

SYLWIA MYSZOGRAJ***BILANS ChZT W BIOLOGICZNYM OCZYSZCZANIU
ŚCIEKÓW OSADEM CZYNNYM
- CZ. I. SKALA LABORATORYJNA***Streszczenie*

W artykule przedstawiono metodę bilansowania ChZT w układach oczyszczania ścieków osadem czynnym. Sporządzono bilans ChZT dla laboratoryjnych układów technologicznych. Potwierdzono, że zbilansowanie ChZT możliwe jest wyłącznie dla reaktorów tlenowych lub układów anoksydacyjno/tlenowych.

Słowa kluczowe: bilans ChZT, węgiel organiczny, osad czynny, usuwanie azotu

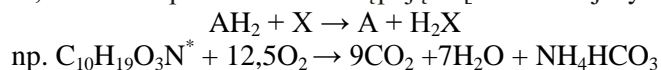
WPROWADZENIE

Opis matematyczny procesu osadu czynnego powstaje na podstawie wiedzy teoretycznej oraz danych z eksploatowanych oczyszczalni ścieków, instalacji pilotowych czy też układów laboratoryjnych. Podstawą wykorzystania informacji jest ich wiarygodność, co może być potwierdzone przez sporządzenie bilansu masowego poszczególnych składników. Niestety ze względu na konieczność wykonania dodatkowych szczegółowych badań uzupełniających, w praktyce rzadko sporządza się takie bilanse. Niejednokrotnie jest to bardzo trudne również ze względów technicznych, np. dla oczyszczalni ścieków pracujących ze zmiennym obciążeniem ładunkami zanieczyszczeń. W celu wyznaczenia danych do bilansu najczęściej wykorzystuje się badania w skali laboratoryjnej, których wyniki są podstawą do weryfikacji danych, a następnie po kalibracji są przenoszone na skalę techniczną. Projektowanie układów oczyszczania ścieków w większości przypadków opiera się na stężeniu substancji organicznych, podatnych na rozkład biologiczny, wyrażonych w BZT₅. Niewątpliwie najlepszym parametrem charakteryzującym substraty organiczne jest ChZT, ponieważ pozwala powiązać zużycie tlenu i przyrost biomasy z równoważną ilością elektronów oddawanych przez utleniane substraty organiczne. Podział ChZT na frakcje

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

pozwała dodatkowo ocenić ilość zanieczyszczeń niebiodegradowalnych, które zmniejszają efektywność biologicznego oczyszczania ścieków. Przed podziałem ChZT na frakcje na podstawie danych doświadczalnych, zaleca się wstępne opracowanie bilansu masowego.

W utlenianiu biologicznym donorami elektronów są związki organiczne (np. węglowodany, tłuszcze, białka), akceptorami natomiast może być szereg związków organicznych i nieorganicznych (m.in. azotany), a szczególną rolę odgrywa tlen. Z chemicznego punktu widzenia utlenianie biologiczne jest odwodorowaniem substratu, co można przedstawić następująco [Janosz-Rajczyk 2004]:

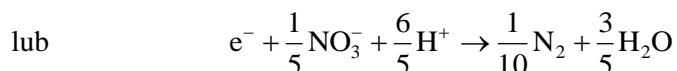
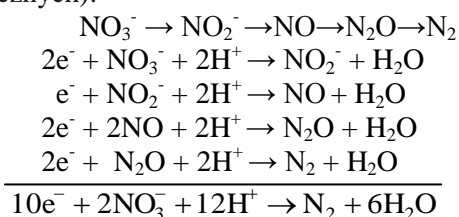


* wzór hipotetycznego związku organicznego

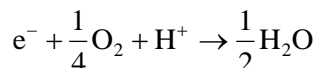
W reakcji tej związek A utlenia się kosztem substancji, która ulega redukcji na skutek przeniesienia na nią elektronów ze związku A. Podczas oddychania beztlenowego elektrony $[e^-]$ i protony $[\text{H}^+]$ są przenoszone na związki mineralne lub organiczne. W przypadku gdy akceptorami elektronów i protonów są związki organiczne, proces nazywamy fermentacją. Oddychanie beztlenowe przy udziale nieorganicznego akceptora wodoru (tzw. oddychanie azotanowe) może odbywać się tylko u tych bakterii, które dysponują skomplikowanym systemem transportu elektronów zawierającym liczne cytochromy. Denitryfikanty redukują związki azotu, jeżeli znajdują się w warunkach beztlenowych i mają w dostatecznej ilości łatwo rozkładalną materię organiczną (proste węglowodany i kwasy organiczne). Te specyficzne warunki nazywane są anoksyicznymi [Myszograj 2000].

W układzie biologicznego oczyszczania ścieków z denitryfikacją, ładunek związków organicznych (ChZT) utleniany przez denitryfikanty, może być więc wyznaczony na podstawie równoważnej ilości tlenu, który byłby niezbędny jako akceptor elektronów zamiast azotanów.

Denitryfikację można opisać jako czteroetapowy proces redukcji azotanów [Barker, Dold 1995] (e^- - oznacza równoważne elektrony (ChZT) odłączone ze związków organicznych):



Redukcję tlenu można natomiast zapisać w postaci równania półowokowego:

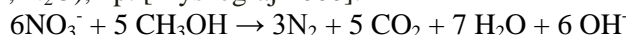


Zgodnie z powyższymi reakcjami cząstkowymi transfer e^- jest równoważny redukcji 1/4 mola tlenu lub 1/5 mola azotanów, stąd:

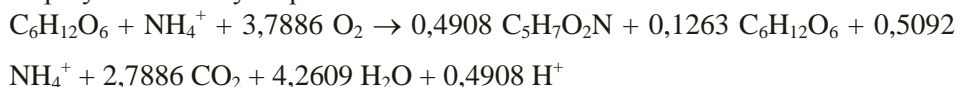
$$\frac{1}{5} \text{mola } NO_3^- \equiv \frac{1}{4} \text{mola } O_2$$

co w przeliczeniu na azot azotanowy daje: 1 mg N- $NO_3^- \equiv 2,86$ mg O_2 .

W obliczeniach bilansu masowego należy przyjąć, że azotany są denitryfikowane do azotu gazowego i w układzie nie pozostają produkty pośrednie reakcji (NO_2^- , NO, N_2O), np. [Myszograj 2000]:



W warunkach tlenowych związki organiczne (ChZT) są zużywane również na przyrost biomasy co przedstawia równanie:



Podział substratów organicznych na frakcję rozpuszczoną i cząsteczkową ChZT oraz biodegradowalną i niebiodegradowalną stanowi integralną część w praktycznym korzystaniu z modeli matematycznych. Z powodu braku możliwości analitycznych ich oznaczania, estymacja tych parametrów prowadzi niejednokrotnie do zmiany wielu danych. W wielu przypadkach, zwłaszcza biomasa charakteryzowana jest zależnością pomiędzy ChZT, a suchą masą organiczną. Dla osadów wstępnych typowa wartość tej zależności wynosi 2,0 kg ChZT/kg s.m.o., natomiast dla osadów nadmiernych od 1,42 do 1,48 kg ChZT/kg s.m.o. [Nowak i in. 1999, Wentzel i in. 1990].

Bilans masowy ChZT sporządzono dla zmodyfikowanego układu UCT (MUCT, rys. 1) oraz układu z denitryfikacją wyprzedzającą (rys. 2).

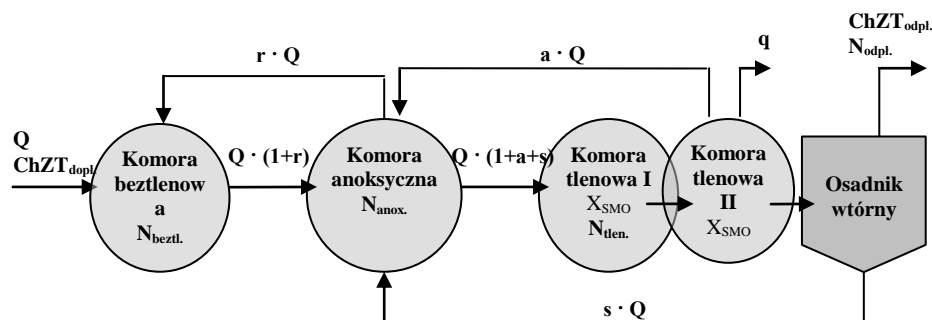
BILANS ChZT W ZMODYFIKOWANYM UKŁADZIE UCT (MUCT, UNIVERSITY OF CAPE TOWN)

W analizowanym układzie dla sporządzenia bilansu ChZT należy określić ładunek azotanów, który będzie podlegał denitryfikacji w bioreaktorze anoksycznym. Dla układu przedstawionego na rys. 1, ładunek azotanów dopływający do reaktora anoksycznego można wyznaczyć z zależności (oznaczenia jak w opisie rys. 1) [Barker i Dold 1995]:

$$\dot{L}N_{\text{dopl do komory anox.}} = a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}} + (1+r) \cdot Q \cdot N_{\text{beztl.}} \quad (1)$$

a ładunek azotanów odpływający ze strefy anoksycznej do reaktora tlenowego odpowiednio:

$$\dot{L}N_{\text{odpl z komory anox.}} = r \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} + (1+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} = (1+r+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} \quad (2)$$



Q - dopływ ścieków [m^3/d], $\text{ChZT}_{\text{dopl.}}$ - ChZT w dopływie [gO_2/m^3], $\text{ChZT}_{\text{odpl.}}$ - ChZT w odpływie [gO_2/m^3], $N_{\text{odpl.}}$ - azot azotanowy w odpływie [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], $N_{\text{tlen.}}$ - azot azotanowy w komorze tlenowej II [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], $N_{\text{beztl.}}$ - azot azotanowy w komorze beztlenowej [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], $N_{\text{anox.}}$ - azot azotanowy w komorze anoksycznej [$\text{g N-NO}_3/\text{m}^3$], X_{SMO} - stężenie suchej masy organicznej osadu czynnego [$\text{g s.m.o.}/\text{m}^3$], a - stopień recyrkulacji z komory tlenowej do komory anoksycznej, s - stopień recyrkulacji z osadnika wtórnego do komory anoksycznej, r - stopień recyrkulacji z komory anoksycznej do komory beztlenowej

Rys. 1 Zmodyfikowany układ UCT przyjęty do wyznaczenia bilansu ChZT [Wentzel i in. 1990]

Fig. 1 Configuration of modified UCT system used to balancing of COD [Wentzel i in. 1990]

Ładunek azotanów ulegający denitryfikacji w reaktorze anoksycznym wynika z różnicy ładunku dopływającego i odpływającego z bioreaktora:

$$\dot{L}_{\text{DNanox.}} = [a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}} + (1+r) \cdot Q \cdot N_{\text{beztl.}}] - [(1+r+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}}] \quad (3)$$

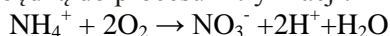
Niewielka ilość azotanów jest niezależnie recyrkulowana do reaktora beztlenowego, stąd w bilansie należy również uwzględnić ChZT zużywane w procesie denitryfikacji w warunkach beztlenowych. Zakładając, że w ściekach dopływających do reaktora beztlenowego nie ma azotanów, dla analizowanego systemu MUCT recyrkulowany ładunek azotanów wynosi:

$$\dot{L}_{\text{DNbeztl.}} = r \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} - (1+r) \cdot Q \cdot N_{\text{beztl.}} \quad (4)$$

Całkowity ładunek azotanów ulegający denitryfikacji jest równy:

$$\dot{L}_{\text{DN}} = \dot{L}_{\text{DNanox.}} + \dot{L}_{\text{DNbeztl.}} \quad (5)$$

W układach wyłącznie z tlenowym oczyszczaniem ścieków, ilość utlenianego ChZT może być wyznaczona w oparciu o całkowite zużycie tlenu pomniejszone o ilość tlenu niezbędną do procesu nityfikacji:



Z powyższego równania wynika, że do utlenienia 1 mola azotu amonowego niezbędne są 2 mole tlenu, czyli 4,57 mg O_2 jest niezbędne do utlenienia 1 mg N-NH_4 lub równoważnego powstania 1 mg N-NO_3 , stąd ilość tlenu zużyta na potrzeby nityfikacji M_{ON} wynosi:

$$M_{\text{ON}} = (\dot{L}_{\text{DN}} + Q \cdot N_{\text{odpl.}}) \cdot 4,57 \quad (6)$$

Masa utlenionych substancji organicznych wyrażona przez zużycie tlenu w bioreaktorze napowietrzonym jest obliczana z zależności:

$$L_{\text{ChZT(tlen)}} = \text{OUR} \cdot \text{VR}_{\text{tlen}} - M_{\text{ON}} = \text{OUR} \cdot \text{VR}_{\text{tlen}} - (L_{\text{DN}} + Q \cdot N_{\text{odpt}}) \cdot 4,57 \quad (7)$$

gdzie:

OUR - zużycie tlenu, g O₂/m³·d

VR_{tlen} - objętość reaktora tlenowego, m³

W układach technologicznych z komorami tlenowo-anoksydacyjnymi, niezbędne jest uwzględnienie ładunku związków organicznych (ChZT) zużywanych na potrzeby denitryfikacji:

$$L_{\text{ChZT(DN)}} = 2,86 \cdot L_{\text{DN}} \quad (8)$$

Całkowity ładunek ChZT zużywany w analizowanym układzie UCT wynosi:

$$L_{\text{ChZT}} = L_{\text{ChZT(DN)}} + L_{\text{ChZT(tlen)}} \quad (9)$$

Ładunek ChZT odprowadzany z osadem nadmiernym najczęściej obliczany jest na podstawie przyjętego ilorazu $f_{\text{ChZT/s.m.o.}} = \frac{\text{ChZT}}{\text{s.m.o.}}$. Oczywiście optymalnym rozwiązaniem jest wyznaczenie rzeczywistej wartości $f_{\text{ChZT/s.m.o.}}$ charakterystycznej dla analizowanego układu.

Ładunek ChZT odprowadzany z osadem nadmiernym wynosi:

$$L_{\text{ChZT(ON)}} = q \cdot X_{\text{SMO}} \cdot f_{\text{ChZT/s.m.o.}} \quad (10)$$

Ładunek ChZT odprowadzany ze ściekami oczyszczonymi wynosi:

$$L_{\text{ChZT(odpt)}} = \text{ChZT}_{\text{odpt}} \cdot Q \quad (11)$$

Całkowity ładunek ChZT odprowadzony z układu wynosi:

$$L_{\text{ChZT(odpr)}} = L_{\text{ChZT(odpt)}} + L_{\text{ChZT(ON)}} + L_{\text{ChZT}} \quad (12)$$

Na podstawie wartości ChZT w ściekach doprowadzonych do części biologicznej, dopływający ładunek ChZT wynosi:

$$L_{\text{ChZT(dopt)}} = \text{ChZT}_{\text{dopt}} \cdot Q \quad (13)$$

Poprawność sporządzonego bilansu ChZT można ocenić następująco:

$$\% \text{ChZT} = \left(\frac{L_{\text{ChZT(odpr)}}}{L_{\text{ChZT(dopt)}}} \right) \cdot 100\% \quad (14)$$

Do sporządzenia bilansu ChZT dla zmodyfikowanego układu UCT (rys.1) przyjęto dane doświadczalne na podstawie badań wg Wentzel [Barker i Dold 1995, Wentzel i in. 1990] – tabela 1.

Tab. 1. Dane doświadczalne do bilansu ChZT na podstawie badań wg Wentzel [Barker i Dold 1995, Wentzel i in. 1990]

Tab. 1. Experimental data of COD balance by Wentzel [Barker i Dold 1995, Wentzel i in. 1990]

Objętość reaktora VR(dm ³) beztlenowego	2,0	Dopływ ścieków Q (dm ³ /d)	25		
anoksydacyjnego	2,0	Stopień recyrkulacji - r	1		
tlenowego	4,0	Stopień recyrkulacji - s	1		
OUR - RI (mg/dm ³ ·h)	78	Stopień recyrkulacji - a	1		
OUR - RII (mg/dm ³ ·h)	43	Odrowadzenie osadu nadmiernego q (dm ³ /d)	1,174		
X _{SMO} (mg s.m.o./dm ³)	2100				
f _{ChZT/s.m.o.}	1,48				
parametr	dopływ	reaktor beztlenowy	reaktor anoksydacyjny	reaktor tlenowy	odpływ
ChZT (mg/dm ³)	510	-	-	-	40
N-NO ₃ (mg/dm ³)	0,0	0,5	1,5	10,6	10,5

Wyznaczone wartości z zależności od (1) do (13) wynoszą:

$$\begin{aligned}
 L_{DN_{\text{anox.}}} &= 402,5 \text{ mgN/d} & L_{\text{ChZT}} &= 3899 \text{ mg ChZT/d} \\
 L_{DN_{\text{beztl}}} &= 12,5 \text{ mgN/d} & L_{\text{ChZT(ON)}} &= 3649 \text{ mg ChZT/d} \\
 L_{DN} &= 415,0 \text{ mgN/d} & L_{\text{ChZT(odpl)}} &= 1000 \text{ mg ChZT/d} \\
 & & L_{\text{ChZT(odpr)}} &= 8548 \text{ mg ChZT/d} \\
 & & L_{\text{ChZT(dopl)}} &= 12750 \text{ mg ChZT/d}
 \end{aligned}$$

Sporządzony bilans ChZT sprawdzono przez porównanie ładunku ChZT odrowadzonego z układu z ładunkiem ChZT doprowadzonym ze ściekami do części biologicznej, zgodnie z równaniem (14):

$$\% \text{ChZT} = \left(\frac{L_{\text{ChZT(odpr)}}}{L_{\text{ChZT(dopl)}}} \right) \cdot 100\% = \left(\frac{8548}{12750} \right) \cdot 100\% = 67\%$$

Obliczony ubytek ChZT nazywany jest "stratą ChZT".

BILANS ChZT W UKŁADZIE Z DENITRYFIKACJĄ WYPRZEDZAJĄCĄ

Układ z denitryfikacją wyprzedzającą dla którego sporządzono bilans ChZT przedstawiono na rys. 2.

Ładunek azotanów dopływający do reaktora anoksydacyjnego można wyznaczyć z zależności (oznaczenia jak w opisie rys.1):

$$L_{N_{\text{dopl do komory anox.}}} = a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}} \quad (15)$$

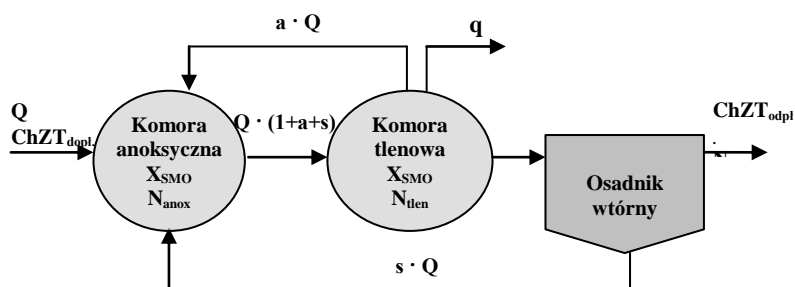
a ładunek azotanów odpływający ze strefy anoksydacyjnej do reaktora tlenowego

odpowiednio:

$$\dot{L}N_{\text{odpl. z komory anox.}} = (1+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}} \quad (16)$$

Masa azotanów ulegająca denitryfikacji w reaktorze anoksyicznym wynika z różnicy ładunku dopływającego i odpływającego z bioreaktora:

$$\dot{L}_{DN_{\text{anox.}}} = [a \cdot Q \cdot N_{\text{tlen.}} + s \cdot Q \cdot N_{\text{odpl.}}] - [(1+a+s) \cdot Q \cdot N_{\text{anox.}}] = \dot{L}_{DN} \quad (17)$$



Rys. 2 Układ z denitryfikacją wyprzedzającą przyjęty do wyznaczenia bilansu masowego ChZT (oznaczenia jak na rys. 1) [Myszograj 2000]

Fig. 2 Configuration of pre-denitrification system used to balancing of COD (the signs as on fig. 1) [Myszograj 2000]

Dalszy tok obliczeń dla układu z denitryfikacją wyprzedzającą jest analogiczny jak dla zmodyfikowanego układu UCT.

Bilans ChZT w układzie z denitryfikacją wyprzedzającą (rys. 2) sporządzono na podstawie wyników badań własnych [Myszograj 2000] – tab. 2.

Tab. 2. Dane doświadczalne do bilansu ChZT na podstawie badań własnych [Myszograj 2000, 2010]

Tab. 2. Experimental data of COD balance by Myszograj [Myszograj 2000, 2010]

Objętość reaktora VR (dm ³) anoksyicznego		2,5	Dopływ ścieków (dm ³ /d)		4
tlenowego		4,2			Stopień recyrkulacji - s
Odprowadzenie osadu nadmiernego q (dm ³ /d)		0,1	Stopień recyrkulacji - a		1
OUR (mg/dm ³ ·h)		32			
X _{SMO} (mg s.m.o./dm ³)		2000			
f _{ChZT/s.m.o.}		1,48			
parametr	dopływ	reaktor anoksyiczny	reaktor tlenowy	odpływ	
ChZT (mg/dm ³)	836	-	-	60	
N-NO ₃ (mg/dm ³)	0	0,5	15,5	15,0	

Wyznaczone wartości z zależności (15-17) oraz (6-13) wynoszą:

$$\begin{aligned} \dot{L}_{\text{DNanox}} = \dot{L}_{\text{DN}} &= 114 \text{ mgN/d} & \dot{L}_{\text{ChZT}} &= 2756 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \dot{L}_{\text{ChZT(ON)}} &= 296 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \dot{L}_{\text{ChZT(odpl)}} &= 240 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \dot{L}_{\text{ChZT(odpr)}} &= 3292 \text{ mg ChZT/d} \\ & & \dot{L}_{\text{ChZT(dopl)}} &= 3344 \text{ mg ChZT/d} \end{aligned}$$

Ładunek ChZT odprowadzony z układu porównano z ładunkiem ChZT doprowadzonym ze ściekami do części biologicznej, zgodnie z równaniem (14):

$$\% \text{ChZT} = \left(\frac{\dot{L}_{\text{ChZT(odpr)}}}{\dot{L}_{\text{ChZT(dopl)}}} \right) \cdot 100\% = \left(\frac{3292}{3344} \right) \cdot 100\% = 98\%$$

WNIOSKI

Sporządzony bilans ChZT dla zmodyfikowanego systemu UCT wyniósł 67%, natomiast dla układu z denitryfikacją wyprzedzającą 98%, co potwierdza możliwość niekontrolowanego ubytku materii organicznej w układzie oczyszczania ścieków.

Podawane w literaturze wyniki obliczeń bilansów ChZT potwierdzają teorię "straty ChZT". Dane te wskazują, że bliskie 100% symulacje bilansów ChZT możliwe są wyłącznie dla reaktorów tlenowych lub układów anoksydacyjno / tlenowych. W układach z reaktorami beztlenowo / anoksydacyjno / tlenowymi bilans ChZT zamyka się w granicach maksymalnie 80-85%, natomiast w układach reaktorów anoksydacyjno/tlenowych zawsze przekracza 90%.

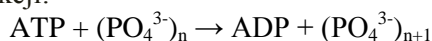
Jedną z podstawowych różnic między stosowanymi modelami matematycznymi osadu czynnego (m.in. ASM, Barker&Dold Model (BIOWIN), Delft Model) [Henze i in. 1995, 1999] jest rozszerzenie zakresu ujętych w nich procesów o obliczanie straty ChZT. Przyjmuje się, że strata ChZT, która zostaje wyznaczona w bilansach, wynika z procesu hydrolizy lub fermentacji związków organicznych.

Burke [Huang i in. 2006, Hu i in. 2003] sugeruje, że część związków organicznych jest substratem do produkcji wodoru w procesie fermentacji kwaśnej, ponieważ wiele organizmów fakultatywnych może rozkładać glukozę do wodoru i dwutlenku węgla. Alternatywną drogą wykorzystania substratów organicznych, oprócz produkcji wodoru jest produkcja metanu. Chociaż teoretycznie nie jest możliwa produkcja metanu w reaktorach beztlenowych z recyrkulacją osadu z komory napowietrzania, ponieważ z założenia bakterie metanowe jako obligatoryjne beztlenowce nie mają zdolności przeżywania w warunkach na-

przeziennych tlenowo/beztlenowych, teoria ta nie może być całkowicie pominięta. Jak wykazują badania doświadczalne, prowadzone przez Grady' i Lim'a [Huang i in. 2006, Hu i in. 2003], niektóre bakterie metanowe mają zdolność tolerancji niskich stężeń tlenu.

Większość autorów przyjmuje jednak [Nowak i in. 1999], że powstające lotne kwasy tłuszczowe, są przede wszystkim wykorzystywane przez bakterie fosforowe (PAO) w warunkach beztlenowych lub po prostu tracone w czasie przepływu ścieków.

W strefie beztlenowej bakterie fosforowe pobierają odpowiednie produkty fermentacji beztlenowej, głównie lotne kwasy tłuszczowe i ich sole, wykorzystując energię łańcucha polifosforanowego, w wyniku której uwalniane są ortofosforany według reakcji:



Pobrane LKT są przekształcane w złożone związki organiczne - polihydroksymaślany (PHM) i magazynowane w komórce. Nagromadzone w komórce bakteryjnej PHM mogą być wykorzystywane w strefie tlenowej jako źródło substancji węglowych niezbędnych dla prawidłowego metabolizmu i rozmnażania. Takie wykorzystanie substratów organicznych przez bakterie PAO jest większe, niż asymilacja w układach bez komory beztlenowej.

LITERATURA

1. BARKER P.S., DOLD P.L.: *COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems*, Water Research, vol. 29, No. 2, 1995
2. HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M.C., MARAIS G.R.: *Activated sludge model No. 2*. IAWQ, Scientific and Technical Report No. 3, 1995
3. HENZE M., GUJER W., MINO T., MATSUO T., WENTZEL M., MARAIS G.R., VAN LOOSDRECHT M.C.M.: *Activated sludge model No. 2d*. IAWQ, 1999
4. HUANG J.S., TSAI C.C., CHOU H.H., TING W.H.: *Simulation modeling for nitrogen removal and experimental estimation of mass fractions of microbial groups in single-sludge system*, Chemosphere 62, 61–70, 2006
5. HU Z., WENTZEL M.C., EKAMA G.A.: *Modelling biological nutrient removal activated sludge systems-a review*, Water Research 37, 2003
6. JANOSZ-RAJCZYK M.: *Wybrane procesy jednostkowe w inżynierii środowiska*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, 2004
7. MYSZOGRAJ S.: *Wpływ temperatury na przemiany związków azotu w procesie osadu czynnego*, rozprawa doktorska, 2000

8. MYSZOGRAJ S.: *Bilans azotu w procesie oczyszczania ścieków osadem czynnym*, Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych. T. 4 Zielona Góra, 2010
9. MYSZOGRAJ S.: *Bilans ChZT w ocenie procesu osadu czynnego. Zaawansowane technologie biologicznego oczyszczania ścieków komunalnych*, Konferencja naukowo-techniczna. Zegrze, 2010
10. NOWAK O., FRANZ A., SVARDAL K., MÜLLER V., KÜHN V.: *Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances*, Water Science Technology, vol. 39, No 4, 1999
11. WENTZEL M.C., EKAMA G.A., DOLD P.L., MARAIS G.: *Biological excess phosphorus removal – steady state process design*, Water SA, 16, 1990

COD BALANCE IN BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTEWATER - PART I - LABORATORY SCALE

S u m m a r y

In this article, the bases of COD balancing in aerobic, anoxic and anaerobic activated sludge systems were introduced. Literature data has been showing, that simulations of balances COD close 100% are possible for aerobic reactors or anoxic/aerobic systems. On systems including anaerobic zones the balance of COD is close maximally in 85%. It is suggested, that the "loss" COD, which becomes appointed in balances, is associated with the process of hydrolysis or the fermentation of organic matter. Inappropriate accepting the "loss" COD in modelling and optimization of activated sludge process, influences on the growth of aeration costs and quantity of sewage sludge.

Key words: balance of COD, organic carbon, activated sewage sludge, nitrogen removal