

Ewa Łobos-Moysa, Michał Bodzek, Marcin Kopytiuk, Marek Mateja

Badania wpływu oleju roślinnego na skuteczność oczyszczania ścieków osadem czynnym

Oleje i tłuszcze występują w wielu rodzajach ścieków z przemysłu spożywczego, m.in. tłuszczowego, mleczarskiego i mięsnego. Zwiększoną zawartość tych zanieczyszczeń mogą zawierać również ścieki komunalne z miejscowości, w których znajduje się rozbudowana baza gastronomiczna.

W przypadku oczyszczania ścieków zawierających duże ilości olejów i tłuszczów dobrą skuteczność zapewniają procesy fizyczno-chemiczne z wykorzystaniem np. flotacji, wirowania, filtracji czy koagulacji, lecz w tych procesach pozostają osady, które należy unieszkodliwić. Oczyszczanie takich ścieków może być prowadzone także na drodze biologicznej w warunkach tlenowych, beztlenowych lub beztlenowo-tlenowych. Jednak w oczyszczalni komunalnej oleje i tłuszcze mogą sprawiać trudności zarówno w mechanicznej części oczyszczalni, jak i w reaktorach biologicznych [1,2].

W literaturze najszerzej opisano oczyszczanie ścieków powstających przy produkcji oliwy z oliwek, gdyż tego rodzaju oleju produkuje się najwięcej [2–12]. W procesie biologicznego oczyszczania ścieków w warunkach tlenowych większą skuteczność biodegradacji uzyskuje się w układzie termofilowym. Taką metodę wykorzystano do oczyszczania ścieków z produkcji oleju z oliwek, w której zastosowano temperaturę 65 °C i pH=6 [4]. Z kolei w procesie fermentacji zwiększenie skuteczności usuwania zanieczyszczeń oraz zmniejszenie wpływu fenoli na mikroorganizmy uzyskano dzięki wstępnej elektrokoagulacji ścieków [5]. W jednostkowym procesie fermentacji uzyskano 60% zmniejszenie ChZT, natomiast po wstępnej obróbce skuteczność oczyszczania zwiększyła się do 89%. Nie stwierdzono również negatywnego wpływu fenoli na mikroorganizmy. Stosując następujące po sobie procesy beztlenowy i tlenowy uzyskano 83,5% usunięcia związków oznaczanych jako ChZT [6]. Również w przypadku ścieków o bardzo dużej zawartości zanieczyszczeń organicznych (BZT₅ ok. 4 kgO₂/m³), podczyszczanie w warunkach beztlenowych pozwala na zmniejszenie wartości tego wskaźnika o 50% [2].

Biodegradację zanieczyszczeń można prowadzić nie tylko przy zastosowaniu mieszanej populacji osadu czynnego, ale także wyizolowanych mikroorganizmów, jednak w tym drugim przypadku trudno jest zachować czystość populacji. Wyizolowane bakterie i grzyby pozyskane z surowych i oczyszczonych ścieków z produkcji oliwy z oliwek wykorzystano w procesie tlenowej biodegradacji tego oleju [2,7–13]. W zależności od czasu przetrzymania i rodzaju bioreaktora uzyskano zmniejszenie ChZT o 70+87% [7]. Procesy beztlenowe pozwalają na zmniejszenie ChZT w zakresie 40+87% [11],

natomiast zastosowanie oczyszczania tlenowego i fermentacji zwiększa skuteczność procesu z 83% do 93%. W przypadku ścieków zawierających olej palmowy zastosowano beztlenową biodegradację z wykorzystaniem wyizolowanych grup bakterii i grzybów [13]. Po 30 d procesu uzyskano zmniejszenie ChZT o 97,7% oraz BZT₅ o 98,3%. Innym sposobem unieszkodliwiania tłuszczów roślinnych (np. odpadowego oleju rzepakowego) może być ich przeróbka do mono- i diacylogliceroli lub glicerolu i wolnych kwasów tłuszczowych na drodze hydrolizy enzymatycznej [14,15]. Jednak proces ten mogą komplikować np. metale ciężkie, substancje chelatujące oraz różne związki polarne, mające szkodliwy wpływ na aktywność lipaz.

Celem badań opisanych w niniejszej pracy było określenie wpływu spożywczego oleju rzepakowego na skuteczność biologicznego oczyszczania ścieków modelowych i komunalnych metodą osadu czynnego.

Część doświadczalna

W badaniach wykorzystano ścieki modelowe (przygotowane z bulionu wzbogaconego, skrobi, mocznika, octanu sodu i związków mineralnych) oraz ścieki komunalne z oczyszczalni mechaniczno-biologiczno-chemicznej ze zwiększonym usuwaniem biogenów o wydajności 25 tys. m³/d, znajdującej się na terenie województwa śląskiego. Próbkę ścieków surowych pobrano od września do grudnia 2007 r. charakteryzowały się ChZT od 732 gO₂/m³ do 1895 gO₂/m³ oraz zawartością ogólnego węgla organicznego i węgla nieorganicznego odpowiednio 75+145 gC/m³ i 44+68 gC/m³. Do obu rodzajów ścieków wprowadzono emulsję olejową przygotowaną z oleju rzepakowego (Kujawskiego) przy użyciu płuczki ultradźwiękowej (InterSonic typ IS 5.5). Wprowadzony do ścieków olej stanowił objętościowo 0,1%. Trwałość emulsji wynosiła do 24 h. Przygotowane w ten sposób ścieki miały pH około 7, przy czym w trakcie badań pH ścieków uległo nieznacznemu zmniejszeniu.

Badania biologicznego oczyszczania ścieków przeprowadzono w układzie porcjowym z użyciem reaktorów o pojemności 2 dm³, mieszadeł magnetycznych (firmy IKA) i pomp akwariowych Optima i Maxima (firmy Hagen) oraz w układzie przepływowym składającym się z bioreaktora o pojemności 15 dm³, pompy perystaltycznej (Zalimp typ PP1B-05A) i pomp akwariowych. W układzie porcjowym reaktory napełniano i opróżniano raz na dobę stosując różny stosunek ilości ścieków do osadu czynnego, natomiast w układzie przepływowym do bioreaktora doprowadzano ścieki pompą perystaltyczną w sposób ciągły przy natężeniu przepływu ok. 1 dm³/h.

Oczyszczanie ścieków zawierających olej przeprowadzono w warunkach tlenowych z wykorzystaniem mieszanej populacji

Tabela 1. Skuteczność oczyszczania ścieków modelowych w układzie porcjowym (0,06-0,22 gO₂/g·d)
Table 1. Efficiency of model sewage treatment in the batch reactor system (0.06–0.22 gO₂/g·d)

Wskaźnik, jednostka	Ścieki modelowe			Ścieki modelowe + olej		
	surowe	oczyszczone	skuteczność %	surowe	oczyszczone	skuteczność %
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	270÷300	6÷8	97÷98	960÷1100	30÷38	96÷97
ChZT, gO ₂ /m ³	1535÷1605	73÷112	93÷95	3085÷4561	405÷556	86÷92
OWO, gC/m ³	125÷128	14÷18	86÷89	185÷268	19÷25	87÷92

Tabela 2. Skuteczność oczyszczania ścieków komunalnych w układzie porcjowym (0,03÷0,20 gO₂/g·d)
Table 2. Efficiency of municipal sewage treatment in the batch reactor system (0.03–0.20 gO₂/g·d)

Wskaźnik, jednostka	Ścieki komunalne			Ścieki komunalne + olej		
	surowe	oczyszczone	skuteczność %	surowe	oczyszczone	skuteczność %
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	220÷300	6÷10	96÷97	650÷1150	24÷65	94÷98
ChZT, gO ₂ /m ³	732÷1895	87÷96	91÷95	1941÷2995	386÷584	80÷83
OWO, gC/m ³	145	14	91	241	31	87

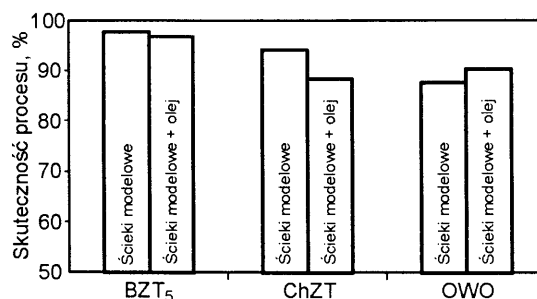
osadu czynnego. W obu układach zastosowano zmienne ilości osadu, pracując w zakresie małych obciążeń suchej masy osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonych jako BZT₅, tj. 0,03÷0,25 gO₂/g·d. Ścieki do badań przygotowywano raz na dobę i po 24 h pobierano próbki ścieków oczyszczonych. Skuteczność oczyszczania określono na podstawie wartości podstawowych wskaźników jakości ścieków, tj. BZT₅ (OxiTop firmy WTW), ChZT (metoda dwuchromianowa, odczynniki i fotometr Nova 400 firmy Merck) i OWO (Analitycznik N/C Analytic Jena) oraz zawartości biogenów (odczynniki i fotometr Nova 400 firmy Merck).

Omówienie wyników badań

Układ porcjowy

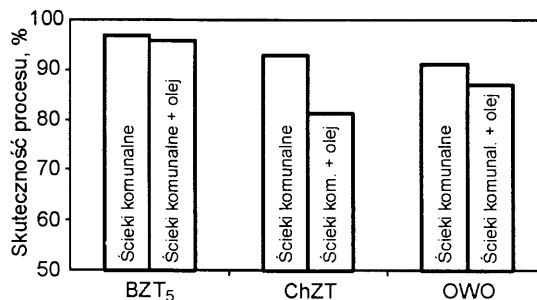
Badania przeprowadzone w układzie porcjowym pozwoliły na określenie wpływu oleju rzepakowego na pracę osadu czynnego podczas nagłego dopływu tego typu zanieczyszczeń do oczyszczalni. Reaktory napełniano i opróżniano raz na dobę, stosując obciążenie suchej masy osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonych jako BZT₅ w zakresie od 0,06 gO₂/g·d do 0,22 gO₂/g·d. W tabelach 1 i 2 podano wyniki badań oczyszczania ścieków modelowych i komunalnych w postaci zakresów wartości poszczególnych wskaźników. Stosując małe obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń uzyskano bardzo dużą skuteczność oczyszczania ścieków. Po wprowadzeniu emulsji olejowej do ścieków surowych stwierdzono kilkukrotne zwiększenie wartości wskaźników zanieczyszczenia w odpływie, co było najbardziej widoczne w przypadku ChZT. Ścieki oczyszczone, zarówno modelowe, jak i rzeczywiste, miały ChZT odpowiednio 73÷112 kgO₂/m³ oraz 87÷96 kgO₂/m³. Dodanie emulsji olejowej spowodowało pogorszenie skuteczności procesu oczyszczania i średnio 5-krotne zwiększenie wartości ChZT w odpływie. Różnica w zmniejszeniu ChZT wynosiła 6% w przypadku ścieków modelowych bez i z dodatkiem oleju oraz 12% w przypadku ścieków komunalnych bez i z dodatkiem oleju (rys. 1 i 2).

W przypadku BZT₅ nie zaobserwowano tak wyraźnego wpływu zanieczyszczeń olejowych na wartość tego wskaźnika, gdyż stopień jego zmniejszenia wynosił 97÷98% i 96÷97% w przypadku ścieków modelowych bez i z dodatkiem oleju oraz 96÷97% i 94÷98% w przypadku ścieków komunalnych bez



Rys. 1. Średnia skuteczność oczyszczania ścieków modelowych w układzie porcjowym

Fig. 1. Average efficiency of model sewage treatment in the batch reactor system



Rys. 2. Średnia skuteczność oczyszczania ścieków komunalnych w układzie porcjowym

Fig. 2. Average efficiency of municipal sewage treatment in the batch reactor system

i z dodatkiem oleju. Świadczyć to może o tym, iż po procesie oczyszczania ścieków z domieszką zanieczyszczeń olejowych w warunkach tlenowych pozostały związki, które nie uległy biodegradacji lub produkty niepełnej biodegradacji, zwiększając wartość ChZT. Wprowadzenie więc tego rodzaju zanieczyszczeń do ścieków komunalnych w postaci nagłych zrzutów spowoduje zmniejszenie skuteczności oczyszczania ścieków osadem czynnym.

Układ przepływowy

Oczyszczanie ścieków metodą osadu czynnego w warunkach tlenowych w układzie przepływowym przeprowadzono przy obciążeniu suchej masy osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonych jako BZT₅ w zakresie od 0,04 gO₂/g·d do 0,25 gO₂/g·d. Wyniki oczyszczania ścieków modelowych i komunalnych podano w tabelach 3 i 4.

Tabela 3. Skuteczność oczyszczania ścieków modelowych w układzie przepływowym (0,04÷0,20 gO₂/g·d)
Table 3. Efficiency of model sewage treatment in the flow reactor system (0.04–0.20 gO₂/g·d)

Wskaźnik, jednostka	Ścieki modelowe			Ścieki modelowe + olej		
	surowe	oczyszczone	skuteczność %	surowe	oczyszczone	skuteczność %
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	115÷294	5÷10	93÷96	320÷620	30÷68	87,5÷92,2
ChZT, gO ₂ /m ³	1500÷1650	100÷130	93	2363÷4500	280÷562	87÷89,6
OWO, gC/m ³	58÷69	4÷6	90,5÷93,5	61÷92	7÷12	87÷92,6
Azot amonowy gNH ₄ ⁺ /m ³	6÷8	2	76,3	5,7÷12	1,5÷4,6	76,7÷84,7
Azotany gNO ₃ ⁻ /m ³	3,0÷4,3	14,1÷21,8	+528	1,0÷5,0	10,0÷13,6	+333
Azotyny gNO ₂ ⁻ /m ³	0	1,0÷2,9	+290	0,5÷1,0	1,2÷2,9	+430

+ oznacza przyrost wartości wskaźnika

Tabela 4. Skuteczność oczyszczania ścieków komunalnych w układzie przepływowym (0,06÷0,25 gO₂/g·d)
Table 4. Efficiency of municipal sewage treatment in the flow reactor system (0.06–0.25 gO₂/g·d)

Wskaźnik, jednostka	Ścieki komunalne			Ścieki komunalne + olej		
	surowe	oczyszczone	skuteczność %	surowe	oczyszczone	skuteczność %
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	210÷240	14÷18	92,5–93,3	600÷650	65÷78	88÷89,2
ChZT, gO ₂ /m ³	748÷1895	68÷200	89,5–91	4480÷4800	685÷750	84÷85
OWO, gC/m ³	75÷145	5÷18	87,7–93	125÷128	14÷15	88÷89
Azot amonowy gNH ₄ ⁺ /m ³	54÷60	17,5÷35,4	54	57÷60,3	38÷40,2	33,3
Azotany gNO ₃ ⁻ /m ³	2,1÷3,0	10÷21,2	+672	2,5÷3,1	9,0÷10,4	+353
Azotyny gNO ₂ ⁻ /m ³	1,2÷1,4	1,1	+82	1,1÷1,5	1,0÷1,3	+89

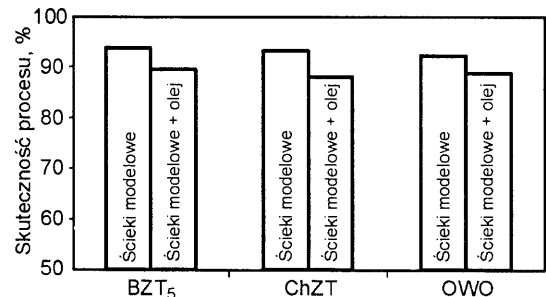
+ oznacza przyrost wartości wskaźnika

Wprowadzenie zanieczyszczeń olejowych do ścieków wpłynęło negatywnie zarówno na proces biodegradacji związków organicznych (określonych na podstawie wskaźników ogólnych), jak i na proces nityfikacji. Zmniejszenie wartości wskaźników zanieczyszczenia ścieków, tj. BZT₅, ChZT i OWO wynosiło poniżej 90% zarówno w przypadku ścieków modelowych z olejem, jak i ścieków komunalnych z olejem (rys. 3 i 4). Podobnie jak w układzie porcjowym, po procesie oczyszczania w układzie przepływowym pozostają w ściekach związki zwiększające ChZT. Pogorszenie skuteczności oczyszczania ścieków mogło być związane z mniejszym dostępem mikroorganizmów do tlenu przez lipidową warstwę utworzoną wokół kłaczków [12,16]. Eksploatacja oczyszczalni ścieków w takich warunkach może spowodować odpływ tych zanieczyszczeń do odbiornika powodując jego zanieczyszczenie.

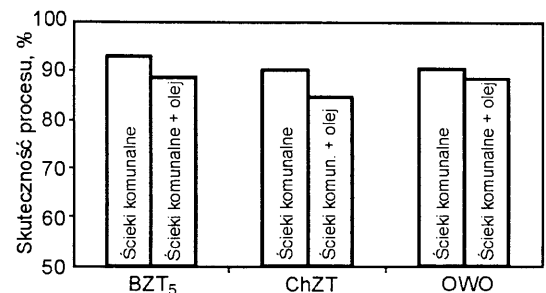
Po wprowadzeniu zanieczyszczeń olejowych do ścieków modelowych azot amonowy był usuwany w podobnym stopniu, natomiast zaobserwowano mniejszy przyrost azotu azotanowego (tab. 3). Inaczej było w przypadku ścieków komunalnych, gdzie stwierdzono dwukrotnie mniejszy ubytek azotu amonowego (tab. 4). Oprócz zmniejszenia skuteczności oczyszczania ścieków stwierdzono również pogorszenie właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego oraz zagniewanie ścieków na ściankach komór. Przy ciągłym dopływie zanieczyszczeń olejowych poprawę skuteczności oczyszczania ścieków można osiągnąć przez zastosowanie układu dwustopniowego, np. fermentacja i oczyszczanie tlenowe [11]. Jednak i takie rozwiązanie może nie chronić oczyszczalni ścieków przy nagłych, niekontrolowanych zrzutach zanieczyszczeń olejowych.

Podsumowanie

Wprowadzenie do ścieków zanieczyszczeń olejowych (np. w postaci spożywczego oleju rzepakowego) powoduje zmniejszenie skuteczności oczyszczania, niezależnie od sposobu prowadzenia procesu. W procesie biologicznego oczyszczania ścieków



Rys. 3. Średnia skuteczność oczyszczania ścieków modelowych w układzie przepływowym
Fig. 3. Average efficiency of model sewage treatment in the flow reactor system



Rys. 4. Średnia skuteczność oczyszczania ścieków komunalnych w układzie przepływowym
Fig. 4. Average efficiency of municipal sewage treatment in the flow reactor system

modelowych w układach porcjowym i przepływowym uzyskano zmniejszenie wartości ChZT w podobnym zakresie, tj. o 93÷95%, a w przypadku ścieków komunalnych o 90÷95%. Wprowadzenie oleju rzepakowego zmniejszyło skuteczność oczyszczania odpowiednio do 86÷92% i 80÷85%. Podobnie jak w przypadku ChZT, zmniejszenie zawartości OWO było zwykle poniżej 90%. W ściekach oczyszczonych pozostały więc te substancje, które nie uległy biodegradacji lub produkty biodegradacji, które mają wpływ na wartość tych wskaźników. Podczas eksploatacji oczyszczalni

ścieków w takich warunkach (np. nagły zrzut ścieków zaolejonych) zanieczyszczenia te przedostałyby się do odbiornika naturalnego.

Oceniając proces biologicznego oczyszczania ścieków zawierających oleje czy tłuszcze należy również analizować zanieczyszczenia specyficzne pochodzące od tych produktów spożywczych (np. sterole czy wyższe kwasy tłuszczowe), aby w pełni określić wpływ tych zanieczyszczeń na proces oczyszczania ścieków osadem czynnym oraz na biodegradację samych olejów.

Badania wykonano w ramach projektu badawczego nr 3 T09D 090 29 pt. „Biodegradacja w bioreaktorach membranowych wybranych kwasów tłuszczowych i steroli zawartych w ściekach bytowo-gospodarczych”, sfinansowanego przez MNiSzW.

LITERATURA

1. E. STIER, M. FISCHER: Podręczny poradnik eksploatacji oczyszczalni ścieków. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Bydgoszcz 1998.
2. A. AWAD, H. SALMAN, Y. HUNG: Olive oil waste treatment. In: Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment [Eds. L.K. WANG, Y. HUNG, H.H. LO, C. YAPIJAKIS], Marcel Dekker, New York 2004.
3. C.S. PARINOS, C.D. STALIKAS, T.S. GIANNOPOULOS, G.A. PILIDIS: Chemical and physicochemical profile of wastewaters produced from the different stages of Spanish-style green olives processing. *J. of Hazardous Materials* 2007, Vol. 145, pp. 339–343.
4. P. BECKER, D. KOSTER, M.N. POPOV, S. MARKOSSIAN, G. ANTRANIKIAN, H. MARKL: The biodegradation of olive oil and the treatment of lipid-rich wool scouring wastewater under aerobic thermophilic conditions. *Water Research* 1999, Vol. 33, No. 3, pp. 653–660.
5. S. KHOUFI, F. ALOUI, S. SAYADI: Extraction of antioxidants from olive mill wastewater and electro-coagulation of exhausted fraction to reduce its toxicity on anaerobic digestion. *J. of Hazardous Materials* 2008, Vol. 151, pp. 531–539.
6. G.G. AGGELIS, H.N. GAVALA, G. LYBERATOS: Combined separate aerobic and anaerobic biotreatment of green olive debittering wastewater. *J. Agric. Engng. Res.* 2001, Vol. 80, No. 3, pp. 283–292.
7. A. EUSÉBIO, M. MATEUS, L. BAETA-HALL, M.C. SÁÁGUA, R. TENREIRO, E. ALMEIDA-VARA, J.C. DUARTE: Characterization of the microbial communities in jet-loop (JACTO) reactor during aerobic olive oil wastewater treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2007, Vol. 59, pp. 226–233.
8. A. DANNIBALE, M. RICCI, D. QUARATINO, F. FEDERICI, M. FENICE: *Panus tigrinus* efficiently removes phenols, color and organic load from olive-mill wastewater. *Research of Microbiology* 2004, Vol. 155, pp. 596–603.
9. C. EHALIOTIS, K. PAPAPOPOULOU, M. KOTSOU, I. MARI, C. BALIS: Adaptation and population dynamics of *Azotobacter vinelandii* during aerobic biological treatment of olive-mill wastewater. *FEMS Microbiological Ecology* 1999, Vol. 30, pp. 301–311.
10. S. SAYADI, N. ALLOUCHE, M. JAOUA, F. ALOUI: Detrimental effects of high molecular-mass polyphenols on olive mill wastewater biotreatment. *Process Biochemistry* 2000, Vol. 35, pp. 725–735.
11. G. MARTINEZ-GARCIA, A.C. JONSON, R.T. BACHMANN, C.J. WILIAMS, A. BURGOYNE, R.G.J. EDYVEAN: Two-stage biological treatment of olive mill wastewater with whey as co-substrate. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2007, Vol. 59, pp. 273–282.
12. M.C. CAMMAROTA, D.M.G. FREIRE: A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. *Bioresource Technology* 2006, Vol. 97, pp. 2195–2210.
13. E.O. UGOJI: Anaerobic digestion of palm oil mill effluent and its utilization as fertilizer for environmental protection. *Renewable Energy* 1997, Vol. 10, No. 2–3, pp. 291–294.
14. T. ANTCZAK, A. KRYSZYNOWICZ, E. GALAS: Wykorzystanie lipaz drobnoustrojowych do hydrolizy tłuszczów odpadowych. Mat. symp. „Biotechnologia Środowiskowa”, Ustroń–Jaszowiec 1995, ss. 35–39.
15. T. ANTCZAK, A. KRYSZYNOWICZ, E. GALAS: Zastosowanie immobilizowanych endolipaz MUCOR do hydrolizy tłuszczów zawartych w odciekach produkcyjnych. Mat. symp. „Biotechnologia Środowiskowa”, Ustroń–Jaszowiec 1995, ss. 147–153.
16. J. JEGANATHAN, A. BASSI, G. NAKHLA: Pre-treatment of high oil and grease pet food industrial wastewaters using immobilized lipase hydrolyzation. *J. of Hazardous Materials* 2006, Vol. 137, pp. 121–128.

Łobos-Moysa, E., Bodzek, M., Kopytiuk, M., Mateja, M. Effect of Vegetable Oil on the Efficiency of Wastewater Treatment by the Activated Sludge Method. *Ochrona Środowiska* 2008, Vol. 30, No. 4, pp. 35–38.

Abstract: The paper addresses the problem of how the presence of edible vegetable oil in the wastewater affects the biological treatment process involving activated sludge. The experiments were conducted under aerobic conditions in a batch reactor and a flow reactor, at a BOD₅ loading of the activated sludge (dry solids) varying from 0.03 to 0.25 gO₂/g·d. Sludge samples were collected at a municipal sewage treatment plant in the Silesian District. The water samples being treated contained model sewage (prepared on the basis of enriched broth) and actual sewage from the municipal sewage treatment plant mentioned. All the samples were added rapeseed oil in the form of emulsion. The experiments have revealed a reduction in the efficiency of treatment when rapeseed oil was present in the samples, regardless of the method with which the process was conducted. Biodegradation of the sewage where rapeseed oil

was absent produced a COD removal efficiency of 93 to 95% and 89 to 95% for the model sewage and actual sewage, respectively, both in the batch and in the flow system. Upon addition of the vegetable oil, the efficiency of COD removal was lower and totalled 86 to 92% and 80 to 85%, respectively. The extent of reduction in TOC was also found to be lower in the presence of the oil, and in most instances failed to exceed 90%. As for BOD₅, the removal efficiency was lower only when the process was conducted in the flow reactor. There is a real risk that during operation of the sewage treatment plant, under conditions of an emergency discharge of oil-contaminated wastewater, the non-biodegraded oils or the products of their biodegradation will enter the natural recipient. Thus, when assessing the biological treatment of wastewaters that contain oils or fats, it is necessary to take into account the pollutants specific to these food products (e.g. sterols or fatty acids), in order to determine the effect of the pollutants on the course of the activated sludge process and on the biodegradation of the oils.

Keywords: Wastewater treatment, activated sludge, vegetable oil.