



# **Znaczenie złożeń hydrofitowych z pionowym i poziomym przepływem ścieków i filtratu w przemianach frakcji materii organicznej i azotu**

*Magdalena Gajewska*  
*Politechnika Gdańska*

## **1. Wstęp**

Zweryfikowana w ostatnich latach wiedza na temat procesów prowadzących do usuwania związków azotu ze ścieków wskazuje, że są to procesy o wiele bardziej złożone i zależne od wielu czynników, niż sądzono dotychczas. Już nie tylko dostępność tlenu czy łatwo przyswajalnego źródła węgla decyduje o procesach i ich efektywności w usuwaniu azotu, ale również frakcje azotu i materii organicznej w ściekach [11,13,23]. Zgodnie z zaleceniami, podanymi przez International Union for Pure and Applied Chemistry (IUPAC, 2000) można wyróżnić 14 frakcji materii organicznej (MO). Podział ten uwzględnia wiele cech znajdującej się w ściekach MO i dzieli je w zależności od: (1) wielkości na frakcje: rozpuszczoną, zawiesinową i koloidalną, (2) fugatywności, (3) polaryzacji: hydrofobowe, hydrofilowe i transfilowe, (4) charakteru: neutralny, kwasowy czy zasadowy, (5) sedymentujące lub flotujące (po zakwaszeniu) [32].

Ostatnio najchętniej stosowana jest klasyfikacja wg wielkości oraz podatności na rozkład biochemiczny (biodegradowalność) [6]. Azot w ściekach dopływa do oczyszczalni zarówno w postaci związków organicznych jak i nieorganicznych. Proporcje pomiędzy tymi formami zależą od rodzaju i jakości ścieków. Ostatnio zwrócono uwagę, że również czas przepływu i warunki w systemie kanalizacyjnym, którym są one

doprowadzane do oczyszczalni mają istotny wpływ na proporcje pomiędzy organicznymi i nieorganicznymi formami azotu [28].

Azot nieorganiczny występuje wyłącznie w formie rozpuszczonej, przede wszystkim w postaci soli amonowych. Natomiast azot organiczny występuje w postaci rozpuszczonej (AOR), koloidalnej (AOK), jak również w postaci zawiesiny (AOZ). Wszystkie powyższe formy charakteryzują się różną podatnością na rozkład mikrobiologiczny. Część doprowadzanego do oczyszczalni azotu organicznego rozpuszczonego (AOR) występuje w postaci form nierozkładalnych takich jak: puryny, piryny czy pirymidyny [1]. Według wielu autorów oczyszczalnie biologiczne z zastosowaniem metody osadu czynnego skutecznie usuwają rozpuszczone związki azotu organicznego o małej masie cząsteczkowej (mocznik, małowcząsteczkowe aminokwasy). Natomiast część AOR przede wszystkim o dużej masie cząsteczkowej nie podlega przemianie w azot nieorganiczny i stanowi frakcje nierozkładalną [6, 11]. W oczyszczonych metodami wysokosprawnymi ściekach udział AOR zmienia się w bardzo szerokim zakresie od 2 do 85% azotu całkowitego. Na podstawie bilansu azotu przeprowadzonego w oczyszczalni Palo Alto w Kalifornii ustalano, że w oczyszczonych ściekach 52% azotu organicznego stanowiły formy nie podlegające rozkładowi biologicznemu (doprowadzone w surowych ściekach), 20% stanowił AOR wytworzony przez osad czynny w wyniku procesów metabolicznych, 15% stanowiły frakcje znajdujące się w równowadze związanej z sorpcją przez biomasę a jedynie 13% stanowiła frakcja podatna na rozkład mikrobiologiczny [23,24,30].

Niestety nie prowadzono podobnych badań dla systemów hydrofitowych. Ze względu na zmienność stref tlenowych, beztlenowych i anoksycznych i znacznie dłuższy czas zatrzymania ścieków w systemie hydrofitowym wyniki mogą znacząco różnić się w porównaniu do wyników otrzymanych dla konwencjonalnych oczyszczalni ścieków.

W pracy przedstawiono wyniki badań, których celem było rozpoznanie przemian związków azotu, zarówno tlenowych jak i beztlenowych oraz frakcji azotu organicznego i materii organicznej (rozpuszczonej, koloidalnej i zawiesinowej) podczas oczyszczania ścieków i filtratu w wielostopniowym systemie hydrofitowym. Kolejne stopnie oczyszczania realizowane w złożach trzciniowych o przepływie poziomym bądź pionowym zapewniały inne warunki przemian związków i frakcji azotu i materii organicznej.

## 2. Obiekty badań i metodyka

Badania prowadzono w trzech wielostopniowych systemach hydrofitowych (WSH) przeznaczonych do oczyszczania ścieków bytowych (dwie lokalne oczyszczalnie ścieków) oraz filtratu z odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych (obiekt pilotowy). Charakterystykę analizowanych obiektów przedstawiono w tabeli 1.

Materiał do badań stanowiły ścieki i filtrat pobierane, zgodnie z czasem zatrzymania, po kolejnych stopniach oczyszczania realizowanych w wielostopniowych systemach hydrofitowych (WSH). W WSH przeznaczonych do oczyszczania ścieków wykonano łącznie 30 serii pomiarowych w okresie od kwietnia 2007 do października 2009 roku. Natomiast w obiekcie polotowym do oczyszczania filtratu powstającego podczas odwadniania w wirówkach przefermentowanych osadów ściekowych próbki pobierano w latach 2009–2010, łącznie 20 serii pomiarowych.

Określenie stężenia związków azotu wymagało wykonania oznaczeń stężenia azotu Kjeldahla ( $N_{\text{org.}} + N\text{-NH}_4$ ) oraz tlenowych form azotu:  $N\text{-NO}_3^-$ ,  $N\text{-NO}_2^-$ . Stąd azot ogólny obliczano jako sumę azotu Kjeldahla i tlenowych form związków azotu. Natomiast azot organiczny stanowił różnicę między azotem Kjeldahla i azotem amonowym. W celu wyznaczenia stężeń frakcji azotu organicznego i materii organicznej próbki ścieków podawano filtracji na serii nitrocelulozowych sączków firmy Milipore, o wielkości porów odpowiednio: 1,2 i 0,45 oraz 0,1  $\mu\text{m}$  zgodnie z procedurą zaproponowaną przez Pagilla i współpracowników [23]. W wyniku sączenia na sączku o wielkości porów 1,2  $\mu\text{m}$  otrzymywano osad, którego stężenie odpowiadało frakcji nie rozpuszczonej (zawiesinowej – AOZ). Oznaczenie w tym przesączu  $N_{\text{Kjeldahla}}$  odpowiadało sumie frakcji koloidalnej i rozpuszczonej azotu organicznego czyli AOK+AOR. Natomiast stężenie frakcji rozpuszczonych (AOR) otrzymywano po przesączeniu próbek przez sączek o wielkości porów 0,1  $\mu\text{m}$  i wykonaniu oznaczenia  $N_{\text{Kjeldahla}}$ .

**Tabela 1.** Charakterystyka analizowanych wielostopniowych systemów hydrofitowych  
**Table 1.** The characteristic of analysed multistage constructed wetlands

Obiekt	Charakter	Przepływ [m <sup>3</sup> /d], (RLM)	Konfiguracja	Średnica zastępcza ziaren [mm]	Czas zatrzymania [d]	Powierzchnia [m <sup>2</sup> ]	Głębokość [m]	Obciążenie hydr. [mm/d]
Wiktino	Lokalna oczyszczalnia ścieków	20,5 (220)	SS HF I*	2-8	12,3	1 050	0,6	32,5
			SS VF**	2-8	-	312	0,4	65,7
			SS HF II	2-8	6,3	540	0,6	63,2
			Razem 1 902					
Darżlubie	Lokalna oczyszczalnia ścieków	56,7 (750)	SS HF I	2-8	5,1	1 200	0,6	78,8
			Filtr K***	2-8		400		141,2
			SS HF II	2-8	2,1	500	0,6	189
			SS VF	2-8		500	1,0	113,4
			SS HF III	2-8	4,2	1 000	0,6	94,5
			Razem 3 600					
Obiekt pilotowy	Do oczysz- czenia filtratu z odwadniania osadów	0,24 (5,0)	SS VF I	2-8	-	7,5	0,6	3,2
			SS VF II	2-8	-	5,0	0,6	4,8
			SS HF	2-8	4,1	3,9	0,6	23,5
			Razem 16,4					

\*SS HF – złożę z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków (z j. ang. subsurface hori-  
zontal flow) pracujące odpowiednio w I, II lub III stopniu oczyszczania

\*\*SS VF – złożę z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków (z j. ang. subsurface verti-  
cal flow) pracujące odpowiednio w I lub II stopniu oczyszczania

\*\*\*Filtr K- filtr kaskadowy

Dodatkowo zarówno w celu porównania wyników jak i celu otrzymania dodatkowych dwóch „pod-frakcji” wykonywano jednostopniową filtrację pobranych próbek ścieków na sączku o średnicy porów 0,45  $\mu\text{m}$ . W ten sposób otrzymywano jedynie dwie frakcje umownie nazywane: rozpuszczoną I zawiesinową (metoda konwencjonalna frakcjonowania). Jednocześnie otrzymane w obu procedurach wyniki pozwoliły na wyznaczenie pod-frakcji koloidalnych: „niskiej” o średnicach od 0,1 do 0,45  $\mu\text{m}$  (AOKm) i „wysokiej” od 0,45 do 1,2  $\mu\text{m}$  (AOKd). We wszystkich próbkach wykonywano oznaczenie materii organicznej wyrażonej za pomocą ChZT i otrzymano odpowiednio frakcję rozpuszczoną RChZT, koloidalną KChZT (KChZTm+KChTd), zawiesinową ZChZT wyznaczane w sposób analogiczny jak dla form azotu.

Zastosowane procedury pomiarowe są zgodne z Polskimi Normami I zaleceniami oraz standardami międzynarodowymi [1, 2, 27]. Badania wykonywano w laboratorium w Katedrze Technologii Wody i Ścieków, Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej.

### **3. Wyniki badań i ich omówienie**

#### **3.1. Frakcje azotu i materii organicznej w dopływie i odpływie**

W tabeli 2 i na rysunkach 1–3 przedstawiono zmiany form azotu i materii organicznej wyrażonej w ChZT w ściekach i filtracie doprowadzanych i odprowadzanych z analizowanych obiektów.

Udział procentowy azotanów(V) w ściekach i filtracie doprowadzanych do analizowanych obiektów utrzymywał się na bardzo niskim poziomie i wynosił od 0,0002 do 0,8%. Natomiast po procesie oczyszczania w WSH udział ten zmieniał się bardzo szerokim zakresie i wynosił od 22,5 do 63,9% dla oczyszczonych ścieków i od 2,6 do 6,5% dla oczyszczonego filtratu. W oczyszczonych ściekach odprowadzanych z Wiklina azot amonowy i azot organiczny występowały w podobnych proporcjach a ich łączny udział procentowy nie przekraczał 40% analizowanych form azotu. Dominującą formą azotu w odpływie były azotany(V). Natomiast w oczyszczonych ściekach z Darżlubia azot organiczny i amonowy stanowił łącznie prawie 80% (tabela 2) a azotany(V) stanowiły zaledwie 22,5% form azotu.

**Tabela 2.** Specjacja azotu i materii organicznej w analizowanych ściekach i filtracie  
**Table 2.** Speciation of nitrogen and organic matter in analysed wastewater and reject water

Obiekt	Stopień	N <sub>og</sub> mg/dm <sup>3</sup>	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N <sub>og</sub>		AOR		ChZT mg/dm <sup>3</sup>	RChZT % ChZT	RChZ/ AOR
					% N <sub>og</sub>	N <sub>org</sub>	mg/dm <sup>3</sup>	% N <sub>og</sub>			
Wilkino	dopływ	130,4	75,8	0,8	23,4	8,8	11,5	8,8	714,6	23,3	62,1
	odpływ	22,8	18,5	63,9	17,6	7,8	1,8	7,8	84,5	31,6	46,9
Darzłubie	dopływ	120,8	89,4	0,3	16,3	4,9	5,3	4,9	843,7	30,1	159,1
	odpływ	9,9	39,3	22,5	38,2	21,2	2,1	21,2	71,3	46,1	33,9
Obiekt pilotowy	2009	1309,3	89,8	<0,01	10,2	0,8	11,1	0,8	1183,1	42,7	106,6
	2010	79,5	83,6	6,5	9,9	11,5	9,2	11,5	284,9	50,1	30,9
Obiekt pilotowy	2009	790,6	89,2	<0,01	11,7	3,0	24,1	3,0	1233,9	59,7	51,2
	2010	168,8	75,8	2,6	21,6	5,9	9,9	5,9	242,9	84,1	24,5

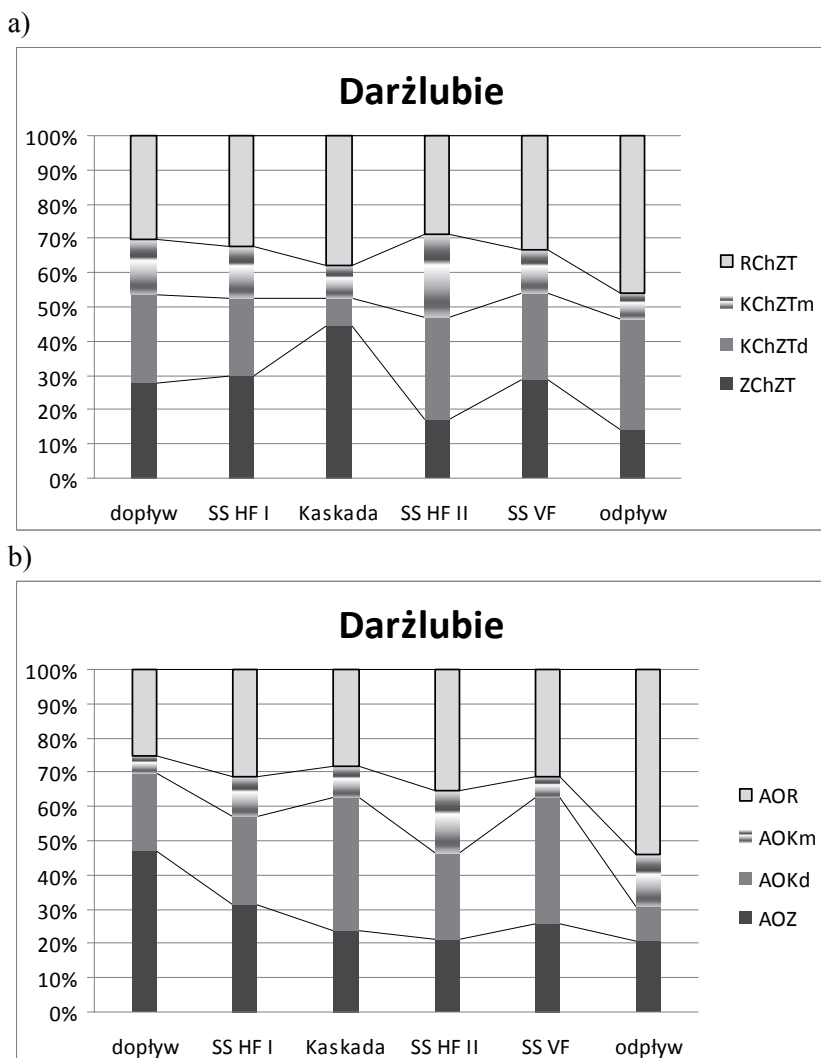
Bardzo podobne wyniki specjacji azotu organicznego otrzymano dla pięciu konwencjonalnych oczyszczalni ścieków w Polsce [5, 20].

Wyniki badań prowadzonych w obiekcie pilotowym zostały przedstawione dla obu lat osobno z uwagi na znaczące różnice jakości filtratu potwierdzone analizami statystycznymi [9]. Obserwowane różnice jakości filtratu doprowadzanego do obiektu WSH wynikały z prac modernizacyjnych prowadzonych na oczyszczalni, w części beztlenowej stabilizacji, których celem było usprawnienie produkcji biogazu. Zarówno w doprowadzanych do WSH ściekach jak i odprowadzanych filtracie dominującą formą był azot amonowy i występował on w bardzo zbliżonych proporcjach w obu okresach pomiarowych (tabela 2).

### **3.2. Zmiany frakcji azotu organicznego i materii organicznej po kolejnych stopniach oczyszczania w WSH**

Na rysunkach 1, 2 i 3 przedstawiono odpowiednio zmiany frakcji materii organicznej i azotu organicznego w ściekach i filtracie po kolejnych stopniach oczyszczania w analizowanych WSH.

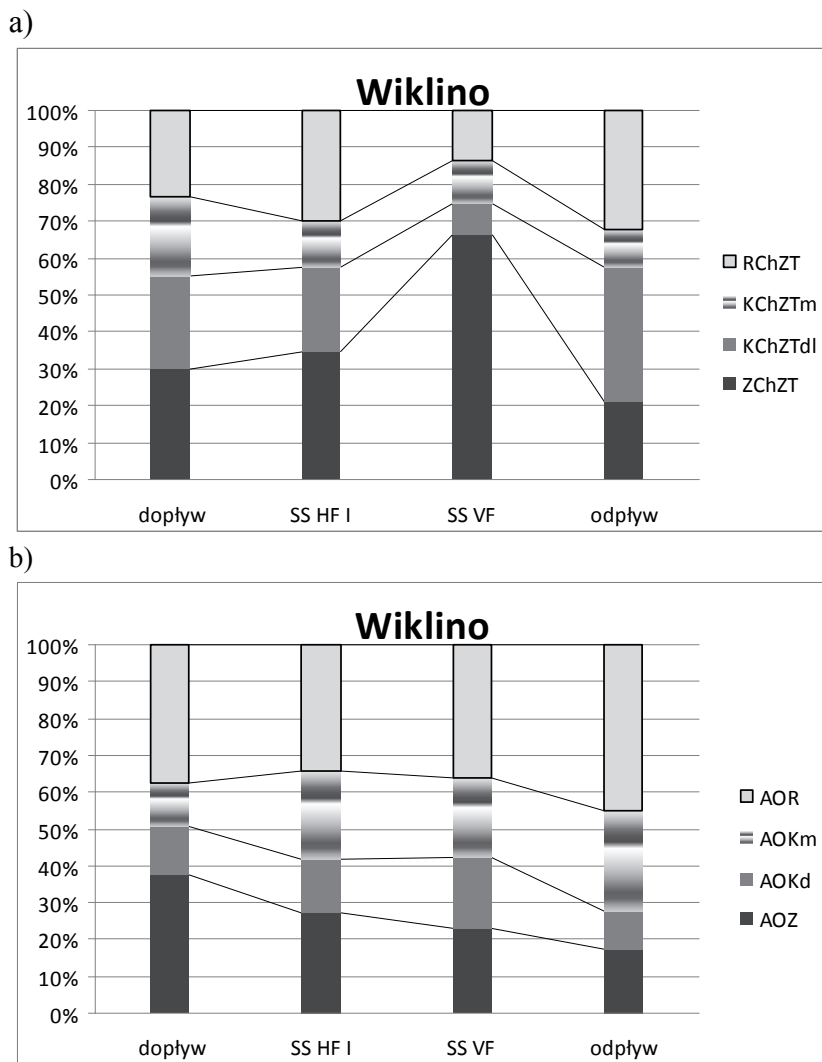
Analiza stężeń poszczególnych frakcji materii organicznej wyrażonej w ChZT: w zawiesinie (ZChZT), koloidalnej (KChZT<sub>m</sub> i KChZT<sub>K</sub>) oraz rozpuszczonej (RChZT) wykazała, że w analizowanych oczyszczalniach hydrofitowych łączny udział frakcji KChZT i RChZT wynosił ponad 50% (za wyjątkiem oczyszczalni w Wiklinie – po SS VF) w poszczególnych stopniach oczyszczania (rysunek 1 i 2). W obu oczyszczalniach ścieków zauważalna jest tendencja do wzrostu % udziału ZChZT po złożach z pionowym przepływem lub kaskadzie (SS VF i filtr K) i następnie wzrost % udziału KChZT, zarówno KChZT<sub>m</sub> oznaczanej jako koloidy o małej średnicy zastępczej 0,1–0,45 μm oraz KChZT<sub>d</sub> (0,45–1,2 μm). Może to sugerować, że wskutek większej prędkości przepływu, w porównaniu ze złożem poziomym (SS HF), usuwany jest wraz ze ściekami nadmiar błony biologicznej. Błona biologiczna należy do biomasy i jako taka jest substancją łatwo rozkładalną [12], co potwierdza wzrost RChZT w kolejnych stopniach (rysunek 1 i 2).



**Rys. 1.** Zmiany udziału procentowego poszczególnych frakcji:  
a) ChZT i b) azotu organicznego po kolejnych stopniach oczyszczania w ściekach w Darżlubiu

**Fig. 1.** Fluctuation of percentage shear of each fraction  
a) COD and b) of organic nitrogen after subsequent stage of treatment in wastewater in Darżlubie





**Rys. 2.** Zmiany udziału procentowego poszczególnych frakcji:  
a) ChZT i b) azotu organicznego po kolejnych stopniach oczyszczania  
w ściekach w Wiklinie

**Fig. 2.** Fluctuation of percentage shear of each fraction:  
a) COD and b) organic nitrogen after subsequent stage of treatment  
in wastewater in Wiklino

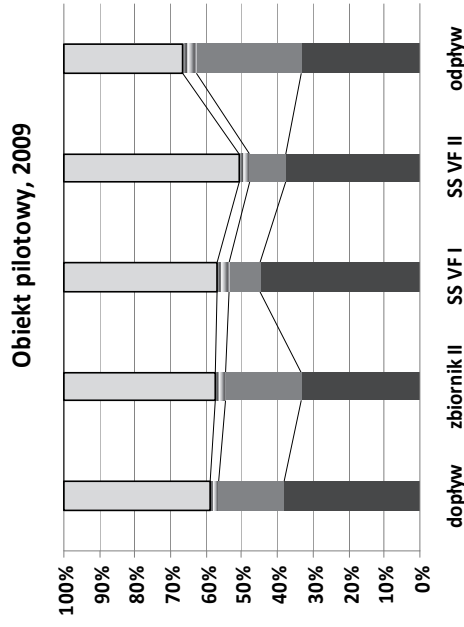
Skład ścieków doprowadzanych do WSH w Wiklina, pod względem udziału poszczególnych frakcji  $N_{org}$ , był bardziej wyrównany w porównaniu do składu ścieków doprowadzanych do WSH w Darżlubia. W Wiklinie frakcje AOZ i AOR stanowiły po ok. 40%, natomiast pozostałe 20% stanowiła frakcja koloidalna przy czym,  $AOK_d$  ( $0,45-1,2 \mu m$ ) stanowiła 13,4% a  $AOK_m$  ( $0,1-0,45 \mu m$ ) stanowiła pozostałe ok. 7%. Natomiast  $N_{org}$  doprowadzany do drugiego obiektu był przede wszystkim w formie zawiesinowej (AOZ), której udział wynosił średnio 49% a pozostałych form po ok. 27% AOK i 24% AOR. Udział pod-frakcji  $AOK_m$  był na niskim poziomie i wynosił 5%. Obserwowano wzrost udziału frakcji AOK w złożach SS HF I, w obu oczyszczalniach. Szczególnym zmianom podlegała frakcja  $AOK_m$ , której stężenie (i w konsekwencji udział %) wzrastały a następnie ulegały obniżeniu do wartości zbliżonych do początkowych w ściekach po złożu SS HF I. Uwzględniając jednocześnie obniżenie stężenia AOR i AOZ, szczególnie wyraźne w obiekcie w Wiklinie, można domniemywać, że nastąpiła przemiana frakcji AOZ w AOK (po przez  $AOK_m$ ) i następnie mineralizacja AOR. Najbardziej efektywne usuwanie, ok. 50%, analizowanych frakcji (za wyjątkiem  $AOK_d$ ) następowało w Darżlubiu w filtrze K (rysunek 1). W konsekwencji w znaczący sposób wzrósł udział frakcji AOK do 40%  $N_{org}$ . Złoża SS VF w obu WSH nie powodowały istotnych zmian stężenia AOR i w konsekwencji nie wpływały na zmianę udziału procentowego poszczególnych frakcji. W obu oczyszczalniach w złożach SS VF następował wzrost stężenia frakcji  $AOK_d$ , o ok. 30%, co również odpowiada wzrostowi frakcji KChZT. W kolejnych złożach stężenie frakcji  $AOK_d$  szybko ulegało zmniejszeniu, w konsekwencji w oczyszczonych ściekach wynosi  $0,4 \text{ mg/dm}^3$  w obu oczyszczalniach. Mimo istotnych różnic w składzie początkowym ścieków stężenia frakcji  $N_{org}$  w oczyszczonych ściekach były bardzo zbliżone. Jednakże w odpływie z Darżlubia dominującą frakcją był AOR i stanowił ok. 50% (rysunek 1).

Natomiast w obiekcie pilotowym WSH istotne znaczenie w obniżaniu stężenia frakcji  $N_{org}$  w filtracji odgrywały zbiorniki pracujące w części mechanicznej. W pierwszym roku eksploatacji do obiektu dopływał  $N_{org}$  we frakcji zawiesinowej i koloidalnej: AOZ stanowiący niecałe 40% a AOK niecałe 36%. W mechanicznej części w znacznym stopniu zatrzymywane były wszystkie frakcje  $N_{org}$  co w konsekwencji prowadziło do znaczącego obniżenia stężeń wszystkich frakcji  $N_{org}$ .

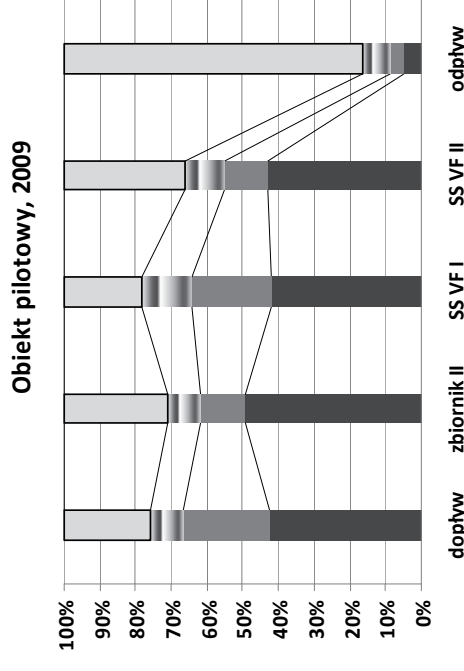
Stężenie  $N_{org}$  wprowadzanego wraz ze ściekami do złoża SS VF wynosiło 29,45 mg/L i było zbliżone do stężenia  $N_{org}$  w ściekach doprowadzanych do Wiklina. Udział % AOZ w ściekach doprowadzanych do kolejnych złóż wynosił ok. 40% i uległ istotnemu obniżeniu dopiero po złożu SS HF w 2009 roku (rysunek 3). Podobnie jak w przypadku złóż SS VF pracujących w WSH w Wiklinie i Darżlubiu, w pilotowym WSH do podczyszczania filtratu, złoża pionowe powodowały wzrost bądź utrzymywanie stężeń frakcji koloidalnych. Istotne obniżenie poszczególnych frakcji  $N_{org}$  i zmiany składu procentowego nastąpiły dopiero po złożu SS HF w pilotowym WSH. W odpływie z obiektu pilotowego w 2009 dominująca była frakcja AOR i stanowiła 86% natomiast frakcja AOZ stanowiła zaledwie 4,6%. Całkowicie odmiennie przedstawiał się skład filtratu doprowadzanego do obiektu w drugim roku eksploatacji. Przede wszystkim stężenie frakcji AOZ stanowiło poniżej 20%  $N_{org}$  doprowadzanego a udział frakcji AOK wzrósł do prawie 61% (w tym frakcja  $AOK_d$  wynosiła 28,7%). W konsekwencji wzrostu udziału frakcji AOK i AOR zbiorniki retencyjne nie zapewniły znacznego obniżenia stężeń tych frakcji co spowodowało, że złożo SS VF I było zasilane ściekami, w których stężenie  $N_{org}$  średnio wynosiło ok. 64 mg/dm<sup>3</sup> i było znacznie wyższe w porównaniu do stężenia w roku 2009. W roku 2010 dominującą frakcją w całym pilotowym WSH była frakcja AOK, której stężenie podobnie jak w poprzednich obiektach wzrastało po SS VF I i ulegało odpowiednio przekształceniu z  $AOK_d$  w  $AOK_m$  a następnie w złożu SS HF w AOR (rysunek 3) [9].

Podobnie jak w 2009 również w 2010 roku najbardziej efektywne usuwanie frakcji  $N_{org}$  następowało w złożu SS HF. Jednakże w tym roku stężenie  $N_{org}$  w odpływie było znacznie wyższe w porównaniu do stężenia w poprzednim roku i wynosiło: 29 mg/dm<sup>3</sup> w tym 21,4% w AOZ i 34,2% w AOR.

a)

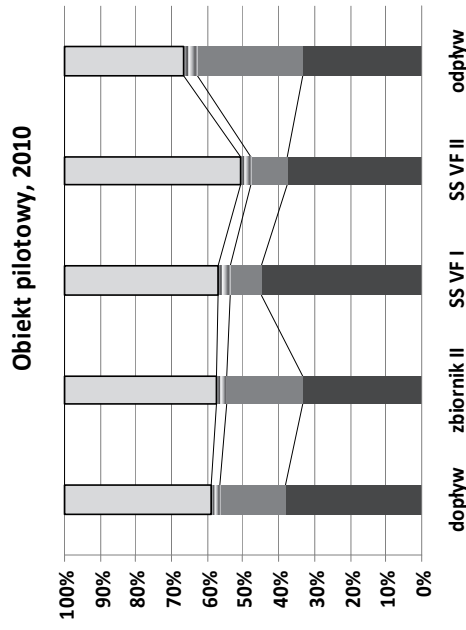


b)

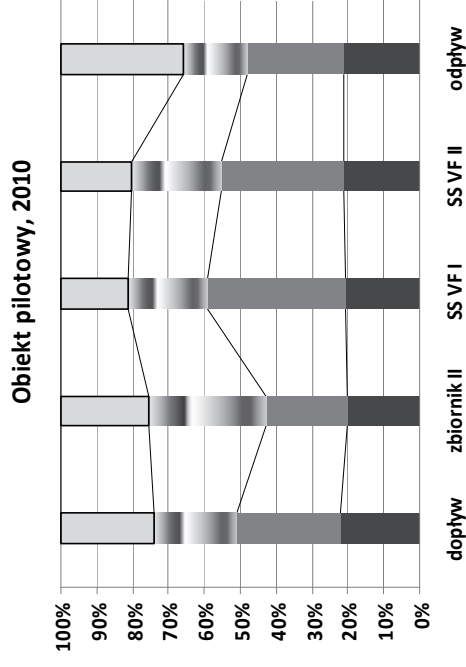


**Rys. 3.** Zmiany udziału procentowego poszczególnych frakcji: a) ChZT i b) azotu organicznego w filtracie po kolejnych stopniach oczyszczania pilotowym WSH  
**Fig. 3.** Fluctuation of percentage shear of each fraction a) COD and b) organic nitrogen in filtrate after subsequent stage of treatment in pilot HCW

a)



b)



**Rys. 3. cd.**  
**Fig. 3. cont.**

Specjację azotu organicznego w ściekach i filtracji w odpływie z WSH przedstawiono w tabeli 3. Skład analizowanych frakcji azotu organicznego w ściekach odprowadzanych z obu oczyszczalni były bardzo zbliżony (tabela 3).

**Tabela 3.** Specjacja azotu organicznego w ściekach i filtracji oczyszczonych w analizowanych WSH

**Table 3** Speciation of organic matter in wastewater and reject water treated in analysed HCWs

Obiekt		AOZ	AOK	AOR
		% N <sub>org</sub>		
Wiklino		17,5	37,5	45,0
Darżlubie		20,5	25,6	53,8
Obiekt pilotowy	2009	4,6	12,0	83,4
	2010	21,4	44,4	34,1

W oczyszczonym filtracji stężenie azotu ogólnego w obu okresach pomiarowych różniło się w sposób istotny i wynosiło odpowiednio w 2009 i 2010 roku: 79,5 i 161,4 mg/dm<sup>3</sup>. Skład analizowanych frakcji azotu organicznego w filtracji odprowadzanej z pilotowego WSH w obu okresach pomiarowych zestawiono w tabeli 2 i przedstawiono na rysunku 3. Mimo znacznej różnicy stężeń poszczególnych form azotu udział procentowy poszczególnych form w odprowadzanej filtracji był zbliżony (rys. 3). Istotne różnice dotyczyły jednak poszczególnych frakcji azotu organicznego co przedstawiono na rysunku 3.

W 2009 roku w odpływie z pilotowego WSH AOR pomimo podobnych stężeń w obu okresach pomiarowych stanowił 83,4% N<sub>org</sub> w 2009 roku, natomiast w 2010 zaledwie 34,1%. Może to wskazywać na zakłócenia w procesie usuwania zarówno związków azotu jak i materii organicznej.

W ściekach oczyszczonych rozpuszczony azot organiczny pochodzi przede wszystkim z procesów metabolizmu mikroorganizmów i uznawany jest za substancje trudno rozkładalną [7, 17, 19, 24]. W skład frakcji azotu w oczyszczonych ściekach wchodzi zarówno związki nieorganiczne jak też organiczne. Do nieorganicznych należy zaliczyć pro-

dukty lub produkty pośrednie przemiany azotu tj.  $\text{N-NH}_4^+$  i  $\text{N-NO}_{2+3}^-$ . Natomiast skład azotu organicznego w oczyszczonych ściekach stanowią zarówno związki organiczne zawarte w wodzie dostarczanej ludności do spożycia, które są odporne na rozkład biologiczny jak i AOR pochodzący z działalności mikrobiologicznej mikroorganizmów odpowiedzialnych za procesy oczyszczania [6, 23, 24]. Stosunkowo niedawno zwrócono uwagę, że oczyszczanie ścieków prowadzi do powstania związków organicznych o właściwościach zbliżonych do właściwości kwasów humusowych [22, 25].

Otrzymane wartości udziału poszczególnych frakcji azotu organicznego w oczyszczonych ściekach w WSH były bardzo podobne do wartości raportowanych przez Pagilla i in. (2008) dla ścieków oczyszczanych metodami wysokosprawnymi i wynoszących dla AOR od 19,4 do 62,1%  $\text{N}_{\text{org}}$ , dla AOK od 11,7 do 62,4%  $\text{N}_{\text{org}}$  oraz dla AOZ od 17,0 do 26,8%. Powyższe wyniki oznaczają, że metoda hydrofitowa zapewnia równie skuteczne oczyszczanie ścieków oraz przekształcanie frakcji azotu organicznego jak metody wysokoefektywne z zastosowaniem osadu czynnego.

### **3.3. Znaczenie poszczególnych złóż w przemianach frakcji koloidalnej, zawiesinowej i usuwaniu frakcji rozpuszczonej**

Złóża trzcinowe z SS HF z powodu warunków tlenowych można porównać do komór anoksydacyjnych w konwencjonalnych układach do oczyszczania ścieków, jednak z o wiele dłuższym czasem zatrzymania liczonym w dobach. W takich warunkach jak, wykazano w tych badaniach, sprzyjają efektywnemu usuwaniu i przekształcaniu frakcji AOR i AOZ oraz odpowiednich frakcji RChZT i ZChZT (rysunki 1–3). W złożach SS HF I w WSH w Wiklinie i Darżlubiu następowało bardzo efektywne usuwanie frakcji zawiesinowych w procesach sorpcji, sedymentacji i filtracji. Skuteczność usuwania zawiesiny organicznej w tym stopniu oczyszczania wynosiła odpowiednio: 72% dla Wiklina i 50% dla Darżlubia (rysunek 1 i 2). Otrzymane wyniki są zgodne z doniesieniami na temat pracy złóż z poziomym przepływem ścieków [10, 16, 18, 31, 33].

Natomiast złoża SS VF charakteryzują się znacznie lepszymi warunkami tlenowymi, a z racji zastosowanego przepływu ścieki przebywają w tym złożu znacznie krócej (najczęściej kilkanaście minut) [3, 15, 18]. Jednak, jak wykazano w powyższych badaniach, rola tych złóż pole-

ga na natlenieniu ścieków co w konsekwencji wspomaga proces hydrolizy frakcji zawieszonyj do koloidalnej i następnie do frakcji rozpuszczonej. W konsekwencji w prowadzonych badaniach zaobserwowano wzrost stężenia frakcji rozpuszczonych i koloidalnych zarówno materii organicznej jak i azotu organicznego w ściekach i odciekach odprowadzanych z tych złóż. Podobne przemiany frakcji materii organicznej i azotu organicznego w komorach osadu czynnego opisywane były dla oczyszczalni konwencjonalnych [7, 20, 29]. W badaniach przemian AOR i AOK prowadzonych w konwencjonalnych oczyszczalniach ścieków w Polsce wykazano, że stężenie AOR w fazie tlenowej oczyszczania wzrasta. Natomiast w fazie beztlenowej i anoksydacyjnej zachodziło obniżenie stężenia AOK. Badania laboratoryjne prowadzone przez tych autorów potwierdziły, iż źródłem AOR w ściekach oczyszczonych jest hydroliza AOK przebiegająca w fazie anoksydacyjnej [5, 20].

Ponieważ procesy przemian w oczyszczalniach hydrofitowych przebiegają znacznie wolniej w porównaniu do procesów w konwencjonalnych oczyszczalniach dla efektywnego usuwania frakcji trudno rozkładalnych istotne było zastosowanie kolejnego złoża SS HF II i SS HF III w ciągu technologicznym WSH. Jak podaje wielu autorów w to właśnie w warunkach anoksydacyjnych wiele nawet trudno rozkładalnych związków podlega przemianom i efektywnemu usuwaniu [8, 14, 30].

#### **4. Wnioski**

Na podstawie prowadzonych badań i analizy otrzymanych wyników sformułowano następujące wnioski:

- analizowane wielostopniowe systemy hydrofitowe zapewniały bardzo skuteczne usuwanie materii organicznej ChZT oraz związków azotu. Stężenia azotu ogólnego w oczyszczonych ściekach spełniały wymagania obecnie obowiązującego Rozporządzenia z dnia 24 lipca 2006 (Dz. U. 137 poz. 984) z późniejszymi poprawkami i wynosiły poniżej  $30 \text{ mgN/dm}^3$ . Natomiast stężenia azotu ogólnego (przede wszystkim azotu amonowego) w oczyszczonym filtracie były zbliżone do stężeń tych zanieczyszczeń w surowych ściekach doprowadzanych do oczyszczalni w Gdańsku.
- w analizowanych WSH złoża SS HF odpowiedzialne były za usuwanie frakcji zawieszonyj i rozpuszczonyj materii organicznej i azotu



organicznego, natomiast w złożach SS VF zachodziło przekształcenie frakcji zawieszonych do koloidalnych i dalej do rozpuszczonych. W konsekwencji w ściekach oczyszczonych zarówno ChZT jak i  $N_{org}$  występował przede wszystkim we frakcji rozpuszczonej (od 34 do 84% dla  $N_{org}$ ) i koloidalnej (od 12 do 34% dla  $N_{org}$ ).

## Literatura

1. *APHA Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 18<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington D.C. 1992.
2. *APHA. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21<sup>st</sup> ed. American Public Health Association, Washington D.C. 2005.
3. **Brix H., Arias C.A.:** *The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater. New Danish guidelines*. Ecol. Eng., 25, 491–500 (2005).
4. **Czerwionka K., Mąkinia J.:** *Charakterystyka i pochodzenie rozpuszczonego i koloidalnego azotu organicznego w odpływach z komunalnych oczyszczalni ścieków*. W: *Nowe metody redukcji emisji zanieczyszczeń i wykorzystania produktów ubocznych oczyszczalni ścieków*. T. 4. (Red. H. Obarska-Pempkowiak, L. Pawłowski). Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN. Komitet Inżynierii Środowiska PAN: Lublin, 61, 29–39 (2009).
5. **Dignac M.F., Ginestet P., Rybacki D., Bruchet A., Urbain V., Scribe P.:** *Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: nature of residual organic matter*. Water Res., 34(17), 4185–4194 (2000).
6. **Drewnowski J., Mąkinia J.:** *The effect of slowly biodegradable organic compounds in a full scale biological nutrient removal activated sludge systems*. In: *The IWA Specialist Conference Water and Wastewater Treatment Plants in Towns and Communities of the XXI Century: Technologies, Design and Operation* Moscow: conference papers. Russia 2–4 June 2010.
7. *Environmental Anaerobic Technology, Applications and New Developments*, 2010.
8. **Gajewska M.:** *Wpływ składu chemicznego ścieków i odcieków na specjację, konwersję i usuwanie azotu w oczyszczalniach hydrofitowych*. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Seria Monografie nr 136, 2013.
9. **Garcia J., Aguirre P., Barragan J., Mujeriego R., Matamoros V., Bayona J.M.:** *Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands*. Ecol. Eng., 25, 405–418 (2005).
10. **Gujer W.:** *Nitrification and me – A subjective review*. Water Res., 44, 1–19 (2010).

11. **Henze M.:** *Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater.* Water Sci. Technol., 23, 667–679 (1991).
12. **Jetten M.S.M., Horn S.J., van Loosdrecht M.C.M.:** *Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system.* Water Sci. Technol., 35(9), 171–180 (1997).
13. **Kowalik P., Slater F.M., Randerson P.:** *Constructed wetlands for landfill leachate treatment.* In: Thofelt L., Englund A. (Eds.): *Ecotechnics for a sustainable society. Proceeding from Ecotechnics 95 – International Symposium on Ecological Engineering*, 16, 89–200 (1996).
14. **Kayser K., Kunst S.:** *Processes in vertical-flow reed beds-nitrification, oxygen transfer and soil clogging.* In: 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon (France), 385–393 (2004).
15. **Langergraber G., Pressl A., Leroch K., Rohrhofer R., Haberl R.:** *Long-term behavior of a two stage CW system regarding nitrogen removal.* In: Masi F., Nivala J. (Eds.): *Proceedings of the 12<sup>th</sup> IWA Specialized Group Conference on „Wetland Systems for Water Pollution Control”, 3-8 October 2010. San Servolo, Venice, Italy, 577–583 (2010).*
16. **Levine A., Tchobanoglous G., Asano T.:** *Size distribution of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability.* Water Res., 25(8), 911–922 (1991).
17. **Kadlec R.H., Wallace S.:** *Treatment wetlands.* Second edition. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton: London, New York, 1016 (2009).
18. **Magbanua B.S., Bowers A.R.:** *Characterization of soluble microbial products (SMP) derived from glucose and phenol in dual substrates activated sludge bioreactors.* Biotechnol. Bioeng., 93(5), 862–870 (2006).
19. **Mąkinia J., Stensel H.D., Czerwionka K., Drewnowski J., Zapiro D.:** *Nitrogen transformations and mass balances in anaerobic/anoxic/aerobic batch experiments with full-scale biomasses from BNR activated sludge systems.* Water Sci. Technol., 60(9), 2463–2470 (2009).
20. **Mąkinia J.:** *Mathematical Modelling and Computer Simulation of Activated Sludge Systems.* London, IWA Publishing, 2010.
21. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Pempkowiak J.:** *Wpływ obecności kwasów humusowych w oczyszczonych ściekach na jakość wód powierzchniowych.* W: Zarządzanie gospodarką odpadami: technologie ograniczające udział substancji organicznych w składowanych odpadach. Poznań: PZITS Odział Wielkopolski (Inżynieria na Rzecz Ochrony Środowiska, Jan F. Lemański, Sergiusz Zabawa, nr PZITS 859/2008): 213–222 (2008).

22. **Pagilla K.R., Czerwionka K., Urguj-Demirtas M., Mąkinia J.:** *Nitrogen Speciation In Wastewater Treatment Plant Influent and Effluent – the US and Polish Case Studies*, Water Sci. Technol. 57(10), 1511–1517 (2008).
23. **Pehlivanoglu-Mantas E., Sedlak D.:** *Wastewater-derived dissolved organic nitrogen: analytical methods, characterization, and effects – a review*. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 36(3), 261–285 (2006).
24. **Pempkowiak J., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E.:** *Influence of humic substances in treated sewage on the quality of surface water*. Polish J. Environ. Stud., 3, 27–33 (2009).
25. **Puigagut J., Salvado H., Garcia J.:** *Effect of soluble and particulate organic compounds on microfauna community in subsurface flow constructed wetlands*. Ecol. Eng., 29, 280–286 (2007).
26. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006, w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. nr 137, poz. 984) wraz z poprawką z 2009 roku.
27. **Sadecka Z.:** *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo „Seidel-Przywecki”, 2010.
28. **Sattayatewa C., Pagilla K., Pitt P., Selock K., Bruton T.:** *Organic nitrogen transformations in a 4-stage Bardenpho nitrogen removal plant and bioavailability/biodegradability of effluent DON*. Water Res., 43(18), 4507–4516 (2009).
29. **Stensel H.D. (Ed.):** *Dissolved organic nitrogen (DON) in biological nutrient removal wastewater treatment processes*. Water Environment Research Foundation, November 2008. [www.werf.org/nutrients/LOTDissolvedOrganicNitrogen](http://www.werf.org/nutrients/LOTDissolvedOrganicNitrogen) (accessed 20 January 2009).
30. **Tchobanoglous G.:** *Constructed wetlands and aquatic plant systems: research, design, operational, and monitoring issues*. In: Moshiri G.A. (Ed.): *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1993.
31. **Templeton D.M., Ariese F., Cornelis R., Danielsson L.G., Muntau H., Leeuwen H.P. van, Łobiński R.:** *Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000)*, Pure Appl. Chem., 72(8), 1453–1470 (2000).
32. **Vymazal J.:** *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. Sci. Total Environ., 380(1-3), 48–65 (2007).

## **Importance of Vertical and Horizontal Hydrophytes Beds for Organic and Nitrogen Transformation and Removal During Treatment of Wastewater and Reject Water**

### **Abstract**

In constructed wetlands unit processes of pollutants removal such as sedimentation, filtration or processes involving micro-organisms of different trophic requirements occurs simultaneously. For these reasons, both the form and the degree of dispersion of pollutants may have a significant effect on the rate of removal.

In the paper results of studies conducted in three multistage constructed wetland systems (MCWs) for the treatment of both domestic sewage and the filtrate generated during mechanical dewatering of digested sludge are presented. In addition to standard analyses of nitrogen fraction the determination to distinguish the forms of dissolved, colloidal and suspension of organic matter (COD) and organic nitrogen was made. Analyzed WSH provide a very stable and efficient removal of pollutants. Total nitrogen removal efficiency varied from 84.6 to 91.2% for domestic wastewater and from 73.8 to 91.4% for the filtrate. At the same time in all systems the ammonia nitrogen removal efficiency was higher than that of total nitrogen removal efficiency. The study confirmed the dependence of removal efficiency and transformation of various forms of pollution on their degree of dispersion.

### **Słowa kluczowe:**

usuwanie azotu, frakcje koloidalna, rozpuszczona, złoża hydrofitowe, ścieki, filtrat z odwadniania przefermentowanych osadów ściekowych.

### **Keywords:**

nitrogen removal, dissolved and colloidal fraction, hydrophyte beds, wastewater, reject water from mechanical dewatering of digested sewage sludge