

Gabriela KAMIŃSKA¹, Mariusz DUDZIAK¹, Jolanta BOHDZIEWICZ¹
i Edyta KUDLEK¹

OCENA SKUTECZNOŚCI USUWANIA WYBRANYCH SUBSTANCJI AKTYWNYCH BIOLOGICZNIE W PROCESIE NANOFILTRACJI

EFFECTIVENESS OF REMOVAL OF SELECTED BIOLOGICALLY ACTIVE MICROPOLLUTANTS IN NANOFILTRATION

Abstrakt: W pracy podjęto badania nad oceną skuteczności usuwania pięciu różnych związków należących do grupy substancji aktywnych biologicznie, tj. benzo(a)pirenu (BaP), antracenu (ANT), diklofenaku (DCL), pentachlorofenolu (PCP) i oktylofenolu (OP), w procesie nanofiltracji. Przedmiotem badań były modelowe roztwory tych substancji o stężeniu 500 µg/dm³, wykonane na bazie wody zdejonizowanej. Uzyskane wyniki badań porównano pod kątem skuteczności usuwania wybranych związków z syntetycznych i rzeczywistych odpływów z komunalnej oczyszczalni ścieków. Wykazano, że na skuteczność procesu nanofiltracji istotny wpływ ma rodzaj membrany nanofiltracyjnej, właściwości fizykochemiczne usuwanych związków, jak również rodzaj matrycy środowiskowej poddawanej oczyszczaniu. Najwyższą efektywność usuwania zaobserwowano dla benzopirenu w trakcie nanofiltracji wody zdejonizowanej. Współczynniki retencji wynosiły wówczas od 99,82 do 99,94%, co oznacza praktycznie jego całkowite usunięcie. Z kolei dla pozostałych związków z wyjątkiem oktylofenolu zaobserwowano odwrotną tendencję, wyższe współczynniki retencji uzyskano, gdy filtrowanym medium były ścieki syntetyczne lub rzeczywiste. Przeprowadzone badania udokumentowały złożony mechanizm separacji małocząsteczkowych mikrozanieczyszczeń organicznych w procesie nanofiltracji wynikający m.in. z oddziaływań międzycząsteczkowych, efektu sitowego, jak również adsorpcji.

Słowa kluczowe: substancje aktywne biologicznie, nanofiltracja

Wprowadzenie

Do grupy niebezpiecznych substancji aktywnych biologicznie należą m.in. wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, farmaceutyki, pestycydy czy też inne substancje wykorzystywane w przemyśle, np. bisfenol A i oktylofenol. Ich niekorzystne oddziaływanie na organizmy żywe zostało wielokrotnie udokumentowane [1-5]. Wśród osobników narażonych na substancję toksyczną obok efektów letalnych obserwuje się również zaburzenia wzrostu i rozwoju czy też nieprawidłowości o charakterze hormonalnym [6-8].

Jednocześnie wiele z tych substancji zostało określonych przez Parlament Europejski w Ramowej Dyrektywie Wodnej jako szczególnie niebezpieczne i priorytetowe. Początkowo wyodrębniono 33 związki chemiczne, wśród których znajdowały się oktylofenol, pentachlorofenol, antracen i wiele innych [9]. Obecnie lista substancji priorytetowych lub priorytetowo niebezpiecznych została poszerzona o 12 nowych związków [10]. Ponadto, dla zapewnienia dobrego stanu chemicznego wód powierzchniowych dla niektórych tych substancji określono środowiskowe normy jakości,

¹ Instytut Inżynierii Wody i Ścieków, Politechnika Śląska, ul. S. Konarskiego 18, 44-100 Gliwice, tel. 32 237 16 98, fax 32 237 10 47, email: mariusz.dudziak@polsl.pl

* Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole'15, Jarnołtówek, 14-16.10.2015

które powinny być osiągnięte do końca 2021 r. dla pierwszych 33 substancji priorytetowych i do końca 2027 r. dla nowo zidentyfikowanych związków [11].

W tym świetle celowe jest prowadzenie badań nad udoskonalaniem tanich i efektywnych metod usuwania mikrozanieczyszczeń ze strumieni wodnych. Procesem gwarantującym efektywną separację małowcząsteczkowych związków organicznych jest nanofiltracja (NF) [12, 13]. Dzięki zastosowaniu zwartych membran nanofiltrycyjnych o rozmiarze porów w warstwie naskórkowej nieprzekraczającym zwykle 2 nm zatrzymywane są związki o masie molowej od 150 do 500 Da [14]. Ponadto powierzchnia membran nanofiltrycyjnych jest dodatkowo obdarzona ładunkiem elektrycznym. Z tego też względu mechanizm rozdziału i transportu masy w NF jest złożony i wynika również z występowania w trakcie filtracji dodatkowych różnorodnych zjawisk i procesów. Mechanizm separacji może zatem opierać się na efekcie sita molekularnego charakterystycznego dla ultrafiltracji, jak również zjawisk rozpuszczania i dyfuzji występującego głównie w procesie odwróconej osmozy czy też oddziaływań elektrostatycznych oraz adsorpcji [14-16]. O tym, który z nich jest dominujący, decydują właściwości fizyczno-chemiczne membrany i separowanych zanieczyszczeń. W sposób bezpośredni określają one rodzaj i siłę oddziaływań pomiędzy powierzchnią membrany, a substancjami występującymi w strumieniu zasilającym układ membranowy [17].

Skuteczność nanofiltracji w usuwaniu mikrozanieczyszczeń organicznych została wielokrotnie wykazana w piśmiennictwie naukowym [18-20]. Najczęściej jednak badania prowadzono na określonej grupie mikrozanieczyszczeń o podobnych właściwościach fizyczno-chemicznych. Dlatego też w niniejszej pracy określono skuteczność procesu nanofiltracji w usuwaniu substancji aktywnych biologicznie pochodzących z różnych grup (WWA, pestycydy, EDCs). Rozpatrywano również wpływ rodzaju membrany nanofiltrycyjnej i matrycy wodnej na efektywność ich usuwania.

Metodyka badań i zakres analiz

Przedmiotem badań były mikrozanieczyszczenia organiczne należące do grupy: (1) WWA - benzo(a)piren (BaP) i antracen (ANT), (2) farmaceutyków - diklofenak (DCL) oraz (3) pochodnych związków fenolowych - pentachlorofenol (PCP) i oktylofenol (OP). Roztwory podstawowe tych substancji o stężeniu 1 mg/cm³ przygotowano w metanolu (PCP, OP, DCL) lub acetonie (BaP i ANT). W tabeli 1 zestawiono niektóre właściwości fizyczno-chemiczne badanych związków.

Tabela 1
Właściwości fizyczno-chemiczne wybranych substancji aktywnych biologicznie [14, 21-24]

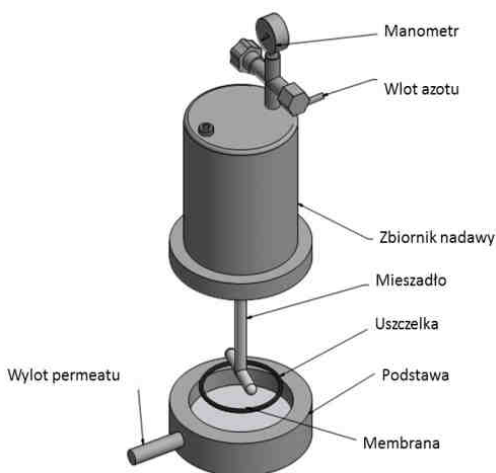
Table 1
Physic-chemical properties of selected biologically active substances [14, 21-24]

Związek	Masa molowa [g/mol]	log K _{ow}	Średnica Stokesa [nm]
Pentachlorofenol (PCP)	266,34	4,40	0,710
4-tert-oktylofenol (OP)	206,32	4,12	0,628
Diklofenak (DCL)	296,15	4,51	b.d.
Benzo(a)piren (BaP)	252,31	6,35	9,2
Antracen (ANT)	178,22	4,45	b.d.

b.d. - brak danych

Oczyszczaniu były poddawane roztwory modelowe mikrozanieczyszczeń sporządzone na bazie wody zdejonizowanej. Porównawczo stosowano również syntetyczne odpływy oraz rzeczywiste ścieki komunalne oczyszczone na stopniu mechaniczno-biologicznym Centralnej Oczyszczalni Ścieków w Gliwach. Przygotowanie syntetycznego odpływu obejmowało rozpuszczenie w wodzie wodociągowej substancji organicznych ($0,152 \text{ g/dm}^3$ bulionu; $0,226 \text{ g/dm}^3$ peptonu) i nieorganicznych: ($0,007 \text{ g/dm}^3 \text{ NH}_4\text{Cl}$; $0,0075 \text{ g/dm}^3 \text{ NaCl}$; $0,002 \text{ g/dm}^3 \text{ CaCl} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; $0,04 \text{ g/dm}^3 \text{ MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; $0,016 \text{ g/dm}^3 \text{ K}_2\text{HPO}_4$; $0,04 \text{ g/dm}^3 \text{ KH}_2\text{PO}_4$), a następnie zaszczepienie otrzymanego roztworu wodą powierzchniową ($1 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$), pochodzącą z wybranego stawu. Tak przygotowane ścieki syntetyczne były napowietrzane przed 5 dni w celu zapewnienia biodegradacji wielkocząsteczkowych substancji organicznych. Stężenie mikrozanieczyszczeń, niezależnie od rodzaju matrycy poddawanej oczyszczaniu, utrzymywano na stałym poziomie, tj. $500 \mu\text{g/dm}^3$, poprzez dodanie odpowiedniej objętości roztworów podstawowych poszczególnych związków.

Proces nanofiltracji prowadzono w stalowej celi (objętość 400 cm^3) zaopatrzonej w mieszadło (rys. 1), w której umieszczano membrany o powierzchni aktywnej $0,00385 \text{ m}^2$. Siłą napędową procesów było ciśnienie transmembranowe równe 2 MPa wytwarzane w układzie poprzez inertny gaz dostarczany z butli.



Rys.1. Instalacja do prowadzenia filtracji membranowej w układzie dead-end

Fig. 1. Dead-end nanofiltration unit

Przed właściwym procesem nanofiltracji membrany zwilżano w wodzie zdejonizowanej przez 24 h, a następnie wpracowywano w celu wyznaczenia ich początkowych właściwości transportowych dla wody zdejonizowanej. W trakcie prowadzenia procesów mierzono objętość odbieranego permeatu, następnie z równania (1) obliczono objętościowy strumień permeatu, a z równania (2) stopień redukcji objętości. Intensywność zjawiska foulingu została opisana względnym objętościowym strumieniem permeatu obliczonym z zależności (3):

$$J_{v/(w)} = \frac{V_p}{S \cdot t} \quad (1)$$

$$VRF = \frac{V_p}{V_n} \cdot 100\% \quad (2)$$

$$\alpha_v = \frac{J_v}{J_w} \quad (3)$$

gdzie: $J_{v/(w)}$ - objętościowy strumień permeatu/wody zdejonizowanej [$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$], VRF - stopień redukcji objętości [%], α_v - względny objętościowy strumień permeatu [-], S - powierzchnia membrany [m^2], t - czas odbioru permeatu [s], V_p, V_n - objętość odpowiednio: permeatu i nadawy [m^3].

W badaniach stosowano 4 rodzaje komercyjnych membran nanofiltryacyjnych, których charakterystykę przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Charakterystyka membran nanofiltryacyjnych

Table 2

Characteristics of nanofiltration membranes

Symbol	DK	HL	NF-90	NF-270
Producent	GE	GE	Dow Filmtec	Dow Filmtec
Materiał ¹⁾	Membrana kompozytowa (warstwa naskórkowa - poliamid)			
Graniczna masa cząsteczkowa ¹⁾ [Da]	150-300	150-300	150	200
Stopień retencji NaCl ²⁾ [%]	63	44	47	87
Stopień retencji MgSO ₄ ²⁾ [%]	94	98	97	99
Kąt zwilżania ³⁾ [°]	37	25	63	17
Objętościowy strumień wody zdejonizowanej ⁴⁾ , $J_v \cdot 10^6$ [$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]	16,47	42,42	47,03	33,28
Ciśnienie transmembranowe ²⁾ [MPa]	zalecane	2,7	2,0	b.d.
	maksymalne	4,0	4,0	b.d.

1) dane producenta, 2) wyznaczone eksperymentalnie dla roztworów NaCl i MgSO₄ o stężeniu 1 g/dm³ przy $\Delta P = 2$ MPa, 3) pomiary własne za pomocą goniometru; 4) wyznaczone eksperymentalnie przy $\Delta P = 2$ MPa

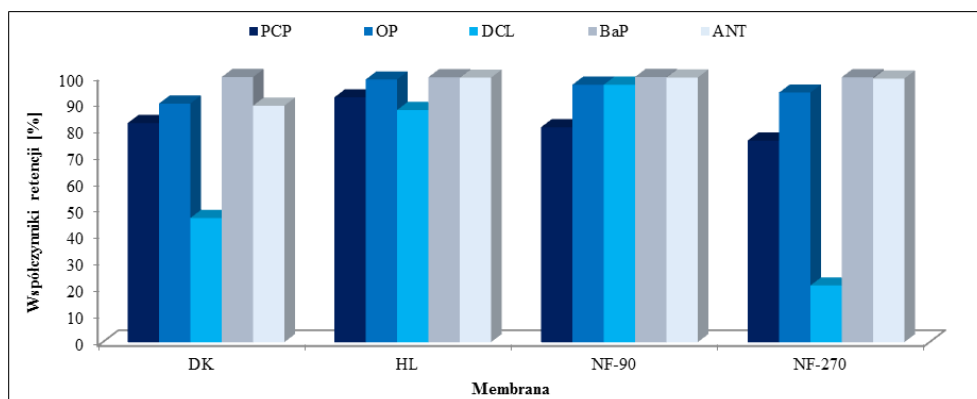
Procedura oznaczenia stężenia analitów w strumieniach procesowych obejmowała w pierwszym etapie ekstrakcję do fazy stałej (SPE) przy użyciu kolumniek SupelcleanTM ENVITM-18 wypełnionych złożem oktadecylosilanowym (C-18), a następnie analizę chromatograficzną przy pomocy wysokosprawnego chromatografu cieczowego z detekcją UV firmy Varian przy długościach fali równych: 220 nm dla PCP, DCL i OP oraz 254 nm dla ANT, 250 nm dla BaP.

Wyniki i dyskusja

Wpływ rodzaju membrany na efektywność usuwania mikrozanieczyszczeń i wydajność nanofiltryacji

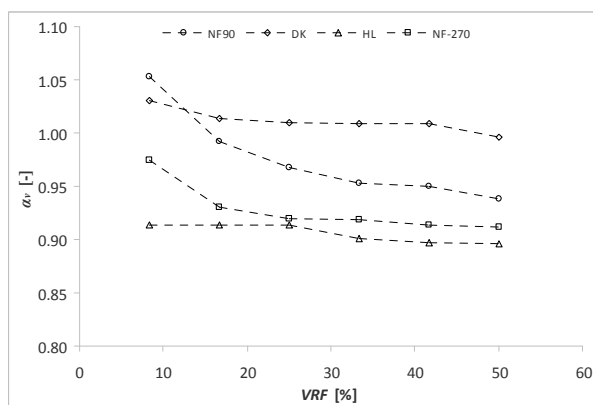
Wyniki badań opisujące skuteczność procesu nanofiltryacji w usuwaniu mikrozanieczyszczeń z modelowego roztworu wody zdejonizowanej prezentuje rysunek 2. Współczynniki retencji uzyskane dla antracenu i benzo(a)pirenu wskazują na niemal całkowite ich usunięcie przy użyciu wszystkich membran. Efekt ten wynikał najprawdopodobniej z hydrofobowego charakteru WWA, opisanego wartością $\log K_{ow}$. Dla

pozostałych związków obserwowano większy wpływ rodzaju membrany na skuteczność ich usuwania. Wartości współczynników retencji kształtowały się w zakresie od 75,9 do 92,3%; od 89,9 do 98,9% i od 21,4 do 96,9% odpowiednio dla pentachlorofenolu, oktylofenolu i diklofenaku. Najlepsze efekty oczyszczania uzyskano, stosując membrany HL i NF-90.



Rys. 2. Wpływ rodzaju membrany na współczynniki retencji mikrozanieczyszczeń (matryca: woda zdejonizowana)

Fig. 2. Impact of membrane on retention of micropollutants (matrix: deionized water)



Rys. 3. Zmiany względnego objętościowego strumienia permeatu α_v przy różnym stopniu redukcji objętości, VRF podczas nanofiltracji modelowego roztworu mikrozanieczyszczeń na bazie wody zdejonizowanej

Fig. 3. Variation of relative permeate flux α_v versus VRF during the filtration of micropollutants dissolved in deionized water

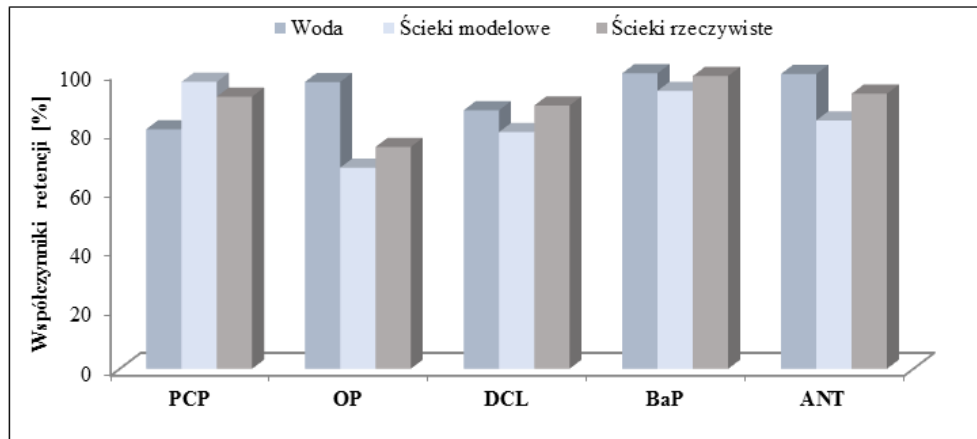
Zaobserwowane rozbieżności we właściwościach separacyjnych poszczególnych membran względem badanych związków wynikały prawdopodobnie z ich odmiennych właściwości hydrofobowo-hydrofilowych opisanych wartością kąta zwilżalności. Im jego wartość jest wyższa, tym bardziej hydrofobowa jest powierzchnia membrany

i zanieczyszczenia intensywniej osadzają się na jej powierzchni. W wielu pracach wykazano zależność pomiędzy hydrofobowością membrany a stopniem adsorpcji mikrozanieczyszczeń podczas nanofiltracji [14, 25, 26]. Dlatego też proces adsorpcji obecnie jest uważany za jeden z mechanizmów separacji w wysokociśnieniowych technikach membranowych [15, 17, 27]. Rozpatrując wpływ rodzaju membrany i jej właściwości na efektywność usuwania poszczególnych związków, można brać pod uwagę również wartość granicznej masy molowej (MWCO), w tym jednak przypadku wszystkie membrany charakteryzowała zbliżona wartość MWCO, zatem można przyjąć, że efekt sitowy wpływający na ich właściwości separacyjne był porównywalny.

Na rysunku 3 przedstawiono wpływ stopnia redukcji objętości (*VRF*) na względny objętościowy strumień permeatu podczas nanofiltracji modelowego roztworu wody zdejonizowanej dla badanych membran. Zaobserwowano niewielkie obniżanie się względnego objętościowego strumienia permeatu wraz ze wzrostem stopnia redukcji objętości. Wartości α_v były w zakresie od 0,89 do 1,05, co wskazuje, że filtracja wody zdejonizowanej zawierającej wzorce badanych mikrozanieczyszczeń nie powodowała znacznego foulingu membran nanofiltracyjnych.

Wpływ rodzaju matrycy na efektywność usuwania mikrozanieczyszczeń i wydajność procesu nanofiltracji

Skuteczność usuwania mikrozanieczyszczeń w procesie nanofiltracji zależała również od rodzaju matrycy wodnej poddawanej oczyszczaniu (rys. 4).

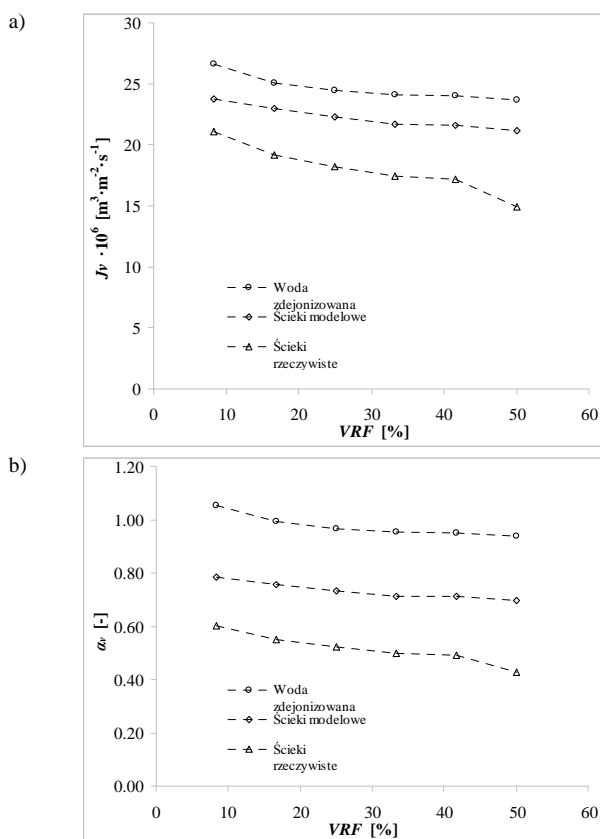


Rys. 4. Porównanie efektywności usuwania mikrozanieczyszczeń z wody zdejonizowanej, ścieków modelowych i rzeczywistych

Fig. 4. Comparison of effectiveness of micropollutants removal from deionized water, synthetic and real effluent

Współczynniki retencji PCP uzyskane dla ścieków modelowych i rzeczywistych były o około 12 i 17% wyższe niż dla wody zdejonizowanej. Odwrotną tendencję zaobserwowano dla OP, DCL, BaP i ANT. Efektywność usuwania tych mikrozanieczyszczeń była największa podczas filtracji wody zdejonizowanej, a najmniejsza

podczas filtracji ścieków modelowych. Pośrednie efekty separacyjne uzyskano podczas eliminacji mikrozanieczyszczeń ze ścieków modelowych. Otrzymane wyniki wskazują na złożony i zależny od wielu czynników mechanizm usuwania małowcząsteczkowych związków organicznych w procesie nanofiltracji. W trakcie filtracji ścieków modelowych i rzeczywistych z substancji występujących w roztworze formuje się placek filtracyjny, tzw. membrana wtórna, który może stanowić dodatkową warstwę separacyjną i poprawiać efekty oczyszczania. Efekt ten prawdopodobnie był przyczyną większego usunięcia pentachlorofenolu ze ścieków niż z roztworu wody zdejonizowanej. Zjawisko to nie wpływało na efekty separacyjne OP, DCL, BaP i ANT. W tym przypadku możliwe jest, że dominującym mechanizmem separacji tych mikrozanieczyszczeń była adsorpcja. Dla próbek ścieków adsorpcja mikrozanieczyszczeń była ograniczona z uwagi na obecność w nich innych substancji organicznych i nieorganicznych, które mogły preferencyjnie zajmować wolne miejsca aktywne na powierzchni membrany.



Rys. 5. Zmiany: a) objętościowego strumienia permeatu, $J_{v(w)}$ i b) względnego objętościowego strumienia permeatu względem VRF

Fig. 5. Dependence of: a) volume permeate flux, $J_{v(w)}$ and b) relative volume permeate flux versus VRF

Analizując wpływ rodzaju matrycy wodnej na wydajność procesu nanofiltracji, stwierdzono, że najmniejsze obniżenie objętościowego strumienia permeatu względem wzrastającego stopnia redukcji objętości (*VRF*) uzyskano w trakcie filtracji wody zdejonizowanej, a największe w przypadku ścieków rzeczywistych (rys. 5a). Już w początkowym etapie filtracji ścieków rzeczywistych strumień permeatu był o około 20% niższy w stosunku do wartości uzyskanej podczas filtracji wody zdejonizowanej. Wraz z wzrastającym w trakcie trwania procesu stopniem redukcji objętości strumień permeatu był coraz niższy. Można więc stwierdzić, że obecność innych substancji poza badanymi związkami w ściekach modelowych i rzeczywistych powodowała intensywniejszy fouling membrany NF-90. Potwierdzają to również wartości względnych objętościowych strumieni permeatu (rys. 5b), które przy intensywniejszym powlekanu powierzchni membrany warstwą zanieczyszczeń przyjmują znacznie mniejsze wartości.

Wnioski

Na podstawie rezultatów przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski z pracy:

- W procesie nanofiltracji wody zdejonizowanej współczynniki retencji mikrozanieczyszczeń kształtowały się w zakresie od 21,5 do 99,82%. Skuteczność usuwania badanych substancji aktywnych biologicznie zależała od rodzaju membrany nanofiltracyjnej. Najlepsze efekty uzyskano, stosując membrany o symbolach HL i NF-90.
- Spośród badanych substancji aktywnych biologicznie największą efektywność usuwania uzyskano dla antracenu i benzo(a)pirenu, a najmniejszą dla diklofenaku. Efekt ten mógł wynikać z bardziej hydrofobowego charakteru WWA.
- Porównując efektywność usuwania substancji aktywnych biologicznie z wody zdejonizowanej i ścieków stwierdzono, że współczynniki retencji wszystkich związków z wyjątkiem PCP były wyższe w trakcie filtracji wody zdejonizowanej niż ścieków.
- Wyniki potwierdzają, że mechanizm separacji w procesie nanofiltracji jest złożony i zależy zarówno od właściwości membrany i separowanych substancji, jak i od rodzaju oczyszczanego medium. Istotną rolę w separacji mikrozanieczyszczeń w procesie nanofiltracji odgrywało zjawisko ich adsorpcji na membranie oraz tworzenie na jej powierzchni placka filtracyjnego z innych zanieczyszczeń obecnych w ściekach.
- Badania wykazały również, że zanieczyszczenia zawarte w ściekach rzeczywistych i modelowych powodowały znaczny fouling membrany NF-90. Zaobserwowane obniżenie strumienia permeatu było w zakresie od 20% (początek filtracji) do 40% (koniec filtracji) w stosunku do wartości uzyskanych podczas nanofiltracji wody zdejonizowanej.

Podziękowania

Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2013/11/B/ST8/04391. Współautorka Gabriela Kamińska uzyskała środki finansowe na przygotowanie rozprawy doktorskiej z Narodowego Centrum

Nauki w ramach finansowania stypendium doktorskiego na podstawie decyzji numer UMO-2014/12/T/ST8/00668.

Literatura

- [1] Bolong N, Ismail A, Salim M, Matsuura T. *Desalination*. 2009;239:229-246. DOI: 10.1016/j.desal.2008.03.020.
- [2] Soares A, Guieysse B, Jefferson B, Cartmell E, Lester J. *Environ Int*. 2009;34:1033-1049. DOI: 10.1016/j.envint.2008.01.004.
- [3] Schäfers C, Teigeler M, Wenzel A, Maack G, Fenske M, Segner H. *J Toxicol Environ Health A*. 2007;70(9):768-779. DOI: 10.1080/15287390701236470.
- [4] Wang X, Miao Y, Zhang Y, Cheng Li Y, Wu M, Yu G. *Sci Total Environ*. 2013;447:80-89. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.086.
- [5] Patrolecco L, Ademollo N, Capri S, Pagnotta R, Polesello S. *Chemosphere* 2010;81:1386-1392. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.09.027.
- [6] Mihaich E, Friederich U, Caspers N, Hall AT, Klecka G, Dimond S, et al. *Ecotox Environ Safety*. 2009;72:1392-1399. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2009.02.005.
- [7] Mariel A, Alejandra B, Silvia P. *Environ Toxicol Pharm*. 2014;38:634-642. DOI: 10.1016/j.etap.2014.08.014.
- [8] Kalinowski R, Załęska-Radziwiłł M. *Inż Ochr Środ*. 2005;8:179-188. https://is.pcz.pl/124/index/czasopismo_ochrona_i_inzynieria_srodowiska/22.html.
- [9] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/105/WE z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej, zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy Rady 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG i 86/280/EWG oraz zmieniająca dyrektywę 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0105>.
- [10] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0039>.
- [11] Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A32000L0060>.
- [12] Hajibabania S, Verliefde A, McDonald J, Khdan S, Le-Clech P. *J Membrane Sci*. 2011;373:130-139. DOI: 10.1016/j.memsci.2011.02.040.
- [13] Acero J, Benitez F, Teva F, Leal A. *Chem Eng J*. 2010;163:264-272. DOI: 10.1016/j.cej.2010.07.060.
- [14] Dudziak M. *Separacja mikrozanieczyszczeń estrogenicznych wysokociśnieniowymi technikami membranowymi*. Gliwice: Wydawnictwo Politechniki Śląskiej; 2013.
- [15] Bellona C, Drewes JE, Xu P, Amy G. *Water Res*. 2004;38:2795-2809. DOI: 10.1016/j.watres.2004.03.034.
- [16] Semião A, Schäfer A. *J Membrane Sci*. 2013;431:244-256. DOI: 10.1016/j.memsci.2012.11.080.
- [17] Schäfer A, Akanyeti I, Semião A. *Adv Colloid Interface Sci*. 2011;164:100-117. DOI: 10.1016/j.cis.2010.09.006.
- [18] Hajibabania S, Verliefde A, McDonald J, Khdan S, Le-Clech P. *J Membrane Sci*. 2011;373:130-139. DOI: 10.1016/j.memsci.2011.02.040.
- [19] Acero J, Benitez F, Teva F, Leal A. *Chem Eng J*. 2010;163:264-272. DOI: 10.1016/j.cej.2010.07.060.
- [20] Radjenovic J, Petrovic M, Ventura F, Barcelo D. *Water Res*. 2008;42:3601-361. DOI: 10.1016/j.watres.2008.05.020.
- [21] <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/2336>.
- [22] Okey AB, Dubé AW, Vella LM. *Cancer Res*. 1984;44:1426-1432. <http://cancerres.aacrjournals.org/content/44/4/1426.full-text.pdf>.
- [23] Azzouz A, Ballesteros E. *J Chromatogr A*. 2014;1360:248-257. DOI: 10.1016/j.chroma.2014.07.059.
- [24] Zeng F, He Y, Lian Z, Xu J. *Sci Total Environ*. 2014;466-467:577-585. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.072.
- [25] McCallum EA, Hyung H, Anh Do T, Huang C, Kim J. *J Membrane Sci*. 2008;319:38-43. DOI: 10.1016/j.memsci.2008.03.014.
- [26] Yoon Y, Westerhoff P, Snyder S, Wert E. *J Membrane Sci*. 2006; DOI: 10.1016/j.memsci.2005.06.045.

- [27] Mohammad AW, Teow YH, Ang WL, Chung YT, Oatley-Radecliffe DL, Hilal N. Desalination. 2015;356:226-254. DOI: 10.1016/j.desal.2014.10.043.

EFFECTIVENESS OF REMOVAL OF SELECTED BIOLOGICALLY ACTIVE MICROPOLLUTANTS IN NANOFILTRATION

Institute of Water and Wastewater Engineering, Silesian University of Technology, Gliwice

Abstract: This study addressed the removal efficiency of five different compounds classified as biologically active compounds *ie* benzo(a)pyrene (BaP), anthracene (ANT), diclofenac (DCL), pentachlorophenol (PCP), octylphenol (OP) in nanofiltration. They were removed from deionized water solution of 500 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ and comparatively from synthetic and municipal effluent. It was found that the efficiency of the nanofiltration depends significantly both on type of membrane and the environmental matrix and physic-chemical properties of the compounds present in the treated waste feed. The highest retention was observed for benzo(a)pyrene removed from deionized water. In this case, the retention of BaP varied from 99.82 do 99.94%. For other compounds (excluding octylphenol) we observed an inverse trend, higher retention degrees were obtained when the synthetic or real effluent were filtered. Studies documented a complex mechanism of separation of low molecular weight organic micropollutants in nanofiltration, which could be a result of intermolecular interactions, sieve effect and adsorption.

Keywords: nanofiltration, biologically active compounds