

BADANIA WSTĘPNE NAD WPŁYWEM STAŁEGO POLA MAGNETYCZNEGO NA USUWANIE AZOTU AMONOWEGO W PROCESIE OSADU CZYNNEGO

EWA WIŚNIEWSKA, RAFAŁ NOWAK, MARTA JANOSZ-RAJCZYK,
JOANNA SZCZYPIOROWSKA, MARIA WŁODARCZYK-MAKUŁA,
JANINA KOŚCIEN

Politechnika Częstochowska, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa

Keywords: static magnetic field, ammonium nitrogen, activated sludge.

PRELIMINARY STUDIES UNDER THE EFFECT OF STATIC MAGNETIC FIELD ON AMMONIUM NITROGEN REMOVAL IN ACTIVATED SLUDGE PROCESS

The paper reports the results of studies under the effects of static magnetic field on ammonium nitrogen removal in high loading activated sludge process. Two various magnetic field systems were tested. Control without magnetic field impact was running concurrently. The wastewater of approximately $615 \text{ g/m}^3 \text{ COD}$; $6,47 \text{ g/m}^3 \text{ N-NH}_4^+$; $0,88 \text{ g/m}^3 \text{ N-NO}_2^-$ and $4,55 \text{ g/m}^3 \text{ N-NO}_3^-$ was processing for various hydraulic retention time (HRT) at 20°C . Activated sludge loading was higher than $2,00 \text{ g/g d.m.} \cdot \text{d}$ COD for all systems. More than 90% reduction of COD was obtained in process. The nitrification was carried out under stress conditions. Its rate was smaller in control reactor than in magnetic systems.

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań nad wpływem stałego pola magnetycznego na usuwanie azotu amonowego ze ścieków w procesie wysoko obciążonego osadu czynnego. Badano dwa różne warianty rozmieszczenia magnetyzerów. Równoległe z układami badawczymi pracował układ kontrolny. W układzie tym nie oddziaływano na pracę osadu czynnego polem magnetycznym. Ścieki surowe zawierały średnio $615 \text{ g/m}^3 \text{ ChZT}$; $6,47 \text{ g/m}^3 \text{ N-NH}_4^+$; $0,88 \text{ g/m}^3 \text{ N-NO}_2^-$ i $4,55 \text{ g/m}^3 \text{ N-NO}_3^-$. Zmieniano czas zatrzymania ścieków w komorze. Układy pracowały w temperaturze pokojowej. Obciążenie substratowe osadu czynnego we wszystkich układach było wyższe od $2,00 \text{ g/g s.m.o.} \cdot \text{d}$ ChZT we wszystkich układach usuwane było w powyżej 90%. W układach panowały warunki stresowe dla mikroorganizmów nityfikujących. Szybkość nityfikacji była w reaktorze kontrolnym mniejsza niż w układach, na które oddziaływało polem magnetycznym.

WSTĘP

Usuwanie związków azotu jest ważnym, a zarazem jednym z trudniejszych etapów w procesie oczyszczania ścieków miejskich. Realizowane jest przez kilka grup mikroorganizmów korzystających wzajemnie z wytwarzanych przez siebie produktów przemiany materii. Zakłócenia współzależności między drobnoustrojami mogą prowadzić do obumierania niektórych ich grup i w rezultacie gromadzenia się w środowisku produktów pośrednich, które inne mikroorganizmy nie zawsze potrafią wykorzystywać.

W związkach chemicznych azot może występować na 7 różnych stopniach utlenienia. W ściekach dopływających do oczyszczalni znajduje się najczęściej azot na (-3) stopniu utlenienia w postaci połączeń organicznych, głównie białek, aminokwasów, mocznika, oraz nieorganicznych, takich jak azot amonowy. Amoniak występujący w ściekach bytowo-gospodarczych jest produktem hydrolizy i amonifikacji związków białkowych i aminokwasów. Połączenia nieorganiczne stanowią około 2/3 ładunku azotu dopływającego do oczyszczalni. Oprócz dominującej w ściekach formy azotu amonowego można w nich oznaczyć również śladowe ilości azotynów i azotanów, a więc związków na (+3) i (+5) stopniu utlenienia. Proporcje te mogą zostać zachwiane w przypadku, gdy do oczyszczalni dopływają ścieki przemysłowe. Procesami pozwalającymi na usunięcie mineralnych połączeń azotu są nityfikacja z denityfikacją oraz synteza biomasy i denityfikacja [1, 2, 4, 8].

Należy podkreślić, że proces nityfikacji, chociaż powoduje usunięcie ze ścieków azotu amonowego, to jednak nie prowadzi sensu stricto do usunięcia azotu ze ścieków, gdyż podczas jego przebiegu następuje jedynie przekształcenie zredukowanej rozpuszczonej formy azotu w również rozpuszczone formy utlenione. Synteza biomasy pozwala usuwać azot ze ścieków, gdyż jest on wraz z osadem nadmiernym odprowadzany z układu. Ubytek zawartości azotu w procesie syntezy biomasy jest niewielki, gdyż pierwiastek ten stanowi zaledwie 12,3% jej masy, ale wtedy powstaje problem utylizacji wytworzonego osadu nadmiernego. Denityfikacja dysymilacyjna pozwala natomiast na bardziej wydajne usuwanie azotu ze ścieków. Pierwiastek ten jest w tym procesie usuwany do atmosfery jako N_2 . W denityfikacji substratem wyjściowym nie jest azot amonowy, lecz azotany lub azotyny. Aby proces denityfikacji przebiegał sprawnie, prowadzącym go organizmom należy dostarczyć odpowiednią ilość tych związków. Ponieważ główny ich ładunek powstaje w procesie nityfikacji, więc prawidłowy przebieg tego procesu jest kluczowy w procesie usuwania związków azotu ze ścieków. Nityfikacja wraz z denityfikacją prowadzone w optymalnych warunkach pozwalają na usunięcie ze ścieków 70–95% azotu [1, 8].

Zwykle w praktyce eksploatacji oczyszczalni najwięcej problemów stwarza wydajne prowadzenie procesu nityfikacji, ze względu na konieczność utrzymania w układzie dość ściśle określonych wartości obciążenia substratowego, wieku osadu, zawartości tlenu, temperatury, odczynu i zasadowości. Przyjmuje się, że dla prawidłowego przebiegu nityfikacji wiek osadu powinien

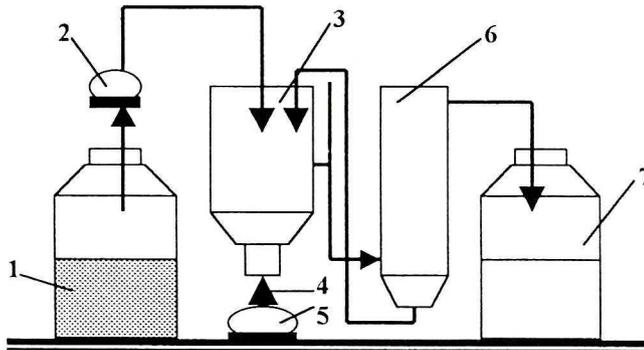
wynosić powyżej 8–10 dni. Nitryfikanty wymagają ponadto zawartości około $1,5\text{--}2,0\text{ mg/dm}^3\text{ O}_2$ w ściekach. Temperatura jest natomiast bardzo ważnym czynnikiem ze względu na to, że nitryfikacja prowadzona jest wyłącznie przez organizmy mezofilowe. Stosowane obecnie procesy do usuwania azotu ze ścieków nie dają w praktyce pewności uzyskania stabilnych efektów pozwalających otrzymać wartości zalecane przez polskie przepisy prawne. W związku z powyżej przedstawionymi problemami usprawnienie usuwania azotu amonowego w procesie nitryfikacji jest zagadnieniem niezwykle istotnym [1, 3, 8, 12].

Prowadzone dotychczas badania nad wpływem pola magnetycznego na procesy oczyszczania ścieków, w tym również proces osadu czynnego wskazują, że zastosowanie tego czynnika do polepszenia wydajności procesów biologicznych, fizycznych i chemicznych jest zasadne. Pole magnetyczne może przyczynić się do zmian własności cieczy, przede wszystkim zaś stabilizować odczyn, powodować wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego oraz intensywny rozpad licznych związków, a także aktywować procesy redox [5, 7, 15]. Pole magnetyczne może także wpływać na aktywność fizjologiczną mikroorganizmów. Wpływ ten nie został jednoznacznie określony, wydaje się jednak, że intensywność oddziaływania polem magnetycznym oraz rozkład sił tego pola mają zasadniczy wpływ na procesy życiowe mikroorganizmów. Pola o niskiej indukcji ($0,005\text{--}0,02\text{ T}$) stymulują ich rozwój, pola o wyższej indukcji (około $0,07\text{ T}$ i więcej) hamują go. Istotne jest zatem to, w którym miejscu oraz ile magnetyzerów należy zainstalować. Informacji dotyczących wpływu pola magnetycznego na własności cieczy i aktywność mikroorganizmów oraz stopień rozkładu zanieczyszczeń dostarczyły między innymi badania prowadzone w Polsce. Za szczególnie istotne w tym zakresie należy uznać doświadczenia prowadzone przez Łebkowską i Rutkowską-Narozniak [9, 13]. Mimo wielu znaczących badań w tej dziedzinie, brak jest nadal systematycznych opracowań dotyczących oddziaływania stałego pola magnetycznego o różnym rozkładzie na biotyczne i abiotyczne procesy zachodzące w komorach napowietrzania osadu czynnego.

W przedstawionej pracy autorzy przeprowadzili badania nad wpływem usytuowania i liczby magnetyzerów na przebieg procesu usuwania azotu amonowego ze ścieków.

METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono w dwóch pracujących równolegle laboratoryjnych instalacjach do ciągłej hodowli osadu czynnego. Pojedyncza instalacja składała się z komory napowietrzania o pojemności $3,7\text{ dm}^3$, osadnika wtórnego, pompy perystaltycznej typ PP2B-15 dozującej ścieki surowe oraz pompek przepływowych służących do napowietrzania i recyrkulacji osadu. Pojemność całkowita zestawu badawczego wynosiła $5,0\text{ dm}^3$. Zbiorniki na ścieki surowe i oczyszczone miały objętość 24 dm^3 . Schemat układu badawczego przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat pojedynczej instalacji osadu czynnego (1 – zbiornik ścieków surowych, 2 – pompa dozująca, 3 – komora napowietrzania, 4 – przewód napowietrzający, 5 – pompa akwariowa, 6 – osadnik wtórny, 7 – zbiornik ścieków oczyszczonych)

Scheme of laboratory sewage treatment plant (1 – influent, 2 – feed pump, 3 – activated sludge chamber, 4 – aeration duct, 5 – aeration pump, 6 – secondary settlement tank, 7 – treated effluent)

Laboratoryjną hodowlę osadu czynnego zapoczątkowano z osadu recykulowanego, pochodzącego z miejskiej oczyszczalni ścieków pracującej w systemie konwencjonalnego osadu czynnego z wydzieloną strefą denitryfikacji. Osad został pobrany z otwartego koryta rozprowadzającego recyrkulat do komór napowietrzania. Do instalacji laboratoryjnej podawano łatwo podatne na biodegradację syntetyczne ścieki bytowo-gospodarcze. Objętość 10^{-3} m^3 ścieków zawierała: $3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$ bulionu, $5 \cdot 10^{-2} \text{ g K}_2\text{HPO}_4$, $2 \cdot 10^{-2} \text{ g KH}_2\text{PO}_4$, $2 \cdot 10^{-2} \text{ g NH}_4\text{Cl}$, $3,8 \cdot 10^{-3} \text{ g CaCl}_2$, $7 \cdot 10^{-3} \text{ g NaCl}$ oraz $0,97 \cdot 10^{-3} \text{ g MgSO}_4$. Wymienione składniki rozpuszczano w wodzie wodociągowej. Pożywkę przygotowywano codziennie [11].

Po przystosowaniu osadu do warunków laboratoryjnych jeden układ przeznaczono na instalację kontrolną, względem której oceniano efekt działania pola magnetycznego. Na układ drugi oddziaływano polem magnetycznym wytwarzanym przez energetyzery magnetohydrodynamiczne (magnetyzery) o polaryzacji dodatniej i ujemnej instalowane w dwóch różnych kombinacjach (etap I i etap II). W badaniach wykorzystano energetyzery typu ME 1 „Multimag” o indukcji pola magnetycznego 0,4 T. W etapie I zainstalowano 3 energetyzery o polaryzacji dodatniej na komorze napowietrzania. W etapie drugim zainstalowano jeden energetyzery o polaryzacji ujemnej na przewodzie napowietrzającym oraz po jednym o polaryzacji dodatniej na komorze napowietrzania i osadniku wtórnym. W ramach każdego etapu stosowano dwie różne wartości obciążenia hydraulicznego komory napowietrzania. Czas trwania poszczególnych podetapów badań założono tak, by uzyskać co najmniej trzykrotną wymianę osadu w układzie.

W etapie pierwszym początkowo utrzymywano obciążenie hydrauliczne komór na poziomie $2,80 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ i $2,86 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, odpowiednio dla komory

kontrolnej i komory z energetyzatorami, po 6 dniach badań zwiększono te wartości do $3,36 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ i $3,11 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$. W etapie drugim natomiast początkowa wartość obciążenia hydraulicznego wynosiła $3,17 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ dla układu kontrolnego i $3,23 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ dla układu z magnetyzerem. Szóstego dnia badań wartości te zwiększono do $5,51 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ i $6,13 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$.

Kontrola procesu osadu czynnego polegała na codziennych oznaczeniach następujących wskaźników:

– ChZT metodą skróconą amerykańską z dwuchromianową mieszaniną utleniającą;

– zawiesiny ogólnej w komorach, na odpływie z układu oraz w układzie metodą bezpośrednią wagową;

– zawiesiny organicznej w komorach metodą wagową;

– odczynu pH – potencjometrycznie;

– azotu amonowego $\text{N}-\text{NH}_4^+$ metodą kolorymetryczną bezpośredniej nessleryzacji;

– azotu azotynowego $\text{N}-\text{NO}_2^-$ metodą kolorymetryczną z α -naftyloaminą;

– azotu azotanowego $\text{N}-\text{NO}_3^-$ metodą kolorymetryczną z brucyną;

– indeksu Mohlmanna.

Oznaczenia wykonywano zgodnie z ogólnie przyjętą metodyką [6].

Zawartość azotu amonowego w podawanym substracie wynosiła $6,47 \pm 2,72 \text{ g}/\text{m}^3 \text{ N}-\text{NH}_4^+$. Stężenie azotu azotynowego wynosiło $0,88 \pm 0,71 \text{ g}/\text{m}^3 \text{ N}-\text{NO}_2^-$, natomiast stężenie azotanów $4,55 \pm 1,92 \text{ g}/\text{m}^3 \text{ N}-\text{NO}_3^-$. ChZT doprowadzanego substratu wynosiło średnio $615,70 \pm 160,63 \text{ g}/\text{dm}^3 \text{ O}_2$, jego odczyn wahał się w granicach 7,23 – 7,65 pH.

DYSKUSJA WYNIKÓW BADAŃ

Przebieg procesów zachodzących w badanym osadzie czynnym oceniano obserwując:

– zmiany stężenia osadu w komorach;

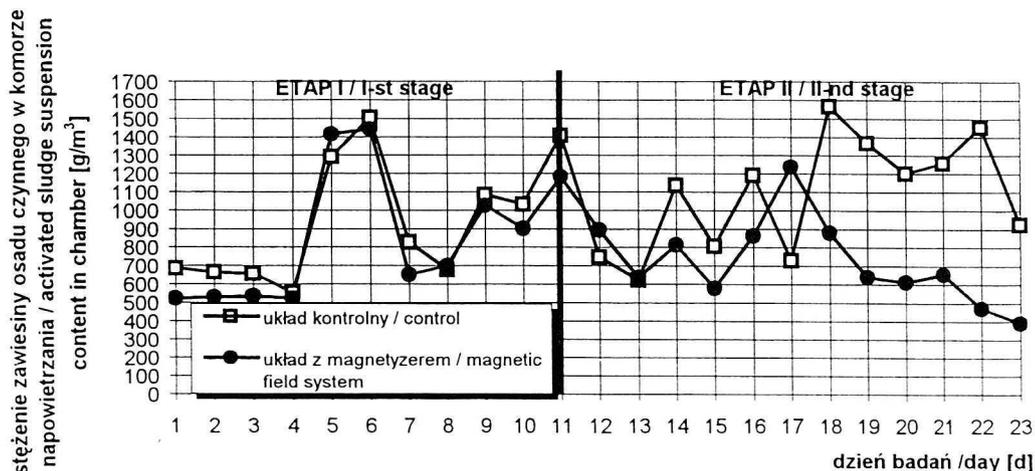
– własności sedymentacyjne;

– kinetykę usuwania związków organicznych;

– szybkość nityfikacji.

Zmiany stężeń zawiesiny organicznej osadu czynnego w komorach napowietrzania instalacji laboratoryjnej w I i II etapie badań przedstawiono na rysunku 2.

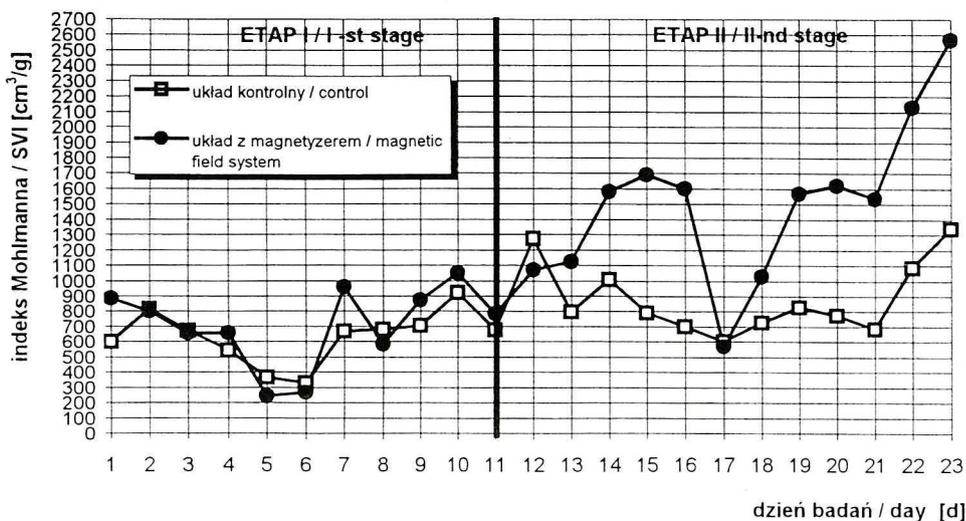
W komorze kontrolnej w pierwszym etapie badań utrzymywano średnie stężenie zawiesiny organicznej osadu czynnego w komorze napowietrzania równe $903 \pm 324 \text{ g}/\text{m}^3$, w etapie II stężenie to utrzymywało się na poziomie $1121 \pm 290 \text{ g}/\text{m}^3$. W komorze, na którą oddziaływało polem magnetycznym w etapie I, stężenie zawiesiny organicznej wynosiło średnio $841 \pm 334 \text{ g}/\text{m}^3$, w etapie II natomiast $697 \pm 239 \text{ g}/\text{m}^3$. A zatem, o ile w etapie I zawartości zawiesin w komorach były podobne, o tyle w etapie II zaobserwować można wyraźne zmniejszanie się ilości osadu w komorze poddanej działaniu pola magnetycznego. Przy czym w ciągu pierwszych 5 dni prowadzenia II etapu



Rys. 2. Zawartość zawiesiny osadu czynnego w komorze napowietrzania
Activated sludge suspension content in chambers

badania zawartość zawiesiny w komorze układu badawczego była niższa o około 10%, by w następnych dniach wyraźnie zmniejszyć swoją zawartość. Przy końcu okresu badawczego zawartość zawiesiny w komorze z magnetyzerem stanowiła już zaledwie 33% ilości zawiesin w komorze kontrolnej.

Indeks Mohlmanna w komorze układu kontrolnego wynosił średnio w I etapie badań $756 \pm 346 \text{ cm}^3/\text{g}$, w etapie II natomiast $862 \pm 219 \text{ cm}^3/\text{g}$. W układach z magnetyzerami natomiast odpowiednio $785 \pm 320 \text{ cm}^3/\text{g}$ oraz $1539 \pm 559 \text{ cm}^3/\text{g}$. Osad w komorach napowietrzania charakteryzował się zatem w obydwu etapach złymi właściwościami sedymentacyjnymi. Zmiany wartości indeksu Mohlmanna w czasie badań technologicznych przedstawiono na rysunku 3.



Rys. 3. Wartości indeksu objętościowego Mohlmanna
SVI values

Widać na nim, że właściwości sedymentacyjne osadu kontrolnego podlegały mniejszym wahaniom niż osadu poddanego działaniu pola magnetycznego. Indeks Mohlamna tego ostatniego wzrósł gwałtownie w II etapie badań. Niska zawartość zawiesiny organicznej w reaktorze poddanym działaniu pola magnetycznego była więc skorelowana z bardzo wysokimi wartościami indeksu objętościowego. Jednocześnie jednostkowe przyrosty osadu z grama usuniętego ChZT wynosiły w etapie I średnio 0,67 g/g ChZT w komorze kontrolnej i 0,86 g/g ChZT w układzie poddanym działaniu pola magnetycznego, w etapie II zaś odpowiednio 0,55 g/g ChZT i 0,83 g/g ChZT, a zatem były wyższe w układach z magnetyzerami. Można więc wysunąć przypuszczenie, że niższą zawartość zawiesin w komorze poddanej działaniu pola magnetycznego należy łączyć przede wszystkim z bardzo wysokimi wartościami indeksu Mohlmana i związanym z nimi wypływem dużych ilości osadu czynnego wraz z odprowadzanymi z układu ściekami. Należy podkreślić, że w ciągu trwania całego okresu badań przyrosty osadu czynnego uzyskiwane w komorze kontrolnej mieściły się w zakresie charakterystycznym dla uzyskiwanego na oczyszczalniach ścieków, czyli 0,14–0,71 g/g ChZT (bez uwzględnienia kumulacji zawiesiny mineralnej w układzie). Wartości przyrostów uzyskiwane w komorach poddawanych działaniu pola magnetycznego były natomiast wyższe od przeciętnie uzyskiwanych. W trakcie trwania badań nie ustalano przyczyny „puchnięcia” osadu. Jak podaje literatura przedmiotu [10], przyczyną tego zjawiska może być pojawienie się w osadzie bakterii nitkowatych lub też powstanie osadu rozproszonego. Wyjaśnienie przyczyny złych właściwości sedymentacyjnych osadu pozwoliłoby być może na zapobieżenie temu zjawisku (np. przez zastosowanie separatora lub układu z modułem do ultrafiltracji). Byłoby to korzystne ze względu na to, że osad poddany działaniu pola magnetycznego, z wyjątkiem złych właściwości sedymentacyjnych, charakteryzował się bardzo dobrymi parametrami pracy, co przedstawiono poniżej. Przypuszcza się, że w odniesieniu do układu kontrolnego gorsze od przeciętnych właściwości sedymentacyjne mogły być spowodowane przeciążeniem układu, bądź jego niedostateczną izolacją przed wpływem pola magnetycznego. Obserwacja osadu czynnego pozwoliła jednocześnie stwierdzić, że miał on „śluzowatą” konsystencję, co sugerować może, że czynnik ten powodował wzmożone wytwarzanie ochronnych śluzowych otoczek mikroorganizmów. Efekt ten mógł być bezpośrednim wynikiem oddziaływania pola magnetycznego lub też odpowiedzią na wywołane przez nie zmiany właściwości cieczy lub procesy chemiczne.

Obciążenia substratowe osadu wynosiły dla komory kontrolnej $2,08 \pm 1,01$ gChZT/g·d (etap I) oraz $2,48 \pm 0,69$ gChZT/g·d (etap II), dla układu z magnetyzerem zaś odpowiednio $2,15 \pm 0,74$ gChZT/g·d i $4,4 \pm 1,71$ gChZT/g·d. Bardzo wysokie obciążenie komory badawczej w drugim etapie badań wynikało z tego, że utrzymywało się w niej nadzwyczaj niskie stężenie zawiesiny osadu czynnego. Utrzymywane wartości obciążenia osadu czynnego były charakterystyczne dla procesu wysoko obciążonego.

Stopnie usunięcia ChZT w etapie I wyniosły $95 \pm 2\%$ w układzie kontrolnym, a w układzie z magnetyzerami $94 \pm 3\%$. W etapie II tymczasem stopnie

usunięcia ChZT wyniosły w obydwu układach $93 \pm 2\%$. Nie zaobserwowano zatem znaczących różnic w efektach pracy obydwu układów. Wyznaczając współczynnik szybkości rozkładu zanieczyszczeń k z pierwszego równania Eckenfeldera o postaci:

$$\frac{S_0 - S_e}{X_v \cdot t} = k \cdot S_e,$$

gdzie: S_0 – ChZT ścieków surowych [g/m^3],
 S_e – ChZT ścieków oczyszczonych [g/m^3],
 X_v – zawiesina organiczna osadu czynnego [g/m^3],
 t – czas napowietrzania [d]

uzyskano wyniki zamieszczone w tabeli 1.

Tabela 1. Wartości stałych kinetyki szybkości rozkładu zanieczyszczeń do I równania Eckenfeldera
 Eckenfelder's constant k values (for I-st Eckenfelder's equation)

Etap Stage	Jednostka Unit	Układ kontrolny Control	Układ z magnetyzerem Magnetic field system
I	$\text{m}^3/\text{d} \cdot \text{g}$	0,035	0,089
II	$\text{m}^3/\text{d} \cdot \text{g}$	0,043	0,059

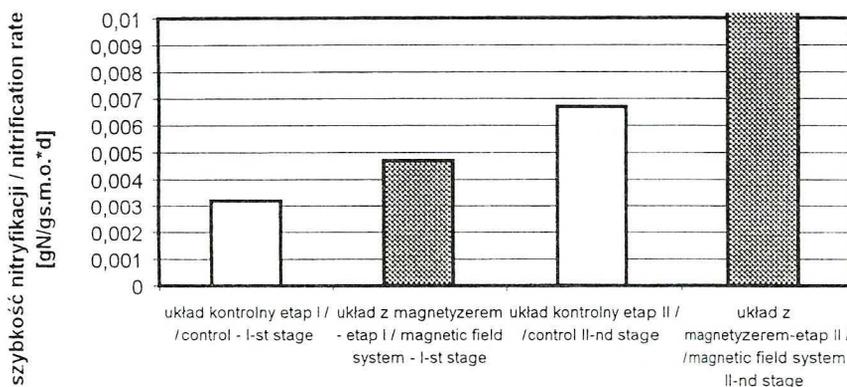
Wartości stałych kinetyki rozkładu zanieczyszczeń wskazują, że podobnie jak w przypadku jednostkowego przyrostu biomasy, tak i szybkość rozkładu zanieczyszczeń wyższa była w układach poddanych działaniu stałego pola magnetycznego.

Na odpływie z obydwu układów zaobserwowano w obydwu etapach wzrost stężenia azotu azotynowego i azotanowego. Średnie stężenia mineralnych form azotu na odpływie z układów przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Średnie zawartości mineralnych form azotu w odpływie z układu laboratoryjnego
 Average contents of ammonium, nitrate and nitrite nitrogen in treated wastes

Wskaźnik Indicator	Jednostka Unit	Średnie stężenie Average content				Odchylenie standardowe Standard deviation			
		Układ kontrolny Control		Układ z magnetyzerem Magnetic field system		Układ kontrolny Control		Układ z magnetyzerem Magnetic field system	
		Etap I First stage	Etap II Second stage	Etap I First stage	Etap II Second stage	Etap I First stage	Etap II Second stage	Etap I First stage	Etap II Second stage
Azotyny Nitrites	$\text{g}/\text{m}^3 \text{ N} - \text{NO}_2^-$	14,04	38,49	20,36	36,40	11,10	29,65	18,49	24,53
Azotany Nitrates	$\text{g}/\text{m}^3 \text{ N} - \text{NO}_3^-$	7,27	5,43	6,94	5,37	3,93	5,22	3,12	5,34
Azot amonowy Ammonium nitrogen	$\text{g}/\text{m}^3 \text{ N} - \text{NH}_4^+$	3,13	4,47	2,58	4,63	3,00	2,46	1,67	2,24

Szczególnie wysoki wzrost zaobserwowano w przypadku tej pierwszej formy azotu. Wyliczając na podstawie uzyskanych w badaniach wyników szybkość nityfikacji jako sumę ilości powstającego azotu azotynowego i azotanowego przypadającą na jednostkę masy osadu czynnego w jednostce czasu stwierdzono, że średnia szybkość tego procesu była najwyższa w układzie poddanym działaniu pola magnetycznego w II etapie badań. W porównaniu z układem kontrolnym również w etapie I nityfikacja zachodziła szybciej w komorze, na którą oddziaływano za pomocą magnetyzerów. Ogólnie jednak w etapie II szybkości nityfikacji były wyższe niż w etapie I. Średnie szybkości nityfikacji uzyskane w obydwu układach przedstawiono na rysunku 4.



Rys. 4. Średnie szybkości nityfikacji w układzie kontrolnym i układzie z magnetyzerami w i II etapie badań

Average nitrification rates for control reactors and magnetic systems (I-st and II-nd stage)

Fakt, że szybkość nityfikacji w etapie II była większa niż w etapie I, zasługuje na podkreślenie ze względu na to, że stosowane obciążenia substratowe w etapie II były wyższe, a więc nityfikanty bytowały w bardziej stresowych warunkach. Obserwacja przyrostów azotynów i azotanów w obydwu etapach i układach wskazuje, że rozkład pola magnetycznego wpływał na hamowanie II etapu nityfikacji. W I etapie badań w układzie z magnetyzerem przyrost stężenia azotynów był wyższy w porównaniu z układem kontrolnym, w etapie II nastąpiło odwrócenie tej zależności. W układach pracujących na skalę techniczną możliwość takiego dostosowania układu magnetyzerów, aby doprowadzić do zahamowania przebiegu drugiej fazy nityfikacji, byłaby bardzo korzystna, gdyż pozwoliłaby na prowadzenie procesu skróconej nityfikacji i denityfikacji, obniżając koszty inwestycji i eksploatacji oczyszczalni [14].

Odczyn ścieków oczyszczonych dla układu kontrolnego wahał się w granicach 7,32–7,65 pH i 6,24–7,61 odpowiednio w etapie I i II, dla układu z magnetyzerami zaś 7,21–7,70 pH oraz 7,17–8,08 pH. Widać zatem, że wartości odczynu w etapie I były zbliżone, w etapie II zaobserwowano natomiast wyraźnie wyższą wartość odczynu ścieków na odpływie z układu z magnetyzerem.

Podczas prowadzenia badań nie zaobserwowano widocznej zmiany parametrów osadu czynnego i ścieków przy zwiększaniu obciążenia hydraulicznego.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przeprowadzone badania pozwalają stwierdzić, że szybkość i wydajność procesu nityfikacji w układach osadu czynnego poddawanych działaniu stałego pola magnetycznego zależy ściśle od lokalizacji i liczby energetyzatorów. Energetyzatory nie wpływały hamująco na procesy syntezy nowych komórek w układach badawczych ani też na kinetykę rozkładu zanieczyszczeń, powodowały natomiast znaczne pogorszenie własności sedymentacyjnych osadu czynnego oraz zmianę konsystencji osadu czynnego, spowodowaną prawdopodobnie wydzielaniem dużej ilości śluzu przez drobnoustroje. Stopień usunięcia zanieczyszczeń w obydwu układach był bardzo wysoki. Szybkość procesu nityfikacji pomimo gorszych – ze względu na wyższe obciążenie substratowe – warunków była większa w układach z magnetyzatorami. Obserwowano wyraźne hamowanie II stopnia nityfikacji, co w praktyce można by wykorzystać do prowadzenia procesu skróconej nityfikacji i denityfikacji. Jednocześnie obserwowane zmiany parametrów osadu w komorach kontrolnych wskazują, że nie udało się w pełni wyeliminować wpływu pola magnetycznego na układ kontrolny. Badania należałoby kontynuować, opracowując optymalne ułożenie magnetyzatorów w układzie, eliminując wpływ pola magnetycznego na układ kontrolny, badając efekt oddziaływania pola magnetycznego w zależności od jego natężenia oraz ustalając rozkład pola magnetycznego w bioreaktorze. Warto również podkreślić, że w przypadku praktycznego zastosowania magnetyzatorów niemożliwe byłoby ich usytuowanie na komorze, a jedynie na przewodach doprowadzających ścieki lub też wprowadzić je bezpośrednio do komory, co również należałoby wziąć pod uwagę przy badaniach nad optymalnym rozmieszczeniem magnetyzatorów.

LITERATURA

- [1] Bever J., A. Stein, H. Teichmann: *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*, Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1998.
- [2] Cywiński B., E. Kempa, J. Kurbiel, H. Płoszański: *Oczyszczanie ścieków*, Arkady, Warszawa 1983.
- [3] *Design of municipal wastewater plants*, v. I & II, Book Press Inc, Bratterboro, Vermont 1991.
- [4] Dojlido J.: *Chemia wód powierzchniowych*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995.
- [5] Grünwald A.: *Vliv magnetického pole na aktivacni proces*, Vodni gospodarstvi, **10**, 271–273 (1984).
- [6] Hermanowicz W., J. Dojlido, W. Dożańska, B. Koziorowski, J. Zebre: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Arkady, Warszawa 1999.

- [7] Hirche E.: *Shortening the reaction times in biological wastewater treatment*, Ger. Offen. 27, 31, 148 (C1 C02 C¹/₂), 25. Jan. 1979, Appl. 09 Jul. 1977 (cytowane w [8]).
- [8] Kowal A.: *Odnowa wody*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1996.
- [9] Łebkowska M.: *Wpływ stałego pola magnetycznego na biodegradację związków organicznych*, Prace Naukowe, Inżynieria Sanitarna i Wodna z. 13, Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1991.
- [10] Petrycka H.: *Laboratorium mikrobiologii środowiskowej*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 1991.
- [11] PN-72/C04550.09 – Badanie zawartości SPC oraz biochemicznego utleniania anionowych i niejonowych syntetycznych substancji powierzchniowo czynnych metodą osadu czynnego.
- [12] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 5 listopada 1991 r. w sprawie warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do wód i do ziemi, Dz.U., nr 116, poz. 205.
- [13] Rutkowska-Narozniak A.: *Zastosowanie stałego pola magnetycznego do intensyfikacji biodegradacji zanieczyszczeń w ściekach*, Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1997 (praca doktorska).
- [14] Surmacz-Górska J., A. Cichoń, K. Miksch: *Usuwanie azotu ze ścieków o wysokim stężeniu azotu amonowego na drodze skróconej nitryfikacji i denitryfikacji*, Biotechnologia, 1 (36), 52–58 (1997).
- [15] Szczypiorowski A., W. Nowak: *Badania nad zastosowaniem pola magnetycznego do intensyfikacji procesów oczyszczania ścieków*, GWiTS, 2, 31–36 (1995).

Wpłynęło: 23 marca 2000, zaakceptowano do druku: 5 czerwca 2000.