

WPLYW NAWADNIANIA UPRAW PRZEMYSŁOWYCH ŚCIEKAMI  
MIEJSKIMI NA ZMIANY STĘŻEŃ PIERWIASTKÓW BIOGENNYCH W  
WODACH GLEBOWYCH I DRENARSKICH

*M. Kotowski<sup>1</sup>, Z. Stępniewska<sup>2</sup>, M. Saczuk<sup>1</sup>, U. Kotowska<sup>3</sup>, M. Pasztelan<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> Katedra Inżynierii i Ochrony Środowiska, Politechnika Lubelska, Lublin,  
ul. Nadbystrzycka 40, Kotowski@akropolis.pol.lublin.pl

<sup>2</sup> Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski,  
20-718 Lublin, Al. Kraśnickie 102,

<sup>3</sup> Zespół Aeracji i Wymiany Gazowej w Środowisku Glebowym i Materiałach Rolniczych, Instytut  
Agrofizyki PAN, 20-290 Lublin, ul. Doświadczalna 4.

**Streszczenie.** W pracy przedstawiono wyniki badań poligonowych nad usuwaniem substancji biogenych ze ścieków w procesie nawadniania upraw przemysłowych. Ściekami oczyszczonymi z oczyszczalni „Hajdów” w Lublinie nawadniano uprawy roślin: topola, wiklina, konopie, kukurydza, rzepak i dwie mieszanki traw. Obszar badawczy podzielono na 7 bloków, a każdy blok na 3 kwatery (kontrolną, nawadnianą optymalną dawką ścieków dla danej rośliny i podwójną dawką optymalną). Stwierdzono, że stopień redukcji stężenia P-PO<sub>4</sub> we wszystkich przypadkach przekracza 80%. Nawadnianie powoduje wzrost stężenia N-NH<sub>4</sub> w wodach drenarskich z 0,2–0,6 g/m<sup>3</sup> do poziomu 0,6–1,5 g/m<sup>3</sup>. Stężenie N-NO<sub>3</sub> w wodach drenarskich w okresie nawadniania nie przekraczało na kwaterach z konopiami 10 gN<sub>NO3</sub>/m<sup>3</sup> przy obu dawkach polewowych, a z wikliną, rzepakiem i kukurydzą 14,2 gN<sub>NO3</sub>/m<sup>3</sup>. Najlepsze efekty redukcji stężeń substancji biogenych stwierdzono na kwaterach z konopiami, kukurydzą i rzepakiem.

Słowa kluczowe: biogeny, nawadnianie, oczyszczalnia hydrobotaniczna.

## WSTĘP

Działalność technologiczna człowieka jest przyczyną postępującej degradacji praktycznie wszystkich elementów środowiska naturalnego, w tym również wód możliwych do wykorzystania do celów pitnych i gospodarczych. W obliczu niedoborów wody konieczne są działania mające na celu ochronę zasobów wód po-

wierzchniowych i podziemnych przed ich zanieczyszczeniem niedostatecznie oczyszczonymi ściekami.

Ścieki komunalne i przemysłowe zawierają często znaczne ilości substancji biogenych, głównie związków azotu i fosforu. Substancje te powodować mogą szereg negatywnych skutków w wodach i glebie np.: odtlenianie spowodowane nityfikacją, zatrucie amoniakiem czy nadmierny rozwój biomasy. Dlatego badania dotyczące usuwania związków biogenych ze ścieków prowadzone są od dziesięcioleci. Jednym z ważnych kierunków badań są oczyszczalnie hydrobotaniczne wykorzystujące glebę i rośliny oraz aktywność specyficznej mikroflory zasiedlającej glebę i korzenie roślin.

W Polsce badania nad usuwaniem biogenów ze ścieków z zastosowaniem roślin prowadzono już w latach 1960 – 1968 w Osobowicach koło Wrocławia [1]. Rozwój badań oczyszczalni gruntowo-korzeniowych nastąpił w Polsce dopiero pod koniec lat osiemdziesiątych i na początku lat dziewięćdziesiątych [2, 4, 5, 6, 11]. W tym czasie (w roku 1990) w samych Stanach Zjednoczonych liczbę pracujących oczyszczalni korzeniowo-trzciniowych oceniano na 150 [8].

Obieg azotu i fosforu w oczyszczalniach korzeniowych jest złożony i obejmuje zarówno procesy fizykochemiczne jak i bakteryjne [3]. Podstawowymi czynnikami wpływającymi na efektywność procesu usuwania substancji biogenych ze ścieków w oczyszczalniach korzeniowych są: obciążenie hydrauliczne, czas zatrzymania, obciążenie ładunkami związków biogenych, rodzaj gleby, rodzaj roślinności czy metody eksploatacji. Jednak najczęstszym parametrem oznaczanym w czasie badań oczyszczalni naturalnych jest efektywność usuwania poszczególnych składników z oczyszczanych ścieków [8, 9, 10, 12]. Efektywności oczyszczania są bardzo różne i dla azotu amonowego wahają się od –40% (uwalnianie) do 95%, dla azotanów(V) od 20 do 99% i dla azotu ogólnego od 10 do 95%. Efektywność usuwania fosforu waha się w granicach –170 – 98%, stwierdza się więc duży stopień usuwania fosforu jak i znaczące jego uwalnianie.

W latach 1996-1998, w ramach tematu PBZ-31-03 nt. „Opracowanie zintegrowanego systemu oczyszczania ścieków miejskich połączonego z nawadnianiem upraw przemysłowych” przeprowadzono badania efektywności usuwania substancji biogenych z oczyszczonych ścieków miejskich przez następujące rośliny: topolę, wiklinę, konopie, kukurydzę, rzepak i dwie mieszanki traw [7].

## MATERIAŁY I METODY

Prace badawcze prowadzono w dolinie rzeki Bystrzycy na wydzielonym obszarze o powierzchni ok. 8 hektarów, na glebach hydrogenicznym – murszowych i murszowatych (torfowo murszowe i mineralno murszowe). Obszar badawczy podzielono na 7 bloków (1-topola, 2-wiklina, 3-konopie, 4-kukurydza, 5-rzepak, 6-mieszanka traw I, 7-mieszanka traw II), a każdy blok na 3 kwatery (a – kontrola, b – optymalna dawka ścieków dla danej rośliny, c – podwójna dawka optymalna). Dawki ścieków stosowane pod każdą uprawę przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Dawki ścieków stosowane pod uprawy (ustalone w oparciu o ładunek azotu i wody)  
**Table 1.** Sewage dosages for blocks with industrial plants (based on nitrogen and water content)

Roślina	Dawka całkowita /mm/		Dawka jednorazowa /mm/		Ilość dawek
	x 1	x 2	x 1	x 2	
1 Topola	900	1800	75	150	12
2 Wierzba	900	1800	75	150	12
3 Kukurydza	600	1200	50	100	12
4 Konopie	600	1200	50	100	12
5 Rzepak	400	800	40	80	10

W celu określenia stężeń substancji biogenych w roztworach glebowych na każdej kwaterze na głębokościach 10, 30, 50, 70 i 100 cm zamontowano ceramiczne sączi do pobierania próbek roztworów glebowych, na kwaterach nawadnianych maksymalnymi dawkami ścieków zamontowano dodatkowo sączi na głębokości 150 cm. W okresie trwania doświadczenia systematycznie (zgodnie z rytmem nawodnień) pobierano próbki ścieków zasilających, ścieków odpływających, roztworów glebowych oraz wód gruntowych.

Próbki wód i ścieków pobierano, transportowano i przechowywano zgodnie z Polskimi Normami (PN-87/C-04632/01 do PN-87/C-04632/04).

W pobranym materiale badawczym oznaczano stężenia form azotu ( $N_{NO_3}$ ,  $N_{NO_2}$ ,  $N_{NH_4}$ ,  $N_{og.}$ ) i fosforu ( $P_{PO_4}$ ,  $P_{og.}$ ).

Pomiary stężeń jonów amonowych, azotanów, azotu ogólnego, fosforanów i fosforu ogólnego przeprowadzono przy użyciu przepływowego analizatora spektrofotometrycznego FIA-Star 5010.

## WYNIKI I DYSKUSJA

## Ścieki oczyszczone

Zmiany składu chemicznego oczyszczonych ścieków z Oczyszczalni „Hajdów” w okresie prowadzenia nawodnień przedstawiono w tabeli 2.

**Tabela 2.** Parametry fizykochemiczne ścieków oczyszczonych (1996-1998)  
**Table 2.** Physicochemical parameters of treated sewages (1996-1998)

Parametr	Jednostka	Zakres wartości
PH	-	6,47 – 8,41
ChZT	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	30,1 – 56,3
BZT <sub>5</sub>	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	8,3 – 22,6
N-NH <sub>4</sub>	g/m <sup>3</sup>	1,1 – 7,1
N-NO <sub>3</sub>	g/m <sup>3</sup>	20,2 – 38,4
N-tot	g/m <sup>3</sup>	22,3 – 43,6
P-PO <sub>4</sub>	g/m <sup>3</sup>	3,1 – 6,8
P-tot	g/m <sup>3</sup>	3,7 – 7,0
Na <sup>+</sup>	g/m <sup>3</sup>	24,3 – 69,4
K <sup>+</sup>	g/m <sup>3</sup>	11,8 – 27,7
Ca <sup>2+</sup>	g/m <sup>3</sup>	59,7 – 95,2
Mg <sup>2+</sup>	g/m <sup>3</sup>	12,6 – 19,7
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	g/m <sup>3</sup>	43,6 – 116,3
Cl <sup>-</sup>	g/m <sup>3</sup>	67,8 – 121,6

Stężenie końcowe fosforu fosforanowego w ściekach oczyszczonych przyjmuje wartości z zakresu 3,1 – 6,8 gP/m<sup>3</sup>. Natomiast ilość fosforu ogólnego w ściekach z oczyszczalni „Hajdów” jest nieco wyższa i zmienia się od 3,7 do 7,0 gP/m<sup>3</sup>.

Stężenia związków azotu świadczą o prawidłowym przebiegu procesu technologicznego oczyszczania ścieków. Średnie miesięczne wartości azotu amonowego są najwyższe w miesiącach zimowych (3,3 – 5,0 g/m<sup>3</sup>), natomiast najniższe w miesiącach letnich i jesienią (1,2 – 2,4 g/m<sup>3</sup>). W okresie kampanijnym średnie stężenia N<sub>NH<sub>4</sub></sub> wzrastają od 1,2 – 1,6 g/m<sup>3</sup> w październiku do 6,5 g/m<sup>3</sup> pod koniec grudnia. Stężenia azotu azotanowego(V) zmieniają się w ciągu roku w dosyć szerokich granicach od 20,2 do 38,4 gN/m<sup>3</sup>.

Oczyszczone ścieki z oczyszczalni „Hajdów” są w stanie dostarczyć substancji biogennej w ilościach odpowiadających intensywnemu nawożeniu gleby zgodnie z zaproponowanymi dawkami polewowymi. Przy dawce 600 mm do gleby zostaje dostarczone co najmniej 180 kgN/ha i 30 kgP/ha, a przy dawce polewowej 1200 mm dwukrotnie wyższe ilości azotu i fosforu.

### Wody glebowe i drenarskie przed rozpoczęciem doświadczenia i w warunkach nawadniania gleby bez roślinności

Naturalne warunki glebowe, przed rozpoczęciem jakichkolwiek prac polowych badano w okresach wiosennym i letnim 1996 roku. W czasie tym przeprowadzono głównie badania roztworów glebowych i wód gruntowych.

W okresie jesiennym przeprowadzono pierwsze nawadnianie gleby pozbawionej jeszcze roślinności. Pozwoliło to ocenić wpływ samej gleby na proces oczyszczania ścieków.

#### Fosfor

Stężenia form fosforu w wodach glebowych i wodach drenarskich przedstawiono w tabelach 3 i 4.

**Tabela 3.** Stężenia form fosforu w wodach glebowych i drenarskich przed rozpoczęciem prac polowych (przy braku roślinności) i nawodnień

**Table 3.** The beginning phosphorus concentrations in soil and drainage waters (before field experiments, without cultivation)

Miejsce poboru próby	$P_{PO_4}$ /g/dm <sup>3</sup> /	$P_{org}$ /g/m <sup>3</sup> /	$P_{og}$ /g/m <sup>3</sup> /
	Zakres	Zakres	Zakres
głębokość:			
10 cm	< 0,1	0,22 – 0,84	0,26 – 0,91
30 cm	< 0,1	0,18 – 0,96	0,18 – 0,96
50 cm	< 0,1	0,14 – 0,77	0,18 – 0,86
70 cm	< 0,1	0,24 – 0,68	0,26 – 0,77
100 cm	< 0,1	0,26 – 0,97	0,26 – 0,99
150 cm	< 0,1	0,24 – 0,57	0,28 – 0,69
Wody drenarskie	< 0,1	0,24 – 0,64	0,28 – 0,69

**Tabela 4.** Stężenia form fosforu w wodach glebowych i drenarskich podczas nawadniania gleby pozbawionej roślinności

**Table 4.** Phosphorus concentrations in soil and drainage waters during irrigation period for blocks without cultivation

Miejsce poboru próby	$P_{PO_4}$ /g/dm <sup>3</sup> /	$P_{org}$ /g/m <sup>3</sup> /	$P_{og}$ /g/m <sup>3</sup> /
	Zakres	Zakres	Zakres
głębokość:			
10 cm	< 0,1	0,24	0,31
30 cm	< 0,1	0,36	0,42
50 cm	< 0,1	0,47	0,56
70 cm	< 0,1	0,46	0,54
100 cm	< 0,1	0,29	0,32
150 cm	< 0,1	0,27	0,35
Wody drenarskie	< 0,1	0,28	0,35

Zarówno w roztworach glebowych, wodach gruntowych jak i w wodach drenarskich nie stwierdzono występowania fosforanów w ilościach powyżej  $0,1 \text{ g/m}^3$ . Natomiast stężenie fosforu ogólnego (czyli praktycznie – organicznego) nie przekracza wartości  $1,0 \text{ g P/m}^3$ .

Stężenie fosforu fosforanowego w ściekach waha się najczęściej w granicach  $4,0 - 5,5 \text{ gP/m}^3$  natomiast fosforu ogólnego w granicach  $4,5 - 6,0 \text{ gP/m}^3$ . Jest więc zdecydowanie wyższe niż stężenia form fosforu w roztworach glebowych. Pomimo to nawadnianie kwater ściekami nie powoduje podwyższenia stężeń fosforanów ani fosforu ogólnego w roztworach glebowych.

### Azot

Stężenia form azotu w roztworach glebowych, wodach gruntowych i wodach drenarskich przedstawiono w tabelach 5 i 6.

**Tabela 5.** Stężenia form azotu roztworów glebowych, wód gruntowych i wód drenarskich przed rozpoczęciem prac polowych (przy braku roślinności) i nawodnień

**Table 5.** Nitrogen forms concentrations in soil and drainage waters (before field experiments, without cultivation)

Miejsce poboru próby	$N_{\text{NH}_4} / \text{g/m}^3 /$	$N_{\text{NO}_2} / \text{g/m}^3 /$	$N_{\text{NO}_3} / \text{g/m}^3 /$	$N_{\text{og.}} / \text{g/m}^3 /$
	Zakres	Zakres	Zakres	Zakres
wody glebowe z głębokości:				
10 cm	0,05 – 1,38	0	14,4 – 120	14,6 – 128
30 cm	0,10 – 1,96	0	10,1 – 42,5	10,2 – 46,6
50 cm	1,40 – 12,87	0 – 0,12	0,44 – 12,6	0,82 – 19,1
70 cm	0,60 – 10,44	0 – 0,24	1,98 – 12,6	2,16 – 17,4
100 cm	0,05 – 1,67	0 – 0,48	0,46 – 3,72	0,60 – 4,64
150 cm	0,05 – 1,41	0 – 0,14	0,10 – 1,42	0,14 – 1,88
Wody drenarskie	0,05 – 0,98	0	0,10 – 2,12	0,18 – 2,67

Bardzo charakterystyczna dla badanych gleb jest zróżnicowana zawartość azotanów w roztworach glebowych. W górnych warstwach (0 – 30 cm) jony azotanowe(V) występują w stężeniach nierzadko przekraczających  $100 \text{ gN/m}^3$ . Ich stężenia zmniejszają się wraz z głębokością osiągając na wysokości drenów (100 cm) wartości rzędu kilku  $\text{g/m}^3$ . Na poziomie 150 cm stężenia są niewielkie, najczęściej bliskie zeru.

Wydaje się, że tak wysokie stężenia azotanów(V) w górnych warstwach gleby, w warunkach wystarczającego dostępu tlenu, są efektem szybkiej mineralizacji materii organicznej gleby. Powstające azotany(V) migrują w głąb gleby ule-

gając rozcieńczeniu. Wapń obecny w glebie ( $\text{CaCO}_3$ ) zapewnia natychmiastową neutralizację powstających w reakcjach nityfikacji jonów azotanowych.

Brak azotanów(III) i obecność niewielkich stężeń jonów amonowych (najczęściej  $< 2,0 \text{ gN/m}^3$ ) w górnych warstwach gleby świadczy o bardzo szybkim przebiegu reakcji nityfikacji.

**Tabela 6.** Stężenia form azotu w wodach glebowych i drenarskich podczas nawadniania gleby pozbawionej roślinności

**Table 6.** Nitrogen forms concentrations in soil and drainage waters during irrigation period for blocks without cultivation

Miejsce poboru próby	$\text{N}_{\text{NH}_4} / \text{g/m}^3 /$	$\text{N}_{\text{NO}_2} / \text{g/m}^3 /$	$\text{N}_{\text{NO}_3} / \text{g/m}^3 /$	$\text{N}_{\text{og}} / \text{g/m}^3 /$
	Zakres	Zakres	Zakres	Zakres
Wody glebowe z głębokości:				
10 cm	3,38	0	28,4	33,3
30 cm	1,76	0,12	22,1	24,6
50 cm	1,43	0,05	19,6	21,9
70 cm	0,66	0,24	18,6	20,6
100 cm	0,18	0	16,7	18,3
150 cm	0,22	0	1,42	1,86
Wody drenarskie	0,21	0	18,1	18,9

W dolnych poziomach gleby (50 - 70 cm) obserwuje się niekiedy podwyższone zawartości jonów amonowych – nawet do  $10 \text{ gN/m}^3$ , przy jednoczesnej obecności niewielkich ilości azotanów (III) - do  $0,48 \text{ gN/m}^3$ . Może być to efektem beztlenowego rozkładu materii organicznej gleby na tej głębokości.

Nawadnianie gleby ściekami powoduje znaczne zmiany stężeń form azotu w roztworach glebowych i wodach drenarskich. Zaobserwowano okresowy wzrost stężeń jonów amonowych w górnych warstwach gleby i obniżenie ich stężenia (rozcieńczenie) na głębokości 50 – 70 cm. W wodach drenarskich i wodzie gruntowej stężenie jonów amonowych praktycznie nie zmienia się. Dostarczany w ściekach azot amonowy zostaje więc w całości zaabsorbowany przez glebę.

Stężenia azotu azotanowego(V) w wodach drenarskich są o ok. 20% niższe od stężenia w ściekach zalewowych. Oznacza to, że gleba sorbuje częściowo azotany i/lub jest to efekt rozcieńczania wodami gruntowymi zasilającymi system odwadniający.

W okresie zalewu kwater nie zaobserwowano wzrostu stężeń azotanów(V) w wodach gruntowych.

Sumując ten okres badań stwierdzić należy, że pomimo braku roślinności gleba posiada zdolność sorpcji jonów pierwiastków biogennych, a w szczególności

azotu amonowego i fosforu fosforanowego. Efektywność usuwania  $N_{NO_3}$  przez glebę należy oszacować na 15 – 20%.

### Wody glebowe i drenarskie w warunkach nawadniania upraw roślin przemysłowych

#### Fosfor

Zmiany stężeń form fosforu w wodach drenarskich w okresie nawadniania upraw roślin przemysłowych przedstawiono w tabeli 7.

**Tabela 7.** Zmiany stężeń form fosforu w wodach drenarskich, w okresie nawadniania i bezpośrednio po nawadnianiu kwater (jesień 1998). Stężenie fosforu ogólnego w ściekach zalewowych – 5,08 gN/m<sup>3</sup> (4,3 – 5,8 gN/m<sup>3</sup>)

**Table 7.** Changes of phosphorus form concentrations in drainage waters, during the irrigation period and directly after (autumn 1998). Total phosphorus concentration in treated sewages used in the irrigation - 5,08 gN/m<sup>3</sup> (4,3 – 5,8 gN/m<sup>3</sup>)

		po 3 godzinach		po 3 dobach		po 7 dobach	
		P-PO4 g/m <sup>3</sup>	P-og. g/m <sup>3</sup>	P-PO4 g/m <sup>3</sup>	P-og. g/m <sup>3</sup>	P-PO4 g/m <sup>3</sup>	P-og. g/m <sup>3</sup>
Topola	A	0,14	0,18	-	-	-	-
	B	0,61	0,66	0,62	0,62	0,43	0,48
	C	0,58	0,62	0,43	0,48	0,62	0,68
Wiklina	A	0	0,1	-	-	-	-
	B	0,42	0,46	0,58	0,61	0,49	0,58
	C	0,52	0,53	0,49	0,53	0,51	0,58
Konopie	A	0	0,12	-	-	-	-
	B	0,71	0,73	0,52	0,58	0,40	0,41
	C	0,43	0,46	0,49	0,58	0,42	0,49
Rzepak	A	0,04	0,14	-	-	-	-
	B	0,61	0,67	0,54	0,69	0,58	0,69
	C	0,71	0,74	0,43	0,48	0,42	0,43
Kukurydza	A	0,03	0,14	-	-	-	-
	B	0,55	0,63	0,41	0,53	0,57	0,56
	C	0,38	0,51	0,42	0,58	0,67	0,54
Trawy I	A	0,09	0,11	-	-	-	-
	B	0,71	0,78	0,64	0,71	0,48	0,52
	C	0,66	0,81	0,74	0,80	0,43	0,45
Trawy II	A	0,12	0,16	-	-	-	-
	B	0,46	0,61	0,58	0,63	0,48	0,52
	C	0,65	0,78	0,48	0,67	0,59	0,68

Nawadnianie upraw wybranych roślin ściekami nie powodowało praktycznie żadnych zmian stężeń form fosforu w wodach glebowych nawet na głębokości 10



cm. Świadczy to o bardzo szybkiej sorpcji jonów fosforanowych przez składniki gleby.

W ściekach zalewowych stężenie fosforu fosforanowego w latach 1997-1998 nie ulegało większym zmianom i oscylowało w granicach 4,2 – 6,2 g/m<sup>3</sup>. Stężenie fosforu ogólnego było nieznacznie wyższe i wynosiło 4,3 – 6,4 g/m<sup>3</sup>.

W wodach drenarskich stężenie fosforu fosforanowego w żadnym przypadku nie przekraczało wartości 0,8 g/m<sup>3</sup>. Jednak pomimo tak niewielkich stężeń dało się zauważyć wyraźne różnice pomiędzy poszczególnymi kwaterami. W odpływach z nie nawadnianych kwater kontrolnych często nie stwierdzano obecności fosforanów lub też stężenia te były niewielkie i nie przekraczały wartości 0,2 gP/m<sup>3</sup>. Jedynie w okresach wiosennych w wodach drenarskich z kwater 1a i 2a stwierdzono podwyższone stężenie fosforanów rzędu 0,4 – 0,6 gP/m<sup>3</sup>.

W odpływach z kwater nawadnianych stężenie fosforanów było wyższe i osiągało wartości 0,4 – 0,8 gP/m<sup>3</sup>. Nie stwierdzono w tym przypadku wpływu ani roślin, ani dawki polewowej na stężenie fosforu fosforanowego w wodach drenarskich. Stopień redukcji stężeń fosforanów ze ścieków jest bardzo wysoki i wynosi ok. 80%.

#### *Azot*

Nawadnianie ściekami powoduje znaczące zmiany stężeń form azotu w roztworach glebowych i wodach drenarskich. Przykładowe rezultaty uzyskane jesienią 1998 przedstawiono w tabeli 8.

Stężenie azotu amonowego w roztworach glebowych kwater kontrolnych 3a – 7a jest niewielkie i nie przekracza wartości 1 gN/m<sup>3</sup>. Stężenie jonów amonowych osiąga maksymalne wartości na głębokości 30 – 70 cm na poziomie 0,6 – 0,9 gN/m<sup>3</sup>. W górnych warstwach gleby i wodach gruntowych stężenie jonów amonowych waha się od 0,10 do 0,40 gN/m<sup>3</sup>. Na kwaterze 2a z wikliną stężenie azotu amonowego w roztworach glebowych jest znacznie wyższe i osiąga wartości rzędu 1 – 2 gN/m<sup>3</sup> na głębokościach 10 – 70 cm. W wodzie gruntowej stężenie azotu amonowego jest mniejsze i średnio wynosi 0,31 gN/m<sup>3</sup>.

Na kwaterze 1a (topola) stężenia azotu amonowego są nienaturalnie wysokie i w roztworach glebowych górnych warstw gleby osiągają wartość 4 – 4,5 gN/m<sup>3</sup>. Stężenie N<sub>NH4</sub> wraz z głębokością maleje i w wodzie gruntowej nie przekracza wartości 1,0 g/m<sup>3</sup>. Podwyższone stężenia amoniaku w roztworach glebowych

górných warstw gleby mogą być spowodowane intensywnymi procesami denitryfikacji.

Nawadnianie kwater powoduje wzrost stężenia jonów amonowych w roztworach glebowych szczególnie górných warstw, gdzie osiągają wartości zbliżone do stężenia w ściekach zalewowych. Wraz z głębokością stężenie jonów amonowych maleje osiągając na poziomie 100 cm we wszystkich przypadkach wartości poniżej 1 gN/m<sup>3</sup>.

Po zakończeniu nawadniania stężenie azotu amonowego w roztworach glebowych systematycznie maleje osiągając, po 7 – 9 dobach, poziom poniżej 1,5 gN/m<sup>3</sup>, we wszystkich przypadkach.

W wodach drenarskich z kwater kontrolowanych stężenie jonów amonowych praktycznie nie przekraczało wartości 0,6 gN/m<sup>3</sup>. Nawadnianie powodowało niewielki wzrost stężenia jonów amonowych do poziomu 0,6 – 1,5 gN/m<sup>3</sup>. Najwyższe stężenia N<sub>NH4</sub> stwierdzono w wodach drenarskich z kwater 6 i 7 (z trawami) nawadnianych dawką 1200 mm.

W okresie badań notowano wahania stężeń azotu azotanowego(V) w roztworach glebowych kwater kontrolnych, szczególnie w górných warstwach gleby. Generalnie jednak można stwierdzić, że stężenie azotanów(V) zmniejsza się wraz z głębokością osiągając na poziomie 100 cm wartości z zakresu 1,5 – 4,0 gN/m<sup>3</sup>. Najwyższe stężenia azotanów(V) zanotowano na poletku 1a i w górných warstwach gleby średnie stężenia N<sub>NO3</sub> wahało się w granicach 10,4 – 12,4 gN/m<sup>3</sup>. Na poziomie 10 cm na kwaterach 3a, 6a i 7a stężenie azotanów było niższe od stężenia na głębokości 30 cm, a na kwaterze 2a stężenie azotanów(V) na głębokości do 30 cm było obniżone w stosunku do głębszych warstw gleby. Fakty te świadczą o nienaturalnej sytuacji na kwaterze 1a oraz o intensywnym przyswajaniu azotu azotanowego(V) przez trawy, konopie i wiklinę.

Nawadnianie kwater powoduje natychmiastowy wzrost stężenia azotanów(V) w roztworach glebowych. Jednak wraz z głębokością stężenie zmniejsza się osiągając na poziomie 70 cm w czasie nawadniania wartości z zakresu 10 – 17 gN/m<sup>3</sup>. Po zakończeniu nawadniania stężenie azotanów zmniejsza się osiągając poziom sprzed nawadniania, po 7 – 10 dobach w przypadku kwater 2 – 7, bez względu na dawkę polewową. W przypadku topoli czas ten jest zdecydowanie dłuższy i wynosi co najmniej 15 dób.

**Tabela 8.** Zmiany stężeń form azotu w wodach glebowych i wodach drenarskich okresie nawadniania i bezpośrednio po nawadnianiu (jesień 1998) Stężenie azotu ogólnego w ściekach zalewowych – 28,36 gN/m<sup>3</sup> (21,18 – 41,9 gN/m<sup>3</sup>)

**Table 8.** Changes of nitrogen form concentrations in soil and drainage waters during the irrigation period and directly after (autumn 1998) Total nitrogen concentration in treated sewages used in the irrigation - 28,36 gN/m<sup>3</sup> (21,18 – 41,9 gN/m<sup>3</sup>)

Głęb. poboru próbek r-ru glebowego /cm/	3 godziny po rozpoczęciu												
	Topola N-og. g/m <sup>3</sup>	N-og. g/m <sup>3</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> g/m <sup>3</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> g/m <sup>3</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> g/m <sup>3</sup>	2 dni po nawadnianiu				7 dni po nawadnianiu			
						N-og. g/m <sup>3</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> g/m <sup>3</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> g/m <sup>3</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> g/m <sup>3</sup>	N-og. g/m <sup>3</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> g/m <sup>3</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> g/m <sup>3</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> g/m <sup>3</sup>
A	10	14,6	4,24	0	10,36								
	30	16,8	4,36	0	12,44								
	50	10,6	2,68	0	7,92								
	70	6,28	1,18	0	5,10								
	100	3,28	0,64	0	2,64								
	Wody dren.	1,34-4,16	2,68	0,42	0	2,18							
B	10	28,3	2,43	0	25,24	23,8	1,53	0	22,27	13,2	0,68	0	12,13
	30	22,4	2,58	0	19,73	18,6	0,98	0	17,43	14,6	0,46	0	14,03
	50	16,3	3,28	0,04	12,83	14,2	1,69	0,08	12,14	12,1	0,51	0,12	11,24
	70	14,6	1,31	0,07	13,22	13,1	1,45	0,11	11,54	8,24	0,23	0,18	7,46
	100	10,6	0,78	0,03	9,79	10,8	0,24	0	10,56	4,89	0,28	0	4,51
	Wody dren.	10,3-19,4	14,9	0,63	0	14,08	11,6	0,96	0	10,8	6,48	0,31	0
C	10	32,7	4,67	0	27,83	27,4	1,43	0	25,16	16,4	0,86	0	15,14
	30	21,6	2,78	0	18,69	20,4	1,28	0	19,03	16,7	0,82	0,02	15,29
	50	17,3	1,59	0,02	15,60	18,6	1,37	0,14	17,09	14,2	0,67	0,24	13,01
	70	18,4	0,98	0,03	17,33	18,3	0,83	0,09	17,38	8,45	0,62	0,18	7,49
	100	13,5	0,87	0,09	12,45	14,9	0,73	0,03	14,14	6,21	0,31	0,03	5,87
	150	3,46	0,36	0,01	3,09	6,4	0,46	0	5,94	4,37	0,24	0	4,13
Wody dren.	16,7-22,9	18,6	0,99	0	17,4	12,3	0,81	0	11,4	7,96	0,72	0	7,08

Tabela 8. kontynuacja

Głęb. poboru próbki r-ru glebowego /cm/	Wiklina													
	N-og.					N-og.								
	N-og.	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	
A	10		6,45	1,89	0	4,56								
	30		5,31	0,96	0	4,05								
	50		8,34	1,34	0,06	6,69								
	70		7,64	1,26	0,09	6,29								
	100		3,46	0,31	0	3,15								
	Wody drenarskie	1,17-6,34	3,13	0,58	0	2,51								
B	10		28,9	1,23	0	27,61	24,9	0,46	0	23,98	14,6	0,24	0	14,15
	30		22,9	1,48	0	21,08	20,4	0,87	0,04	19,26	16,9	0,31	0,05	16,21
	50		20,3	1,68	0,46	18,02	15,2	1,24	0,62	13,28	15,7	0,46	0,47	14,22
	70		16,9	0,42	0,08	16,40	13,8	1,16	0,24	11,93	13,7	0,42	0,16	13,12
	100		9,87	0,26	0,02	9,59	10,6	0,49	0	10,03	11,3	0,39	0	10,91
	Wody drenarskie	11,5-18,1	14,7	0,51	0,03	14,20	12,1	0,95	0,08	11	11,9	0,38	0,05	11,4
C	10		27,5	4,67	0	22,81	24,8	1,24	0	23,14	20,4	1,22	0	18,73
	30		24,8	2,78	0	21,32	21,3	1,12	0,12	19,73	18,6	0,98	0	17,54
	50		20,1	1,59	1,18	17,24	18,2	0,87	1,06	16,03	16,4	0,46	1,12	14,82
	70		18,3	0,98	0,24	17,08	17,4	1,32	0,34	15,48	12,6	0,58	0,35	11,67
	100		11,3	0,87	0,03	10,40	13,6	0,73	0,03	12,84	9,42	0,78	0,05	8,59
	150		3,18	0,36	0,02	2,80	7,1	0,58	0	6,52	6,26	0,33	0	5,93
Wody drenarskie	12,4-18,9	14,6	1,12	0,04	13,2	12,8	0,89	0,03	11,8	11,8	0,49	0,02	11,2	

Tabela 8. kontynuacja

Głęb. poboru próbki r-ru glebowego /cm/		Konopie												
		Konopie												
		N-og.	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>								
		g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>								
A	10		4,36	0,24	0	4,12								
	30		7,23	0,66	0	6,57								
	50		7,83	0,47	0	7,15								
	70		3,26	0,23	0	2,93								
	100		2,45	0,42	0	2,03								
Wody drenarskie		0,42-6,48	2,68	0,39	0	2,22	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
		g/m <sup>3</sup>												
B	10		23,6	2,18	0	21,42	17,3	0,13	0	16,95	5,24	0,26	0	4,98
	30		16,7	1,63	0	15,07	12,4	0,87	0	11,21	9,21	0,73	0	8,32
	50		15,9	0,96	0,03	14,82	12,4	1,89	0,04	10,37	7,33	1,18	0,02	6,03
	70		12,6	0,87	0,04	11,69	10,3	1,45	0,06	8,63	5,12	0,99	0,04	4,09
	100		6,34	0,31	0	6,03	8,97	0,37	0	8,6	5,24	0,42	0	4,82
Wody drenarskie		7,85-14,58	10,62	0,63	0	9,92	9,18	0,49	0	8,61	6,27	0,41	0	5,82
C	10		26,4	3,66	0	22,74	20,6	0,46	0	19,58	7,23	0,68	0	6,29
	30		23,4	2,14	0	21,03	20,3	0,94	0	19,1	8,94	0,63	0	8,31
	50		13,6	1,59	0,03	11,86	15,8	1,14	0,06	14,29	8,59	1,83	0,03	6,73
	70		12,1	0,88	0,03	11,19	12,8	1,36	0,08	11,36	6,87	1,24	0,02	5,61
	100		6,12	0,82	0	5,30	7,69	0,63	0	7,06	3,83	0,66	0	3,17
150		1,18	0,42	0	0,76	1,24	0,54	0	0,7	3,04	0,46	0	2,58	
Wody drenarskie		4,23-13,8	10,45	0,84	0	9,58	8,13	0,52	0	7,61	4,83	0,62	0	4,21

Tabela 8. kontynuacja

Tabela 8. kontynuacja

		Rzepak												
Głęb. poboru próbek r-ru glebowego /cm/	N-og.	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>									
						g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
A	10		7,29	0,18	0	7,11								
	30		4,26	0,22	0	4,04								
	50		3,87	0,61	0	3,26								
	70		5,46	0,31	0	5,15								
	100		3,79	0,12	0	3,67								
	Wody drenarskie	0,79-7,45	3,18	0,41	0	2,78	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>
B	10		29,8	3,16	0	26,64	18,6	1,34	0	16,86	8,23	0,26	0	7,31
	30		14,6	1,87	0,03	12,66	13,2	2,16	0	10,84	7,34	0,73	0	6,28
	50		15,3	0,24	0,02	14,92	11,9	1,22	0,06	10,39	6,91	1,18	0,03	5,48
	70		9,97	0,16	0,03	9,78	10,9	0,84	0,04	10,02	5,46	0,99	0,02	4,45
	100		7,68	0,22	0	7,46	8,32	0,69	0	7,63	5,87	0,42	0	5,45
	Wody drenarskie	10,4-14,9	12,9	0,34	0	12,51	10,8	0,82	0	9,88	6,18	0,84	0	5,34
C	10		31,4	3,87	0	27,53	23,6	2,21	0	21	9,23	1,93	0	7,21
	30		23,6	1,21	0	22,24	18,2	2,22	0	15,62	9,16	1,66	0	7,06
	50		15,1	1,34	0,04	13,61	14,6	1,26	0,12	12,89	8,1	1,57	0,04	6,12
	70		12,4	0,63	0,04	11,73	10,3	0,89	0,09	9,32	6,04	0,62	0,03	5,39
	100		4,32	0,45	0,02	3,85	5,21	0,75	0	4,46	4,93	0,68	0	4,25
	150		2,13	0,12	0	2,01	2,26	0,28	0	1,98	2,18	0,31	0	1,87
Wody drenarskie	6,24-16,9	13,8	0,72	0	13,1	11,3	0,93	0	10,33	6,32	0,72	0	5,52	

Tabela 8. kontynuacja

		Kukurydza												
Głęb. poboru próbki r-ru glebowego /cm/														
	N-og.	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	
A	10		8,14	0,36	0	7,78								
	30		4,12	0,42	0	3,70								
	50		3,24	0,91	0	2,19								
	70		4,26	0,37	0	3,89								
	100		2,89	0,26	0	2,63								
Wody drenarskie		0,97-5,14	2,46	0,38	0	2,04	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	
B	10		30,4	3,29	0	27,11	21,4	0,99	0	19,82	9,46	0,36	0	8,67
	30		21,4	2,14	0	19,26	18,4	1,64	0	16,42	6,21	0,95	0	5,14
	50		16,7	0,63	0,06	16,01	13,6	1,32	0,04	12,24	6,38	1,08	0,03	5,14
	70		11,4	0,52	0,04	10,84	12,1	0,82	0,03	11,25	5,22	0,73	0,03	4,46
	100		5,89	0,24	0	5,65	7,86	0,31	0	7,55	3,21	0,33	0	2,88
Wody drenarskie		8,45-14,78	11,8	0,62	0	11,10	10,6	0,48	0	10,1	4,28	0,52	0	3,71
C	10		28,4	4,18	0	24,22	24,8	1,86	0	22,41	9,77	1,29	0	8,08
	30		22,4	2,14	0,08	19,93	18,9	2,46	0	15,87	8,42	1,33	0	6,84
	50		14,4	1,59	0,09	12,42	14,7	1,18	0,13	13,12	6,49	1,24	0,06	4,95
	70		13,2	0,88	0,08	12,02	14,2	0,94	0,03	13,23	6,04	0,87	0,08	5,09
	100		6,14	0,82	0,02	5,30	9,23	0,77	0	8,46	4,82	0,58	0	4,24
Wody drenarskie		6,43-15,6	12,6	0,69	0	11,9	11,6	0,62	0	10,9	5,67	0,62	0	5,05

Tabela 8. kontynuacja

Głęb. poboru próbki r-ru glebowego /cm/		Trawy I												
		Trawy I												
		N-og.	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>								
		g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>								
A	10		5,14	0,24	0	4,90								
	30		8,94	0,96	0	7,98								
	50		4,34	0,88	0	3,46								
	70		3,26	0,31	0	2,95								
	100		2,65	0,16	0	2,49								
	Wody drenarskie	1,06-4,15	2,84	0,41	0	2,33	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-og.	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
			g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>
B	10		25,8	3,87	0	21,93	16,2	0,64	0	15,42	7,32	0,32	0	6,45
	30		20,6	3,45	0,02	16,89	14,3	0,23	0	14,07	5,24	0,67	0	4,13
	50		18,3	2,32	0,06	15,81	12,8	1,46	0,14	11,2	5,26	0,92	0,18	4,16
	70		15,3	1,64	0,08	13,58	12,4	1,21	0,09	11,1	5,12	0,79	0,08	4,25
	100		6,84	0,92	0	5,92	8,29	0,87	0	7,42	3,84	0,88	0	2,96
	Wody drenarskie	9,14-16,7	13,6	1,24	0	12,30	10,9	1,23	0	9,58	4,82	0,68	0	4,1
C	10		22,3	4,82	0	17,48	18,6	2,14	0	15,42	8,94	0,73	0	8,03
	30		19,4	3,46	0	15,94	18,3	2,03	0	15,83	6,85	0,76	0	5,76
	50		16,8	2,87	0,21	13,72	14,9	1,48	0,34	12,72	6,22	1,45	0,18	4,59
	70		17,4	1,26	0,18	15,96	12,3	1,12	0,21	10,97	6,74	1,28	0,14	5,32
	100		10,3	0,83	0	9,47	10,3	0,87	0,02	9,41	4,19	0,84	0	3,35
	Wody drenarskie	12,47-19,7	16,9	0,99	0	15,9	11,6	0,96	0	10,6	5,68	0,96	0	4,62



Tabela 8. kontynuacja

Głęb. poboru próbki r-ru glebowego /cm/		Trawy II													
		N-og.					N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>				N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>			N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
		g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	
A	10		2,45	0,29	0	2,16									
	30		7,67	0,52	0	6,86									
	50		7,23	0,94	0	6,29									
	70		6,48	0,62	0	5,86									
	100		2,87	0,28	0	2,59									
	Wody drenarskie	0,88-5,67	2,66	0,49	0	2,09	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	g/m <sup>3</sup>	
B	10		28,6	3,57	0	25,03	18,3	2,31	0	15,21	9,46	0,23	0	8,59	
	30		20,3	2,14	0	17,56	15,2	1,34	0	13,43	8,21	0,43	0	7,41	
	50		17,2	2,07	0,21	14,16	14,6	1,16	0,26	12,47	7,33	1,24	0,18	5,37	
	70		14,6	1,89	0,06	12,65	12,8	0,84	0,09	11,87	7,24	0,61	0,08	6,55	
	100		5,16	0,73	0	4,43	7,33	0,82	0	6,51	3,94	0,46	0	3,48	
	Wody drenarskie	9,43-18,6	14,2	1,43	0	12,70	9,8	0,88	0	8,85	4,12	0,42	0	3,69	
C	10		24,6	3,98	0	20,62	19,3	2,1	0	16,42	7,55	0,34	0	7,02	
	30		18,1	3,01	0,02	15,07	18,6	1,34	0,04	16,73	7,21	0,51	0	6,12	
	50		16,3	1,86	0,32	13,54	15,2	1,62	0,28	12,73	6,42	1,34	0,22	4,71	
	70		16,6	1,24	0,24	14,82	11,7	1,13	0,16	10,41	5,14	0,82	0,14	4,18	
	100		8,4	0,85	0	7,55	10,2	0,83	0	9,37	3,84	0,46	0	3,38	
	150		2,12	0,73	0	1,39	2,18	0,71	0	1,47	2,31	0,41	0	1,9	
Wody drenarskie	14,3-20,6	17,6	1,12	0	16,4	11,3	1,12	0	10,1	4,98	0,56	0	4,44		

W wodach drenarskich stężenie azotanów(V) jest zazwyczaj wyższe niż w roztworach glebowych na poziomie 100 cm i niższe niż w roztworach glebowych z poziomu 70 cm. Wydaje się, że dodatkowym mechanizmem zmniejszania się stężenia azotanów(V) (poza przyswajaniem przez rośliny i sorpcją w glebie) w wodach drenarskich jest rozcieńczanie wodami gruntowymi.

Obserwuje się jednak wyraźne różnice pomiędzy poszczególnymi kwaterami. Najkorzystniejsze efekty obniżania stężenia azotanów(V) w ściekach stwierdzono na kwaterach z konopiami. Maksymalne stężenia w wodach drenarskich w okresie nawadniania nie przekraczały  $10 \text{ gN/m}^3$  przy obu dawkach polewowych.

Nieco gorsze efekty stwierdzono na kwaterach z wikliną, rzepakiem i kukurydzą. We wszystkich tych przypadkach brak jest wyraźnego wpływu dawki polewowej ścieków na stężenie azotanów(V) w wodach drenarskich. W żadnym jednak przypadku średnie stężenie nie przekracza wartości  $14,2 \text{ gN}_{\text{NO}_3}/\text{m}^3$ . Na kwaterach porośniętych topolą i trawami stwierdzono zdecydowany wpływ intensywności nawadniania na stężenie azotanów(V) w wodach drenarskich. Przy niskiej dawce polewowej stężenia te nie przekraczają wartości  $14,1 \text{ gN/m}^3$ . Natomiast dawka podwójna powoduje przekroczenie wartości  $15 \text{ gN/m}^3$ .

Po zakończeniu nawadniania stężenie azotanów w wodach drenarskich zmniejsza się i gleby kwater 3 – 7 osiągają stan równowagi po 7 – 10 dobach. Na kwaterach 1 i 2 czas ten jest wydłużony i wynosi co najmniej 15 dób.

Azot azotanowy(III) praktycznie nie pojawia się w roztworach glebowych i wodach drenarskich kwater kontrolnych. Jedynie w roztworach glebowych kwatery 2a (wiklina) stwierdzono występowanie azotanów(III) na głębokości 50-70 cm. Stężenia są niewielkie, rzędu  $0,06 - 0,09 \text{ gN/m}^3$ .

Nawadnianie powoduje, że w warstwie gleby od 30 do 70 cm wszystkich kwater pojawiają się azotany(III). Ich stężenie zwykle jest niskie, nie przekracza wartości  $0,34 \text{ gN}_{\text{NO}_2}/\text{m}^3$ . Tylko na kwaterach 2b i 2c (wiklina) stężenia te są wyższe i przy podwójnej dawce polewowej nierzadko przekraczają wartość  $1 \text{ g/m}^3$ .

Sumując należy stwierdzić, że najkorzystniejsze efekty redukcji stężeń azotu osiągnięto na kwaterach z konopiami, kukurydzą i rzepakiem. Na kwaterach z trawami stwierdzono niekorzystny wpływ podwójnej dawki polewowej na wysokość stężenia azotu w wodach drenarskich.

## WNIOSKI

Uzyskane rezultaty pozwalają sformułować następujące wnioski:

- Stopień redukcji stężenia fosforu fosforanowego we wszystkich przypadkach przekracza 80%. Przy stężeniu  $P_{PO_4}$  w ściekach zalewowych z zakresu 4,2–5,5  $g/m^3$ , w wodach drenarskich jego stężenie, w żadnym przypadku nie przekraczało wartości 0,8  $g/m^3$ ,
- Nawadnianie upraw roślin ściekami powoduje niewielki wzrost stężenia jonów amonowych w wodach drenarskich z 0,2–0,6  $gN_{NH_4}/m^3$  do poziomu 0,6–1,5  $gN_{NH_4}/m^3$ . Najwyższe stężenia  $N_{NH_4}$  notowano w wodach drenarskich z kwater z trawami. W stosunku do stężenia w ściekach zalewowych oznacza to redukcję stężenia jonów amonowych rzędu 60-80%-ową,
- Najkorzystniejsze efekty obniżania stężenia azotanów(V) ze ścieków zalewowych stwierdzono na kwaterach z konopiami. Maksymalne stężenia w wodach drenarskich w okresie nawadniania nie przekraczały 10  $gN_{NO_3}/m^3$  przy obu dawkach polewowych. Nieco gorsze efekty stwierdzono na kwaterach z wikliną, rzepakiem i kukurydzą. We wszystkich tych przypadkach brak jest wyraźnego wpływu dawki polewowej ścieków na stężenie azotanów(V) w wodach drenarskich. Na kwaterach z topolą i trawami stwierdzono zdecydowany wpływ intensywności nawadniania na stężenie azotanów(V) w wodach drenarskich. Podwójna dawka polewowa powoduje przekroczenie stężenia 15  $gN_{NO_3}/m^3$ . Po zakończeniu nawadniania stężenie azotanów w wodach drenarskich zmniejsza się i gleby kwater 3 – 7 osiągają stan równowagi po 7 – 10 dobach podczas gdy na kwaterach 1 i 2 czas ten jest wydłużony i wynosi co najmniej 15 dób,
- Zdecydowanie najlepsze efekty redukcji stężeń substancji biogennych zanotowano na kwaterach z konopiami, kukurydzą i rzepakiem, a więc roślinami o bardzo szybkim wzroście w okresie wegetacji. Wydaje się jednak, że efekty te są w znacznym stopniu spowodowane dobrze działającym systemem drenów, który umożliwia rozcieńczanie ścieków wodami gruntowymi.

## LITERATURA

1. **Białkowicz F.:** Oczyszczanie i utylizacja ścieków miejskich na plantacjach wierzby krzewiastej połączone z produkcją drewna opałowego. Zeszyt Problemy PZITS Nr 672, Technika Sanitarna Wsi, Wrocław, 1995.

2. **Błażejowski R.:** Złóża trzcinowe – proste i tanie oczyszczanie ścieków. Gospodarka ściekami i odpadami w gminach, Poznań, 1993.
3. **Kadlec R.H.:** Nutrient dynamics in wetlands, in aquatic plant for water treatment and resource recovery. K.R. Reddy & W.H. Smith, Magnolia Publishing, Inc., Orlando, Florida, 1987.
4. **Kalisz L.:** Wykorzystanie roślin korzeniowych do oczyszczania ścieków. Gospodarka ściekami i odpadami w gminach, Poznań, 1993.
5. **Kowalik P.J., Lewis S.:** Złóża trzcinowe i wiklinowe jako oczyszczalnie odcieków z wysypisk. Materiały z Konferencji nt. „Oczyszczalnie hydrobotaniczne”, Gdańsk, 1995.
6. **Obarska-Pempkowiak H.:** Seasonal variations in the efficiency of nutrient removal from domestic effluent in aquasi-natural field of reed (*Phragmites communis*). W: Etnier C. & Guaterstam B. (Eds.), *Ecological Engineering for Wastewater Treatment*, Baskogon, Szwecja, 239-247, 1991.
7. **Raport końcowy PBZ-31-03 (Kierownik-Tadeusz Filipek):** Opracowanie zintegrowanego systemu oczyszczania ścieków miejskich połączonego z nawadnianiem upraw przemysłowych, Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Lublinie, 367, 1998.
8. **Reed S.C., Brown D.:** Constructed wetland design – The first generation, *Research Journal of the WEF*, vol. 64, 6, 776-781, 1992.
9. **Richardson C.J., Davies J.A.:** Natural and artificial wetland systems: Ecological opportunities and limitations, in aquatic plants for water treatment and resource recovery. K.R. Reddy & W.H. Smith, Magnolia Publishing, Inc., Orlando, Florida, 1987.
10. **U.S. Environmental Protection Agency.:** Office of research and development, design manual, constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA/625/1-88/022, 1988.
11. **Wojciechowski K.:** Ocena jakości biologicznego oczyszczania ścieków na oczyszczalniach korzeniowych, Praca naukowo-dydaktyczna W.S.Inż., Zielona Góra, 1995.
12. **Water Pollution Control Federation.:** Manual of practice FD-16: Natural systems for wastewater treatment, 1998.

## EFFLUENT OF MUNICIPAL SEWAGES IRRIGATION OF INDUSTRIAL CULTIVATION ON THE LEVEL OF BIOGENS CONCENTRATION IN THE SOIL AND DRAINAGE WATERS

<sup>1</sup> Department of Environmental Protection Engineering, Technical University of Lublin,

<sup>2</sup> Department of Biochemistry and Environmental Chemistry, Catholic University of Lublin,

<sup>3</sup> Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, Lublin

**Summary.** Results of the research on biogens removal from sewages by irrigation of industrial plants cultivation are presented in the paper. Treated effluents from sewage treatment plant "Hajdów" in Lublin were used for irrigation of poplar, willow, hemp, corn, rape and two blends of grasses. The experimental field was divided into 7 blocks and every block into 3 subblocks (control one, irrigated by optimal dose of sewages, and irrigated by the double of optimal dose). In all studied cases the degree of P-PO<sub>4</sub> reduction was found to be over 80%. Irrigation caused the increase of N-NH<sub>4</sub> concentration in drainage water from 0.2 - 0.6 g/m<sup>3</sup> to 0.6 - 1.5 g/m<sup>3</sup>. The concentration of N-NO<sub>3</sub> in drainage waters during irrigation period did not exceed 10 g/m<sup>3</sup> on the block with hemp cultivation for both dosages, and 14.2 g/m<sup>3</sup> on the block with willow, rape and corn cultivation. The highest biogens reduction effects were found on the block with hemp, rape and corn cultivation.

**Keywords:** biogens, irrigation, hydrobotanic treatment plant.