

Wojciech BARAN<sup>1</sup>, Ewa ADAMEK<sup>1</sup>, Roman ADAMCZYK<sup>1</sup>  
Mateusz CHOLEWIŃSKI<sup>1</sup>, Joanna WILK<sup>2</sup>, Alicja SZYMKIEWICZ<sup>2</sup>  
i Izabela SZOŁTYSEK-BOŁDYS<sup>1</sup>

## OCENA SKUTECZNOŚCI METOD OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW ZAWIERAJĄCYCH WYSOKIE STĘŻENIA LEKÓW PRZECIWINFEKCYJNYCH

### THE ASSESSMENT OF THE TREATMENT EFFICIENCY OF WASTEWATER CONTAINING HIGH CONCENTRATION OF ANTI-INFECTIVES

**Abstrakt:** Szacuje się, że niemal 70% wyprodukowanych obecnie leków przeciwinfekcyjnych jest wykorzystywanych w hodowli zwierząt. Leki te i/lub ich metabolity są wprowadzane do środowiska wraz z odchodami zwierząt. Zwiększa to ryzyko rozprzestrzeniania się mikroorganizmów lekoopornych i stanowi poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi. Z tego powodu obecne w odpadach leki przeciwinfekcyjne powinny być usuwane i rozkładane do substancji nieaktywnych przeciwdrobnoustrojowo. Celem pracy była ocena skuteczności wybranych procesów degradacyjnych wykorzystywanych do oczyszczania ścieków. Ocenie poddano procesy fotokatalityczne (homeogeniczne i heterogeniczne), proces Fentona, elektrokoagulację, ozonowanie oraz biodegradację aerobową. Jako kryterium przyjęto efektywność degradacji oraz mineralizacji czterech wybranych leków przeciwinfekcyjnych (ampicyliny, doksycykliny, tylozyny i sulfatiazolu) oraz zmiany ekotoksyczności produktów ich degradacji. W badaniach wykorzystano technikę HPLC oraz pomiary stężeń ogólnego węgla organicznego metodą Langego. Zmiany ekotoksyczności roztworów wodnych zawierających leki i produkty ich rozkładu wyznaczano względem wyselekcjonowanych mikroorganizmów środowiskowych (test MARA<sup>®</sup>) oraz mikroorganizmów nieselekcjonowanych (z rzeki i z oczyszczalni ścieków).

**Słowa kluczowe:** leki przeciwinfekcyjne, oczyszczanie ścieków, degradacja, mineralizacja, ekotoksyczność

### Wprowadzenie

Prowadzone obecnie w wielu krajach badania wskazują na wysoką frekwencję leków przeciwinfekcyjnych w wodach powierzchniowych. Jako główną przyczynę tego zjawiska przyjmuje się powszechne wykorzystywanie wymienionych leków w hodowli zwierząt. Szacuje się, że niemal 70% produkowanych leków przeciwinfekcyjnych jest wykorzystywanych w tym celu [1-6]. Przedstawianie się tych farmaceutyków do środowiska może stanowić zagrożenie dla stanu biocenoz wodnych i glebowych, zwłaszcza może sprzyjać wzrostowi populacji opornych mikroorganizmów. Dane zamieszczone w raportach DANMAP wskazują, że nie można skutecznie ograniczyć stosowania leków w rolnictwie na drodze działań administracyjnych [2]. Z tych powodów obecne w odpadach leki przeciwinfekcyjne powinny być efektywnie usuwane i rozkładane do substancji nieaktywnych przeciwdrobnoustrojowo.

Najwyższą skutecznością rozkładu substancji organicznych w ściekach cechują się technologie związane z wykorzystaniem wolnych rodników (głównie hydroksylowych,

<sup>1</sup> Zakład Chemii Ogólnej i Nieorganicznej, Wydział Farmaceutyczny z Oddziałem Medycyny Laboratoryjnej, Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach, ul. Jagiellońska 4, 41-200 Sosnowiec, tel. 32 364 15 62, email: bw-xxl@wp.pl

<sup>2</sup> Studenckie Koło Naukowe przy Zakładzie Chemii Ogólnej i Nieorganicznej, Wydział Farmaceutyczny z Oddziałem Medycyny Laboratoryjnej, Śląski Uniwersytet Medyczny w Katowicach, ul. Jagiellońska 4, 41-200 Sosnowiec, tel. 32 364 15 62

Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole' 16, Zakopane, 5-8.10.2016

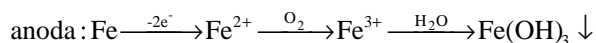
HO<sup>•</sup>) jako czynników utleniających. Noszą one nazwę procesów zaawansowanego utleniania (AOPs) [1, 7-9]. W badaniach związanych z usuwaniem farmaceutyków ze ścieków spośród AOPs najczęściej rozważa się stosowanie fotokatalizy (homogenicznej i heterogenicznej), reakcji Fentona oraz ozonowania. Procesy te różnią się m.in. metodą generowania wolnych rodników, tzn.:

- w fotokatalizie heterogenicznej wolne rodniki powstają na powierzchni wzbudzonego światłem fotokatalizatora, którym są najczęściej zawieszone cząstki TiO<sub>2</sub>

$$\text{TiO}_2 \xrightarrow{h\nu} \text{TiO}_2(h^+, e^{-s}) \xrightarrow{\text{H}_2\text{O}, \text{O}_2} \text{HO}^\bullet, \text{O}_2^{\bullet-},$$
- w fotokatalizie homogenicznej wolne rodniki mogą powstawać wskutek naświetlania wodnego roztworu fotosensybilizatora  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+} \xrightarrow{h\nu} \text{Fe}^{2+} + \text{HO}^\bullet$ ,
- w procesie Fentona źródłem wolnych rodników jest reakcja  $\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 \longrightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{HO}^- + \text{HO}^\bullet$ ,
- w trakcie ozonowania w środowisku wodnym wolne rodniki powstają m.in. w reakcjach  $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{O}_2 + 2\text{HO}^\bullet$  lub  $\text{O}_3 + \text{OH}^- \longrightarrow \text{O}_2^{\bullet-} + \text{HO}_2^\bullet$ .

Istnieje wiele źródeł literaturowych potwierdzających wysoką skuteczność rozkładu leków za pomocą wymienionych powyżej metod [1, 7-9]. Dane te wykazują także ich wady, do których zalicza się nieselektywność, wysoki koszt i - przede wszystkim - możliwość generowania toksycznych produktów pośrednich.

W rutynowych procesach oczyszczania ścieków powszechnie stosuje się procesy biologiczne (biodegradację z wykorzystaniem mikroorganizmów osadu czynnego) oraz koagulację. W pierwszym z wymienionych możliwy jest zarówno całkowity rozkład zanieczyszczeń (mineralizacja), jak i ich transformacja do innych, potencjalnie bardziej trwałych i toksycznych związków [10]. Z kolei koagulację nie zalicza się do metod degradacyjnych, a więc nie powoduje ona rozkładu toksycznych zanieczyszczeń. Jednak możliwe jest wprowadzanie do ścieków koagulantu, otrzymanego w wyniku procesu elektrolizy z wykorzystaniem anody wykonanej z glinu lub żelaza:



Podczas elektrolizy możliwe są również inne reakcje elektrodowe przebiegające z udziałem zdysocjowanych składników ścieków, mogące prowadzić do ich rozkładu lub transformacji.

Celem pracy była ocena skuteczności wybranych procesów degradacyjnych stosowanych do oczyszczania ścieków. Ocenie poddano procesy fotokatalityczne (homo- i heterogeniczne), reakcję Fentona, elektrokoagulację, ozonowanie oraz biodegradację aerobową. Wymienione procesy stosuje się do degradacji leków przeciwniekcyjnych, należących do najczęściej stosowanych w hodowli zwierząt. Podstawowym kryterium oceny była ekotoksyczność produktów powstających podczas wymienionych procesów.

## Materiały i metody

W badaniach wykorzystano roztwory wybranych leków przeciwniekcyjnych (tab. 1) w wodzie redestylowanej.

Charakterystyka badanych leków

Tabela 1

Characteristics of the investigated pharmaceuticals

Table 1

Grupa leków <sup>1</sup>	Nazwa	Numer CAS	Dostawca	Czystość	Maksymalne stężenie stosowane w badaniach <sup>2</sup> [mg/dm <sup>3</sup> ]
Penicyliny	Ampicylina - sól sodowa	69-53-4	Sigma-Aldrich	91,0-100,5%	100
Makrolidy	Tylozyny winian	1401-69-0	Sigma-Aldrich	aktywność: $\geq 800$ jednostki/mg	200
Tetracykliny	Doksycykliny hyklat	24390-14-5	Sigma-Aldrich	$\geq 98\%$	50
Sulfonamidy	Sulfatiazol - sól sodowa	144-74-1	Sigma-Aldrich	$> 99\%$	300

<sup>1</sup> Grupy leków zostały wybrane do badań na podstawie danych zamieszczonych w raporcie DANMAP [2]

<sup>2</sup> Stężenia te ustalono na podstawie oceny wrażliwości mikroorganizmów w testach ekotoksyczności [11]

Procesy fotokatalityczne prowadzono w otwartych, szklanych krystalizatorach naświetlanych za pomocą lamp UVa, o natężeniu promieniowania o długości fali ( $\lambda$ )  $< 400$  nm wynoszącym  $13,6 \text{ W/m}^2$ . W przypadku katalizy heterogenicznej, przed naświetlaniem, do roztworu leku dodawano  $0,5 \text{ g/dm}^3$  stałego, komercyjnego katalizatora AEROXIDE<sup>®</sup> TiO<sub>2</sub> P-25. W przypadku katalizy homogenicznej jako fotosensybilizator zastosowano roztwór FeCl<sub>3</sub> (POCH cz.d.a.) o stężeniu  $1,0 \text{ mmol/dm}^3$ . Szczegółowy opis wykonania ww. eksperymentów zamieszczono w pracy Ziemiańskiej i in. [9].

Reakcje Fentona prowadzono w roztworach zawierających - poza badanym lekiem -  $1,0 \text{ mmol/dm}^3$  FeSO<sub>4</sub> (POCH cz.d.a.) oraz H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (POCH cz.d.a.) o stężeniu od  $0,5$  do  $20 \text{ mmol/dm}^3$ . Po 30-minutowym, ciągłym mieszaniu reakcję przerywano, stosując w tym celu dodatek  $1,0 \text{ mmol/dm}^3$  NaOH. Szczegółowo przebieg eksperymentów opisano w monografii Adamczyk i in. [12].

Ozonowanie roztworów leków o naturalnym pH prowadzono w pionowym reaktorze barbotażowym o pojemności  $350 \text{ cm}^3$ . W trakcie eksperymentu używano generatora ozonu DST-15 (Blue Planet) zasilanego tlenem medycznym (Linde). Objętość przepuszczonego gazu kontrolowano za pomocą gazometru wodnego. Dawkę O<sub>3</sub> absorbowaną przez roztwór wyznaczono po wcześniejszej kalibracji aparatury metodą miareczkowania jodometrycznego.

Elektrokoagulację prowadzono z użyciem stalowych elektrod w napowietrzanych roztworach zawierających, poza badanym lekiem, dodatek elektrolitu ( $100 \text{ mg/dm}^3$  Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, POCH, cz.d.a.) oraz po korekcie pH do wartości  $6,5-7,0$ . Proces elektrolizy, który poprzedzał koagulację, prowadzono przez 30 min przy napięciu  $6,6-7,0 \text{ V}$  oraz natężeniu  $0,10 \text{ A/dm}^3$ . Sedymentacja osadu była wymuszona poprzez wirowanie (10 min, 4000 rpm). Leki związane z osadem były z nich uwalniane do roztworu poprzez rozpuszczenie wymienionych osadów w roztworze H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (POCH, cz.d.a.) o stężeniu  $0,1 \text{ mol/dm}^3$ .

Obszerny opis metodyki badań procesów biodegradacyjnych zamieszczono w pracy [13]. Eksperymenty związane z niniejszą pracą były prowadzone wyłącznie w warunkach aerobowych, w odciekach uzyskanych z gleby uprawianej metodami tradycyjnymi

(nawożonej obornikiem), z gleby pochodzącej z ekosystemu zbliżonego do naturalnego lasu mieszanego, w osadzie czynnym i w wodzie z rzeki.

Stopień degradacji badanych leków oceniano na podstawie zmian ich stężenia wyznaczanego metodą HPLC (zastaw HPLC YOUNG LIN YL-9100 z detektorem UV-VIS) z wykorzystaniem kolumny SUPELCOSIL™ LC-18. Jako fazę ruchomą stosowano układ CH<sub>3</sub>CN z 0,1% HCOOH i H<sub>2</sub>O z 0,1% HCOOH w gradiencie.

Jako miarę mineralizacji przyjęto zmianę wartości OWO wyznaczanych w badanych roztworach za pomocą testów kuwetowych LCK380 (HACH LANGE). Wyniki odczytywano na spektrofotometrze DR 3900 (HACH LANGE).

W celu oceny ekotoksyczności badanych leków i produktów ich rozkładu wobec mikroorganizmów posłużono się gotowym testem MARA®. Jest to test płytkowy polegający na równoczesnym oddziaływaniu badanych substancji na wzrost 11 różnych mikroorganizmów umieszczonych kolejno na jednej płytce. Mikroorganizmy te to: *Microbacterium* spp, *Brevundimonas diminuta*, *Citrobacter freundii*, *Comamonas testosterone*, *Enterococcus casseliflavus*, *Delftia acidovorans*, *Kurthia gibsonii*, *Staphylococcus warneri*, *Pseudomonas aurantiaca*, *Serratia rubidaea* i *Pichia anomalia* [15]. Szczegółową procedurę stosowaną w tym teście opisali Wadhia i in. [16]. Wyniki testu odczytywano po 18- i 48-godzinnej inkubacji płytek w temperaturze 30°C. Dodatkowo, korzystając z analogicznej procedury, wyznaczono toksyczność leków i produktów uzyskanych po ich degradacji względem mikroorganizmów pochodzących z silnie zanieczyszczonej rzeki (Brynicy) oraz z efluentu z oczyszczalni ścieków (Sosnowiec - Zagórze) [11]. Do analizy skanów płytek testowych wykorzystano oprogramowanie służące do wyznaczania wartości MTC (Microbial Toxic Concentration) firmy NCIMB Ltd, Szkocja.

## Rezultaty i dyskusja

Rezultaty przeprowadzonych badań zestawiono w tabeli 2.

Fotokataliza heterogeniczna jest procesem, którego niewątpliwymi zaletami są trwałość fotokatalizatora (np. w formie immobilizowanej), możliwość wykorzystania energii słonecznej oraz skuteczny rozkład substancji organicznych, w tym leków. Niestety, proces fotodegradacji zachodzi z niską (< 10%) wydajnością kwantową, która dodatkowo maleje w przypadku obecności w roztworach innych zanieczyszczeń. Dodatkowo, pełna mineralizacja zanieczyszczeń wymaga zazwyczaj 4-5-krotnego wydłużenia czasu naświetlania. Jednak najbardziej istotny jest fakt, że produkty powstające podczas degradacji leków nie wykazują toksyczności względem mikroorganizmów.

Fotokatalizę homogeniczną cechuje większa prostota i potencjalnie wyższa wydajność kwantowa (< 20%). Jednak jest to metoda bardziej wrażliwa na obecność innych (poza lekami) zanieczyszczeń. Poza tym w niektórych przypadkach nie jest również możliwe uzyskanie całkowitej mineralizacji próbek [9], aczkolwiek produkty tego procesu są nietoksyczne dla mikroorganizmów testowych.

Równie dużą prostotą i skutecznością degradacji leków charakteryzuje się proces Fentona. Jego zastosowanie pozwala na uzyskanie wysokiego stopnia degradacji i mineralizacji leków przeciwniektaryjnych, także w środowisku silnie zanieczyszczonym. Z drugiej strony, w tego typu próbkach konieczne jest użycie dużych dawek H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>,

co z kolei powoduje, że produkty procesu Fentona stają się toksyczne dla mikroorganizmów [12].

Tabela 2

Klasyfikacja procesów oczyszczania ścieków zawierających leki przeciwniektymiczne

Table 2

Classification of treatment processes of wastewater containing antimicrobial drugs

	Fotokataliza heterogeniczna	Fotokataliza homogeniczna	Proces Fentona	Ozonowanie	Elektrokoagulacja	Biodegradacja
<b>Ampicylina (penicyliny)</b>						
Degradacja	++	++	++	++	-	++
Mineralizacja	+	+/-	++	-	-	+/-
Ekotoksyczność produktów	++	++	+/-	++	-	++
<b>Doksycyklina (tetracykliny)</b>						
Degradacja	++	+	++	++	+/-	++
Mineralizacja	+	+/-	++	+	-	+
Ekotoksyczność produktów	++	++	+/-	++	++	++
<b>Sulfatiazol (sulfonamidy)</b>						
Degradacja	++	++	++	++	-	+/-
Mineralizacja	+	+/-	++	+	-	b.d.
Ekotoksyczność produktów	++	++	+/-	++	-	+/-
<b>Tylozyna (makrolidy)</b>						
Degradacja	++	++	++	++	-	+/-
Mineralizacja	+	+/-	++	-	-	+/-
Ekotoksyczność produktów	++	++	+/-	++	-	++

++ - efekt bardzo dobry, + - efekt akceptowalny - - brak efektu lub efekt negatywny, +/- - efekt zależny od parametrów procesu lub stężeń reagentów, b.d. - brak danych

Efektowną metodą degradacji badanych leków przeciwniektymicznych, bez względu na stopień zanieczyszczenia środowiska reakcji, okazało się ozonowanie. Produkty tego procesu nie miały negatywnego wpływu na wzrost mikroorganizmów testowych, mimo że stopień mineralizacji leków uzyskany w trakcie badań był zazwyczaj niski (~10%). Istotnym problemem występującym podczas ozonowania jest konieczność stosowania nadmiaru  $O_3$  w ilościach od kilku do kilkunastokrotnie większych względem degradowanych leków.

Proces elektrokoagulacji z wykorzystaniem żelaznej anody okazał się bardzo skuteczną metodą usuwania doksycykliny ze ścieków. Związek ten był głównie współstrącany w postaci połączeń ze związkami żelaza, jednak podczas długotrwałej elektrolizy zachodziła również jego częściowa degradacja. Produkty tego procesu były prawdopodobnie nietoksyczne dla badanych mikroorganizmów. W przypadku pozostałych leków przeciwniektymicznych proces elektrokoagulacji okazał się nieefektywny. Nie zaobserwowano ani ich strącania, ani degradacji spowodowanej elektrolizą.

Jak już wspomniano, ścieki najczęściej oczyszcza się z wykorzystaniem metod biologicznych. Efekt takiego procesu często zależy od stężenia wyjściowego leku, czasu adaptacji i/lub wrażliwości organizmów biorących udział w biodegradacji. Przykładowo, czas półtrwania tylozyny (o stężeniu wyjściowym  $200 \text{ mg/dm}^3$ ) w odciekach gleby uprawnej był ponad 70 razy dłuższy niż w próbkach osadu czynnego zawierających dodatek tego leku (o stężeniu wyjściowym  $80 \text{ mg/dm}^3$ ) [13]. Jeżeli zachodził proces biodegradacji, to powstałe produkty nie były toksyczne dla mikroorganizmów testowych. Wyjątek stanowił sulfatiazol, którego biodegradacja następowała bardzo powoli, a produktem był najprawdopodobniej sulfanilamid. Jednak w opinii wielu badaczy nawet skuteczny proces biologiczny nie zlikwiduje zagrożenia związanego z przeniesieniem generowanej w środowisku lekooporności na ludzkie patogeny [16].

### Wniosek

Przyjmując za podstawowe kryterium klasyfikacji metod oczyszczania ścieków z leków przeciwniektaryjnych skuteczność usuwania z nich wymienionych farmaceutyków oraz generowanego przez nie zagrożenia, elektrokoagulacja i biodegradacja mogą być uznane jako nieefektywne metody. W przypadku procesu Fentona jego efektywność zależała głównie od precyzji doboru dawek reagentów. Niemniej jednak najistotniejsze wydaje się to, że we wszystkie badanych procesach AOPs możliwe było usunięcie ekotoksyczności roztworów zawierających te leki bez konieczności przeprowadzenia ich mineralizacji.

### Podziękowania

Badania były finansowane z grantu NCN nr UMO-2011/03/D/NZ7/01684.

### Literatura

- [1] Le-Minh N, Khan SJ, Drewes JE, Stuetz RM. *Water Res.* 2010;44:4295-4323. DOI: 10.1016/j.watres.2010.06.020
- [2] DANMAP 2012 - Use of antimicrobial agents and occurrence of antimicrobial resistance in bacteria from food animals, food and humans in Denmark. [http://www.danmap.org/Downloads/~media/Projekt%20sites/Danmap/DANMAP%20reports/DANMAP%202012/Danmap\\_2012.ashx](http://www.danmap.org/Downloads/~media/Projekt%20sites/Danmap/DANMAP%20reports/DANMAP%202012/Danmap_2012.ashx).
- [3] Al Aukidy M, Verlicchi P, Jelic A, Petrovic M, Barceló D. *Sci Total Environ.* 2012;438:15-25. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.061
- [4] Zuccato E, Castiglioni S, Bagnati R, Melis M, Fanelli R. *J Hazard Mater.* 2010;179:1042-1048. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.110.
- [5] Gros M, Petrović M, Barceló D. *Environ Toxicol Chem.* 2007;26:1553-1562. DOI: 10.1897/06-495R.1.
- [6] Lucas D, Badia-Fabregat M, Vicent T, Caminal G, Rodríguez-Mozas S, Balcázar JL, et al. *Chemosphere.* 2016;152:301-308. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.02.113.
- [7] Rozas O, Contreras D, Mondaca A, Perez-Moyac M, Mansilla D. *J Hazard Mater.* 2010;177:1025-1030. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.01.023.
- [8] Michael I, Rizzo L, McArdell CS, Manaia CM, Merlin C, Schwartz T, et al. *Water Res.* 2013;47:984-985. DOI: 10.1016/j.watres.2012.11.027.
- [9] Ziemiańska J, Baran W, Adamek E, Makowski A, Sobczak A. *Proc ECOpole.* 2012;6:91-97. DOI: 10.2429/proc.2012.6(1)012.
- [10] Coats JR. *Chemtech.* 1993;23:25-29.
- [11] Baran W, Adamek E, Sobczak A. *Proc ECOpole.* 2015;9:533-540. DOI: 10.2429/proc.2015.9(2)062.
- [12] Adamczyk R, Cholewiński M, Wilk J, Baran W, Adamek E. *Mikrobiologia oraz metody analityczne w nauce.* Lublin: Wydawnictwo Tygiel; 2016:108-128.

- [13] Adamek E, Baran W, Szołtysek-Bołdys I, Sobczak A. Proc ECoPole. 2015;9:155-162. DOI: 10.2429/proc.2015.9(1)020.
- [14] Bi Fai P, Grant A. Ecotoxicology. 2010;19:1626-1633. DOI: 10.1007/s10646-010-0548-2.
- [15] Wadhia K, Dando T, Thompson KC. J Environ Monit. 2007;9:953-958. DOI:10.1039/b704059h.
- [16] Kemper N. Ecol Indic. 2008;8:1-13. DOI: 10.1016/j.ecolind.2007.06.00.

## THE ASSESSMENT OF THE TREATMENT EFFICIENCY OF WASTEWATER CONTAINING HIGH CONCENTRATION OF ANTI-INFECTIVES

Medical University of Silesia in Katowice

**Abstract:** It is estimated that nearly 70% of the produced anti-infectives are used in animal husbandry. These drugs and/or their metabolites are released into the environment with the faeces of animals. It may increase the risk of the spread of drug-resistant microbes and can pose a serious threat to human health. Therefore, the anti-infectives residuals present in wastes should be removed and decomposed to substances having no antimicrobial activity. The aim of our study was to assess the efficiency of the selected degradation processes, *i.e.* the photocatalytic processes (homogeneous and heterogeneous), the Fenton's process, the electrocoagulation, the ozonolysis and the aerobic biodegradation, used in wastewater treatment. The degradation and mineralization levels of four anti-infectives drugs (*i.e.*, ampicillin, doxycycline, tylosin and sulfathiazole) and changes in the ecotoxicity of their degradation products have been used as criteria for the assessment. HPLC technique and a measurement of total organic carbon (TOC) concentrations (Lange's method) were used in the experiments. Changes in the ecotoxicity of aqueous solutions containing anti-infectives drugs and their degradation products were determined in relation to the selected environmental microorganisms (MARA<sup>®</sup> assay) and unselected microorganisms (from rivers and wastewater treatment plants).

**Keywords:** anti-infectives drugs, wastewater treatment, degradation, mineralization, ecotoxicity

