

Wojciech BARAN<sup>1</sup>, Dominik ZAWORA, Ewa ADAMEK<sup>1</sup>, Andrzej MAKOWSKI<sup>1</sup>  
i Andrzej SOBCZAK<sup>1,2</sup>

## USUWANIE SULFONAMIDÓW ZE ŚCIEKÓW METODĄ ELEKTROKOAGULACJI

### REMOVAL OF SULFONAMIDES FROM WASTEWATER BY ELECTROCOAGULATION

**Abstrakt:** Celem pracy było zbadanie możliwości usuwania sulfonamidów ze ścieków za pomocą procesów koagulacji chemicznej i elektrochemicznej. Zamierzano również optymalizować proces elektrokoagulacji ze względu na usuwanie sulfonamidów. W trakcie badań stosowano próbki rzeczywistych ścieków komunalnych aplikowanych mieszaniną sulfadiazyny, sulfanilamidu, sulfametoksazolu i sulfatiazolu o stężeniach od 1 do 10 mg/dm<sup>3</sup>. Jako koagulant chemiczny stosowano wyłącznie roztwór FeCl<sub>3</sub>. Skuteczności koagulacji wyznaczano na podstawie obniżenia mętności ścieków oraz stopnia usunięcia wybranych do badań sulfonamidów. Porównano efekty uzyskiwane metodą koagulacji chemicznej i elektrokoagulacji oraz określono w szerokim zakresie wpływ pH i zastosowanej dawki koagulantu. W przypadku elektrokoagulacji określono dodatkowo wpływ rodzaju zastosowanej anody, gęstości prądowej, czasu trwania elektrolizy, natężenia prądu oraz wyjściowego stężenia sulfonamidów. W trakcie badań określono również wydajność prądową procesu. Stwierdzono, że zarówno klasyczna koagulacja chemiczna, jak i elektrokoagulacja są mało efektywnymi metodami usuwania sulfonamidów ze ścieków. W przypadku elektrokoagulacji można uzyskać nieznaczne zwiększenie usunięcia sulfonamidów, obniżając natężenie prądu i przedłużając czas trwania elektrolizy. Stwierdzono również, że proces usuwania sulfonamidów ze ścieków zachodzi bardziej efektywnie z użyciem anody wykonanej z żelaza niż z glinu. Ponadto konieczne jest każdorazowe eksperymentalne ustalanie optymalnej wartości pH roztworu poddanego elektrokoagulacji.

**Słowa kluczowe:** sulfonamidy, elektrokoagulacja, ścieki

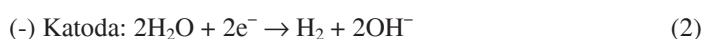
Amidy kwasu 4-aminobenzenosulfonowego (sulfonamidy) są substancjami o działaniu bakteriostatycznym. Obecnie mają one ograniczone zastosowanie w lecznictwie, lecz nadal są powszechnie stosowane w weterynarii, bowiem mają niską cenę, szerokie spektrum działania bakteriostatycznego i doskonale sprawdzają się na rutynowych zabiegach. Bywają również dodawane profilaktycznie do pasz dla zwierząt hodowlanych [1-3]. Wprowadzone do środowiska są w nim trwałe, a zarazem łatwo się rozprzestrzeniają, przedostając się nawet do wód gruntowych [2-5]. Ze względu na formę aktywności biologicznej ich śladowa obecność sprzyja generowaniu lekooporności i może być potencjalnie niebezpieczna dla zdrowia ludzi [6, 7].

Ocena usuwania sulfonamidów ze ścieków w klasycznych mechaniczno-biologicznych oczyszczalniach ścieków jest kontrowersyjna [5, 8]. Wielu autorów wskazuje na niską skuteczność stosowanych tam technologii, zwłaszcza w przypadku ścieków zawierających znaczne ilości substancji toksycznych dla drobnoustrojów [8, 9]. Tego typu ścieki często oczyszcza się metodą koagulacji wywoływanej dodatkiem jonowych związków żelaza lub glinu. Mimo dużej skuteczności wobec zanieczyszczeń koloidalnych metoda ta jest bardzo mało skuteczna w przypadku sulfonamidów [5, 10]. Według danych literaturowych,

<sup>1</sup> Zakład Chemii Ogólnej i Nieorganicznej, Śląski Uniwersytet Medyczny, ul. Jagiellońska 4, 41-200 Sosnowiec, tel. 32 364 15 62, email: bw-xx1@wp.pl

<sup>2</sup> Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego, ul. Kościelna 13, 41-200 Sosnowiec, tel. 32 634 11 92, email: andsobcz@poczta.onet.pl

redukcja stężenia sulfametoksazolu po koagulacji ścieków zawierających ten lek wyniosła od 7,5 do 18,9% w przypadku zastosowania roztworu  $\text{FeCl}_3$  o stężeniu 50 ppm, oraz od -50 do 21,3%, gdy jako koagulant zastosowano roztwór  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  o stężeniu 25 ppm [10]. Modyfikacją procesu koagulacji jest elektrokoagulacja. Jej mechanizm jest prawie taki sam jak w przypadku koagulacji, jednak istotną różnicę stanowi sposób dodania koagulantu, a dokładniej źródło jonów powodujących destabilizację koloidu. W procesie elektrokoagulacji są one uwalniane podczas elektrolizy, której poddaje się roztwór koloidu. Na przykład w przypadku elektrod wykonanych z żelaza zachodzą następujące procesy elektrodowe [11]:



Jony  $\text{Fe}^{2+}$  w międzyczasie są utleniane tlenem z powietrza:



W stosunku do klasycznej koagulacji ma ona następujące korzyści: jony metali są wytwarzane *in situ*; nie wymaga to dodatku odczynników, a więc nie powoduje to ewentualnego zanieczyszczenia roztworu, elektrokoagulacja jest łatwa w realizacji i charakteryzuje się krótszym czasem trwania niż klasyczna koagulacja [12, 13]. Poza tym podczas elektrolizy wodnych roztworów zawierających leki teoretycznie możliwa jest ich degradacja na skutek ich jednoczesnego elektrochemicznego utleniania [14].

Celem tej pracy było zbadanie możliwości usuwania sulfonamidów ze ścieków za pomocą procesów koagulacji chemicznej i elektrochemicznej. Zamierzano również optymalizować proces elektrokoagulacji pod kątem usuwania sulfonamidów.

## Metodyka

Do badań użyto ścieków komunalnych (tzw. ścieki białe o niskiej podatności na koagulację), pobieranych przy ujściu kolektora w oczyszczalni ścieków dzielnicy Zagórze w Sosnowcu. Ścieki przechowywano w lodówce, a przed eksperymentami doprowadzano do temperatury pokojowej za pomocą ogrzewanej płuczki ultradźwiękowej. Ścieki charakteryzowały się następującymi parametrami: mętność 85÷180 FTU, przewodność 0,57÷0,79  $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ , pH 6,5÷7,5. Przed eksperymentami aplikowano je do stężenia po 1  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  roztworem zawierającym *sulfanilamid* (SAD), *sulfametoksazol* (SMX) oraz sole sodowe *sulfadiazyny* (SDZ) i *sulfatiazolu* (STZ).

Koagulację prowadzono w zlewkach (wys. 7 cm, śr. 5,5 cm) zawierających po 100  $\text{cm}^3$  ścieków. Próbkę mieszano sprężonym powietrzem (nie krócej niż przez 5 min), a następnie pozostawiano do sedymentacji (30 min). Jako koagulant chemiczny stosowano 1  $\text{cm}^3$  odpowiednio stężonego roztworu  $\text{FeCl}_3$  (dawka wynosiła 20,4÷124,4 mg Fe na 1  $\text{dm}^3$  ścieków). W trakcie trwania eksperymentów próbki były chronione przed światłem ze względu na właściwości fotosensybilizacyjne soli żelaza.

Podczas elektrokoagulacji katodę każdorazowo stanowił cylindryczny pręt ze stali niskiej jakości, natomiast anodę odpowiednio cylindryczny pręt stalowy lub aluminiowy. Powierzchnia elektrod zawsze wynosiła 5,7  $\text{cm}^2$ . Odpowiednią gęstość prądową uzyskiwano dzięki korekcie napięcia elektrolizera (EP5/1) do maksymalnej wartości 7 V. Zmianę pH próbek uzyskiwano poprzez dodatek roztworów HCl lub NaOH o stężeniach

$1,0 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ . W trakcie eksperymentów kontrolowano czas, napięcie i natężenie prądu, pH i konduktywność (przewodnictwo). Skuteczności koagulacji wyznaczano na podstawie obniżenia mętności ścieków oraz stopnia usunięcia sulfonamidów wybranych do badań. Mętność ścieków wyznaczano metodą turbidymetryczną (metoda HACH nr 8237; spektrofotometr Varian Cary 50-bio;  $\lambda = 450 \text{ nm}$ ). Stężenie sulfonamidów oznaczano metodą HPLC (detektor-Waters TAD-486;  $\lambda = 254 \text{ nm}$ ; pompa - Knauer 64; kolumna - Supelcosil LC-18, ziarno  $5 \mu\text{m}$ ,  $250 \times 4,6 \text{ mm}$ ; faza ruchoma -  $5\% \text{ CH}_3\text{CN}$  + bufor  $\text{KH}_2\text{PO}_4$   $10 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$  o  $\text{pH} = 8,2$ ).

### Omówienie wyników

Uzyskane rezultaty oraz parametry badanych procesów w skróconej formie zebrano w tabeli 1, natomiast na rysunkach 1 i 2 przedstawiono szczegółowe wyniki wybranych eksperymentów. We wszystkich eksperymentach uzyskano obniżenie mętności ścieków. Zazwyczaj przekraczało ono 60%, co może świadczyć o prawidłowym przebiegu koagulacji.

Tabela 1  
Parametry i wyniki badanych procesów koagulacji i elektrokoagulacji

Table 1  
Parameters and results of studied coagulation and electrocoagulation processes

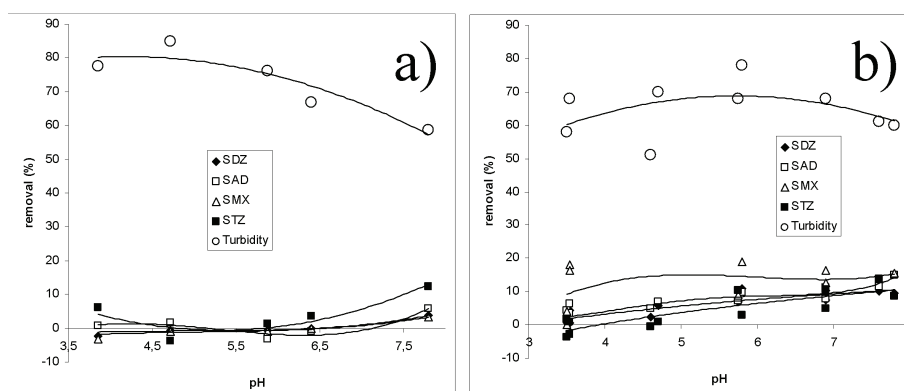
Stałe warunki koagulacji	Zmienne warunki koagulacji	Mętność ścieków [FTU]	Stopień usunięcia średnia/min-max/warunki [%]				Mętność	Komentarz
			SDZ	SDA	SMX	STZ		
<b>Koagulacja chemiczna za pomocą <math>\text{FeCl}_3</math></b>								
$D_K = 41,5 \text{ mg Fe dm}^{-3}$	$\text{pH} = 3,85 \pm 7,80$	85	0 -2,2÷3,7 ( $\text{pH} = 7,80$ ) <sup>1</sup>	0,8 -3,3÷5,8 ( $\text{pH} = 7,80$ ) <sup>1</sup>	-0,4 -3,3÷3,3 ( $\text{pH} = 7,80$ ) <sup>1</sup>	3,9 -3,7÷12,2 ( $\text{pH} = 7,80$ ) <sup>1</sup>	72,9 58,8±85,0 ( $\text{pH} = 7,80$ ) <sup>1</sup>	Niska wydajność i brak istotnych korelacji (rys. 1a)
$\text{pH} \approx 7,0$	$D_K = 20,4 \pm 102 \text{ mg Fe dm}^{-3}$	89±180	5,0 -1,8±16,1 ( $D_K = 20,4$ ) <sup>1</sup>	1,9 -3,3±9,6 ( $D_K = 102$ ) <sup>1</sup>	1,6 -5,8±8,6 ( $D_K = 102$ ) <sup>1</sup>	-0,8 -19±6,0 ( $D_K = 102$ ) <sup>1</sup>	67,1 50,6±79,6 ( $D_K = 102$ ) <sup>1</sup>	Stopień usunięcia sulfonamidów i mętności rósł ze wzrostem $D_K$
Bez korekty pH	$\text{pH} = 4,33 \pm 7,26$ $D_K = 10,4 \pm 124,4 \text{ mg Fe dm}^{-3}$	145	5,2 2,5±8,3 ( $\text{pH} = 4,33, D_K = 124,4$ ) <sup>1</sup>	7,5 -0,3±21,4 ( $\text{pH} = 4,33, D_K = 124,4$ ) <sup>1</sup>	10,0 1,6±21,0 ( $\text{pH} = 4,33, D_K = 124,4$ ) <sup>1</sup>	8,2 2,4±18,6 ( $\text{pH} = 4,33, D_K = 124,4$ ) <sup>1</sup>	68,6 54,6±79,6 ( $\text{pH} = 7,01, D_K = 102$ ) <sup>1</sup>	Stopień usunięcia sulfonamidów nieznacznie rósł ze wzrostem $D_K$
<b>Elektrokoagulacja z anodą stalową o powierzchni <math>5,7 \text{ cm}^2</math></b>								
$t_E = 6 \text{ min}$ $\text{CD} = 105,3 \text{ A m}^{-2}$	$\text{pH} = 3,50 \pm 7,80$	145	5,9 0,5±11,0 ( $\text{pH} = 5,80$ ) <sup>1</sup>	7,1 -3,6±14,8 ( $\text{pH} = 7,80$ ) <sup>1</sup>	12,4 0±18,8 ( $\text{pH} = 5,80$ ) <sup>1</sup>	4,0 -3,6±13,9 ( $\text{pH} = 7,60$ ) <sup>1</sup>	64,7 54,0±78,1 ( $\text{pH} = 5,80$ ) <sup>1</sup>	Stopień usunięcia sulfonamidów nieznacznie rósł ze wzrostem pH (rys. 1b)
$\text{pH} \approx 6,5$ $\text{CD} = 105,3 \text{ A m}^{-2}$	$t_E = 1 \pm 30 \text{ min}$	145	3,6 -14±13,0 ( $t_E = 6$ ) <sup>1</sup>	3,4 -24±17,2 ( $t_E = 6$ ) <sup>1</sup>	9,8 -12±22,1 ( $t_E = 10$ ) <sup>1</sup>	2,9 -7,6±21,7 ( $t_E = 6$ ) <sup>1</sup>	47,8 21,2±68,0 ( $t_E = 30$ ) <sup>1</sup>	Stopień usunięcia sulfonamidów osiągał maksimum (po 6 min), a mętności rósł ze wzrostem $t_E$ (rys. 2a)

pH $\approx$ 7,0 $D_{Fe} \approx 70 \text{ mg dm}^{-3}$	CD = 17,5 $\pm$ 158 $\text{A m}^{-2}$ $t_E =$ 4 $\pm$ 36 min	145	2,0 -4,4 $\pm$ 7,5 (CD = 158, $t_E = 4$ ) <sup>1</sup>	6,5 -3,6 $\pm$ 21 (CD = 17,5; $t_E = 36$ ) <sup>1</sup>	9,3 -31 $\pm$ 40 (CD = 17,5; $t_E = 36$ ) <sup>1</sup>	10,6 -14 $\pm$ 37 (CD = 17,5; $t_E = 36$ ) <sup>1</sup>	64,1 50,3 $\pm$ 74,4 (CD = 17,5; $t_E = 36$ ) <sup>1</sup>	Korzystne jest prowadzenie elektrolizy przez dłuższy czas przy niskich wartościach CD (rys. 2b)
<b>Elektrokoagulacja z anodą aluminiową o powierzchni 5,7 cm<sup>2</sup></b>								
$t_E = 6 \text{ min}$ CD = 105,3 $\text{A m}^{-2}$	pH = 3,46 $\pm$ 9,60	145	-0,7 -4,3 $\pm$ 2,2 (pH = 9,6) <sup>1</sup>	-0,9 -8,2 $\pm$ 2,1 (pH = 6,8) <sup>1</sup>	0,8 -2,7 $\pm$ 2,5 (pH = 5,2) <sup>1</sup>	-4,3 -6,1 $\pm$ 1,2 (pH = 9,6) <sup>1</sup>	-	Niska wydajność i brak korelacji

$D_K$  - dawka koagulantu,  $t_E$  - czas elektrolizy, CD - gęstość prądowa,  $D_{Fe}$  - ilość jonów Fe wprowadzonych do roztworu podczas elektrolizy

<sup>1</sup>) warunki, w jakich obserwowano maksymalne wartości usunięcia

Stwierdzono, że usuwanie sulfonamidów (SDZ, SDA, SMX, STZ) ze ścieków w trakcie koagulacji chemicznej zachodzi z bardzo niskimi wydajnościami, przeciętnie nieprzekraczającymi 10%. Jedynie incydentalnie uzyskiwano wydajności rzędu 20%, przy czym wyniki poszczególnych serii pomiarowych znacznie różniły się między sobą. Podobne rezultaty zostały opisane w pracy Suareza i współprac. [10]. Nie stwierdzono związku pomiędzy rodzajem sulfonamidu a stopniem jego usunięcia (tab. 1) oraz znaczącego wpływu pH na ten proces (rys. 1a). Natomiast zwiększanie dawki koagulantu ( $D_K$ ) miało wpływ na nieznaczny wzrost wydajności usuwania sulfonamidów (tab. 1).

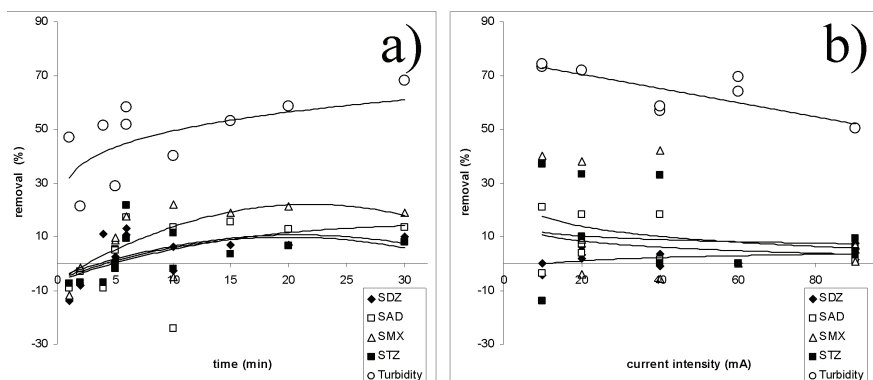


Rys. 1. Zależność pomiędzy pH a efektywnością koagulacji chemicznej (a) lub elektrokoagulacji (b). Parametry procesów zamieszczono w tabeli 1

Fig. 1. Relationship between pH and efficiency of chemical (a) or electrochemical (b) coagulation. Parameters of processes were inserted in Table 1

W przypadku elektrokoagulacji prowadzonej z anodą stalową poprzedzającą ją elektrolityczne rozpuszczenie żelaza zachodziło z bardzo dużymi wydajnościami prądowymi (do 96%). Po zakończeniu elektrokoagulacji w pojedynczych eksperymentach uzyskiwano dosyć wysokie stopnie usunięcia badanych sulfonamidów (nawet do 40%, tab. 1), niemniej rozbieżności pomiędzy wynikami poszczególnych serii pomiarowych były bardzo duże. Podobnie jak w przypadku koagulacji chemicznej, przeciętny uzyskiwany stopień usunięcia

sulfonamidów wynosił jedynie ok. 10%. Jednak w tym przypadku stwierdzono, że SMX jest nieco bardziej podatny na usuwanie w trakcie elektrokoagulacji niż pozostałe sulfonamidy. Większy był również wpływ pH (rys. 1b). Dla większości sulfonamidów (z wyjątkiem SMX) lepsze rezultaty uzyskiwano przy  $\text{pH} > 6$ .



Rys. 2. Zależność pomiędzy czasem elektrolizy (a) lub natężeniem prądu elektrolizy (b) a efektywnością elektrokoagulacji. Parametry procesów zamieszczono w tabeli 1

Fig. 2. Relationship between time (a) or current intensity (b) of electrolysis and efficiency of electrochemical coagulation. Parameters of processes were inserted in Table 1

Bardzo ważnym parametrem procesu elektrokoagulacji okazał się czas prowadzenia etapu elektrolizy ( $t_E$ ). Stwierdzono, że w próbkach o bardzo krótkim czasie elektrolizy ( $t_E < 5$  min) uzyskiwano wyraźnie niższą efektywność koagulacji (rys. 2a). Może być to efektem zbyt niskiego stężenia jonów Fe, ponieważ przy stałej gęstości prądowej (CD) ilość tych jonów wprowadzonych do ścieków jest wprost proporcjonalna do czasu [11]. Po 5 minutach elektrolizy prądem o natężeniu 60 mA do ścieków wprowadzono ponad  $52 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  jonów Fe, czyli więcej niż podczas badań koagulacji chemicznej, w trakcie których uzyskiwano znacznie wyższe stopnie usunięcia (tab. 1).

Aby ilość jonów Fe wprowadzonych do roztworu podczas elektrolizy ( $D_{Fe}$ ) przy różnych gęstościach prądowych (CD) była stała, odpowiednio korygowano wartość  $t_E$  w taki sposób, by ładunek elektryczny przepływający przez badaną próbkę był każdorazowo identyczny. Wyniki przedstawione na rysunku 2b wskazują, że lepsze efekty uzyskuje się przy niskich wartościach CD (przy niskim natężeniu prądu), jednak wymaga to stosowania dłuższego czasu prowadzenia elektrolizy, co w konsekwencji może pogorszyć ekonomikę procesu.

Stopień usunięcia sulfonamidów podczas elektrokoagulacji prowadzonej z użyciem anody aluminiowej w całym badanym zakresie pH był bardzo niski ( $\approx 0$ ) i nie wykazywał jakiegokolwiek korelacji (tab. 1).

Reasumując, brak skuteczności obu metod koagulacji może wynikać z budowy sulfonamidów. Leki te ze względu na swój wysoce polarny charakter nie adsorbują się na powierzchni koloidalnego wodorotlenku żelaza powstającego podczas klasycznej koagulacji chemicznej, jak i elektrokoagulacji. Z drugiej strony uzyskane rezultaty wskazują, że ruchliwość jonowych form badanych sulfonamidów okazała się zbyt niska, by

mogły one aktywnie uczestniczyć w poprzedzającym elektrokoagulację procesie elektrolizy.

### Wnioski

- Elektrokoagulacja, podobnie jak klasyczna koagulacja, chemiczna nie jest efektywną metodą oczyszczania ścieków z sulfonamidów.
- Nieznaczne, aczkolwiek zauważalne zwiększenie efektywności elektrokoagulacji można uzyskać, stosując bardzo niską gęstość prądową przy jednoczesnym znacznym wydłużeniu trwania elektrolizy.

### Podziękowania

Praca była finansowana z umowy statutowej KNW 1-015/10.

### Literatura

- [1] Patrick G.L.: Chemia medyczna. Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa 2003.
- [2] Sarmah A.K., Meyer M.T i Boxall A.B.A.: Chemosphere, 2006, **65**, 725-759.
- [3] Sukul P. i Spitteller M.: Toxicol. Sci., 2006, **187**, 67-101.
- [4] Burkhardt M., Stamm Ch., Waul Ch., Singer H. i Müller S.: J. Environ. Qual., 2005, **34**, 1363-1371.
- [5] Ternes T.: POSEIDON detailed report related to the overall duration, 2005. www.eu-poseidon.com.
- [6] Kemper N.: Ecol. Indicat., 2008, **8**, 1-13.
- [7] Narodowy Program Ochrony Antybiotyków na lata 2006-2010, Ministerstwo Zdrowia, [http://www.mz.gov.pl/wwwfiles/ma\\_struktura/docs/zal\\_ochr\\_antybiotyky\\_26032007.pdf](http://www.mz.gov.pl/wwwfiles/ma_struktura/docs/zal_ochr_antybiotyky_26032007.pdf)
- [8] Turkdogan F.I. i Yetilmezsoy K.: J. Hazard. Mater., 2009, **166**, 297-308.
- [9] Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt, Literaturstudie Fachbericht 2, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2007.
- [10] Suarez S., Lema J. i Omil F.: Bioresource Technol., 2009, **100**, 2138-2146.
- [11] Jing-Wei F., Ya-Bing S., Zheng Z., Ji-Biao Z., Shu L. i Yuan-chun T.: J. Environ. Sci., 2007, **17**, 1409-1415.
- [12] Emmamjomeh M. i Sivakumar M.: J. Environ. Manage., 2009, **90**, 1663-1679.
- [13] Linares-Hernández Y., Barrera-Díaz C., Bilyeu B. i Juárez-García R.P.: J. Hazard. Mater., 2010, **175**, 688-694.
- [14] Klavarioti M., Mantzavinos D. i Kassinos D.: Environ. Int., 2009, **35**, 402-417.

## REMOVAL OF SULFONAMIDES FROM WASTEWATER BY ELECTROCOAGULATION

<sup>1</sup>Department of General and Analytical Chemistry, Medical University of Silesia, Sosnowiec

<sup>2</sup>Institute of Occupational Medicine and Environmental Health, Sosnowiec

**Abstract:** The aim of this study was to evaluate the possibility of removal of sulfonamides from wastewater using chemical and electrochemical coagulation processes. It was also intended to optimize the process of electrocoagulation from the viewpoint of sulfonamides removal. In the experiments, mixtures of sulfadiazine, sulfanilamide, sulfamethoxazole and sulfathiazole at concentrations from 1 to 10 mg/dm<sup>3</sup> were added to real wastewater. FeCl<sub>3</sub> solution was used as a chemical coagulant. Effectiveness of coagulation was determined based on the reduction in turbidity of wastewater and the degree of removal of selected sulfonamides. Moreover, the effects obtained by chemical coagulation and electrocoagulation were compared and effect of a wide range of pH and applied coagulant dose were determined. In the case of electrocoagulation the specific additional effect, such as the type of anode used, current density and intensity, time of electrolysis, and the initial concentration of sulfonamide were determined. In these experiments, the current efficiency of the process was also estimated. It was found that both the classical, chemical coagulation and electrocoagulation are low effective methods for the removal of sulfonamides from wastewater. In the case of electrocoagulation, a slight increase in the removal of

---

drugs can be obtained by reducing current intensity and prolonging the time of electrolysis. The sulfonamides removal from wastewater occurred more efficiently with the use of iron than aluminum anode. Moreover, the experimental determination of the optimal pH in solution before electrocoagulation process was necessary each time.

**Keywords:** sulfonamides, electrocoagulation, wastewater