

Straty azotu mają miejsce w każdym systemie produkcji rolniczej. Nadmiar azotu przedostaje się do środowiska przyrodniczego. Ulega wymyciu w postaci azotanów do wód otwartych lub przedostaje się do atmosfery w postaci amoniaku i produktów denitryfikacji, skąd ponownie wraca do środowiska glebowo-wodnego, powodując jego zakwaszenie oraz wzrost obecności azotanów [Marcinkowski 1996]. Chociaż użytki zielone są ważną barierą, ograniczającą rozprzestrzenianie się głównych biogenów, azotu i fosforu w przyrodzie, to jednak i na tych użytkach azot mineralny nie zawsze może być racjonalnie wykorzystany przez rośliny [Cuttle, Scholefield 1995; Sapek 1996]. Istnieje też wyraźny związek między stężeniem azotanów a wielkością dawek nawozów azotowych [Bartoszewicz 1994]. W warunkach intensywnego pastwiskowego użytkowania runi dodatkowym źródłem azotu są odchody pozostawiane przez zwierzęta na powierzchni użytku [Büchter i in. 2002].

Celem niniejszych badań było określenie stopnia zanieczyszczenia wód gruntowych azotanami i jonami amonowymi w zależności od sposobu użytkowania runi.

METODY

Badania przeprowadzono w okresie wegetacyjnym (VI–X) w 2001 roku i w okresie pozawegetacyjnym (XI–II) 2001/2002. Próby wody gruntowej ze studzienek kontrolnych pobierano w trzech powtórzeniach, w odstępach około jednego miesiąca oraz dodatkowo po intensywnych opadach deszczu. Studzienki znajdowały się na łące trwałej oraz na obszarze stacji lizymetrycznej, zlokalizowanej na glebie torfowo-murszowej oraz na kwaterach pastwiskowych, zlokaliz-

Tabela 1. Poziom wody gruntowej w studzienkach kontrolnych

Table 1. Level of ground water in the control wells

Lokalizacja studzienki Well localisation	Termin wykonania pomiarów Date of measurements								
	2001							2002	
	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II
Stacja lizymetryczna Lysimeter station	83	67	70	23	18	23	40	26	10
Łąka Meadow	67	51	45	27	19	20	33	29	8
Pastwisko gleba organiczna Pasture on organic soil	55	49	46	36	23	24	33	32	10
Pastwisko gleba mineralna Pasture on mineral soil	123	116	116	34	90	86	104	113	77

Tabela 2. Średnie temperatury powietrza (°C) i sumy opadów (mm) w okresie badań (VI 2001–II 2002) oraz w latach 1985–2000
 Table 2. Mean air temperature and precipitation totals in the study period (VI 2001–II 2002) and in the years 1985–2000

Miesiąc Month	VI 2001–II 2002		1985–2000	
	Temperatura Temperature	Opady Precipitation	Temperatura Temperature	Opady Precipitation
VI	15,7	40,9	16,7	62,9
VII	22,2	201,4	18,4	67,8
VIII	19,7	27,6	17,8	66,5
IX	12,5	141,1	12,4	52,3
X	10,6	18,4	8,0	33,1
XI	1,8	14,0	2,0	38,9
XII	-6,1	3,5	-1,0	34,0
I	-1,6	4,2	-2,8	23,0
II	3,4	7,8	-1,7	25,9

zowanych na glebie torfowo-murszowej i na czarnej ziemi. Obie gleby charakteryzował kwaśny odczyn oraz niska zawartość przyswajalnego azotu. Zwierciadło wody gruntowej znajdowało się na różnej głębokości, w zależności od lokalizacji studzienki kontrolnej i okresu, w którym dokonywano pomiaru (tab. 1). Dodatkowo pobierano jeszcze wodę z rzeki Piwonii. Zawartość jonów azotanowych i amonowych w wodzie gruntowej określano za pomocą fotometru LF204, korzystając z załączonego zestawu odczynników. Nawożenie azotem badanych użytków w okresie wegetacji wahało się w granicach 45 (pastwisko na glebie organicznej) – 90 kg ha⁻¹ (łąka na glebie organicznej oraz pastwisko na glebie mineralnej). W tabeli 2 zamieszczono średnie temperatury powietrza oraz ilość i rozkład opadów w okresie prowadzenia badań, gdyż przebieg tych czynników może oddziaływać na ilość traconego azotu [Piekut, Pawłat 1996]. Uzyskane wyniki badań opracowano statystycznie metodą analizy wariancji, a do porównań średnich wykorzystano test Tukeya.

WYNIKI

Średnia koncentracja azotanów w badanej wodzie gruntowej wahała się w granicach 0,99–3,31 mg l⁻¹ N-NO₃ i była znacznie niższa od dopuszczalnych zawartości (tab. 3). Sapek [1996] podaje, że polska wartość graniczna obecności azotu azotanowego w wodzie pitnej wynosi 10 mg l⁻¹ N-NO₃, a azotu amonowego – 0,5 mg l⁻¹ N-NH₄. Najmniejsze ilości tej formy azotu stwierdzono w wodzie gruntowej na terenie stacji lizymetrycznej, natomiast istotnie wyższą koncentracją

Tabela 3. Zawartość azotanów w wodzie gruntowej ($\text{mg l}^{-1} \text{NO}_3^-$)
 Table 3. Content of nitrates in the ground water ($\text{mg l}^{-1} \text{NO}_3^-$)

Lokalizacja studzienki Well localisation	Termin pobrania prób Sampling date														Srednio dla studzienki Mean for well
	2001														
	1 VI	28 VI	3 VII	11 VII	2 VIII	28 VIII	10 IX	1 X	19 X	12 XI	5 XII	20 I	12 II		
Rzeka Piwonia Piwonia river	2,10	1,75	1,15	4,10	1,10	1,20	3,35	4,60	1,90	2,00	2,20	2,90	5,45	2,60	
Łąka Meadow	2,25	1,60	0,75	2,50	2,10	1,15	2,77	1,92	1,95	3,00	2,95	2,60	2,11	2,13	
Pastwisko na glebie organicznej Pasture on organic soil	0,45	1,15	1,45	2,35	1,05	2,05	2,15	2,10	2,25	6,25	3,10	3,00	2,20	2,27	
Pastwisko na glebie mineralnej Pasture on mineral soil	1,15	1,60	0,75	1,40	2,15	2,05	3,25	1,85	1,30	2,85	2,90	4,70	3,90	2,30	
Stacja lizymetryczna Lysimeter station	1,05	2,35	0,85	1,10	0,80	1,00	0,70	1,80	1,65	1,45	2,90	2,85	2,90	1,65	
Srednio dla terminu Mean for time	1,40	1,69	0,99	2,29	1,44	1,49	2,44	2,45	1,81	3,11	2,81	3,21	3,31		

NIR, $p=0,01$ LSD=0,01. Studzienka 0,46 Well 0,46, Termin 0,91 Time 0,91, Studzienka \times termin 2,18 Well \times time 2,18

Tabela 4. Zawartość jonów amonowych w wodzie gruntowej ($\text{mg l}^{-1} \text{NH}_4^+$)
 Table 4. Content of ammonium ions in the ground water ($\text{mg l}^{-1} \text{NH}_4^+$)

Lokalizacja studzienki Well localisation	Termin pobrania prób Sampling time														Srednio dla studzienki Mean for well
	2001							2002							
	1 VI	28 VI	3 VII	11 VII	2 VIII	28 VIII	10 IX	1 X	19 X	12 XI	5 XII	20 I	12 II		
Rzeka Piwonia Pivonia river	0,47	0,47	0,52	0,11	0,12	0,10	0,04	0,09	0,01	0,06	0,03	0,09	0,00	0,16	
Łąka Meadow	0,20	0,61	0,50	0,88	0,48	0,62	0,82	0,43	0,33	0,52	0,50	0,13	0,19	0,48	
Pastwisko na glebie organicznej Pasture on organic soil	0,31	0,65	0,56	1,02	0,28	0,29	0,26	0,16	0,32	0,47	0,75	0,35	0,65	0,47	
Pastwisko na glebie mineralnej Pasture on mineral soil	0,93	0,67	0,65	0,85	0,88	0,72	0,33	0,53	0,40	0,48	0,97	0,10	0,06	0,58	
Stacja lizymetryczna Lysimeter station	0,50	0,30	0,50	0,62	0,58	0,48	0,28	0,20	0,15	0,22	0,13	0,07	0,03	0,31	
Srednio dla terminu Mean for time	0,48	0,54	0,55	0,70	0,47	0,44	0,35	0,28	0,24	0,35	0,48	0,15	0,19		

NIR $p=0,01$ LSD=0,01. Studzienka 0,10 Well 0,10, Termin 0,20 Time 0,20, Studzienka \times termin 0,49 Well \times time 0,49

cję azotanów odnotowano w wodzie ze studzienek zlokalizowanych na kwadrach pastwiskowych oraz w rzece Piwonii. Wcześniejsze badania na tych samych pastwiskach (w okresie jesień–wiosna) dostarczyły informacji o tym, że koncentracja związków azotu w wodach gruntowych zależy od typu gleby i jej właściwości oraz terminu prowadzenia obserwacji w ciągu roku [Warda i in. 1999]. Wyniki niniejszych badań potwierdzają znaczenie terminu pobierania prób wody, a ponadto świadczą o istotnym oddziaływaniu przebiegu czynników atmosferycznych, czego wyrazem jest szczególnie zwiększenie obecności N-NO₃ w wodzie gruntowej z gleby mineralnej (VIII–IX) po intensywnych opadach deszczu w lipcu i na początku września (tab. 2). Udowodnione statystycznie różnice zawartości azotanów w wodzie gruntowej pochodzącej z łąki i pastwiska na glebie torfowo-murszowej odnotowano jedynie w listopadzie.

Średnia zawartość jonów amonowych w wodzie gruntowej przekroczyła w letnich miesiącach wartości normatywne dla wody pitnej. Koncentracja tych jonów w wodach gruntowych była istotnie wyższa niż ich obecność w wodzie rzecznej (tab. 4). Sposób użytkowania runi na glebie organicznej nie różnicował istotnie zawartości N-NH₄ w wodzie gruntowej. Stwierdzono natomiast istotne różnice koncentracji tych związków w wodzie gruntowej między pastwiskiem na glebie mineralnej a użytkami na glebie organicznej. Prawdopodobną przyczyną mniejszej obecności jonów amonowych w wodzie gruntowej w warunkach gleby organicznej jest niskie tempo ich przemieszczania nawet podczas łagodnych zim. Świadczą o tym wyniki badań na pastwiskach dla bydła w Holandii [Elgersma i in. 1996]. W okresie prowadzonych obserwacji średnie temperatury powietrza w grudniu były znacznie niższe niż w odpowiednim okresie w wieloletniu (tab. 2). Ujemne temperatury i jednocześnie bardzo niskie opady sprzyjały głębszemu zamarznięciu lepiej uwilgotnionej gleby organicznej i zahamowaniu przenikania badanych jonów do wody gruntowej.

Można przypuszczać, że niski poziom nawożenia badanych użytków azotem (45–90 kg ha⁻¹) zmniejszył zagrożenie przenikania tego składnika do wód gruntowych, szczególnie w formie azotanowej. Badania lizymetryczne, przeprowadzone przez Kopcina [1999], również dostarczyły informacji, że wieloletnie rośliny trawiaste najlepiej chronią glebę przed wymywaniem składników, a uzyskane wyniki świadczą o małym zagrożeniu wymywania związków azotu do środowiska wodnego, jeśli roczne dawki tego składnika nie przekraczają 240 kg ha⁻¹ i są stosowane w odpowiednim terminie oraz dzielone na co najmniej trzy części.

WNIOSKI

1. W warunkach niskiego nawożenia łąk i pastwisk azotem sposób użytkowania runi w okresie letnio-jesiennym oraz typ gleby pod użytkiem różnicują w niewielkim stopniu zawartość azotu azotanowego w wodzie gruntowej.

2. Istotny wpływ na wzrost zanieczyszczenia wód gruntowych azotanami wywiera ilość i rozkład opadów w okresie wegetacji.

3. Ilości azotu amonowego w wodzie gruntowej przekraczają często w okresie letnim dopuszczalne normy dla wody pitnej, a średnie zawartości tego składnika w wodzie gruntowej z pastwiska na glebie mineralnej są wyższe niż z użytków na glebie organicznej.

PIŚMIENNICTWO

- Bartoszewicz A. 1994. Skład chemiczny wód powierzchniowych zlewni intensywnie użytkowanych rolniczo w warunkach glebowo-klimatycznych Równiny Kościańskiej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 250, 54–61.
- Büchter M., Wachendorf M., Taube F. 2002. Nitrate leaching from permanent grassland on sandy soils – Results from an integrated research project. *Grassld Sci. in Europe* 7, 668–669.
- Cuttle S.P., Scholefield D. 1995. Management options to limit leaching from grassland. *J. Contam. Hydrol.* 20, 299–312.
- Elgersma A., Schlepers H., Stegeman A.G., Kool A. 1996. Nitrate leaching under grass-clover mixtures. *Grassld Sci. in Europe* 1, 717–721.
- Kopeć S. 1999. Rola użytków zielonych w ochronie wód. W: Rola użytków zielonych i zadrzewień w ochronie środowiska rolniczego. *Konf. Nauk.-Tech., Kraków-Jaworki*, 141–149.
- Marcinkowski T. 1996. Bilans azotu oraz zawartość azotanów w środowisku glebowo-wodnym w gospodarstwach rolnych regionu Żuław Wiślanych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 440, 231–237.
- Piekut K., Pawłat H. 1996. Bilans azotu ekosystemów łąkowych w zróżnicowanych warunkach glebowo-wodnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 440, 291–299.
- Sapek B. 1996. Potencjalne wymycie azotanów na tle dynamiki mineralizacji azotu w glebach użytków zielonych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 440, 331–340.
- Warda M., Smoleń E., Ćwintal H., Krzywiec D. 1999. Wpływ typu gleby na zawartość azotu i fosforu w wodach gruntowych pastwisk dla bydła. *Folia Univ. Agric. Stetin.* 197, *Agricultura* 75, 351–354.

