

Wyniki dotychczasowych badań przeprowadzonych w Politechnice Gdańskiej we współpracy z firmą Saur Neptun Gdańsk w zakresie zewnętrznych źródeł węgla dla wspomagania procesu denitryfikacji

Do badań wykorzystano różne źródła węgla: konwencjonalne (ścieki komunalne, etanol i metanol) oraz alternatywne (ścieki poprodukcyjne z gorzelni, spirytus surowy, produkt uboczny fermentacji alkoholowej, ścieki z browaru oraz przetwórstwa ryb). Zawartość łatwo rozkładalnej frakcji rozpuszczonej w ściekach komunalnych wahała się w granicach od 24,8 do 40,1% (przy stosunku $ChZT/N_{og.}=7,0-9,1$). Wartości te są zbliżone do wartości średniorocznej. W dwóch przypadkach zawartość wspomnianej frakcji osiągnęła bardzo wysoką wartość 57,9 i 67,0% przy niższym stosunku $ChZT/N_{og.}$, odpowiednio 5,1 i 7,4. Próbkę chwilową, które pobrano do analiz z zakładów przemysłowych, wykazały, że ścieki powstające w tych zakładach mogą potencjalnie być wartościowym źródłem węgla dla procesu denitryfikacji w komunalnych oczyszczalniach ścieków. Wynika to z wysokiej zawartości łatwo rozkładalnej frakcji rozpuszczonej oraz wysokiego stosunku $ChZT/N_{og.}$ w tych ściekach. Charakterystykę wszystkich źródeł węgla, które zostały wykorzystane do badań przedstawiono w tabeli 1 i tabeli 2.

Tabela 1. Charakterystyka konwencjonalnych i alternatywnych źródeł węgla wykorzystanych do konwencjonalnego pomiaru szybkości denitryfikacji

Źródło węgla	ChZT	ChZT rozp.	N całkow.	P całkow.	Zawiesina ogólna	Zawiesina organiczna
	g ChZT/m ³	g ChZT/m ³	g N/m ³	g P/m ³	g/m ³	g/m ³
Ścieki komunalne	422 - 695	123 - 279	60 - 76	15,8 - 18,5	223 - 289	124 - 186
Etanol	1.800.000	1.800.000	-	-	-	-
Metanol	1.188.000	1.188.000	-	-	-	-
Ścieki poprodukcyjne z gorzelni	37.248	12.548	1.700	450	5.529	5.015
Spirytus surowy	2.142.720	1.210.140	500	0,6	13,2	10,8
Produkt uboczny fermentacji alkoholowej	1.988.640	1.808.890	<0,6	<0,4	69	68
Ścieki z browaru	2.380 - 7.052	1.920 - 5.307	40 - 300	4,5 - 25	206 - 1.387	88 - 1.336
Ścieki z przemysłu rybnego	32.763 - 60.098	26.470 - 33.926	900 - 2.950	395 - 1.425	1.520 - 21.138	678 - 19.651

Tabela 2. Charakterystyka konwencjonalnych i alternatywnych źródeł węgla wykorzystanych do pomiaru szybkości denitryfikacji w trakcie anoksyicznego poboru P

Źródło węgla	ChZT	ChZT rozp.	N ogólny	P ogólny	Zawiesina ogólna	Zawiesina organiczna
	g ChZT/m ³	g ChZT/m ³	g N/m ³	g P/m ³	g/m ³	g/m ³
Ścieki komunalne	430 - 632	157 - 358	72 - 84	15 - 21,8	245 - 300	132 - 194
Etanol	1.800.000	1.800.000	-	-	-	-
Metanol	1.188.000	1.188.000	-	-	-	-
Ścieki poprodukcyjne z gorzelnii	53 880	38 650	1 200	750	886	830
Spirytus surowy	2.142.720	1.210.140	500	0,6	13,2	10,8
Produkt uboczny fermentacji alkoholowej	1.988.640	1.808.890	<0,6	<0,4	69	68
Ścieki z browaru	2.380 - 7.052	1.920 - 5.307	40 - 300	4,5 - 25	206 - 1.387	88 - 1.336
Ścieki z przemysłu rybnego	32.763 - 60.098	26.470 - 33.926	900 - 2.950	395 - 1.425	1.520 - 21.138	678 - 19.651

Pomiary „konwencjonalne” wpływu różnych źródeł węgla na szybkości denitryfikacji.

Ścieki przemysłowe. Jednostkowe szybkości denitryfikacji obliczone na podstawie danych doświadczalnych zestawiono w tabeli 3, a wybrane wyniki pomiarów pokazano na rysunkach 1-7. Kiedy źródłem węgla były ścieki z gorzelnii, szybkości były stosunkowo stabilne i wahały się w granicach 3,0-5,1 g N/(kg s.m.o.·h), przy czym pomiary były wykonywane w temperaturach 22,2-24,0 °C. Nieco niższe szybkości denitryfikacji, w zakresie 1,8-2,7 g N/(kg s.m.o.·h), uzyskano w testach ze spirytusem surowym, spirytusem rektyfikowanym oraz produktem ubocznym fermentacji alkoholowej w temperaturze 20,2-21,8 °C. Wartości NUR dochodzące do 6,0 g N/(kg s.m.o.·h) były mierzone w trakcie niektórych doświadczeń ze ściekami z browaru i zakładu przetwórstwa rybnego. Zmienność jakości badanych ścieków z browaru spowodowała znaczne wahania mierzonych szybkości denitryfikacji w granicach od 2,4 do 6,0 g N/(kg s.m.o.·h) w temperaturze 18,9-22,7 °C.

“Efektywność” wykorzystania związków organicznych w doświadczeniach ze ściekami z gorzelnii (11,8-16,2 g ChZT/g N) była nieco niższa niż dla ścieków z zakładu przetwórstwa rybnego (7,9-13,1 g ChZT/g N). W przypadku ścieków z browaru, dla zmierzonej wyższej wartości NUR=6,0 g N/(kg s.m.o.·h), związki organiczne były wykorzystywane mniej „efektywnie”. Odzwierciedleniem tego była wyższa wartość stosunku $\Delta\text{ChZT}/\Delta\text{N}=20,8$ g ChZT/g N.

Związki organiczne w ściekach przemysłowych były wykorzystywane mniej efektywnie w porównaniu do ścieków komunalnych, dla których stosunki $\Delta\text{ChZT}/\Delta\text{N}$ mieściły się w granicach 2,3-6,0 g ChZT/g N. Podobną, jak dla ścieków oczyszczonych mechanicznie, efektywność wykorzystania związków organicznych uzyskano dla produktów z przemysłu

spirytusowego (spirytus surowy i rektyfikowany, produkt uboczny fermentacji), co wyrażone zostało stosunkiem $\Delta\text{ChZT}/\Delta\text{N}$ w zakresie 3,2-7,5 g ChZT/g N.

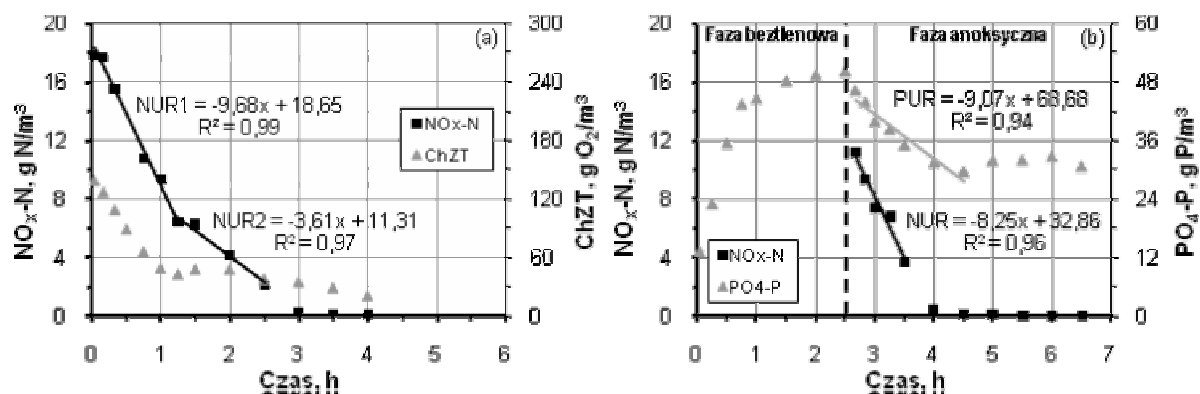
Tabela 3. Szybkości denitryfikacji i stosunki $\Delta\text{ChZT}:\Delta\text{N}$ w trakcie „konwencjonalnych” pomiarów szybkości denitryfikacji (Swinarski i wsp., 2008b)

Seria badań	Źródło węgla	Temperatura procesu	Stosunek $\Delta\text{ChZT}:\Delta\text{N}$	Szybkość denitryfikacji	
		°C	g ChZT/g N	NUR1	NUR2
1	Ścieki komunalne	18,8 - 23,2	2,3 - 6,0	4,6 - 7,8	1,4 - 4,2
2	Ścieki poprodukcyjne z gorzelni	22,2 - 24,0	11,8 - 16,2	3,0 - 5,1	-
3	Spirytus surowy	20,2 - 20,7	4,0 - 7,5	1,8 - 2,0	-
4	Produkt odpadowy fermentacji alkoholowej	21,6 - 21,8	4,5 - 6,6	2,5 - 2,7	-
5	Spirytus rektyfikowany	21,1 - 21,5	3,2 - 4,5	2,1 - 2,2	-
6	Ścieki z browaru	18,9 - 22,7	6,5 - 20,8	2,4 - 6,0	1,7 - 1,9
7	Ścieki z przemysłu rybnego	19,0 - 23,0	7,9 - 13,1	4,0 - 6,0	1,3 - 2,1
8	Metanol	19,4 - 22,2	1,2 - 23,7	0,4 - 1,5	-

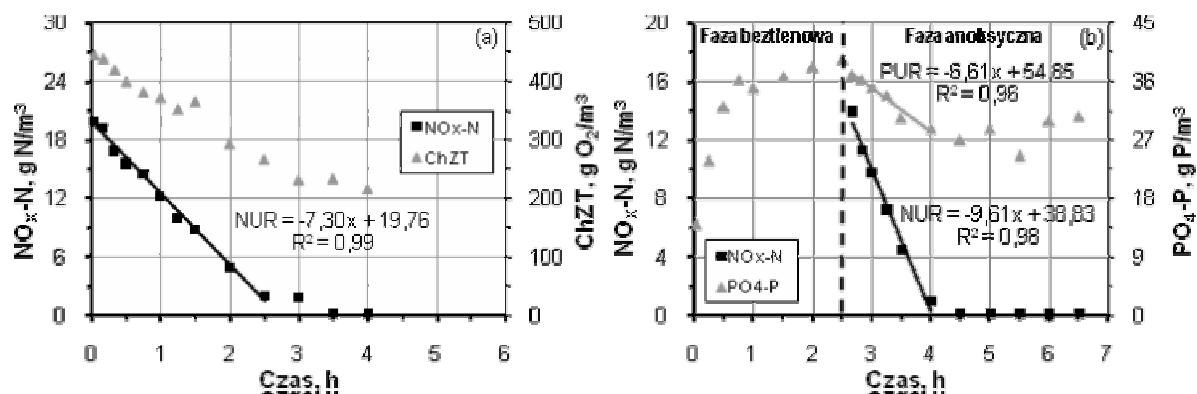
Wysoka zawartość frakcji rozpuszczonej ChZT w badanych ściekach i produktach przemysłowych spowodowała występowanie, w przypadku większości przeprowadzonych testów, pojedynczych szybkości denitryfikacji, których wartości są porównywalne z szybkościami mierzonymi dla frakcji łatworozkładalnej w ściekach komunalnych. Literaturowe wartości NUR dla ścieków komunalnych wahają się w granicach 1,0-5,0 g N/(kg s.m.o.·h) w temperaturze 20 °C (Henze i wsp., 1995). Naidoo i wsp. (1998) wykonali pomiary szybkości denitryfikacji w komunalnych oczyszczalniach ścieków, zlokalizowanych w 8 miastach Europy. Uzyskane wyniki wskazywały, że wartości NUR związane z wykorzystaniem frakcji łatworozkładalnej (NUR1) i wolnorozkładalnej (NUR2) wahały się odpowiednio w granicach 3,3-5,7 g N/(kg s.m.o.·h) i 1,6-3,6 g N/(kg s.m.o.·h). Zakresy te są zbliżone do wartości otrzymanych w oczyszczalni „Wschód” w trakcie doświadczeń ze ściekami komunalnymi (po oczyszczaniu mechanicznym), tj. 4,6-7,8 i 1,4-4,2 g N/(kg s.m.o.·h) w temperaturze 18,8-23,2 °C (Swinarski i wsp., 2007). Podobne wyniki uzyskano w trakcie wcześniejszych badań (Mąkinia i wsp., 2004), kiedy to NUR1=5,0-6,8 g N/(kg s.m.o.·h) i NUR2=2,8-3,0 g N/(kg s.m.o.·h). Wyższy zakres (NUR1) jest również porównywalny z wynikami podawanymi w literaturze dla laboratoryjnych systemów osadu czynnego zasilanych ściekami syntetycznymi lub rzeczywistymi z dodatkiem octanu (tabela 4).

Tabela 4. Przegląd literaturowych wartości szybkości denitryfikacji mierzonych w laboratoryjnych systemach osadu czynnego (pomiar konwencjonalne)

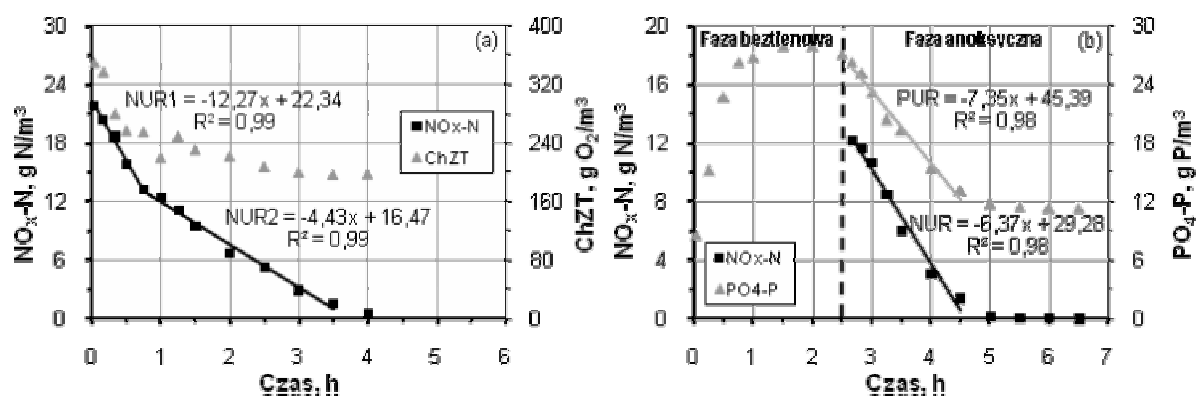
Źródło	System	NUR	Temp.	Uwagi
		g N/(kg s.m.o.·h)	°C	
Bortone i wsp. (1996)	DEPHANOX zasilany ściekami rzeczywistymi z dodatkiem octanu	5,3 - 14,4	20	
Artan i wsp. (1998)	Beztlenowy-tlenowy SBR zasilany ściekami syntetycznymi zawierającymi glukozę lub octan	2,0 - 3,7 8,0	brak danych	Glukoza Octan
You i wsp. (2001)	System hybrydowy (RBC w strefie tlenowej układu A ₂ /O)	4,6 - 4,8	20	Wys. zawartość PHA, dodatek octanu
	System hybrydowy (RBC w strefie tlenowej układu A ₂ /O)	2,4 - 3,4	20	Wys. zawartość PHA, bez dodatku octanu
	System hybrydowy (RBC w strefie tlenowej układu A ₂ /O)	1,8 - 4,2	20	Niska zawartość PHA, dodatek octanu
	System hybrydowy (RBC w strefie tlenowej układu A ₂ /O)	0,77 - 2,1	20	Niska zawartość PHA, bez dodatku octanu
Freitas i wsp. (2004)	Beztlenowy-tlenowy SBR zasilany ściekami syntetycznymi zawierającymi octan	3,4 - 6,6	20 - 30	



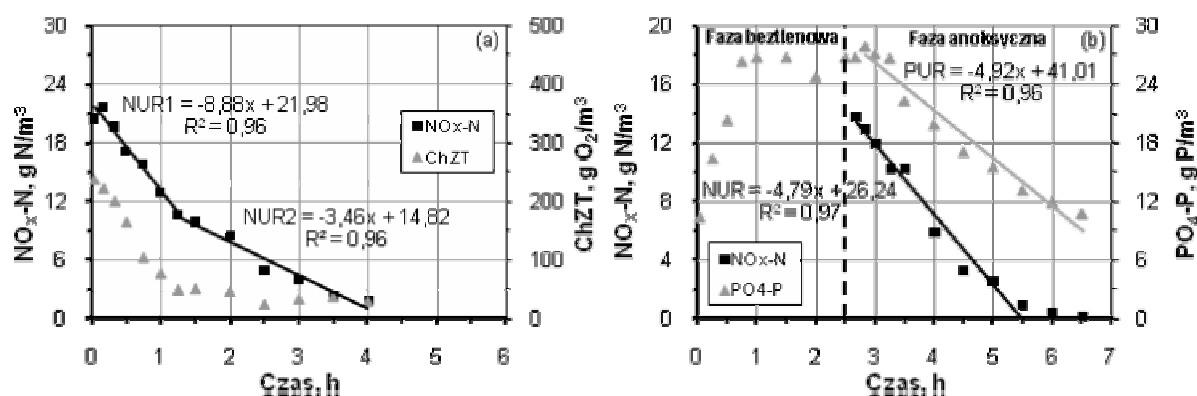
Rys.1. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem ścieków komunalnych jako źródła węgla: (a) pomiar konwencjonalny (T=18,8 °C, stężenie osadu s.m.o.=1,95 kg/m³), (b) pomiar w czasie anoksyjnego poboru P (T=23,9 °C, stężenie osadu s.m.o.=2,18 kg/m³) (Swinarski i wsp., 2007)



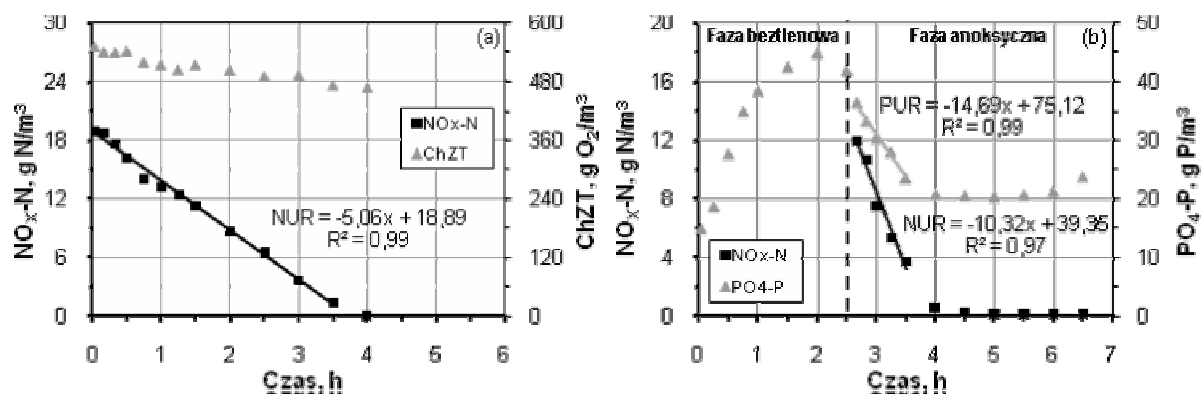
Rys. 2. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem ścieków z gorzelnii jako źródła węgla: (a) pomiar konwencjonalny (T=23,1 °C, stężenie osadu s.m.o.=1,53 kg/m³), (b) pomiar w czasie anoksyicznego poboru P (T=21,7 °C, stężenie osadu s.m.o.=2,08 kg/m³) (Swinarski i wsp., 2007)



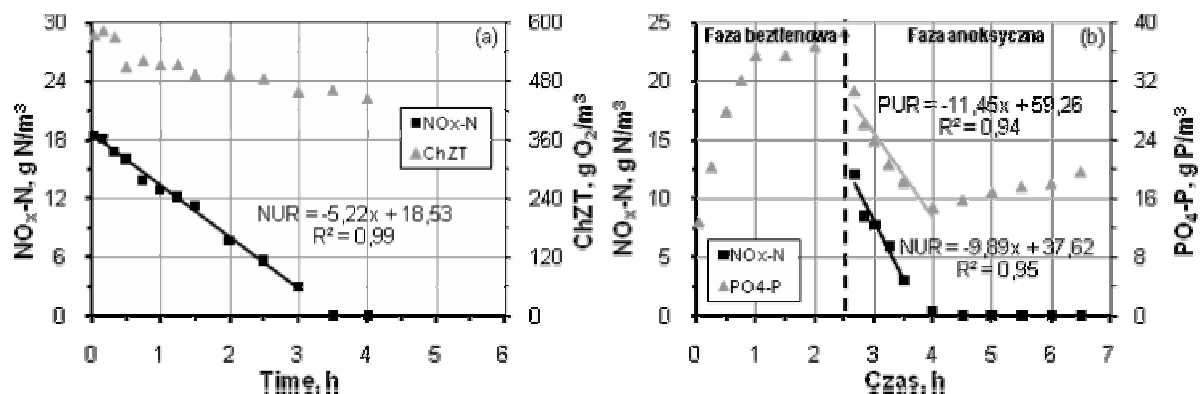
Rys. 3. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem ścieków z browaru jako źródła węgla: (a) pomiar konwencjonalny (T=18,9 °C, stężenie osadu s.m.o.=2,32 kg/m³), (b) pomiar w czasie anoksyicznego poboru P (T=18,8 °C, stężenie osadu s.m.o.=2,17 kg/m³) (Swinarski i wsp., 2008a)



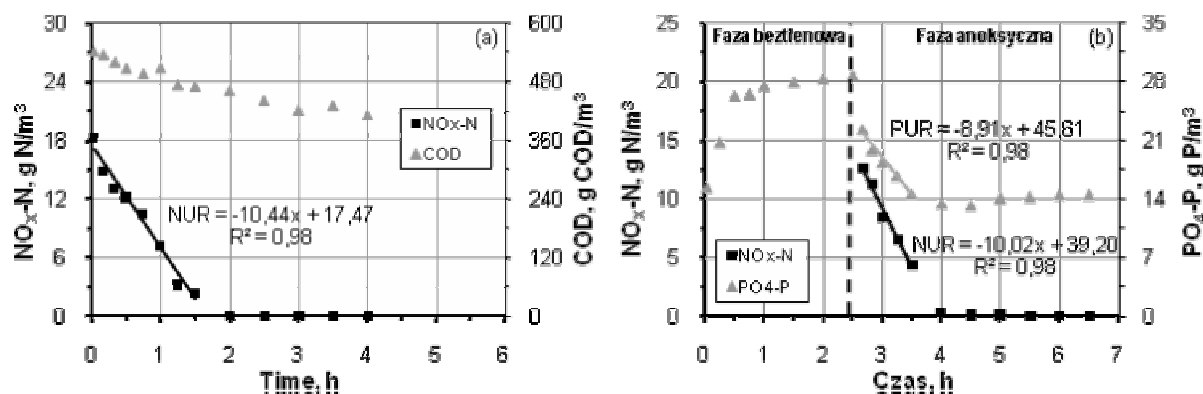
Rys. 4. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem ścieków z przemysłu rybnego jako źródła węgla: (a) pomiar konwencjonalny (T=19,0 °C, stężenie osadu s.m.o.=1,65 kg/m³), (b) pomiar w czasie anoksyicznego poboru P (T=25,9 °C, stężenie osadu s.m.o.=1,24 kg/m³) (Swinarski i wsp., 2008a)



Rys. 5. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem spirytusu rektyfikowanego (95% obj.) jako źródła węgla: (a) pomiar konwencjonalny ($T=21,1$ °C, stężenie osadu s.m.o.= $2,44$ kg/m³), (b) pomiar w czasie anoksyicznego poboru P ($T=20,2$ °C, stężenie osadu s.m.o.= $2,10$ kg/m³) (Swinarski i wsp., 2009)



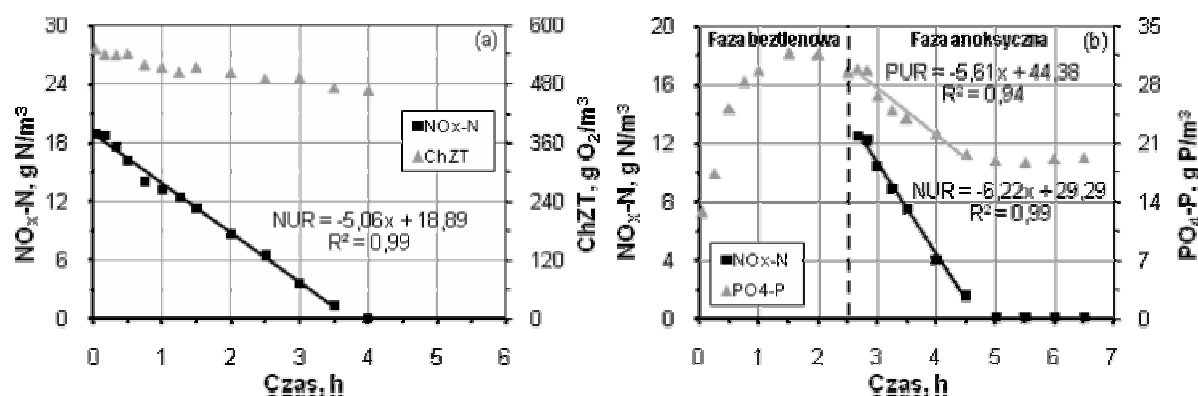
Rys. 6. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem spirytusu surowego z gorzelnii jako źródła węgla: (a) pomiar konwencjonalny ($T=20,7$ °C, stężenie osadu s.m.o.= $2,58$ kg/m³), (b) pomiar w czasie anoksyicznego poboru P ($T=19,7$ °C, stężenie osadu s.m.o.= $2,25$ kg/m³) (Swinarski i wsp., 2009)



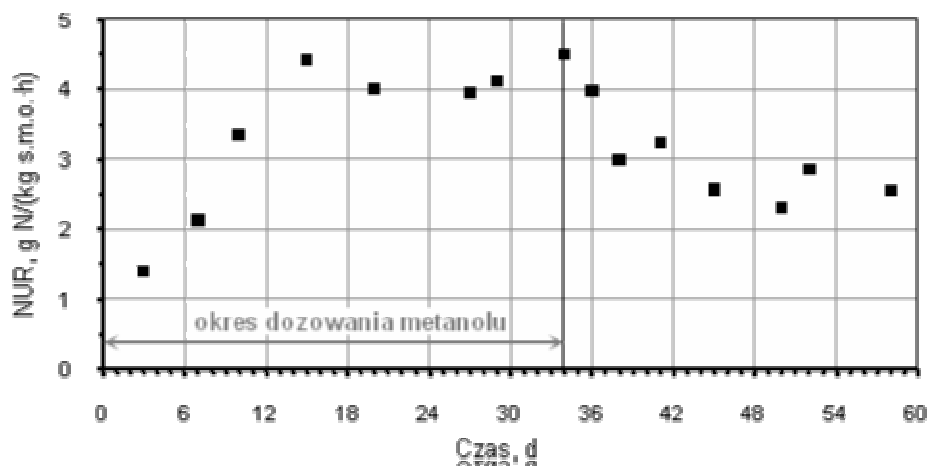
Rys. 7. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem produktu ubocznego fermentacji alkoholowej jako źródła węgla: (a) pomiar konwencjonalny ($T=21,9$ °C, stężenie osadu s.m.o.= $3,94$ kg/m³), (b) pomiar w czasie anoksyicznego poboru P ($T=22,4$ °C, stężenie osadu s.m.o.= $2,33$ kg/m³) (Swinarski i wsp., 2009)

Metanol. Mierzone szybkości denitryfikacji dla metanolu jako zewnętrznego źródła węgla były znacznie niższe w porównaniu do ścieków przemysłowych i komunalnych oraz badanych produktów przemysłu spirytusowego (Tabela 3). Przykład pomiaru z metanolem pokazano na rysunku 8. Uzyskane wartości NUR, tj. 0,4-1,5 g N/(g s.m.o.·h) w temperaturze 19,4-22,2 °C, są również niższe niż wartości literaturowe, które wahają się w granicach 3,0-4,5 g N/(kg s.m.o.·h) dla $T = 20\text{ °C}$ (Christensson i wsp., 1994; Nyberg i wsp., 1996; Purtschert i wsp., 1996). Z powodu dużego rozrzutu stężeń ChZT mierzonych w trakcie doświadczeń z metanolem ($r^2 \approx 0.1$), w przypadku niektórych testów nie można było ustalić miarodajnej wartości stosunku $\Delta\text{ChZT}/\Delta\text{N}$.

Ważnym zagadnieniem związanym z dawkowaniem metanolu jest okres adaptacji potrzebny do zmiany składu mikroorganizmów w biomase czynnego i promocji bakterii denitryfikacyjnych rosnących na metanolu. Louzeiro i wsp. (2002) zaobserwowali, że dawkowanie metanolu do reaktorów nieprzepływowych z niezaadaptowanym osadem nie poprawiło szybkości denitryfikacji. Jednak szybkość ta wzrosła o 55% gdy do doświadczeń wykorzystywano osad zaadaptowany. W badaniach Hallin i Pell (1998), okres adaptacji był bardzo powolny i zdolność osadu do denitryfikacji zwiększała się w ciągu całego okresu badawczego (90 d). Nyberg i wsp. (1992, 1996) wykazali, że potrzebny był okres 50-70 d (odpowiadający około dwu - trzykrotnej długości wieku osadu), aby osiągnąć stabilną szybkość denitryfikacji z metanolem jako źródłem węgla. Z kolei w oczyszczalni ścieków w Zurichu, wpływ dawkowania metanolu był bardzo szybki i już po kilku dniach efektywność usuwania azotu w ciągu z dawkowaniem metanolu (21 g ChZT/m^3) wzrosła o prawie 40% w porównaniu z równoległym ciągiem bez dawkowania metanolu (Purtschert i wsp., 1996). W niniejszych badaniach zaobserwowano wyraźny wpływ adaptacji osadu na szybkość denitryfikacji w pilotowym układzie przepływowym (Rys. 9). W pierwszej fazie (0-14 d) mierzona szybkość systematycznie wzrastała w tempie $0,26\text{ g N/(s.m.o.·h)}$ na dobę. Po ponad dwóch tygodniach szybkość ustabilizowała się na poziomie nieco niższym niż wartość mierzona w trakcie konwencjonalnych pomiarów ze ściekami z gorzelnii jako źródłem węgla. Po zaprzestaniu dozowania metanolu (34 d), szybkość denitryfikacji zaczęła spadać i osiągnęła wartość około $2.5\text{ g N/(kg s.m.o.·h)}$ w końcowej fazie eksploatacji stacji pilotowej, tj. po 58 dobach.



Rys. 8. Przykładowy pomiar szybkości denitryfikacji z wykorzystaniem metanolu jako źródła węgla i osadem niezaadaptowanym: (a) pomiar konwencjonalny ($T=22,5\text{ °C}$, stężenie osadu (s.m.o.)= $2,49\text{ kg/m}^3$), (b) pomiar w czasie anoksyjnego poboru P ($T=20,0\text{ °C}$, stężenie osadu (s.m.o.)= $1,61\text{ kg/m}^3$) (Swinarski i wsp., 2008b)



Rys. 9. Wpływ adaptacji biomasy do metanolu na szybkość denitryfikacji (pomiar konwencjonalny) (Swinarski i wsp., 2009)

Pomiary wpływu różnych źródeł węgla na szybkość denitryfikacji w czasie anoksyicznego poboru P

Metoda wyznaczania efektywności denitryfikacji w wysokoefektywnych systemach osadu czynnego z biologicznym usuwaniem fosforu różni się od metody stosowanej w odniesieniu do systemów, w których zachodzi jedynie usuwanie azotu (nityfikacja-denitryfikacja). Wynika to z tego, że prawie cała frakcja łatworozkładalna jest zużywana w strefie beztlenowej oraz znaczna część bakterii fosforowych (PAO) jest zdolna do denitryfikacji z wykorzystaniem związków zmagazynowanych wewnątrz komórek. W celu określenia wpływu początkowych warunków beztlenowych na denitryfikację, pomiary szybkości tego procesu były również wykonywane w czasie doświadczeń z beztlenowym uwalnianiem fosforanów i ich poborem w warunkach anoksyicznych. Źródłem lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) niezbędnych dla uwalniania fosforanów były ścieki komunalne po oczyszczaniu mechanicznym, natomiast na początku fazy anoksyicznej było dodawane do reaktora dodatkowe źródło węgla. Jednostkowe szybkości denitryfikacji obliczone na podstawie danych doświadczalnych zestawiono w tabeli 5, a wybrane wyniki pokazano na rysunkach 1-8.

Kiedy na początku fazy anoksyicznej dozowane były ścieki i produkty z przemysłu spirytusowego oraz ścieki z przetwórstwa rybnego, mierzone szybkości denitryfikacji wynosiły 2,6-4,9 g N/(kg s.m.o.h). Wartości te były wyższe w porównaniu do pomiarów referencyjnych (bez dawkowania dodatkowego źródła węgla) z szybkościami w zakresie 2.1-3.8 g N/(kg s.m.o.h). Mierzone równocześnie szybkości anoksyicznego poboru fosforanów pozostawały na poziomie pomiarów referencyjnych. Wyniki te mogą świadczyć o tym, że wymienione wyżej rodzaje ścieków przemysłowych poprawiają efektywność denitryfikacji bez istotnego wpływu na proces biologicznego usuwania fosforu. W przypadku ścieków przemysłowych z browaru, mierzone szybkości denitryfikacji (1.1-2.9 g N/(kg s.m.o.h)) i anoksyicznego poboru fosforanów (1.1-3.4 g P/(kg s.m.o.h)) były niższe i zróżnicowane. Dla porównania, w trakcie identycznych doświadczeń bez dawkowania dodatkowego źródła węgla (Mąkinia i wsp., 2006), mierzone wartości NUR, 2,5-3,1 g N/(kg s.m.o.h), były silnie skorelowane ($r^2 = 0.97-0.98$) z mierzonymi równolegle szybkościami poboru fosforanów (PUR), 2,2-3,0 g P/(kg s.m.o.h). Stosunek wykorzystania azotanów i fosforanów ($\Delta\text{NO}_3\text{-N}/\Delta\text{PO}_4\text{-P}$) wahał się w zakresie 1,0-1,2 g N/g P. Pomimo widocznej, silnej zależności

pomiędzy tymi dwoma procesami, rzeczywisty udział bakterii fosforowych (PAO) zdolnych do denitryfikacji w redukcji $\text{NO}_3\text{-N}$ był niewielki. Wartość współczynnika redukcyjnego dla bakterii PAO w warunkach anoksyicznych, $\eta_{\text{NO}_3, \text{PAO}}$, była niewielka i wynosiła 0,32 (Mąkinia i wsp., 2006). Wyniki symulacji komputerowych wykazały, że wartość NUR związana z anoksyicznym magazynowaniem polifosforanów i wzrostem bakterii PAO stanowiła tylko 16,0-16,7% wartości NUR związanej z aktywnością „zwykłych” bakterii heterotroficznych.

Tabela 5. Szybkość denitryfikacji i poboru P w fazie anoksyicznej doświadczenia w reaktorze przepływowym (beztlenowe uwalnianie P/anoksyiczny pobór P) (Swinarski i wsp., 2008b)

Seria badań	Źródło węgla	Temperatura procesu	Faza anoksyiczna		
			Szybkość denitryfikacji	Szybkość poboru P	$\Delta\text{N}/\Delta\text{P}$
		°C	g N/(kg s.m.o.·h)	g P/(kg s.m.o.·h)	g N/g P
1	brak	21,2 – 24,3	2,1 – 3,8	2,3 – 6,8	0,6 – 1,2
2	Ścieki komunalne	19,9 – 24,5	1,5 – 4,0	1,2 – 4,8 (PUR1) 0,6 – 1,6 (PUR2)	0,7 – 3,3
3	Ścieki z gorzelni	21,7 – 21,8	4,3 – 4,6	3,2 – 3,3	1,4
4	Alkohol rektyfikacyjny	19,7 – 20,7	3,2 – 4,4	2,9 – 5,1	0,7 – 1,1
5	Oleje fuzlowe	21,4 – 22,4	3,5 – 4,3	3,8 – 4,0	0,6 – 1,1
6	Etanol	20,0 – 20,2	3,7 – 4,9	5,2 – 7,0	0,6 – 1,0
7	Ścieki z browaru	18,8 – 20,6	1,1 – 2,9	1,1 – 3,4	0,8 – 1,2
8	Ścieki z przem. rybnego	18,9 – 26,6	2,6 – 4,9	2,4 – 4,0	0,9 – 1,7
9	Metanol	19,3 – 22,0	1,4 – 3,9	1,3 – 3,5	1,1 – 1,5

Wnioski z dotychczas przeprowadzonych badań kinetycznych

Dane literaturowe, jak również wyniki serii doświadczeń laboratoryjnych potwierdziły, że istnieje duży potencjał w zastosowaniu ścieków lub produktów z różnych gałęzi przemysłu spożywczego jako zewnętrznego źródła węgla organicznego do usprawnienia procesu usuwania azotu w komunalnych oczyszczalniach ścieków.

W trakcie konwencjonalnych pomiarów szybkości denitryfikacji w reaktorze nieprzepływowym, ze ściekami przemysłowymi jako źródłem węgla, obserwowane były szybkości procesu w zakresie od 1,8 do 6,0 g N/(kg s.m.o.·h). Wartości te są zbliżone do wyników uzyskiwanych przy wykorzystaniu łatworozkładalnej frakcji ChZT w ściekach komunalnych po oczyszczaniu mechanicznym.

W doświadczeniach z metanolem jako dodatkowym źródłem węgla, szybkości denitryfikacji (pomiar konwencjonalny) z osadem niezaadaptowanym były bardzo niskie i wahały się w granicach 0,4-1,5 g N/(g s.m.o.·h). Dopiero po okresie dwóch tygodni adaptacji osadu w laboratoryjnym układzie przepływowym A₂/O, wartości NUR ustabilizowały się na poziomie ponad 4,0 g N/(kg s.m.o.·h). Po zaprzestaniu dozowania metanolu, szybkość denitryfikacji zaczęła stopniowo spadać i po czterech tygodniach osiągnęła wartość około 2,5 g N/(kg s.m.o.·h).

Kiedy szybkość denitryfikacji była mierzona w warunkach anoksycznych po fazie beztlenowej, dodatek ścieków i produktów przemysłowych powodował zwykle wzrost wartości NUR w porównaniu do testów ze ściekami komunalnymi i metanolem. Jednocześnie nie zaobserwowano wyraźnego, negatywnego wpływu na proces anoksycznego poboru fosforanów. Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki badań, szczególnie interesujące są produkty z przemysłu spirytusowego (etanol, alkohol rektyfikacyjny, oleje fuzlowe), dla których uzyskano szybkości denitryfikacji średnio o ponad 30% wyższe niż dla ścieków oczyszczonych mechanicznie.

Zastosowanie tego rodzaju alternatywnych źródeł węgla zewnętrznego na oczyszczalniach ścieków, oprócz korzyści związanych z intensyfikacją usuwania azotu, może również przyczynić się do obniżenia kosztów eksploatacyjnych oczyszczalni oraz zrównoważonego rozwoju gospodarki poprzez wykorzystanie produktów odpadowych z przemysłu. Praktycznym problemem eksploatacyjnym, który może pojawić się w trakcie dozowania ścieków przemysłowych w obiektach w skali technicznej, może być okresowa zmienność ich składu. Dotyczy to szczególnie łatworozkładalnej, rozpuszczonej frakcji związków organicznych. Konieczne jest przeprowadzenie badań technologicznych określających warunki i skutki ich dawkowania.

Bibliografia

- Artan, N., Tasli, R., Ozgur, N., Orhon, D. (1998). The fate of phosphate under anoxic conditions in biological nutrient removal activated sludge systems. *Biotech. Letters*, 20, 1085-1090.
- Bortone, G., Saltarelli, R., Alonso, V., Sorm, R., Wanner, J., Tilche, A. (1996). Biological anoxic phosphorus removal - The DEPHANOX process. *Wat. Sci. Tech.*, 34(1-2), 119-128.
- Christensson, M.; Lie, E.; Welander, T. (1994) A Comparison Between Ethanol and Methanol as Carbon Sources for Denitrification. *Water Sci. Technol.*, 30 (6), 83-90.
- Freitas, F., Temudo, M., Almeida, J.S., Reis, M.A.M. (2004). Flux of carbon, nitrogen and phosphorus in a biological nutrient removal process at different operating conditions. *Water and Environmental Management Series (Young Researchers 2004)*, IWA Publishing, Londyn, 79-88.
- Hallin, S. i Pell, M. (1998). Metabolic properties of denitrifying bacteria adapting to methanol and ethanol in activated sludge. *Wat. Res.*, 32, 13-18.
- Henze, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J. and Arvin, E. (1995): *Wastewater treatment. Biological and chemical processes*. Springer Verlag, Berlin.
- Louzeiro N.R., Mavinic D.S., Oldham W.K., Meisen A., Gardber I.S. (2002). Methanol-induced biological nutrient removal kinetics in a full sequencing batch reactor. *Wat. Res.*, 36, 2721-2732.
- Mąkinia, J., Dobiegała, E., Swinarski, M. (2004). The Polish perspective on adopting EU standards for nitrogen removal at large WWTP's – case studies. *Wat. Sci. Tech.*, 50(7), 27-34.
- Mąkinia, J., Rosenwinkel, K.-H., Swinarski, M., Dobiegała, E. (2006). Experimental and model-based evaluation of the role of denitrifying PAO at two large scale WWTPs in northern Poland. *Wat. Sci. Tech.*, 54(8), 73-81.
- Naidoo, V., Urbain, V., Buckley, C.A. (1998). Characterisation of wastewater and activated sludge from European municipal wastewater treatment plants using the NUR test. *Wat. Sci. Tech.*, 38(1), 303–310.
- Nyberg, U., Aspergren, H., Andersson, B., Jansen J. la C., Villadsen I.S. (1992). Full-scale application of nitrogen removal with methanol as carbon source. *Wat. Sci. Tech.* 26 (5-6) 1077-1086.
- Nyberg U., Andersson B., Aspefren H. (1996). Long-term experiences with external carbon sources for nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.*, 33(12), 109-116.
- Purtschert I., Siegrist H., Gujer W. (1996). Enhanced denitrification with methanol at WWTP Zurich-Wordholzli. *Wat. Sci. Tech.*, 33 (12), 117-126.
- Swinarski, M., Mąkinia, J., Czerwionka, K., Fordoński, W. (2007) Improving denitrification efficiency at the “Wschod” WWTP in Gdansk (Poland) – effects of different carbon sources. In: *Proc. of the IWA Specialty Conf. on the Design, Operation and Economics of Large WWTPs*, Vienna (Austria), 9-13 September, 2007.
- Swinarski, M., Mąkinia, J., Czerwionka, K., Chrzanowska, M. (2008a). Industrial wastewater as an external carbon source for optimization of nitrogen removal at the “Wschod” WWTP in Gdansk (Poland). (przedstawiony jako “long platform presentation” na *IWA World Water Congress and Exhibition*, 7–12 września 2008 r., Wiedeń (Austria)) (również *Water Science & Technology*, 59(1), 57-64.)

- Swinarski, M., Mąkinia, J., Czerwionka, K., Chrzanowska, M., Drewnowski, J. (2008b). Comparison of the Effects of Conventional and Alternative External Carbon Sources for Enhancing of the Denitrification Process. (przedstawiony jako “oral presentation” na *81st Annual WEF Technical Exhibition and Conference WEFTEC’08*, 18–22 października 2008 r., Chicago (USA)) (również *Water Environment Research*, 81 (9), 896-906)
- Swinarski, M., J Mąkinia, J., Fordoński, W., Drewnowski, J., Chrzanowska, M., Czerwionka, K. Fernandez, F.J. (2009). The potential of enhancing denitrification in the activated sludge process with by-products from the alcohol production. *Proceedings of the 2nd IWA Specialized Conference “Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes”*, 6-9 września 2009 r., Kraków, 451-458.
- You, S.J., Ouyang, C.F., Lin, S.F., Chuang, S.H., Hsu, C.L. (2001). Anoxic biological phosphorus uptake/release with high/low intracellular polymers. *J. Env. Eng. ASCE*, 127, 838-843.