

Irena Bojanowska, Mariusz Pepliński

## Ocena efektywności biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni w Tczewie

Skuteczność usuwania związków organicznych i biogenych w procesie biologicznego oczyszczania ścieków zależy między innymi od liczebności mikroorganizmów i ich aktywności biochemicznej, a także od wielu różnych parametrów, takich jak wiek osadu czynnego, temperatura i pH ścieków, stężenie tlenu rozpuszczonego oraz zawartość substancji odżywczych i toksycznych. Aby stworzyć optymalne warunki do rozwoju określonej grupy mikroorganizmów w procesie biologicznego oczyszczania ścieków należy prowadzić systematyczną kontrolę pracy osadu czynnego, m.in. w oparciu o pomiar szybkości procesów nitrifikacji, denitrifikacji i defosfatacji. Kontrola analityczna tych procesów jest podstawą do prowadzenia bieżącej oceny efektywności procesów biologicznego oczyszczania ścieków.

Celem niniejszej pracy było porównanie efektywności procesów biologicznego oczyszczania ścieków w zależności od pory roku i sposobu prowadzenia procesu technologicznego w oczyszczalni ścieków w Tczewie. Na podstawie przeprowadzonych badań dokonano oceny wpływu wybranych parametrów technologicznych na skuteczność biologicznego oczyszczania ścieków oraz określono optymalne warunki prowadzenia tego procesu.

### Przedmiot i metodyka badań

Biologiczne oczyszczanie ścieków w miejskiej oczyszczalni w Tczewie realizowane jest kolejno w procesach defosfatacji, denitrifikacji, nitrifikacji (także w osadnikach wtórnych) [1]. Objętości poszczególnych komór są następujące:

- komora beztlenowa: 2508 m<sup>3</sup>,
- komora denitrifikacji: 10588 m<sup>3</sup>,
- komora nitrifikacji: 22018 m<sup>3</sup>,
- trzy osadniki wtórne (1, 2, 3): 8817 m<sup>3</sup>.

W oczyszczalni ścieków przewidziano symultaniczną stabilizację osadu w komorze nitrifikacji oraz stabilizację tlenową w wydzielonych komorach napowietrzania. Natężenie dopływu ścieków do oczyszczalni w badanym okresie (styczeń–sierpień 2002 r.) wynosiło 11159 m<sup>3</sup>/d. Ścieki dopływające do oczyszczalni charakteryzowały się znacznym udziałem łatwo rozkładalnych związków węgla, pochodzących ze ścieków drożdżowniczych. Podstawowe (średnie) wskaźniki składu ścieków były następujące:

- BZT<sub>5</sub>: 899 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>,
- azot ogólny: 80,5 gN/m<sup>3</sup>,
- fosfor ogólny: 15,4 gP/m<sup>3</sup>.

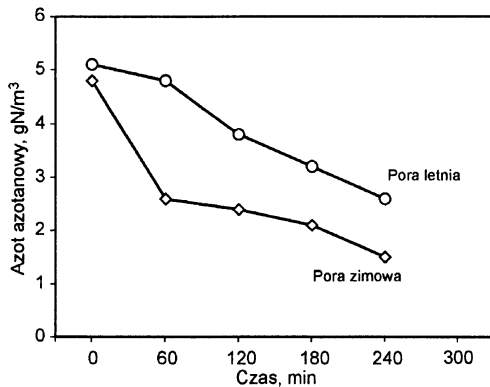
Skuteczność procesów nitrifikacji i defosfatacji określono w warunkach laboratoryjnych w mieszaninie osadu czynnego i ścieków pobranej na wlocie do komory tlenowej, zaś skuteczność denitrifikacji określono w mieszaninie pobranej na odpływie z komory tlenowej. Stężenia azotu amonowego i fosforanów w napowietrzanych ściekach oznaczono w próbkach sączonych, pobieranych co godzinę. Badania skuteczności denitrifikacji przeprowadzono w podobny sposób, zastępując napowietrzanie mieszaniną, a w ściekach oznaczono azot azotanowy. Badania przeprowadzono bez dodatku substancji pożywkowych w temperaturach 13 °C (pora zimowa) i 20 °C (pora letnia).

W kolejnym etapie badaniom poddano zawartość tlenowej komory osadu czynnego, ścieki oczyszczone i osad zagęszczony po osadnikach wtórnych oraz ciecz nadosadową z komory tlenowej stabilizacji osadu. Badania te przeprowadzono w porze zimowej (I–III 2002 r.) i porze letniej (VI–VIII 2002 r.). W wybranych punktach komory tlenowej oznaczono zawartość związków biogenych oraz zbadano szybkość poboru tlenu przez osad czynny. Stężenie tlenu w mieszaninie ścieków i osadu czynnego określono za pomocą stacjonarnych sond tlenowych. Jednocześnie rejestrowano zużycie powietrza za pomocą przepływomierza zamontowanego na rurociągu sprężonego powietrza. Zbadano również proces denitrifikacji i uwalniania fosforu w osadnikach wtórnych oraz przebieg uwalniania związków fosforu w komorze tlenowej stabilizacji osadu.

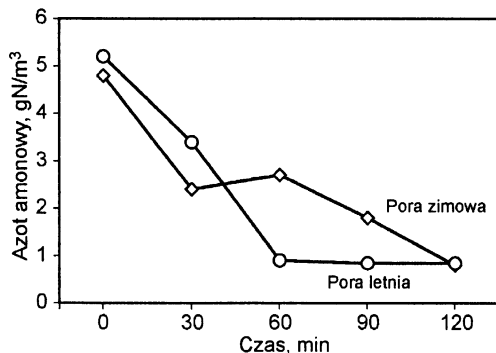
Zawartości azotu amonowego i azotanowego oraz fosforanów w ściekach oznaczono wg noty aplikacyjnej firmy HACH, BZT<sub>5</sub> określono w aparatach Oxytop (Merck), pobór tlenu przez osad czynny zmierzono tlenomierzem OXI 320 (WTW), natomiast stężenie osadu czynnego oznaczono zgodnie z PN-72/C-04559.

### Sprawność biologicznego oczyszczania ścieków w skali laboratoryjnej

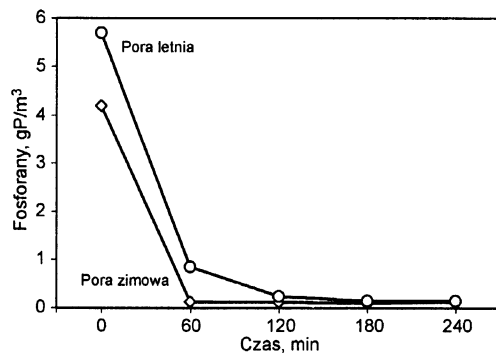
Sprawność procesu denitrifikacji była nieco wyższa w porze zimowej, co mogło być związane z obecnością łatwo rozkładalnych związków organicznych w ściekach (podczas badań nie stosowano zewnętrznego źródła węgla). Intensywna eliminacja azotanów zachodziła podczas pierwszej fazy procesu (60 min), co było spowodowane dostępnością substratów łatwo rozkładalnych, natomiast przebieg drugiej fazy denitrifikacji był wolniejszy, ponieważ bakterie wykorzystywały trudno przyswajalne (endogenne) źródło węgla (rys. 1). Proces nitrifikacji zachodził sprawniej w porze letniej. Po 60 min stężenie azotu amonowego wynosiło poniżej 1 gN/m<sup>3</sup>, podczas gdy w porze zimowej efekt ten uzyskano dopiero po dwukrotnie dłuższym czasie (rys. 2). Nie stwierdzono wpływu temperatury na przebieg procesu usuwania fosforu ze ścieków (rys. 3).



Rys. 1. Zmiana stężenia azotu azotanowego w procesie denitryfikacji



Rys. 2. Zmiana stężenia azotu amonowego w procesie nityfikacji

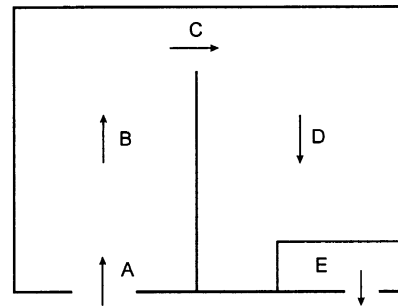


Rys. 3. Zmiana stężenia fosforanów w procesie defosfatacji

### Sprawność biologicznego oczyszczania ścieków w skali technicznej

Na rysunku 4 zaznaczono miejsca poboru próbek (A – początek komory, B – 25%, C – 50%, D – 75%, E – 100% całkowitej drogi przepływu ścieków w komorze nityfikacji), natomiast w tabeli 1 zamieszczono wartości wskaźników i parametrów biologicznego oczyszczania ścieków w różnych częściach komory nityfikacji, w zależności od pory roku.

Analiza uzyskanych wyników wykazała, że proces biologicznego oczyszczania ścieków w głównej mierze przebiegał w pierwszej części komory nityfikacji (strefa A–B), ponieważ



Rys. 4. Schemat blokowy komory nityfikacji

w tej części komory występowało największe zapotrzebowanie na tlen. W miarę dalszego przepływu ścieków w komorze napowietrzania zapotrzebowanie na tlen ulegało zmniejszeniu, a w pozostałej części komory (strefa D–E) tlen potrzebny był tylko do utrzymania aktywności życiowej osadu czynnego. Zjawisko to jest charakterystyczne dla tego typu reaktorów przepływowych.

Ze względu na założoną w projekcie i realizowaną symultaniczną stabilizację osadu w komorze nityfikacji oraz stabilizację w wydzielonych komorach napowietrzania, pojemność komory nityfikacji jest znacznie większa. Stabilizacja osadu była jednak możliwa przy dużo niższym ładunku BZT<sub>5</sub>, a tym samym niższej produkcji osadu nadmiernego. Obecnie, przy zwiększonym dopływie ładunku BZT<sub>5</sub>, w stosunku do ładunku założonego w projekcie (dwukrotny wzrost), występuje tylko częściowa stabilizacja tlenowa osadu. Za osad całkowicie ustabilizowany uważa się taki, który wykazuje zapotrzebowanie na tlen poniżej 1,5 gO<sub>2</sub>/kg·h [2]. W celu określenia szybkości oddychania endogenne mikroorganizmów osadu czynnego, a tym samym stopnia jego stabilizacji, pomiar zużycia tlenu wykonano tylko w próbie osadu czynnego, bez dodatku ścieków surowych. Uzyskana najniższa wartość w porze zimowej (2,2 gO<sub>2</sub>/kg·h) świadczyła o niepełnej stabilizacji osadu.

Stopień stabilizacji osadu, a tym samym efekt obniżania zawartości endogennej substancji organicznej osadu, uzależniony jest od temperatury ścieków, przy czym wraz ze wzrostem temperatury rośnie szybkość rozkładu endogenne związków organicznych. Na potwierdzenie zwiększonej stabilizacji osadu w porze letniej wskazuje spadek zawartości substancji organicznej w osadzie czynnym z 80,2% (styczeń) do 74,5% (czerwiec) (tab. 2).

Z przedstawionych wyników badań widać, że nieco wyższe efektywności procesów nityfikacji i denitryfikacji występowały w porze letniej. Wpływ temperatury na przebieg nityfikacji był najbardziej widoczny w porze zimowej, dlatego aby w tym czasie można było uzyskać podobny efekt jak w porze letniej zwiększa się wiek osadu. Jeśli zawartość łatwo rozkładalnych związków organicznych w ściekach jest wystarczająca, wówczas temperatura ma mniejszy wpływ na efektywność denitryfikacji, jak to miało miejsce w badanej oczyszczalni. Efektywność procesu denitryfikacji zależy poza tym od wartości stosunku BZT<sub>5</sub> do stężenia azotu w ściekach surowych, stopnia recyrkulacji osadu, obciążenia osadu oraz

Tabela 1. Przebieg biologicznego oczyszczania ścieków w komorze nityfikacji w zależności od pory roku

Punkt poboru ścieków w komorze tlenowej (rys. 4)	Azot amonowy gN/m <sup>3</sup>		Azot azotanowy gN/m <sup>3</sup>		Fosforany gP/m <sup>3</sup>		Jednostkowa szybkość poboru tlenu przez osad czynny gO <sub>2</sub> /kg·h		Stężenie osadu g/dm <sup>3</sup>	
	zima	lato	zima	lato	zima	lato	zima	lato	zima	lato
A	6,0	5,9	1,8	1,3	3,5	3,2	4,3	11,8	5,30	3,04
B	2,1	1,1	3,2	3,2	0,4	0,3	–	–	–	–
C	2,4	1,1	4,4	3,2	0,2	0,4	–	–	–	–
D	2,0	1,1	4,6	3,8	0,2	0,2	–	–	–	–
E	2,3	1,1	4,8	3,8	0,1	0,4	2,2	5,1	5,00	2,67

Tabela 2. Parametry technologiczne procesu oczyszczania ścieków (wartości średnie w 2002 r.)

Parametr, jednostka	Pora zimowa	Pora letnia
Stężenie osadu, g/dm <sup>3</sup>	5,0	3,7
Wiek osadu w komorze tlenowej, d	23,0	15,0
Obciążenie osadu ładunkiem BZT <sub>5</sub> w komorze tlenowej, kgO <sub>2</sub> /kg·d	0,133	0,184
Temperatura ścieków, °C	13,6	22,8
Jednostkowa szybkość poboru tlenu przez osad czynny, gO <sub>2</sub> /kg·h	17,4	32,8
Stężenie tlenu w reaktorze, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	1,7	0,9
Zużycie powietrza, m <sup>3</sup> /d	274 786	325 319
Recyrkulacja zewnętrzna (α), m <sup>3</sup> /h (%)	427,0 (92)	517,0 (111)
Recyrkulacja wewnętrzna (β), m <sup>3</sup> /h (%)	4464 (960)	4464 (960)
Zawartość substancji organicznych w osadzie czynnym, %	80,2	74,5

udziału pojemności komory denitryfikacji w całkowitej pojemności komory osadu czynnego [3,4]. W związku z korzystnym stosunkiem BZT<sub>5</sub>/N=5 w ściekach surowych [4], możliwe było zwiększenie obciążenia osadu czynnego ładunkiem BZT<sub>5</sub> w porze letniej, co korzystnie wpłynęło na przebieg procesu denitryfikacji.

Utrzymujące się w porze letniej niskie stężenie tlenu w komorze nityfikacji sprawia, że wewnątrz kłaczka jest praktycznie beztlenowe i może tam zachodzić symultaniczna denitryfikacja, czego efektem będzie niższe stężenie azotanów w ściekach oczyszczonych.

W oczyszczalni ścieków w Tczewie zastosowano tzw. denitryfikację wyprzedzającą w części komory stanowiącej 30% całkowitej pojemności komory osadu czynnego (nityfikacji+denitryfikacji). Przy tym stosunku objętości komór wydajność denitryfikacji wynosi 0,10 kgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/kgBZT<sub>5</sub> [4,5], zatem cały azot azotanowy powinien ulec denitryfikacji, a dodatkowo może być zużyty do przyrostu biomasy. Wysoki udział łatwo rozkładalnych substancji organicznych w ściekach dopływających do oczyszczalni w Tczewie sprawia, że pojemność komory denitryfikacji jest zbyt duża, przez co zmniejsza się obciążenie osadu czynnego w tej komorze, co w konsekwencji może obniżyć sprawność procesu denitryfikacji. Z drugiej strony wysoki stopień recyrkulacji wewnętrznej (β), tj. 960% w stosunku do ścieków surowych (tab. 2), który wg założeń projektowych został przewidziany dla dwukrotnie większej ilości ścieków, przyczynił się do zadowalającego stopnia obniżenia zawartości azotu azotanowego w ściekach. Dzięki temu uzyskano stężenie azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych poniżej 5 gN/m<sup>3</sup>. Tak wysoki stopień recyrkulacji nie jest zalecany w praktyce, jednakże wyłączenie jednego mieszadła recyrkulacji wewnętrznej powodowało dwukrotny wzrost stężenia azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych. Nie można było również obniżyć wydajności jednego mieszadła pompującego, ponieważ oba pracują ze stałą wydajnością (bez falowników).

Nie stwierdzono istotnych różnic w procesie biologicznego usuwania fosforu w zależności od pory roku.

W celu określenia kondycji osadu czynnego oraz podatności zanieczyszczeń na rozkład biologiczny, oznaczono jego zdolność do poboru tlenu w mieszaninie osadu czynnego i ścieków surowych (1:1). Stwierdzona duża szybkość poboru tlenu przez osad czynny w porze letniej była wynikiem znacznego zapotrzebowania na tlen, a także wskaźnikiem jego dobrej kondycji, przy krótszym wieku i większym obciążeniu ładunkiem zanieczyszczeń organicznych (tab. 2). Oznaczona respiracja osadu czynnego z do-

datkiem ścieków surowych jako pożywki – 32,8 gO<sub>2</sub>/kg·h była wyższa od respiracji endogennej – 11,8 gO<sub>2</sub>/kg·h, w wyniku której mikroorganizmy wykorzystują swoją masę komórkową jako źródło energii. Jest to trudno przyswajalne źródło dla mikroorganizmów [3,6], stąd zrozumiała jest niższa szybkość respiracji endogennej.

Odnotowane większe zużycie powietrza latem było związane z większą aktywnością procesów biochemicznych mikroorganizmów osadu czynnego oraz spadkiem rozpuszczalności tlenu, w efekcie czego stężenie tlenu w komorze nityfikacji często wynosiło poniżej 1 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>.

Utrzymywany w okresie zimowym niższy stopień recyrkulacji zewnętrznej osadu wydłużył czas przetrzymania ścieków surowych w komorze beztlenowej, co dobrze wpłynęło na proces fermentacji substancji organicznych do uzyskania lotnych kwasów tłuszczowych, który może w niższej temperaturze ulec spowolnieniu [6].

Podwyższona temperatura ścieków w porze letniej przyspiesza oddychanie wewnątrzkomórkowe bakterii i powoduje odtlenienie osadu czynnego, zwiększając tym samym jego podatność na zagniewanie. W głębszych warstwach osadu w osadnikach wtórnych panują warunki anoksydacyjne, a nawet beztlenowe, sprzyjające procesowi denitryfikacji i wtórnego uwalniania fosforanów. Równocześnie może przebiegać proces fermentacji, zwłaszcza przy dłuższym przetrzymaniu osadu w osadnikach, w wyniku czego powstają pośrednie produkty hydrolizy (związki organiczne), niezbędne do procesu denitryfikacji. Zawartość tlenu wewnątrz kłaczek osadu czynnego w osadnikach wtórnych, poprzez aktywność oddechową bakterii, jest prawie równa zero. Wówczas azotany dostarczają tlen do kłaczek osadu czynnego, podlegając tym samym procesowi denitryfikacji. Proces ten najintensywniej przebiegał w porze letniej przy dnie osadnika, natomiast w porze zimowej obniżenie zawartości azotanów w warstwie przydennej osadu uległo spowolnieniu. Wyraźny spadek stężenia azotanów zaobserwowany w osadniku nr 1 (3,0 gN/m<sup>3</sup>) może jednakże świadczyć o zbyt długim przetrzymaniu osadu w tym osadniku, na co wskazuje również wysoka zawartość fosforanów (2,97 gP/m<sup>3</sup>) (tab. 3).

W osadnikach wtórnych denitryfikacji towarzyszył proces uwalniania fosforanów z osadu do roztworu. Największa ilość uwalnionych fosforanów wystąpiła w porze letniej, np. średnia zawartość fosforanów w ściekach oczyszczonych wynosiła 0,89 gP/m<sup>3</sup>, podczas gdy w porze zimowej jego średnie stężenie wynosiło 0,25 gP/m<sup>3</sup> (tab. 3). Należy nadmienić, że stężenia azotu azotanowego i fosforanów w ściekach oczyszczonych uzyskano przy takiej samej recyrkulacji zewnętrznej osadu jak w porze zimowej, tj. 427 m<sup>3</sup>/h (tab. 2).

W celu ograniczenia do minimum zjawiska wtórnego uwalniania fosforanów w osadnikach wtórnych i komorze beztlenowej w porze letniej zwiększono recyrkulację osadu, czyli skrócono

Tabela 3. Obniżenie zawartości azotu azotanowego i uwalnianie fosforanów w ściekach oczyszczonych po osadnikach wtórnych

Punkt poboru próbki	Azot azotanowy gN/m <sup>3</sup>		Fosforany gP/m <sup>3</sup>	
	zima	lato	zima	lato
Dopływ ścieków do osadników	3,8	3,2	0,16	0,47
Ścieki po sedymentacji w osadniku 1	4,2	3,6	0,22	0,63
Ścieki po sedymentacji w osadniku 2	4,2	3,5	0,29	1,00
Ścieki po sedymentacji w osadniku 3	4,6	3,0	0,24	1,03
Wartość średnia	4,3	3,4	0,25	0,89
Osad zagęszczony w osadniku 1	3,0	1,6	2,97	1,80
Osad zagęszczony w osadniku 2	3,4	2,3	0,21	0,84
Osad zagęszczony w osadniku 3	4,6	2,2	0,16	0,70
Wartość średnia	3,7	2,0	1,11	1,11

Tabela 4. Zawartość fosforanów i azotu amonowego w cieczy nadosadowej w komorze stabilizacji tlenowej

Czas poboru próbki	Fosforany, gP/m <sup>3</sup>		Azot amonowy, gN/m <sup>3</sup>	
	zima	lato	zima	lato
Początek spustu	0,82	7,4	12,8	16,3
Koniec spustu	1,01	21,4	12,8	18,7

Tabela 5. Stężenia związków azotu i fosforu w ściekach oczyszczonych (wartości średnie w 2002 r.)

Czas badań	Azot amonowy gN/m <sup>3</sup>	Azot azotanowy gN/m <sup>3</sup>	Fosforany gP/m <sup>3</sup>
Pora zimowa	1,1	4,8	0,21
Pora letnia	1,2	4,4	0,47

czas przetrzymania (tab. 2). W ten sposób stężenie fosforanów w ściekach oczyszczonych utrzymano na poziomie 0,47 g P/m<sup>3</sup> (tab. 5).

Wydzielanie fosforanów z osadu zachodziło w całej objętości osadników wtórnych, a nie tylko w ich strefie przydennej. O ile kontrolowana obniżka zawartości azotanów w osadnikach była korzystna dla procesu oczyszczania ścieków, to wtórne uwalnianie fosforanów pogorszyło jakość ścieków oczyszczonych.

Proces uwalniania fosforanów do wód nadosadowych przebiegał również w komorze stabilizacji tlenowej osadu (tab. 4). Proces ten przebiegał ze wzmożoną szybkością w porze letniej, przy wyższej temperaturze ścieków. Wystąpiło wówczas szybsze odtlenienie osadu czynnego, ponieważ rozpuszczalność tlenu była mniejsza. Próbkę cieczy nadosadowej pobrano na początku jej spustu i po jego zakończeniu, tj. po 4 godz. W celu lepszego rozdziału cieczy od osadu po 2 godz. wyłączono spust, osad sedymentowano przez kolejne 3 godz. i ponownie kontynuowano jego spust. Ten stan miał miejsce w porze zimowej, kiedy malała zdolność osadu do sedymentacji. W związku z ograniczeniem uwalniania fosforanów do cieczy nadosadowej w porze letniej skrócono czas sedymentacji do 1 godz. Również przed spustem cieczy skrócono czas sedymentacji osadu z ok. 10 godz. (1999 r.) do 3 godz. w ciągu całego roku. Był to wystarczający czas, który zapewnił prawidłowy rozdział cieczy od osadu. Pomimo iż skrócono czas sedymentacji osadu w warunkach beztlenowych, zauważono jeszcze znaczne różnice w uwalnianiu fosforanów w zależności od pory roku, np. latem 1998 r. i 1999 r. stwierdzono stężenie fosforanów w cieczy osadowej na poziomie nawet 100 gP/m<sup>3</sup> [7].

## Wnioski

◆ Wyniki badań laboratoryjnych, a także wyniki eksploatacyjne oczyszczalni ścieków w Tczewie, wykazały dużą skuteczność usuwania związków azotu i fosforu, jeśli tylko dopływające ścieki zawierały znaczne ilości łatwo przyswajalnych

substancji organicznych. Z uwagi na wpływ temperatury na przebieg procesu nityfikacji, w porze zimowej wydłużono wiek osadu. Nie zauważono natomiast wpływu temperatury na procesy denityfikacji i biologicznego usuwania fosforu (procesy te wymagają krótkiego wieku osadu), przy czym utrzymywany w porze zimowej dłuższy wiek osadu nie ograniczył efektywności tych procesów, co było spowodowane obecnością wystarczającej ilości łatwo rozkładalnych związków węgla.

◆ Niższy stopień recyrkulacji osadu w porze zimowej wydłużył czas przebywania ścieków surowych w komorze beztlenowej, kompensując w ten sposób wpływ niskiej temperatury na powstawanie lotnych kwasów tłuszczowych. Wyższy stopień recyrkulacji osadu i wyższa temperatura ścieków w porze letniej poprawiły stabilizację osadu w komorze nityfikacji, czyli usuwanie endogennej substancji organicznej, która powodowała spadek stężenia osadu czynnego w komorze. Ponadto wyższy stopień recyrkulacji ograniczył uwalnianie fosforanów w osadnikach wtórnych.

◆ Poprzez pomiar stężenia azotanów i fosforanów w warstwie przydennej osadników wtórnych można sterować stopniem recyrkulacji zewnętrznej osadu.

◆ W celu uzyskania wymaganego stopnia oczyszczania ścieków wystarczyłyby mniejsze pojemności komór denityfikacji i nityfikacji z powodu korzystnego stosunku BZT<sub>5</sub>/N w ściekach surowych. Poprawę efektywności procesu denityfikacji można osiągnąć poprzez zwiększenie obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń w komorze anoksydacyjnej, obniżając stężenie osadu, jednakże prowadzenie procesu oczyszczania ścieków przy stężeniu osadu w reaktorze poniżej 3 g/dm<sup>3</sup> może doprowadzić do rozdrobnienia kłaczków osadu i pogorszenia jego zdolności sedymentacyjnych.

## LITERATURA

1. I. BOJANOWSKA, M. PEPLIŃSKI: Optymalizacja pracy oczyszczalni ścieków w Tczewie w zakresie usuwania biogenów i związków węgla. *Ochrona Środowiska*, 2002, nr 3, ss. 31–36.
2. J. OLESZKIEWICZ: *Gospodarka osadami ściekowymi*. LEM, Kraków 1998.
3. Praca zbiorowa: *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. PZITS, Poznań 1997.
4. J. BEVER, A. STEIN, H. TEICHMANN: *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*. Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1997.
5. K. i K. R. IMHOFF: *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków*. Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1996.
6. Praca zbiorowa: *Usuwanie związków biogenych ze ścieków*. LEM, Kraków 1997.
7. Raport z badań ścieków. ZWiK, Tczew 1998–1999.

**Bojanowska, I., Pepliński, M. Assessing the Efficiency of Biological Treatment in the Municipal Sewage Treatment Plant of Tczew. *Ochrona Środowiska* 2003, Vol. 25, No. 2, pp. 29–32.**

**Abstract:** Treatment efficiency is temperature-dependent and follows a seasonal pattern. In this study, the efficiency of biological treatment carried out in a sewage treatment plant which serves a town with a population of over 60,000 was related to temperature and some technological parameters (sludge age, sludge concentration, sludge loading, BOD<sub>5</sub>/N ratio). Based on the results obtained, the optimal conditions for the activated sludge process were proposed. Temperature had a substantial influence on the course of the

nitrification process, but did not affect the processes of denitrification and biological dephosphatation. It was found that the extent of external recirculation of the activated sludge can be controlled by measuring the concentrations of nitrates and phosphates in the bottom layer of the secondary settling tank. When sludge concentration was lower than 3 g/dm<sup>3</sup>, this was always concomitant with a disintegration of the flocks and consequently with the deterioration of the settling properties of the activated sludge. The efficiency of nitrogen and phosphorus removal was high, owing to the large amounts of assimilable carbon compounds entering the plant with the inflowing sewage.

**Keywords:** Biological wastewater treatment, biogens.