

WPLYW POLA MAGNETYCZNEGO NA PROCES
OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW
II. PRZEMIANY ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH I AZOTU
W POLU MAGNETYCZNYM O INDUKCJI 20 mT I 40 mT

MARTA JANOSZ-RAJCZYK, AGNIESZKA TOMSKA

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska, ul. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa

Keywords: wastewater treatment, activated sludge, magnetic field.

EFFECT OF STATIC MAGNETIC FIELD IN THE WASTEWATER
TREATMENT PROCESS
II. CHANGE OF ORGANIC COMPOUNDS AND AMMONIUM NITROGEN
IN THE STATIC MAGNETIC FIELD STRENGTH OF 20 mT AND 40 mT

In the present investigation we have studied the effects of static magnetic field on removal of organic compounds and ammonium nitrogen by high loading activated sludge. The research was carried out on laboratory scale at room temperature. Three or two continuously operating test systems were used in the experiment. In two test systems the return activated sludge was exposed to magnetic field strength of 20 mT or 40 mT. The magnets were attached to a pipe used for activated sludge recirculation.

The nitrification rate for test systems when the return activated sludge was exposed to magnetic field was higher than for control system in absence of magnetic field. The best data was observed for test system which was exposed to magnetic field of 40 mT. The nitrification rate was 2 times higher than for control system when the loading of activated sludge was in the range of 0.6 to 0.9 g COD/gMLSS · d for. The results show that magnetic field improves nitrification of domestic wastewater by high loading activated sludge.

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań nad wpływem stałego pola magnetycznego na usuwanie związków organicznych i azotu amonowego wysokoobciążonym osadem czynnym. Badania prowadzono w skali laboratoryjnej, w temperaturze pokojowej, w trzech lub dwóch układach działających równolegle. W dwóch układach recykulowany osad czynny ekspozowano w polu magnetycznym o indukcji 20 mT lub 40 mT. Magnetyzer umieszczono na przewodzie przeznaczonym do recykulacji osadu czynnego.

Szybkość nitrifikacji w układzie, w którym recykulowany osad czynny ekspozowano w polu magnetycznym była wyższa w porównaniu z układem działającym poza oddziaływaniem pola magnetycznego. Prowadząc badania przy obciążeniu osadu czynnego w zakresie od 0,6 do 0,9 g ChZT/g_{sm}·d obserwowano, że szybkość nitrifikacji w układzie, w którym recykulowany osad czynny ekspozowano w polu magnetycznym o indukcji 40 mT była 2 razy wyższa w porównaniu z układem kontrolnym. Wyniki świadczą o tym, że pole magnetyczne może być czynnikiem wspomagającym nitrifikację ścieków wysokoobciążonym osadem czynnym.

WPROWADZENIE

Metoda osadu czynnego jest jedną z najbardziej rozpowszechnionych tlenowych metod biologicznego oczyszczania ścieków miejskich. W trakcie oczyszczania ścieków, z wykorzystaniem w pierwszej kolejności mikroorganizmów heterotroficznych, a następnie autotroficznych następuje utlenianie związków organicznych do prostych połączeń nieorganicznych oraz przemiana amoniaku do azotanów. W przypadku doprowadzania do osadu czynnego wysokich ładunków zanieczyszczeń organicznych może dojść do zakłócenia niektórych z tych procesów i w rezultacie nie uzyskuje się zadowalającego stopnia eliminacji zanieczyszczeń i nityfikacji amoniaku.

Stopień nityfikacji maleje ze wzrostem stężenia substancji organicznych w ściekach, ponieważ przemiana amoniaku do azotanów zachodzi z mniejszą szybkością niż utlenienie połączeń węgla, bakterie nityfikacyjne są bardziej wrażliwe na warunki środowiska niż heterotroficzne mikroorganizmy osadu czynnego. Stopień nityfikacji maleje, gdyż w wyniku konkurencji o tlen bakterie nityfikujące przegrywają z heterotrofami. Szybki przyrost biomasy hetrotroficznej przyczynia się do rozcieńczenia i wypłukiwania nityfikantów. Istotnym parametrem nityfikacji jest wiek osadu. Ważne jest utrzymanie długiego wieku osadu $5\div 20$ dni oraz niskiego obciążenia osadu ładunkiem zanieczyszczeń, nieprzekraczającego $0,2 \text{ g BZT}_5/\text{g}_{\text{smo}}\text{d}$ ze względu na małą specyficzną szybkość przyrostu bakterii nityfikacyjnych μ [1, 7, 8].

Prowadzenie procesu nityfikacji łączy się z zapewnieniem również odpowiedniej temperatury bakteriom nityfikacyjnym. Uwzględniając polskie warunki klimatyczne, nie jest to sprawą błahą. Ze wzrostem temperatury od 5°C do 30°C intensywność nityfikacji wzrasta i osiąga optimum przy $25\div 28^\circ\text{C}$. Spadek temperatury prowadzi do ograniczenia nityfikacji. Przy 5°C może nawet nastąpić całkowite zahamowanie procesu [1]. Prawidłowy przebieg procesu nityfikacji zależy również od stężenia tlenu rozpuszczonego w komorze napowietrzania. Jego stężenie powinno być nie niższe niż $2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ [7]. Utrzymanie odpowiedniego stężenia tlenu w komorze napowietrzania wiąże się z dużymi kosztami eksploatacyjnymi.

Poszukuje się, więc nowych możliwości intensyfikacji procesu nityfikacji. Szczególnie atrakcyjne są te, które nie wymagają rozbudowy istniejących oczyszczalni lub budowy kosztownych bioreaktorów oraz charakteryzują się stosunkowo niewielkimi kosztami eksploatacyjnymi.

Ciekawym rozwiązaniem może być wspomaganie biologicznych metod eliminacji zanieczyszczeń stałym polem magnetycznym (PM) z wykorzystaniem magnesów stałych. Ogólne wiadomości na temat możliwości wykorzystania PM w procesach oczyszczania ścieków przedstawiono w I części artykułu.

Celem pracy było ustalenie stopnia usunięcia zanieczyszczeń organicznych oraz szybkości nityfikacji ścieków syntetycznych metodą osadu czynnego w niekorzystnych dla procesu nityfikacji warunkach przy oddziaływaniu PM na osad.

Badania realizowano w dwóch seriach. Zakres pracy obejmował:

- określenie stopnia eliminacji zanieczyszczeń ze ścieków metodą osadu czynnego przy oddziaływaniu na osad recykulowany PM o indukcji 20 lub 40 mT (seria I),
- określenie stopnia eliminacji zanieczyszczeń ze ścieków metodą osadu czynnego przy oddziaływaniu na osad recykulowany PM o indukcji 40 mT z wykorzystaniem trzech magnetyzerów (seria II).

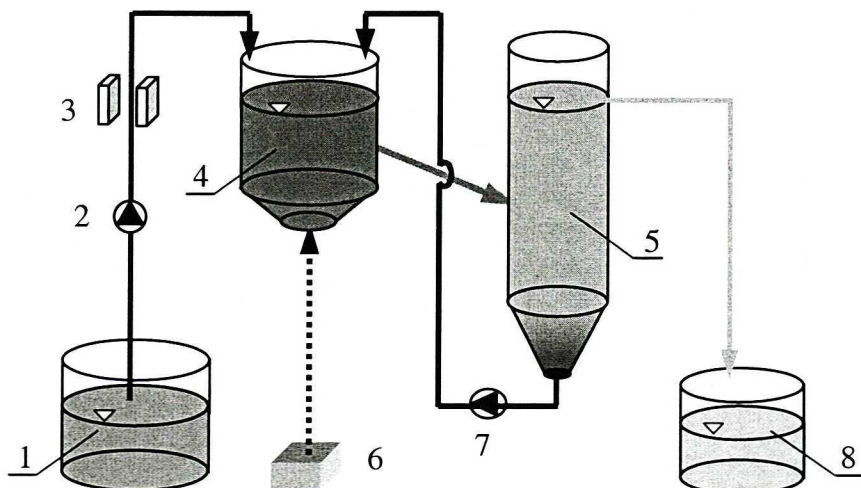
MATERIAŁY I METODY

BADANE SUBSTRATY POKARMOWE

Oczyszczaniu poddawano syntetyczne ścieki o charakterze bytowo – gospodarczym dalej nazywane ściekami surowymi [4]. Ścieki modyfikowano wzbogacając je solami amonowymi (do ścieków surowych każdorazowo dodawano 20 mg/dm^3 chlorku amonowego). W zależności od potrzeb zmieniano, również udział substratów organicznych tak, aby uzyskać ChZT ścieków surowych o żądanej wartości. Głównym źródłem substratów organicznych był pepton i bulion.

STANOWISKO BADAWCZE

Hodowle osadu czynnego prowadzono w trzech lub w dwóch równoległych układach. Opis pojedynczego układu do hodowli osadu czynnego przedstawiono w części I.



Rys. 1. Schemat laboratoryjnej oczyszczalni ścieków (1- zbiornik ścieków surowych, 2 - pompa dozująca, 3 - magnetyzer, 4 - komora napowietrzania, 5 - osadnik wtórny, 6 - pompa napowietrzająca, 7 - pompa recykulacyjna, 8 - zbiornik ścieków oczyszczonych)

Scheme of the laboratory scale wastewater treatment plant (1- storage vessel for influent, 2 - dosing pump, 3 - magnetizer, 4 - aeration vessel, 5 - secondary clarifier, 6 - airlift pump, 7 - recycling pump, 8 - effluent collection vessel)

Na rysunku 1 przedstawiono schemat pojedynczej instalacji badawczej z uwzględnieniem miejsca zainstalowania urządzenia magnetostatycznego na przewodzie przeznaczonym do recykulacji osadu z osadnika wtórnego do komory napowietrzania. Urządzenie magnetostatyczne tak zamontowano, aby oddziaływało jedynie na osad recykulowany. W badaniach wykorzystano urządzenie magnetostatyczne wytwarzające stałe PM o indukcji 20 mT lub 40 mT. Urządzenie to składało się z magnetyzerów firmy „Maksor”. Po zainstalowaniu na przewodzie urządzenia magnetostatycznego każdo-

razowo sprawdzano PM korzystając z gausometru – model 912 firmy Magnetic Instrumentation Inc. (USA).

MATERIAŁ ZASZCZEPIAJĄCY

Źródłem mikroorganizmów był osad czynny pochodzący miejskiej oczyszczalni ścieków w Częstochowie.

BADANIA KONTROLNE

Dla scharakteryzowania procesów zachodzących w układach badawczych wykonywano następujące oznaczenia ścieków surowych i odpływających z komory osadu czynnego: ChZT, azot amonowy metodą Kjeldahla, azotynowy, azotanowy, zasadowość oraz pH. Oznaczenia fizyko-chemiczne ścieków surowych i odpływających wykonywano jako próby średniodobowe. Badania osadu czynnego obejmowały oznaczenia zawiesiny, stężenia tlenu rozpuszczonego, pH. Oznaczenia analityczne wykonywano według [3, 11].

PRZEBIEG BADAŃ

Badania realizowano w warunkach niekorzystnych dla procesu nitrifikacji zwiększając stopniowo obciążenie substratowe osadu. Pozostałe parametry osadu czynnego dobrano tak, aby nie wywierały negatywnego wpływu na proces nitrifikacji (Tab. 1).

W układach badawczych, dalej oznaczanych symbolem M20, M40 i ³M40 zainstalowano urządzenie magnetostatyczne. W układach M20 i M40 zainstalowano po jednym urządzeniu magnetostatycznym wytwarzającym PM odpowiednio o indukcji 20 mT i 40 mT. W układzie ³M40 zastosowano urządzenie magnetostatyczne składające się z trzech magnetyzerów wytwarzających PM o indukcji 40 mT każdy. Układ, w którym nie instalowano urządzenia magnetostatycznego stanowił układ K. Układ K ustawiono w osobnym pomieszczeniu, aby funkcjonował poza zasięgiem PM.

Badania prowadzono w dwóch seriach różniących się głównie ilością magnetyzerów zamontowanych na przewodzie do recyrkulacji osadu czynnego. W serii I wyszczególniono trzy etapy. W etapie I 12 dniowym i w etapie II 17 dniowym hodowlę osadu czynnego prowadzono w układach badawczych – M20, M40 i K. W etapie III trwającym 8 dni badania kontynuowano już tylko w dwóch układach badawczych – M40 i K.

W serii II, którą realizowano przez 8 dni w jednym etapie badania prowadzono w układach ³M40 i K. Jak już zaznaczono proces biodegradacji prowadzono przy zmiennym obciążeniu substratowym osadu czynnego. W I serii przy obciążeniu osadu mieszczącym się w zakresie $0,24 \div 0,88$ g ChZT/g_{sm}·d dla układu K, $0,25 \div 0,95$ g ChZT/g_{sm}·d dla układu M20 i $0,26 \div 0,98$ g ChZT/g_{sm}·d dla układu M40. W serii II obciążenie to zmieniało się w zakresie $0,74 \div 0,91$ g ChZT/g_{sm}·d dla układu K i $0,76 \div 0,98$ g ChZT/g_{sm}·d dla układu ³M40 (Tab. 1).

Stałym parametrem technicznym był czas napowietrzania ścieków równy 5,5 h. Proces oczyszczania ścieków prowadzono w temperaturze $18 \div 27^\circ\text{C}$ – seria I i $18 \div 21^\circ\text{C}$ – seria II. Ścieki surowe charakteryzowały się odczynem lekko zasadowym (o pH

7,4÷8,2) (Tab. 1). W badaniach utrzymywano wiek osadu na poziomie 7÷16 dni. Stężenie tlenu rozpuszczonego w komorze napowietrzania utrzymywano powyżej 2 mg O₂/dm³.

Tabela 1. Parametry technologiczne procesu oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego dla układów K, M20, M40 i ³M40
 Technical data of the wastewater treatment with the activated sludge process for systems K, M20, M40 and ³M40

Etap / Stage	Parametr Parameter	Obciążenie osadu czynnego Activated sludge loading,	Temperatura Temperature	pH ścieków wastewater	Wiek osadu Sludge age
		g ChZT/g _{sm} ·d	°C		d
Seria I / Series I					
Etap I / Stage I	Układ K System K	0,42*	24* 21÷27	7,7÷8,2	14* 12÷15
		0,24÷0,54			
	Układ M20 System M20	0,4*			
		0,25÷0,48			
Układ M40 System M40	0,44*				
	0,26÷0,63				
Etap II / Stage II	Układ K System K	0,67*	22* 18÷27	7,4÷8,1	14* 11÷16
		0,48÷0,88			
	Układ M20 System M20	0,67*			
		0,54÷0,95			
Układ M40 System M40	0,72*				
	0,53÷0,97				
Etap III / Stage III	Układ K System K	0,77*	20* 19÷22	7,6÷7,7	10* 9÷11
		0,7÷0,86			
	Układ M40 System M40	0,88*			
		0,83÷0,98			
Seria II / Series II					
Układ K System K	0,8*	19* 18÷21	7,8	8* 7÷8	
	0,74÷0,91				
Układ ³ M40 System ³ M40	0,8*				
	0,76÷0,98				
* – wartości średnie / average values ÷ – zakres wartości / range values					

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Oznaczenia chemiczne wykazały, że usunięcie zanieczyszczeń organicznych wyrażonych jako ChZT było wysokie zarówno w układach, na które działało PM jak i w układzie K. Średnie wartości wynosiły w etapie I powyżej 81%, w etapie II i III (seria I) około 90% oraz w serii II około 83% (Tab. 2).

Tabela 2. Zmiany stężeń związków azotu i ChZT w procesie oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego dla układów K, M20, M40 i ³M40Variation of nitrogen compounds concentration and COD of the wastewater treatment with the activated sludge process for systems K, M20, M40 i ³M40

Etap / Stage	Parametr Parameter	Azot amonowy Ammonium nitrogen	Azot Kjeldahla TKN	Azot azotynowy Nitrite nitrogen	Azot azotanowy Nitrate nitrogen	ChZT COD	Stopień usunięcia ChZT COD removal efficiency
		mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	
Seria I / Series I							
Etap I / Stage I	Dopl. Infi.	13*	30,5*	0,14*	0,09*	321*	
		7,9÷17,2	26,1÷35	0,02÷0,47	0,04÷0,14	197÷473	
	Układ K	0,8*	4,5*	17,9*	6,7*	57,7*	81,1*
	System K	0,02÷3,1	3,1÷6,2	15,2÷21,9	3,1÷13,7	40,1÷73,6	78,2
	Układ M20	1*	3,9*	20,7*	7,5*	55,3*	81,8*
	System M20	0,02÷3,9	2,7÷5,9	14,1÷30,4	2,9÷13,3	34,1÷65,9	74÷86
	Układ M40	0,4*	3,5*	22,3*	7,7*	54,4*	81,7*
	System M40	0,01÷1,6	3,1÷4,4	17,9÷29,6	3,4÷14,3	44,5÷69,1	77,4÷89,1
Etap II / Stage II	Dopl. Infi.	18*	49,8*	0,04*	0,13*	642*	
		14,7÷20,8	28,9÷66,3	0,02÷0,09	0,01÷0,6	536÷715	
	Układ K	0,9*	3,6*	19,6*	11,1*	58,8*	90,8*
	System K	0,16÷3,9	2,6÷5,9	12,5÷30	4,5÷19,8	42,9÷68,1	88,4÷93,6
	Układ M20	0,81*	3,5*	18,4*	14,3*	55,8*	91,6*
	System M20	0,09÷2,9	2,1÷4,9	10,6÷28,2	5,7÷26,3	40,2÷67	90,2÷93
	Układ M40	0,82*	3,6*	16,9*	19,7*	52*	91,8*
	System M40	0,09÷2,3	3÷4,3	10,5÷25,5	8,3÷36,2	38,6÷68,4	89,8÷94,2
Etap III / Stage III	Dopl. Infi.	22,5*	68,4*	0,28*	0,57*	696*	
		21,9÷23,4	63,7÷75	0,12÷0,42	0,21÷0,8	682÷714	
	Układ K	13*	28,1*	13,5*	6*	71,6*	89,7*
	System K	11,9÷14,6	17,2÷37,3	12,9÷14,1	4,6÷8	68÷76,1	88,8÷90,4
	Układ M40	10,5*	16*	21,5*	10,7*	65,7*	90,6*
	System M40	7,4÷15,1	9,1÷20,3	14,8÷25,3	5,4÷19	57÷71,4	90÷91,6
Seria II / Series II							
	Dopl. Infi.	23,1*	52,5*	0,3*	1*	466*	
		22,2÷24,1	52÷53	0,01÷0,6	0,8÷1,2	347÷559	
Układ K		12,1*	18,6*	16,2*	10,6*	77,1*	83,0*
	System K	4,2÷19,2	14,1÷23	9,2÷22,1	5,5÷16,2	69÷91,2	77,9÷86,8
Układ ³ M40		8,6*	10*	18,3*	15,4*	71*	84,5*
	System ³ M40	2,8÷15,1	4,8÷15,1	11÷23,5	7,5÷24,1	59,1÷81	80,2÷87,2
* – wartości średnie / average values ÷ – zakres wartości / range values							

Uważa się, że biodegradacja przebiegała na tyle intensywnie w układzie K i w układach poddanych działaniu PM, że nie udało się zaobserwować zasadniczych różnic w sprawności procesu biodegradacji. Podobne zależności obserwował Grünwald z tym, że wykorzystywał PM o indukcji 310 mT. Autor ten stwierdził, że PM nie powodowało zwiększenia usunięcia ChZT ze ścieków surowych. Należy zaznaczyć, że ba-

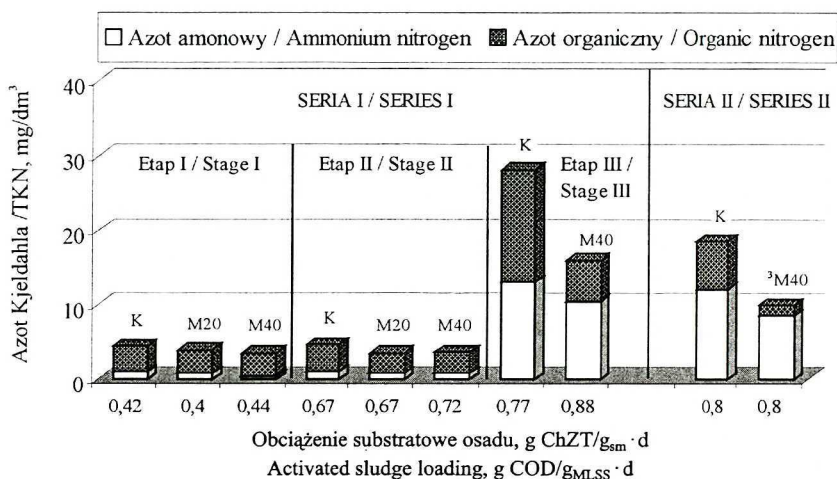
dacz stosował ścieki charakteryzujące się zależnością $ChZT/BZT_5$ mieszczącą się w granicach 1,3÷1,8 [2].

Badania innych autorów wykorzystujących pole magnetyczne o indukcji w szerokim zakresie od 5 do 1200 mT wskazują na to, iż PM było czynnikiem intensyfikującym rozkład substratów organicznych. Prace te dotyczyły jednak biodegradacji ścieków przemysłowych [2, 5, 6, 10].

Ciekawe spostrzeżenie poczyniła Rutkowska-Narożniak prowadząc badania nad wpływem PM na eliminację nitroaniliny ze ścieków w złożu biologicznym zaszcze-pionym drożdżami *Candida bodini*. Badaczka nie stwierdziła różnicy w szybkości usuwania zanieczyszczeń pomiędzy kontrolą, a układem aktywowanym PM. Zdaniem autorki zastosowanie mikroorganizmów aktywnych w biodegradacji nitroaniliny takich jak drożdże *Candida bodini* maskowało efekty PM, a wpływ przejawiał się głównie w zwiększonej ilości białka w błonie złoża i wyższej aktywności dehydrogenazowej mikroorganizmów błony (oznaczonej testem TTC) [10].

Uważa się, że aby ujawnić korzystny wpływ PM na szybkość usuwania związków organicznych należało na przykład skrócić czas napowietrzania ścieków, zwiększyć ładunek zanieczyszczeń w ściekach surowych lub zmniejszyć stężenie osadu czynnego w komorze napowietrzania. Jednakże parametry te, zgodnie z założeniami pracy można było zmieniać w takim tylko zakresie, aby proces nityfikacji nie został całkowicie zahamowany np. przez wymywanie nityfikantów osadu czynnego.

W pracy analizowano przemiany związków azotowych. W etapie I i II (seria I) prowadząc badania przy obciążeniu od około 0,4 g ChZT/g_{sm}·d do 0,7 g ChZT/g_{sm}·d nie obserwowano gromadzenia się w odpływie $N-NH_4^+$ zarówno w układzie K jak i układach M20 i M40. Odnotowano, że stężenie azotu organicznego na odpływie utrzymywało się na wyrównanym poziomie we wszystkich trzech układach (Rys. 2).

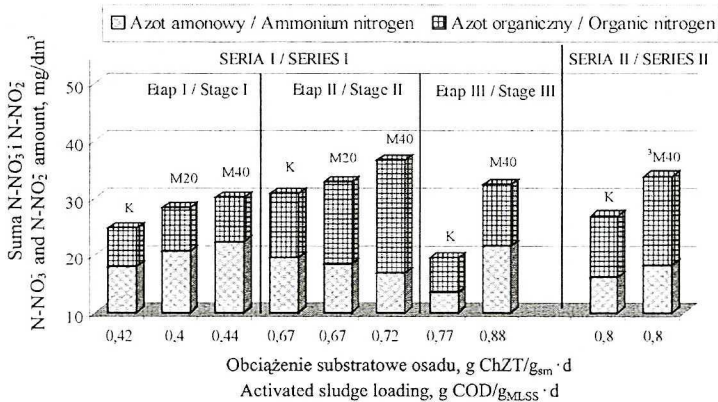


Rys. 2. Zmiany stężeń azotu amonowego i organicznego w odniesieniu do obciążenia substratowego osadu czynnego dla układów K, M20, M40 i ³M40

Dependence of activated sludge loading for ammonium nitrogen concentration in systems K, M20, M40 and ³M40

W tej samej serii – etap III (seria I) dla układu K przy obciążeniu osadu 0,77 g ChZT/g_{sm}·d i dla układu M40 przy obciążeniu osadu 0,88 g ChZT/g_{sm}·d oraz w serii II przy obciążeniu 0,8 g ChZT/g_{sm}·d dla obu układów obserwowano, że w odpływie N-NH₄⁺ był obecny w stężeniu przekraczającym wymagane w Polsce wartości [9]. Niższe stężenia N-NH₄⁺ odnotowano w układach, gdzie osad recykulowany poddawano działaniu PM (Tab. 2, Rys. 2). Stężenie azotu organicznego było niższe w układzie M40 prawie 2,7 razy, a w układzie ³M40 4,6 razy w porównaniu z układem K (Rys. 2). Takie stężenia N-NH₄⁺ i azotu organicznego świadczą o tym, że przemiany związków azotu zachodziły intensywniej w układzie, w którym osad recykulowany ekspozowano w PM o indukcji 40 mT.

W trakcie prowadzenia badań obserwowano także wyższe sumaryczne stężenie azotu azotynowego i azotanowego w układach, w których osad recykulowany ekspozowano w PM (Rys. 3). Takie stężenie mineralnych form azotu świadczy o wydajniejszym przebiegu procesu nityfikacji w układach M20 M40 i ³M40 w porównaniu z układem K.



Rys. 3. Zmiany stężeń azotu azotynowego i azotanowego w odniesieniu do obciążenia substratowego osadu czynnego dla układów K, M20, M40 i ³M40

Dependence of activated sludge loading for nitrite nitrogen and nitrate nitrogen concentrations in systems K, M20, M40 and ³M40

Potwierdzeniem sprawniej przebiegającej nityfikacji w obu seriach jest wyższy spadek zasadowości oraz niższe wartości pH w komorach napowietrzania w układach M20 M40 i ³M40 w porównaniu z układem kontrolnym (Tab. 3).

Uzyskane wyniki pozwoliły na wyliczenie szybkości nityfikacji zgodnie ze wzorami {1} i {2}. Według wzoru {1} szybkość nityfikacji v_1 wyrażono jako ilość powstającego azotu azotynowego i azotanowego w odniesieniu do czasu napowietrzania ścieków. Zgodnie ze wzorem {2} szybkość nityfikacji v_2 wyrażono jako ilość powstającego azotu azotanowego w odniesieniu do czasu napowietrzania ścieków.

$$v_1 = \frac{\Delta N}{T} \frac{NO_2^- + NO_3^-}{}, \text{ g N/m}^3 \cdot \text{h} \quad \{1\}$$

$$v_2 = \frac{\Delta N_{NO_3^-}}{T}, \quad \text{g N - NO}_3^- / \text{m}^3 \cdot \text{h} \quad \{2\}$$

gdzie:

$\Delta N_{NO_2^- + NO_3^-}$ – ilość azotu azotynowego i azotanowego powstała po procesie oczyszczania ścieków, mg/dm^3 ,

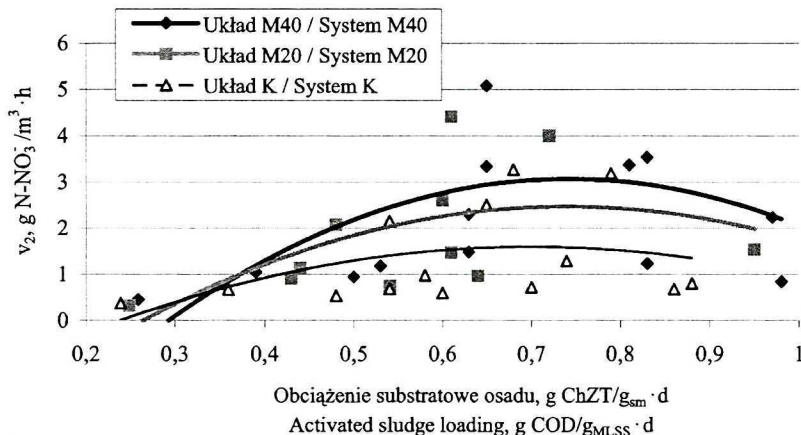
$\Delta N_{NO_3^-}$ – ilość azotu azotanowego powstałego po procesie oczyszczania ścieków, mg/dm^3 ,

T – czas napowietrzania ścieków, h.

Tabela 3. Spadek zasadowości, zmiany pH w komorze i szybkości nityfikacji w procesie oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego dla układów K, M20, M40 i ³M40
Alkalinity destroyed, pH and nitrification rate of the wastewater treatment with the activated sludge process for systems K, M20, M40 i ³M40

Etap / Stage	Parametr Parameter	pH	Spadek zasado- wości Alkalinity destroyed	Szybkość nity- fikacji v_1 Nitrification rate v_1	Szybkość nity- fikacji v_2 Nitrification rate v_2
			g CaCO ₃ /m ³	g N/m ³ ·h	g N - NO ₃ ⁻ /m ³ ·h
Seria I / Series I					
Etap I / Stage I	Układ K System K	6,3÷6,8	-	4,4* 3,69÷5,27	1,17* 0,57÷2,35
	Układ M20 System M20	6,2÷6,7	-	4,99* 3,93÷6,42	1,31* 0,52÷2,28
	Układ M40 System M40	6,1÷6,8	-	5,49* 4,57÷6,52	1,38* 0,65÷2,50
Etap II / Stage II	Układ K System K	6,1÷7	265 240÷300	5,27* 4,14÷6,64	1,89* 0,73÷3,47
	Układ M20 System M20	5,9÷7	270* 240÷305	5,62* 4,49÷6,95	2,45* 0,95÷4,61
	Układ M40 System M40	5,8÷6,7	290* 250÷350	6,46* 4,67÷8,32	3,48* 1,38÷6,46
	Układ K System K	7,3÷7,5	135* 125÷150	3,75* 3,43÷4,28	1,1* 0,88÷1,49
Etap III / Stage III	Układ M40 System M40	6,9÷7,4	185* 135÷210	6,38* 3,97÷8,81	2,07* 1,04÷3,73
	Seria II / Series II				
Układ K System K	6,9÷7,5	125* 40÷205	4,88* 2,53÷6,90	1,83* 0,84÷2,85	
Układ ³ M40 System ³ M40	6,7÷7,5	155* 85÷225	6,39* 3,27÷9,28	2,85* 1,24÷4,60	
- - nie oznaczano / unlabelled * - wartości średnie / average values ÷ - zakres wartości / range values					

Wyliczona według wyżej opisanej zależności szybkość nityfikacji v_1 i v_2 była wyższa w układach, w których osad recyrkulowany ekspozowano w PM (Tab. 3). Na rysunku 4 przedstawiono zmiany szybkości nityfikacji v_2 w odniesieniu do obciążenia substratowego osadu w serii I dla układów ekspozowanych w PM oraz dla układu K. Szybkość nityfikacji v_2 rosła wraz ze wzrostem obciążenia substratowego osadu czynnego do obciążenia substratowego około $0,75 \text{ g ChZT/g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$. Krzywe obrazujące tę zależność dla układu M40 i M20 leżą powyżej linii obrazującej nityfikację w układzie K.

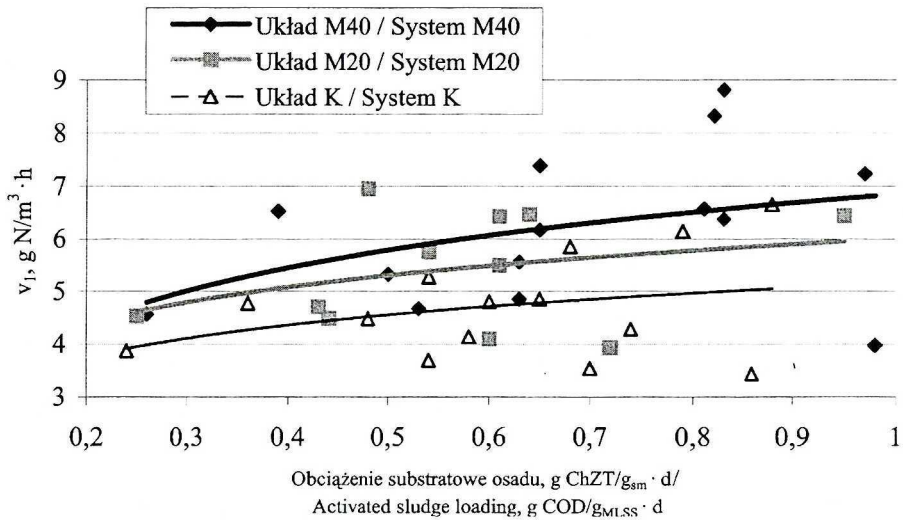


Rys. 4. Szybkość nityfikacji v_2 w odniesieniu do obciążenia substratowego osadu czynnego w układach K, M20 i M40 (seria I)

Dependence of activated sludge loading for nitrification rate v_2 in systems K, M20 and M40 (series I)

Stwierdzono, że przy obciążeniu substratowym osadu czynnego w zakresie $0,6 \div 0,9 \text{ g ChZT/g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$ szybkość nityfikacji v_1 dla układu M40 była 2 razy wyższa a dla układu M20 1,6 razy wyższa w porównaniu z układem K. Przy obciążeniu poniżej $0,75 \text{ g ChZT/g}_{\text{sm}} \cdot \text{d}$ szybkość nityfikacji malała wraz ze wzrastającym obciążeniem substratowym osadu. Również odnotowano wyższe wartości szybkości nityfikacji v_1 . Na rysunku 5 przedstawiono zmiany szybkości nityfikacji v_1 w odniesieniu do obciążenia substratowego osadu w serii I. Krzywe pokazujące tę zależność dla układu M40 i M20 leżą powyżej linii dla układu K.

Jak już wspomniano Rutkowska-Naroźniak [10] obserwowała, że procesy nityfikacyjne zachodziły intensywniej w układzie poddanym działaniu PM o indukcji 7 mT. Autorka odnotowała 10 krotnie wyższy przyrost azotanów w próbie ekspozowanej w PM w porównaniu z próbą kontrolną. Należy zaznaczyć jednak, że autorka działała w sposób ciągły na mikroorganizmy osadu czynnego instalując urządzenie magnetyczne bezpośrednio na komorze osadu czynnego. W przedstawionych badaniach natomiast oddziaływano na mikroorganizmy osadu czynnego transportowane przewodem recyrkulacyjnym, czyli było to działanie okresowe.



Rys. 5. Szybkość nityfikacji v_1 w odniesieniu do obciążenia substratowego osadu czynnego w układach K, M20 i M40 (seria I)
Dependence of activated sludge loading for nitrification rate v_1 in systems K, M20 and M40 (series I)

WNIOSKI

- Proces nityfikacji zachodził wydajniej w układach, w których osad recykulowany eksponowano w PM.
- Proces nityfikacji przebiegał najintensywniej w układzie z zainstalowanym urządzeniem magnetostatycznym wytwarzającym PM o indukcji 40 mT.
- Średnia szybkość nityfikacji przy obciążeniu substratowym osadu w zakresie 0,6 ÷ 0,9 g ChZT/g_{sm}·d dla układu, w którym osad czynny eksponowanego w PM o indukcji 40 mT była 2 razy wyższa w porównaniu z kontrolą.

LITERATURA

- [1] Bernacka J., J. Kubieli, L. Pawłowska: *Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1992.
- [2] Grünwald A.: *Vliv magnetického pole na aktivačni proces*, Vodni hospodářství, řada B, **10**, 271–274 (1984).
- [3] Hermanowicz W., J. Dojlido, W. Dożańska, B. Koziorowski, J. Zerbe: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Arkady, Warszawa 1999.
- [4] ISO 11733: *Water quality – Evaluation of the elimination and biodegradability of organic compounds in an aqueous medium – Activated sludge simulation test*, International Standard, 1995.
- [5] Jung J.T., S. Sofer: *Enhancement of phenol biodegradation by south magnetic field exposure*, J. Chem. Technol. Biotechnol., **70**, 3, 229–303 (1997).
- [6] Lebkowska M.: *Wpływ stałego pola magnetycznego na biodegradację związków organicznych*, Prace Naukowe PW, Inżynieria Sanitarna i Wodna, Z. 13, Warszawa 1991.
- [7] Oleszkiewicz J. A.: *Biologiczne usuwanie azotu*, Materiały konferencji naukowo-technicznej nt. Usuwanie związków biogenych ze ścieków, Kraków 1997, 3, 1–37.

- [8] Praca zbiorowa pod redakcją: Z. Dymaczeńskiego, J. A. Oleszkiewicza i M. M. Sozańskiego: *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, PZITS, Poznań 1997.
- [9] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 roku w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi (Dz. U. Nr 116, poz. 503).
- [10] Rutkowska-Narożniak A.: *Zastosowanie stałego pola magnetycznego do intensyfikacji biodegradacji zanieczyszczeń w ściekach*, Praca doktorska, Warszawa 1997.
- [11] Spectrophotometer handbook: DR/4000; HACH Comp., U.S.A. 1997.

Wpłynęło: 26 października 2001, zaakceptowano do druku: 27 lutego 2002.