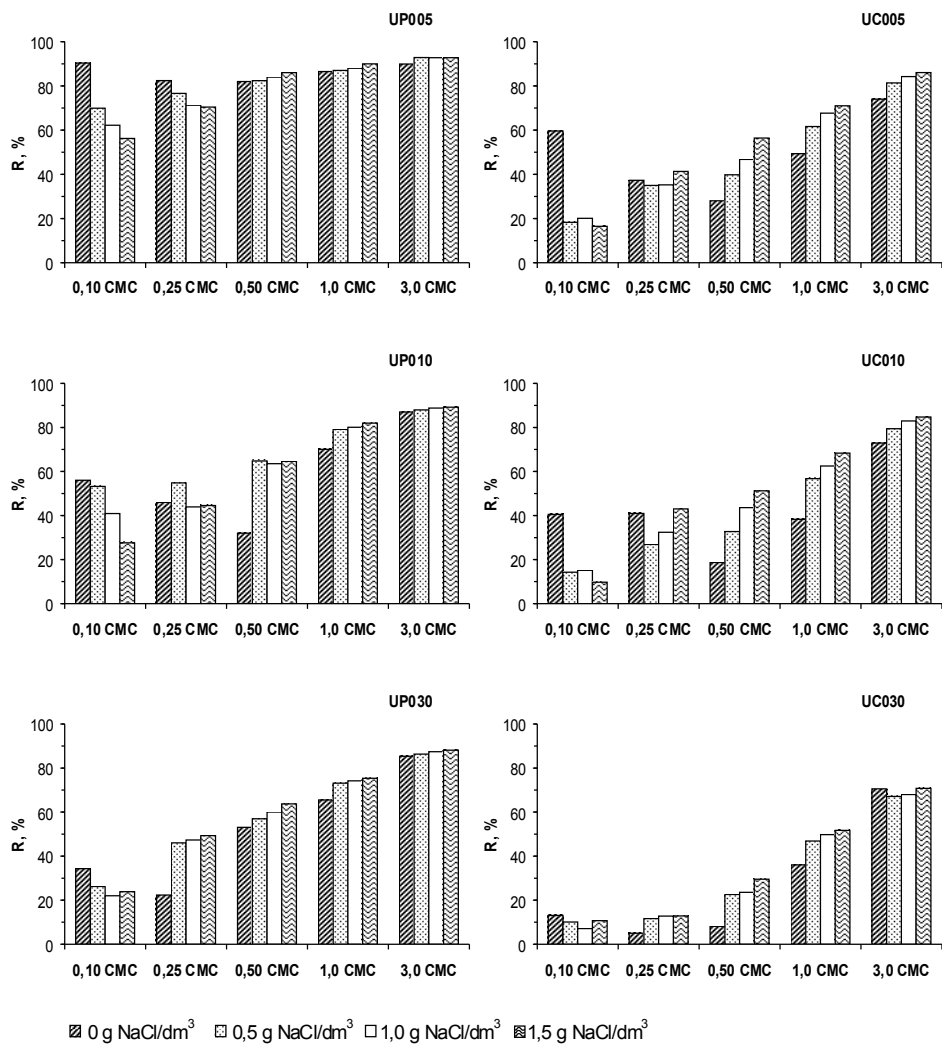
Obniżenie objętościowego strumienia permeatu w procesie ultrafiltracji roztworów SDBS w porównaniu ze strumieniem wody destylowanej jest konsekwencją adsorpcji monomerów SPC w porach membrany oraz na jej powierzchni. Obserwowane większe procentowe obniżenie objętościowego strumienia permeatu wraz ze wzrostem stężenia SDBS (w zakresie stężeń poniżej CMC) w roztworze i wartości *cut-off* membrany jest wynikiem większej ilości „wolnych” monomerów i łatwiejszego ich dostępu do dużych porów. Dla stężeń w zakresie CMC, na skutek tworzenia micel, obserwowano wzrost hydraulicznej wydajności membran. Powierzchnia miceli, ze względu na swoją hydrofiliowość, wykazuje większe powinowactwo do roztworu niż do materiału polimerowego membrany. Jednocześnie elektrostatyczne oddziaływania pomiędzy obdarzonymi ujemnym ładunkiem micelami skutkują rozluźnieniem struktury warstwy polaryzacyjnej, a tym samym ułatwia to transport rozpuszczalnika.

3.2. Wpływ obecności soli mineralnej na skuteczność eliminacji SPC w procesie ultrafiltracji

Na podstawie uzyskanych wyników (rys. 3) można stwierdzić, że w przypadku najniższego stężenia SDBS w roztworze, dodatek chlorku sodowego w ilości 0,5-1,5 g/dm³ skutkowało znacznym obniżeniem współczynników retencji.

Ze względu na duże stężenie soli w stosunku do stężenia rozpuszczonej substancji powierzchniowo czynnej najprawdopodobniej następuje z jednej strony zmniejszenie grubości podwójnych warstw elektrycznych otaczających micelle, które tworzą się w warstwie polaryzacyjnej membrany, a z drugiej - zwiększenie dyfuzji jonów sodu do wnętrza struktury micel, co może skutkować ich mniejszą stabilnością i tym samym procesem ich rozpadu.

Natomiast dla wyższych stężeń substancji powierzchniowo czynnej obserwowano pozytywny wpływ obecności soli mineralnej na skuteczność eliminacji SDBS z roztworów wodnych na testowanych membranach. Równocześnie dla danego stężenia soli następował wzrost współczynnika retencji wraz ze wzrostem stężenia SDBS w roztworze zasilającym. Obecność soli z jonem wspólnym z przeciwjonami badanego surfaktantu skutkuje osłabieniem oddziaływań elektrostatycznych pomiędzy głowami ASPC. Częściowe osłanianie ładunku głów SDBS działa stabilizująco na micelle i skutkuje obniżeniem krytycznego stężenia micelizacji. Równocześnie dodatek elektrolitu powoduje wzrost średniej liczny agregacji monomerów SPC w micelach, a tym samym zwiększenie masy micel i wzrost skuteczności separacji [4].



Rys.3. Zależność współczynnika retencji SDBS (R_r ,%) od stężenia SDBS w roztworze zasilającym w obecności soli mineralnej

Fig.3. Retention coefficient of SDBS (R_r ,%) vs surfactant concentration in the feed in the presence of mineral salt

4. Podsumowanie

Przedstawione wyniki badań wykazały, że stężenie SPC w roztworze zasilającym jest istotnym parametrem decydującym o skuteczności jej separacji w procesie ultrafiltracji. Dla testowanych polimerów zaobserwowano początkowo obniżanie współczynnika retencji SPC wraz ze wzrostem stężenia składnika w roztworze w zakresie stężeń poniżej CMC, a następnie ze względu na wielkość tworzących się micel po osiągnięciu krytycznego stężenia micelizacji - ponowny jego wzrost.

W całym zakresie badanych stężeń zdecydowanie lepszymi właściwościami separacyjnymi charakteryzowały się membrany wykonane z polietersulfonu. Porównując z kolei skuteczność usuwania SPC z roztworów wodnych uzyskiwaną na membranach o różnej granicznej rozdzielczości można stwierdzić, iż dla większych wartości *cut-off* membran następowało znaczne pogorszenie separacji zwłaszcza w zakresie stężeń poniżej CMC. Natomiast dla stężeń powyżej wartości CMC obniżenie współczynnika retencji nie przekraczało 5% przy wzroście granicznej rozdzielczości membran z 5 kDa do 30 kDa.

Analizując wpływ obecności soli na skuteczność eliminacji SPC można stwierdzić, że w przypadku najniższego stężenia SDBS w roztworze, dodatek chlorku sodowego skutkowało znacznym obniżeniem współczynników retencji. Natomiast dla wyższych stężeń substancji powierzchniowo czynnej obserwowano pozytywny wpływ obecności soli mineralnej na skuteczność eliminacji SDBS z roztworów wodnych na testowanych membranach. Równocześnie dla danego stężenia soli następował wzrost współczynnika retencji wraz ze wzrostem stężenia SDBS w roztworze zasilającym.

Literatura

1. **Abbot N.L., MacKay R.A.:** *Surfactant applications*. Current Opinion in Colloid & Interface Science, 4, 323-324, 1999.
2. **Archer A.C., Mendes A.M., Boaventura R.A.R.:** *Separation of an anionic surfactant by nanofiltration*. Environ. Sci. Technol., 33, 2758-2764, 1999.
3. **Boonyasuwat S., Chavadej S., Malakul P., Scamehorn J.F.:** *Anionic and cationic surfactant recovery from water using a multistage foam fractionator*. Chem. Eng. J. 93, 241-252, 2003.
4. **Dutkiewicz E., Jakubowska A.:** *Effect of electrolytes on the physicochemical behaviour of sodium dodecyl sulphate micelles*. Colloid. Polym. Sci., 280, 1009-1014, 2002.
5. **Federle T.W., Itrich N.R.:** *Fate of free and linear alcohol-ethoxylate-derived fatty alcohols in activated sludge*. Ecotoxicol. Environm. Safety, 64, 30-41, 2006.
6. **Fernández E., Benito J.M., Pazos C., Coca J.:** *Ceramic membrane ultrafiltration of anionic and nonionic surfactant solutions*. J. Membr. Sci., 246, 1-6, 2005.

7. **Forstmeier M., Goers B., Wozny G.:** *UF/NF treatment of rinsing waters in a liquid detergent production plant.* Desalination, 149, 175-177, 2002.
8. **Goers B., Mey J., Wozny G.:** *Optimised product and water recovery from batch-production rinsing waters.* Waste Management, 20, 651-658, 2000.
9. **Gu L., Wang B., Ma H., Kong W.:** *Catalytic oxidation of anionic surfactants by electrochemical oxidation with CuO-Co₂O₃-PO₄³⁻ modified kaolin.* J. Hazardous Materials B, 137, 842-848, 2006.
10. **Hua Wu S., Pendleton P.:** *Adsorption of Anionic Surfactant by Activated Carbon: Effect of Surface Chemistry, Ionic Strength, and Hydrophobicity.* J. Colloid Interf. Sci., 243, 306-315, 2001.
11. Katalog membran firmy Nadir®
12. **Kong W., Wang B., Ma H., Gu L.:** *Electrochemical treatment of anionic surfactants in synthetic wastewater with three-dimensional electrodes.* J. Hazard Materials B, 137, 1532-1537, 2006.
13. **Kowalska I., Kabsch-Korbutowicz M., Majewska-Nowak K., Pietraszek M.:** *Removal of detergents from industrial wastewater in ultrafiltration process.* Environmental Protection Engineering, 31, 207-219, 2005.
14. **Mahvi A.H., Maleki B.:** *Removal of anionic surfactants in detergent wastewater by chemical coagulation.* Pakistan J. Biol. Sci., 7, 2222-2226, 2004.
15. **Mezzanotte V., Bolzacchini E., Orlandi M., Rozzi A., Rullo S.:** *Anaerobic removal of linear alcohol ethoxylates.* Bioresource Technol., 82, 151-156, 2002.
16. **Mizoguchi K., Fukui K., Yanagishita H., Nakane T., Nakata T.:** *Ultrafiltration behavior of a new type of non-ionic surfactant around the CMC.* J. Membrane Sci., 208, 285-288, 2002.
17. **Mulligan C.N., Yong R.N., Gibbs B.F.:** *Surfactant enhanced remediation of contaminated soil: a review.* Engineering Geology, 60, 371-380, 2001.
18. **Papadopoulos A., Savvides C., Loizidis M., Haralambous K.J., Loizidou M.:** *An assessment of the quality and treatment of detergent wastewater.* Water Science and Technology, 36, 377-381, 1997.
19. **Patel M.:** *Surfactant based on renewable raw materials. Carbon dioxide reduction potential and policies and measures for the European Union.* Journal of Industrial Ecology, 7, 46-62, 2004.
20. **Purakayastha P.D., Pal A., Bandyopadhyay M.:** *Adsorbent selection for anionic surfactant removal from water.* Ind. J. Chem. Technol., 12, 281-284, 2005.
21. **Sanz J., Lombrana J.I., De Luis A.M., Ortueta M., Varona F.:** *Microwave and Fenton's reagent oxidation of wastewater.* Environ. Chem. Lett., 1, 45-50, 2003.
22. **Tosik R., Wiktorowski S., Janio K.:** *Neutralization of laundry wastewater by coagulation.* Environmental Science Research. 51, 251-258, 1996.
23. **Wagner S., Schink B.:** *Anaerobic of nonionic and anionic surfactants in enrichment cultures and fixed-bed reactors.* Water Research, 21, 615-622, 1987.
24. **Zieliński R.:** *Surfaktanty. Towaroznawcze i ekologiczne aspekty ich stosowania.* Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu. Poznań 2000.

Separation of Surface Active Agents from Water Solutions Using Polymer Ultrafiltration Membranes

Abstract

Surface active agents, also called surfactants, are amphiphilic compounds that contain both a hydrophobic and a hydrophilic portion. In aqueous solutions, surfactant monomers aggregate into structures called micelles with hydrophobic groups in the interior of the micellar structures. The minimum concentration at which micellization occurs is called the critical micelle concentration (CMC). At higher concentrations than CMC, monomers and micelles coexist in equilibrium.

Surface active agents are used in large quantities in household products, detergent formulations, industrial application and as additives to improve the effectiveness of agrochemicals. The consumption of surfactants for both industrial and domestic purpose has resulted in a worldwide production of approximately 17 million tonnes in 2000 (including soap), with expected future growth rates of 3–4% per year globally and of 1.5–2.0% in the EU [19].

As a consequence of their widespread use surfactants may persist in wastewater treatment systems at relatively high concentrations [13, 18]. In order to meet legislative requirements and to discharge effluents into communal systems or directly into the river an efficient treatment process must be applied.

Due to the diversity of surfactants and their physico-chemical properties it is difficult to develop a single and an effective treatment method of detergent wastewater. From among techniques which were studied in this research area [3, 5, 10, 14, 16] can be listed biodegradation, coagulation, foaming, oxidation, adsorption, ion-exchange and membrane processes. Numerous reports indicate that membrane technology is emerging as one of the leading contenders in the recovery of water and concentrated products from the rinsing waters used in the batch production of surfactants and detergents or as a polishing step before the effluents are discharged.

The aim of the study was to evaluate the removal efficiency of anionic surfactant from water solutions by means of ultrafiltration. Polymer membranes made of polyethersulfone and cellulose with molecular weight cut-off of 5, 10 and 30 kDa were used. Both transport and separation properties of the polymers were tested for surfactant solutions in concentration range of 0.1–3.0 CMC in a presence of mineral salt (NaCl). It was found that the surfactant concentration was a crucial parameter determining effectiveness of ultrafiltration process. With the increase in surfactant concentration, the retention coefficients and hydraulic performance decreased, with a rise around the CMC value. The UP005 membrane was found to be very effective in anionic surfactant removal in a wide range of concentrations – the retention coefficient amounted to 82–90%. During the permeation experiments in the presence of mineral salt, the increase in retention coefficient was observed for a given dose of mineral salt along with the increase in surfactant concentration in the feed.