

Ewa NECZAJ, Dorota KRZEMIŃSKA

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska  
ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa

## Oczyszczanie ścieków z produkcji płyt pilśniowych w reaktorze UASB

Najważniejszym wyzwaniem w ramach procesu oczyszczania ścieków z produkcji płyt pilśniowych jest zmniejszenie zawartości w nich związków organicznych, zawiesin oraz intensywności barwy. W ostatnich latach wzrosło zainteresowanie technologiami beztlenowymi w oczyszczaniu tego rodzaju ścieków. Za stosowaniem systemów anaerobowych przemawia: mniejsza produkcja osadów ściekowych, możliwość oczyszczania ścieków wysokoobciążonych ładunkiem zanieczyszczeń, wytwarzanie energii w postaci metanu.

W pracy przedstawiono wyniki badań nad możliwością zastosowania reaktora UASB w oczyszczaniu ścieków z produkcji płyt pilśniowych. Badania prowadzone były w skali laboratoryjnej w warunkach mezofilowych przy stałym hydraulicznym czasie zatrzymania, wynoszącym 3 doby, i obciążeniu substratowym w przedziale 1,3-2,5 kgChZT/m<sup>3</sup>d. Efektywność procesu oczyszczania oceniono na podstawie stopnia usunięcia ChZT oraz produkcji biogazu. Najlepsze wyniki uzyskano przy obciążeniu substratowym reaktora wynoszącym 2 kgChZT/m<sup>3</sup>d. Dla podanych warunków prowadzenia procesu odnotowano 66% usunięcie ChZT oraz produkcję biogazu na poziomie 0,38 dm<sup>3</sup>/gChZT<sub>us</sub> d.

**Słowa kluczowe:** ścieki z produkcji płyt pilśniowych, fermentacja metanowa, reaktor UASB, ChZT

### Wstęp

Produkcja płyt pilśniowych jest wodochłonnym sektorem przemysłu, czego konsekwencją jest powstanie dużych ilości silnie zanieczyszczonych ścieków. Ilość generowanych wód poprocesowych zależy od metody produkcji oraz wewnętrznej recyrkulacji wody. Szacuje się, że wyprodukowanie jednej tony produktu pociąga za sobą powstanie od 3 do 15 m<sup>3</sup> ścieków.

Wody poprocesowe z wymienionego przemysłu charakteryzują się wysokim obciążeniem ładunkiem organicznym (ChZT ponad 15 g/l, zawartością zawiesin powyżej 5 g/l), a także obecnością toksycznych substancji utrudniających rozkład, np. fenoli, taniny. Sposoby usuwania wyżej wymienionych zanieczyszczeń można podzielić na: fizyczno-chemiczne, biologiczne oraz zintegrowane sposoby oczyszczania [1, 2].

Tradycyjne metody oczyszczania w warunkach tlenowych generują duże ilości osadu nadmiernego. Poza tym systemy te charakteryzują się wysokimi kosztami eksploatacyjnymi. Wszystkie wymienione czynniki sprawiły, że w ostatnich latach wzrosło zainteresowanie technologiami beztlenowymi. Za stosowaniem systemów anaerobowych przemawia: mniejsza produkcja osadów ściekowych,



możliwość oczyszczania ścieków wysokoobciążonych ładunkiem zanieczyszczeń, wytwarzanie energii w postaci metanu [3, 4].

Największym problemem przy oczyszczaniu ścieków z produkcji płyt pilśniowych z zastosowaniem metod beztlenowych jest wysokie stężenie zawiesin, substancji toksycznych i odpornych na rozkład biologiczny. Obecność zawiesiny prowadzi do formowania granulek charakteryzujących się złymi właściwościami sedymentacyjnymi, które mogą zakłócać pracę reaktora bądź zatykać wypełnienie urządzeń. Analogiczne jak zawiesiny efekty mogą wywoływać odporne na rozkład cząstki stałe, gdy gromadzą się w dolnej części urządzenia. Natomiast substancje toksyczne mogą działać inhibitująco na bakterie metanogenne [1].

Proces beztlenowego oczyszczania ścieków papierniczych może być realizowany: w reaktorach UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), w beztlenowych filtrach (AF - Anaerobic Filter), w beztlenowych lagunach oraz na złożach fluidalnych [5]. Za zastosowaniem pierwszego z wymienionych przemawia wysoka wydajność oczyszczania silnie obciążonych ścieków (ChZT od 1000 do 20 000 mgO<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>). Stopień usunięcia ChZT waha się w granicach od 65 do 85%, a w niektórych przypadkach może osiągnąć nawet 95% [6-8].

Celem pracy było określenie możliwości wykorzystania reaktora UASB do oczyszczania ścieków z produkcji płyt pilśniowych. Efektywność procesu oceniana była na podstawie stopnia usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT oraz produkcji biogazu. Badania prowadzone były w skali laboratoryjnej w warunkach mezofilowych przy stałym hydraulicznym czasie zatrzymania ścieków w bioreaktorze i zmiennym obciążeniu reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych.

## 1. Materiały i metody badań

### 1.1. Substrat badań

Ścieki przemysłowe pochodziły z Koniecpolskich Zakładów Płyt Pilśniowych. Obecna zdolność produkcyjna zakładu wynosi 72 tys. ton płyt rocznie, a przepustowość projektowa oczyszczalni wynosi 13 500 m<sup>3</sup>/d. Oczyszczanie opiera się na metodzie konwencjonalnego osadu czynnego dla ścieków przemysłowych z produkcji płyt pilśniowych (23%) i bytowo-gospodarczych (77%) z miasta Koniecpola. Tabela 1 przedstawia charakterystykę ścieków wykorzystanych w badaniach.

Tabela 1

**Zestawienie wyników badań fizyczno-chemicznych ścieków przemysłowych**

Oznaczenie	Jednostka	Wartość
ChZT	mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	22 000÷28 000
pH	—	4,5÷6,6
Zasadowość	mg/dm <sup>3</sup>	250÷350
LKT	mgCHCOOH/dm <sup>3</sup>	300÷ 650
Azot amonowy	mg/dm <sup>3</sup>	90÷350



Ścieki przemysłowe przed wprowadzeniem do bioreaktora zostały rozcieńczone ściekami syntetycznymi, których skład chemiczny został przygotowany zgodnie z PN-72/C-04550 (tab. 2).

Rolę zaszczezu w procesie pełnił beztlenowy osad granulowany pochodzący z oczyszczalni ścieków przemysłowych z browaru Żywiec S.A.

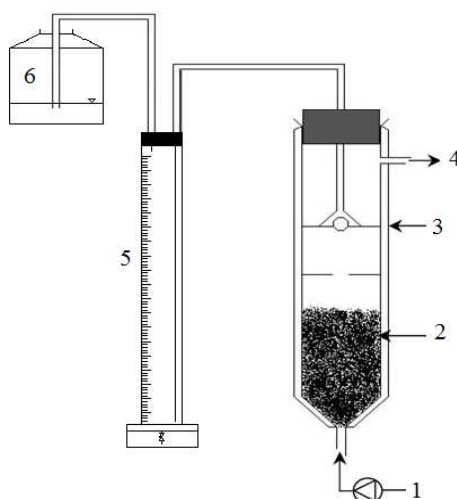
Tabela 2

Skład ścieków syntetycznych

Wskaźnik	Jednostka	Wartość
Pepton kazeinowy	g/dm <sup>3</sup>	0,156
Bulion suchy	g/dm <sup>3</sup>	0,105
Chlorek amonu	g/dm <sup>3</sup>	0,020
Chlorek sodu	g/dm <sup>3</sup>	0,007
Chlorek wapnia	g/dm <sup>3</sup>	0,0075
Siarczan magnezu	g/dm <sup>3</sup>	0,002
Fosforan potasu jednozasadowy	g/dm <sup>3</sup>	0,020
Fosforan potasu dwuzasadowy	g/dm <sup>3</sup>	0,050

## 1.2. Aparatura

Laboratoryjny model reaktora UASB (rys. 1) wykonany był ze szkła organicznego o objętości czynnej 5 dm<sup>3</sup>. Mieszanina ścieków przemysłowych i syntetycznych została wprowadzona od dołu reaktora, natomiast ścieki oczyszczone były odprowadzane w jego górnej części. Powstający biogaz gromadził się w cylindrze pomiarowym połączonym ze zbiornikiem wyrównawczym.



Rys. 1. Schemat układu do prowadzenia fermentacji metanowej w warunkach laboratoryjnych w bioreaktorze UASB: 1 - ścieki surowe, 2 - osad granulowany, 3 - separator, 4 - ścieki oczyszczone, 5 - zbiornik biogazu, 6 - zbiornik wyrównawczy



Proces fermentacji ścieków prowadzono w warunkach mezofilowych, utrzymując temperaturę procesu na poziomie 37°C. Reaktor wypełniono granulowanym osadem z komór fermentacyjnych, którego stężenie wynosiło 10 g/l.

### 1.3. Oznaczenia analityczne

Oznaczenia analityczne w kolejnych dobach procesu wykonano zgodnie z ogólnie przyjętą metodyką: oznaczanie w destylacie azotu amonowego metodą miareczkową, LKT metodą destylacji bezpośredniej, zasadowość wyznaczono ogólną metodą potencjometryczną, pH - metodą elektrometryczną z wykorzystaniem pH-metru (Cole-Palmer Instrument Company Model 59002-00) [9]. Wskaźnika ChZT oznaczano metodą testową dwuchromianową z wykorzystaniem spektrofotometru DR 4000 (HACH Company, USA).

### 1.4. Przebieg badań

Badania procesowe poprzedzone były okresem adaptacji osadu granulowanego do oczyszczania wysokoobciążonych ścieków syntetycznych. Adaptację osadu prowadzono przez okres 14 dni, a za jej koniec przyjęto ustabilizowanie się efektywności usuwania ChZT oraz dobowej produkcji biogazu. Po tym czasie reaktor był zasilany mieszaniną ścieków syntetycznych i przemysłowych. Wyznaczono najkorzystniejsze obciążenie reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych dla mieszaniny ścieków syntetycznych i przemysłowych przy stałym hydraulicznym czasie zatrzymania (HRT), wynoszącym 3d. Udział procentowy ścieków przemysłowych w mieszaninie zmieniany był w zakresie 17, 26 i 32% w przeliczeniu na wartość ChZT, co pozwoliło na zwiększanie obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych odpowiednio od 1,3 do 2,5 kgChZT/m<sup>3</sup>d. Efektywność oczyszczenia ścieków w procesie fermentacji metanowej w reaktorze UASB określano w kolejnych dobach procesu na podstawie stopnia obniżenia wartości wskaźnika ChZT oraz współczynnika produkcji biogazu Y.

Wartość współczynnika produkcji biogazu Y w przeliczeniu na gram usuniętego ChZT obliczono wg wzoru [10]:

$$Y = \frac{V_b}{a}, \text{ dm}^3 \text{ biogazu/gChZT}_{\text{us}} \text{ d}$$

gdzie:  $V_b$  - dobową objętość biogazu, dm<sup>3</sup>/d,  
a - spadek ChZT, g/d.

## 2. Wyniki badań i omówienie

W tabeli 3 przedstawiono wyniki badań uzyskane w kolejnych dobach prowadzenia fermentacji przy obciążeniu substratowym 1,3 kgChZT/m<sup>3</sup>d. Zawartość związków organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT w ściekach



poddawanych oczyszczeniu wyniosła  $3875 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ . W trakcie prowadzenia procesu pH ścieków oczyszczonych oscyloowało wokół wartości 7, a stężenie azotu amonowego zmniejszyło się nieznacznie, spadek nie przekraczał  $8 \text{ mg}/\text{dm}^3$ . Na stałym poziomie utrzymywało się stężenie LKT, natomiast zasadowość w ściekach oczyszczonych zwiększyła się dwukrotnie w porównaniu do ścieków surowych. Iloraz tych dwóch wskaźników nie przekroczył granicznej wartości 0,3.

Tabela 3

**Parametry charakteryzujące efektywność procesu fermentacji metanowej przy obciążeniu hydraulicznym  $A = 1,3 \text{ kgChZT}/\text{m}^3\text{d}$**

Oznaczenie \ Doba procesu	4	7	11	14	17	21	25	29
pH	7,02	7,08	7,08	7,10	7,06	6,98	7,01	7,06
ChZT $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$	1686	1679	1674	1639	1613	1597	1541	1531
LKT $\text{mgCH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	399	323	322	356	364	372	384	388
Azot amonowy $\text{mg}/\text{dm}^3$	30,1	28,4	25,7	23,4	24,1	25	24,3	25,1
Zasadowość $\text{mgCaCO}_3/\text{dm}^3$	681	679	641	642	650	643	635	635
LKT/zasadowości	0,3	0,3	0,29	0,29	0,29	0,3	0,3	0,29

Charakterystyka ścieków oczyszczanych:

- ChZT:  $3900 \div 3850 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ,
- pH:  $6,9 \div 7,4$ ,
- LKT:  $460 \div 440 \text{ mgCH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ ,
- Zasadowość:  $340 \div 315 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$

W kolejnym etapie badań proces oczyszczania prowadzono przy obciążeniu  $2 \text{ kgChZT}/\text{m}^3\text{d}$ , co odpowiadało wartości wskaźnika ChZT w ściekach wprowadzanych do bioreaktora na poziomie  $6125 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ .

W tabeli 4 przedstawione zostały wyniki analizy ścieków oczyszczonych w trakcie fermentacji metanowej. W kolejnych dobach procesu obserwowano poprawę jakości ścieków oczyszczonych ocenianą w oparciu o ChZT, którego wartość w ostatnim dniu wyniosła  $2107 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ . Zasadowość ścieków oczyszczonych wynosiła ok.  $600 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$  i była dwukrotnie wyższa od zasadowości oznaczonej w ściekach surowych. Nie zaobserwowano istotnych zmian pozostałych wskaźników analizowanych w trakcie procesu fermentacji.

Najwyższym zastosowanym obciążeniem, przy którym pracował reaktor UASB, było obciążenie  $2,5 \text{ kgChZT}/\text{m}^3\text{d}$ , dla którego efektywność procesu oczyszczania przedstawiono w tabeli 5. W omawianym przypadku udział ścieków przemysłowych w mieszaninie poddawanej procesowi oczyszczania wyniósł 32%, co wpłynęło na zwiększenie zawartości związków organicznych wyrażanym wskaźnikiem ChZT do  $7330 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ . W trakcie prowadzenia procesu jego wartość zmniejszyła się do poziomu  $2611 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ . Ponadto odnotowano obniżenie się stężenia azotu amonowego o ok.  $10 \text{ mg}/\text{dm}^3$ . Zasadowość, podobnie



jak we wcześniej przeprowadzonych badaniach, zwiększyła się dwukrotnie podczas prowadzenia procesu, natomiast na stałym poziomie utrzymywały się pozostałe wskaźniki analizowane w trakcie procesu fermentacji.

Tabela 4

**Parametry charakteryzujące efektywność procesu fermentacji metanowej przy obciążeniu hydraulicznym  $A = 2 \text{ kgChZT/m}^3\text{d}$**

Doba procesu / Oznaczenie	4	7	11	14	17	21	25	29
pH	7,01	7,02	7,05	7,09	7,05	7,04	7,06	7,07
ChZT $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$	2467	2461	2394	2302	2286	2209	2124	2107
LKT $\text{mgCH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	401	365	335	356	361	345	353	349
Azot amonowy $\text{mg}/\text{dm}^3$	35,6	37	38,1	37,8	36,5	35,2	33,5	32,2
Zasadowość $\text{mgCaCO}_3/\text{dm}^3$	624	637	612	623	609	589	590	589
LKT/zasadowości	0,32	0,3	0,3	0,3	0,29	0,29	0,3	0,29

Charakterystyka ścieków oczyszczanych:

- ChZT:  $6150 \div 6100 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ,
- pH:  $6,9 \div 7,2$ ,
- LKT:  $560 \div 530 \text{ mgCH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ ,
- Zasadowość:  $319 \div 295 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$

Tabela 5

**Parametry charakteryzujące efektywność procesu fermentacji metanowej przy obciążeniu hydraulicznym  $A = 2,5 \text{ kgChZT/m}^3\text{d}$**

Doba procesu / Oznaczenie	4	7	11	14	17	21	25	29
pH	7,02	7,05	6,94	7,02	7,02	6,96	7,03	7,01
ChZT $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$	2956	2908	2887	2723	2705	2689	2636	2611
LKT $\text{mgCH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$	398	425	412	432	409	415	395	391
Azot amonowy $\text{mg}/\text{dm}^3$	39,3	38,6	35,4	34,9	34,1	35,1	34,1	33,9
Zasadowość $\text{mgCaCO}_3/\text{dm}^3$	607	587	578	562	553	553	560	552
LKT/zasadowości	0,3	0,3	0,28	0,3	0,29	0,3	0,3	0,3

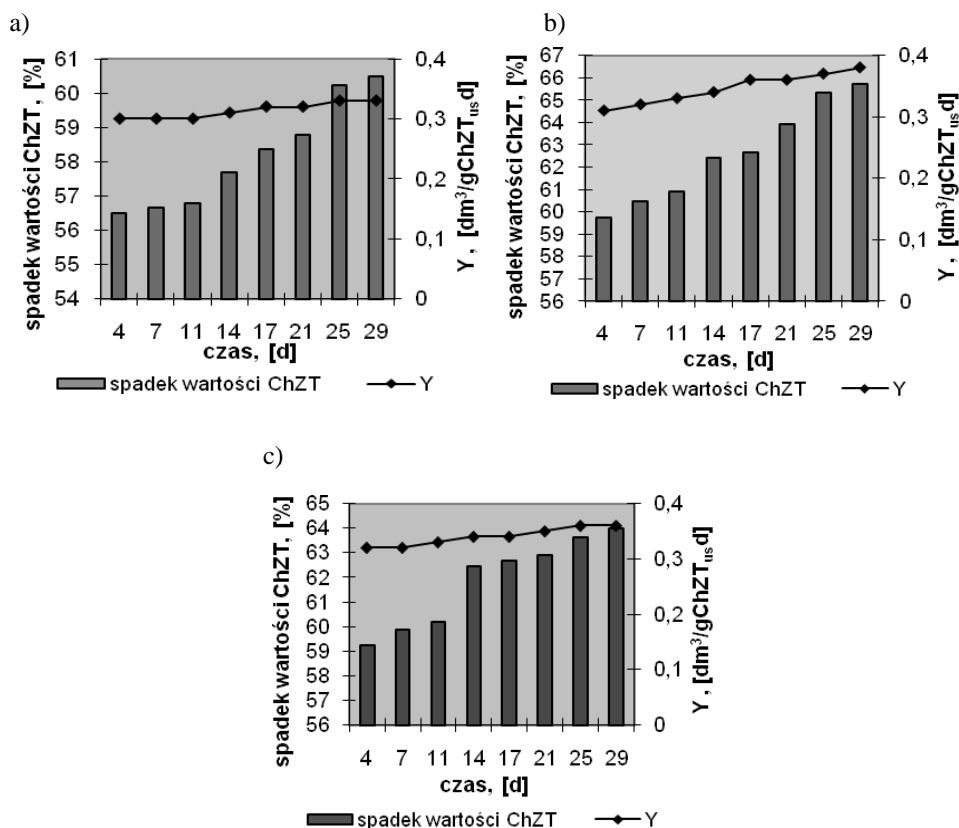
Charakterystyka ścieków oczyszczanych:

- ChZT:  $7380 \div 7280 \text{ mg}/\text{dm}^3$ ,
- pH:  $6,9 \div 7,2$ ,
- LKT:  $600 \div 550 \text{ mgCH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ ,
- Zasadowość:  $300 \div 275 \text{ mgCaCO}_3/\text{dm}^3$

Efektywność procesu fermentacji metanowej ścieków oceniana jest w oparciu o spadek wartości wskaźnika ChZT i współczynnik produkcji biogazu. Porównanie efektywności procesu oczyszczania ścieków przemysłowych przy zmiennym



obciążeniu reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Zmiany stopnia spadku wartości ChZT oraz wartości współczynnika produkcji biogazu Y w kolejnych dobach procesu przy obciążeniu: a) 1,3 kgChZT/m<sup>3</sup>d; b) 2 kgChZT/m<sup>3</sup>d; c) 2,5 kgChZT/m<sup>3</sup>d

Spadek wartości ChZT w trakcie oczyszczenia ścieków przy najniższym zastosowanym obciążeniu (1,3 kgChZT/m<sup>3</sup>d) wyniósł 60%, natomiast wartość współczynnika produkcji biogazu utrzymywała się na poziomie 0,33 dm<sup>3</sup>/gChZT<sub>us</sub>.d. Zwiększenie obciążenia reaktora do 2 kgChZT/m<sup>3</sup>d spowodowało poprawę efektywności procesu. Uzyskano wyższy (66%) stopień obniżenia zawartości zanieczyszczeń organicznych oraz wyższą jednostkową produkcję biogazu (0,38 dm<sup>3</sup>/gChZT<sub>us</sub>.d). Dalsze zwiększenie obciążenia reaktora skutkowało pogorszeniem się jakości ścieków oczyszczonych oraz gorszą dobową produkcją biogazu. W omawianym przypadku stopień obniżenia wskaźnika ChZT wyniósł 64%, a współczynnik produkcji biogazu osiągnął wartość 0,36 dm<sup>3</sup>/gChZT<sub>us</sub>.d. Efektywność usunięcia zanieczyszczeń organicznych spadła o ok. 2% w porównaniu do wcześniej omawianego procesu.





Kontrola procesu fermentacji metanowej w reaktorze UASB wskazuje na jej prawidłowy przebieg we wszystkich analizowanych przypadkach. Nie zaobserwowano istotnych zmian pH ścieków w bioreaktorze, a iloraz LKT/zasadowość nie przekroczył granicznej wartości 0,3.

## Podsumowanie i wnioski

Generowane w trakcie produkcji płyt pilśniowych ścieki charakteryzują się wysokim obciążeniem ładunkiem zanieczyszczeń organicznych oraz obecnością substancji toksycznych. Przedstawione w niniejszym artykule wyniki badań dotyczyły określenia możliwości oczyszczania tego rodzaju wód poprocesowych w reaktorze UASB. Z uwagi na zawartość substancji inhibitujących proces fermentacji metanowej ścieki przemysłowe rozcieńczano ściekami syntetycznymi.

Badania prowadzone były w skali laboratoryjnej w warunkach mezofilowych przy stałym hydraulicznym czasie zatrzymania, wynoszącym 3 doby, i obciążeniu substratowym w przedziale od 1,3 do 2,5 kgChZT/m<sup>3</sup>d. Efektywność procesu beztlenowego oczyszczania ścieków oceniono na podstawie stopnia usunięcia ChZT oraz współczynnika produkcji biogazu Y. Przedstawione w pracy wyniki badań potwierdziły przydatność reaktora UASB do oczyszczania ścieków z produkcji płyt pilśniowych. Stopień usunięcia zanieczyszczeń organicznych zależał od obciążenia substratowego reaktora determinowanego procentowym udziałem ścieków przemysłowych w mieszaninie wprowadzanej do bioreaktora. Obniżenie się efektywności fermentacji metanowej przy 32% udziale ścieków przemysłowych i odpowiadającym mu obciążeniu substratowym reaktora na poziomie 2,5 kgChZT/m<sup>3</sup>d wskazuje na inhibitujący wpływ związków obecnych w ściekach z produkcji płyt pilśniowych. Istnieje zatem konieczność prowadzenia dalszych badań w celu intensyfikacji procesu oczyszczania tych wód poprocesowych w reaktorze UASB. Charakter związków chemicznych obecnych w tego rodzaju ściekach przemysłowych przemawia za wprowadzeniem procesu wstępnego oczyszczania z wykorzystaniem metod fizyczno-chemicznych (np. zaawansowanych metod utleniania AOP) przed wprowadzaniem do beztlenowego bioreaktora.

Uzyskane wyniki pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Efektywność procesu oczyszczania ścieków przemysłowych była zależna od obciążenia reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych.
2. Najwyższą efektywność oczyszczania ścieków przemysłowych uzyskano przy obciążeniu reaktora 2 kgChZT/m<sup>3</sup>d. Stopień usunięcia zanieczyszczeń organicznych wyrażanych za pomocą wskaźnika ChZT wyniósł 66%, a współczynnik produkcji biogazu osiągnął wartość 0,38 dm<sup>3</sup>/gChZT<sub>us</sub>d.
3. Ze względu na ponadnormatywne stężenia zanieczyszczeń ścieki oczyszczone nie nadają się do odprowadzenia do odbiornika naturalnego.
4. Istnieje konieczność prowadzenia dalszych badań w celu intensyfikacji procesu biologicznego oczyszczania ścieków z produkcji płyt pilśniowych w reaktorze UASB.





*Praca naukowa finansowana ze środków na naukę jako projekt badawczy nr 0620/R/T02/2007/03 oraz częściowo w ramach BW 401/201/08. Część urządzeń wykorzystana w badaniach została zakupiona w ramach wyposażenia centralnego laboratorium środowiska UE Projekt WKP\_1/1.4.3/2/2005/61/180/365/2006/U.*

## Literatura

- [1] Fernandez J.M., Omil F., Mendez R., Lema J.M., Anaerobic treatment of fibreboard manufacturing wastewaters in a pilot scale hybrid USBF reactor, *Water Research* 2001, 35, 17, 4150-4158.
- [2] Kronospan LTD's MDF, Featurearticle, Zero discharge, cost effective MDF effluent treatment plant, *Filtration and Separation* 2002, 39, 10, 30-31.
- [3] Thompson G., Swain J., Kay M., Forster C.F., The treatment of pulp and paper mill effluent: a review, *Bioresource Technology* 2001, 77, 275-286.
- [4] Elliott A., Mahmood T., Pretreatment technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues, *Water Research* 2007, 41, 19, 4273-4286.
- [5] Pokhrel D., Viraraghavan T., Treatment of pulp and paper mill wastewater - a review, *Science of the Total Environment* 2004, 333, 37-58.
- [6] Margel L., Uzdatnianie wody i oczyszczanie ścieków - urządzenia, procesy, metody, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 2000.
- [7] Łomotowski J., Szpindor A., Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków, Wydawnictwo Arkady, Warszawa 2002.
- [8] Jeszka P., Charakterystyka osadu granulowanego powstającego w reaktorze UASB, Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Problemy gospodarki osadowej w oczyszczalni ścieków, Częstochowa 1993.
- [9] Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J., Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków, Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1999.
- [10] Bohdziewicz J., Neczaj E., Kwarciak A., Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor, *Desalination* 2008, 221(1-3), 559-565.

## The Treatment of Fiberboard Manufacturing Wastewater in UASB Reactor

The effluent from fiberboard manufacturing (FBM) is a specific kind of wastewater with the COD value of over 20 000 mg/l and a suspended solids content of more than 1500 mg/l. The organic components of the effluent include cellulose, lignin and resin acids. The high COD content present in this wastewater makes it suitable for anaerobic treatment however the presence of toxic or recalcitrant substances implies an additional challenge for developing a reliable biological process. Increased gas production and reduced excess sludge generation significantly improve the economics of anaerobic digestion.

The concept of the Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor is very simple. The reactor consists of a chamber in which the wastewater flows upward through an anaerobic sludge bed and passes in contact with the micro-organisms. In result and anaerobic degradation of the wastewater organic matter occurs. The produced biogas causes hydraulic turbulence as it moves upward through the reactor, providing adequate mixing within the system and eliminating the need for mechanical mixing. The presence of a three-phase separator at the top of the reactor, allows separation of the water phase from sludge solids and gas.

In this study the treatment of fiberboard manufacturing (FBM) wastewater was carried out in a laboratory scale UASB reactor. Bioreactor performance was evaluated by



**COD removal efficiency and biogas yield.** The aim of the work was to determine the optimal organic loading rate (ORL) for a hydraulic retention time (HRT) of 3 days. The ORL range from 1.3 to 2.5 kgCOD/m<sup>3</sup>d was studied. 66% of COD removal efficiency and biogas yield of 0.38 m<sup>3</sup>biogas/kgCOD<sub>removed</sub> were obtained in the anaerobic reactor operating at 37°C when OLR was equal to 2 kgCOD/m<sup>3</sup>d.

**Keywords:** Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor, fiberboard wastewaters, anaerobic digestion, COD removal

