

OBECNOŚĆ AZOTU AZOTANOWEGO W ROŚLINACH I W WODZIE – PRZESZŁOŚĆ I PRZYSZŁOŚĆ

Stanisław KOZŁOWSKI, Waldemar ZIELEWICZ

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Łąkarstwa

Słowa kluczowe: azot azotanowy, rośliny pastewne, trwale użytki zielone, wody rzek i cieków

Streszczenie

Problem obecności azotu azotanowego w środowisku przyrodniczym jest rozpoznawany w wielu aspektach – w odniesieniu do gleby i wody, organizmów roślinnych, zwierzęcych, uwarunkowań pogodowych, siedliskowych, czynników biotycznych i antropogenicznych. Tematyka azotanowa jest bardzo bliska rolnictwu w sferze poznawczej (naukowej) i użytkowej. Niewątpliwie rolnictwo stanowi źródło wyzwalania azotu azotanowego do środowiska, lecz jest także dziedziną różnorodnego „konsumowania” azotu azotanowego i minimalizowania skutków jego obecności w środowisku. Prace badawcze nad przyczynami i skutkami obecności azotu azotanowego w środowisku przyrodniczym mają ponad stuletnią historię i są prowadzone przez liczne ośrodki naukowe, a literatura z tego zakresu jest niezwykle bogata. Od blisko 50 lat współuczestniczyliśmy w nich jako Katedra Łąkarstwa Uniwersytetu w Poznaniu. Efektem naszych badań są liczne publikacje. W niniejszym opracowaniu pragniemy przedstawić niektóre z wyników badań zarówno wieloletnich, jak i najnowszych, najbardziej aktualnych.

WSTĘP

Problem obecności azotu azotanowego w środowisku przyrodniczym jest rozpoznawany w wielu aspektach – w odniesieniu do gleby i wody, organizmów roślinnych i zwierzęcych, a także żywności [BOROWIEC, ZABŁOCKI, 1996; FALKOWSKI i in., 1993; KOPEĆ i in., 1996; SAPEK, 1995; SMOczyński, SKIBNIEWSKA, 1996]. Poznaje się wpływ uwarunkowań pogodowych, siedliskowych, antropogenicznych, czynników biotycznych i abiotycznych na kumulowanie tej formy azotu przez rośliny. Szczególnie ważna i wciąż aktualna jest kwestia wpływu nawożenia,

przede wszystkim azotowego, na przemiany azotu w roślinie i odkładanie się jego formy azotanowej [GOTKIEWICZ, 1996; KOZŁOWSKI, DOMAŃSKI, 1993; CIEĆKO i in., 1996]. Ważnym zagadnieniem jest też określenie przydatności nawozów wolno działających i nawozów biologicznie aktywnych do nawożenia roślin uprawnych i zbiorowisk roślinnych, zwłaszcza trawiastych [KOZŁOWSKI i in., 2001; 2004].

Azotany są obecne we wszystkich układach przyrodniczych. Podstawowym i ciągle aktualnym problemem jest ich ilość. Prace badawcze nad przyczynami i skutkami obecności azotu azotanowego w środowisku przyrodniczym mają ponad stuletnią historię i są prowadzone przez liczne ośrodki naukowe, a literatura z tego zakresu jest niezwykle bogata [FALKOWSKI, 1996]. Badania nad występowaniem azotu azotanowego w regionie Wielkopolski zarówno w roślinach, jak i w wodzie, zapoczątkowane zostały blisko pół wieku temu przez Profesora Mariana Falkowskiego. Problematyka ta jest nieustannie obecna w tematyce badawczej Katedry Łąkarstwa Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, a dowodem są liczne publikacje, między innymi FALKOWSKIEGO i in. [1993; 1998], KOZŁOWSKIEGO i GOŁIŃSKIEGO [1994].

W niniejszej pracy pragniemy przedstawić niektóre kwestie związane z obecnością azotu azotanowego w środowisku przyrodniczym, podejmowane w toku wieloletnich badań o charakterze monitoringu, a także wyniki prac realizowanych w krótszym okresie, dotyczących najbardziej aktualnych problemów.

Celem naszych badań jest wskazanie czynników, które współcześnie odgrywają istotną rolę w występowaniu azotu azotanowego w roślinach pastewnych i w wodzie cieków.

MATERIAŁ I METODY

Obiektem badawczym były rośliny pastewne, głównie trawy, oraz woda, przede wszystkim z cieków otwartych. Materiał analityczny pochodził z regionu Wielkopolski. Prace badawcze, ukierunkowane na monitoring, są pracami wieloletnimi. W opracowaniu przedstawiono także wyniki badań z doświadczeń o szerszym spektrum tematycznym, w których uwzględniono obecność azotu azotanowego. Szczegółowe dane co do czasu realizacji podano w tekście obejmującym prezentację wyników. Zawartość azotu azotanowego, tak w roślinach, jak i w wodzie określano metodą Johnsona i Ulricha w modyfikacji DANIŁOWEJ [1963].

WYNIKI BADAŃ

Ruń użytków zielonych, tak koszonych, jak i wypasanych, pod względem występowania w niej azotu azotanowego jest powszechnie uważana za paszę bezpieczną, jeżeli przyjąć podaną przez GRIFFITHA [1960] wartość 0,2% w s.m. jako powodującą zatrucia trawożernych. Stwierdzenie to w istotnym stopniu znajduje

potwierdzenie w naszych 40-letnich badaniach (tab. 1). Każda z podanych średnich rocznych zawartości azotanów jest rezultatem analizy około 200 próbek runi łąk Wielkopolski, zbieranych podczas całego okresu wegetacji.

Tabela 1. Występowanie azotu azotanowego w próbkach runi łąkowej w Wielkopolsce w latach 1968–2007

Table 1. Occurrence of nitrate nitrogen (N-NO₃) in samples of meadow sward in Wielkopolska in the years 1968–2007

Rok badań Year of investigation	Średnia zawartość Mean content % s.m. % DM	Rok badań Year of investigation	Średnia zawartość Mean content % s.m. % DM
1968	0,115	1988	0,057
1969	0,129	1989	0,064
1970	0,230	1990	0,053
1971	0,159	1991	0,050
1972	0,245	1992	0,045
1973	0,205	1993	0,051
1974	0,258	1994	0,047
1975	0,197	1995	0,058
1976	0,214	1996	0,051
1977	0,158	1997	0,062
1978	0,203	1998	0,058
1979	0,093	1999	0,064
1980	0,089	2000	0,071
1981	0,172	2001	0,075
1982	0,076	2002	0,068
1983	0,087	2003	0,065
1984	0,069	2004	0,077
1985	0,053	2005	0,070
1986	0,059	2006	0,067
1987	0,061	2007	0,078

Poziom kumulacji azotu azotanowego przez rośliny w poszczególnych latach jest zróżnicowany. Analizując uzyskane wyniki łatwo dostrzec, że apogeum kumulacji przypada na lata 1970–1978. Okres ten w dziejach polskiego rolnictwa wyróżniał się „rewolucją azotową”, czyli intensywną produkcją roślinną prowadzoną w oparciu o mineralne nawozy, zwłaszcza azotowe, oraz gnojowicę stosowaną w dużych ilościach w gospodarstwach wielkoobszarowych. W gospodarce łąkowej proces ten zaznaczył się bardzo wyraźnie. W wielu gospodarstwach pozyskiwano paszę, stosując dawki azotu dochodzące do 400 kg·ha⁻¹·rok⁻¹ i więcej. Rocznik statystyczny nie podaje ilości nawozów azotowych wykorzystywanych w nawożeniu łąk i pastwisk. Konsekwencją takiej działalności było uproszczenie składu flory-

stycznego runi i zdominowanie jej przez trawy nitrofilne oraz wymywanie niewykorzystanego azotu do wód powierzchniowych i gruntowych, co zaowocowało zanieczyszczeniem wody, a w efekcie – niekorzystnym oddziaływaniem na środowisko przyrodnicze [FALKOWSKI, 1996; RYCHNOVSKA i in., 1990]. Utrzymująca się od trzydziestu lat niska zawartość azotanów w runi dowodzi, że apogeum występowania tej formy azotu w roślinach przeszło do historii, głównie za sprawą zmniejszenia poziomu nawożenia, przede wszystkim azotowego.

Kumulowanie azotu azotanowego jest cechą specyficzną gatunku i odmiany rośliny uprawnej. Trawy, wiodąca grupa roślin w składzie florystycznym runi, wyróżniają się zróżnicowaną zdolnością gromadzenia azotu azotanowego, co potwierdzają także nasze prace (tab. 2). Azotanowy sekwens traw stanowi rezultat wieloletnich badań na obszernym materiale analitycznym, zbieranym przede wszystkim z terenu Wielkopolski w latach 1968–2007. Należy dodać, że liczba analizowanych próbek wykorzystanych do stworzenia tego sekwensu była zróżnicowana – od kilkunastu w przypadku zamokrzycy ryżowej (*Leersia oryzoides* (L.) Sw.) do kilkuset w przypadku traw nitrofilnych. Gatunki z rodzajów *Festuca*, *Dactylis* i *Sorghum* znalazły się na czele sekwensu azotanowego, natomiast gatunki charakterystyczne dla łąk trwałych są obecne na końcu listy.

Tabela 2. Zawartość azotu azotanowego w trawach (% s.m.)

Table 2. Concentration of nitrate nitrogen in grasses (% DM)

Gatunek Species	Średnia Mean	Gatunek Species	Średnia Mean
<i>Festuca rubra</i>	0,286	<i>Holcus lanatus</i>	0,051
<i>Sorghum saccharatum</i>	0,263	<i>Puccinellia distans</i>	0,043
<i>Dactylis glomerata</i>	0,251	<i>Poa Chaixii</i>	0,042
<i>Festuca arundinacea</i>	0,246	<i>Phalaris arundinacea</i>	0,040
<i>Festuca pratensis</i>	0,229	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,036
<i>Lolium perenne</i>	0,202	<i>Alopecurus pratensis</i>	0,028
<i>Bromus inermis</i>	0,185	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0,025
<i>Festuca gigantea</i>	0,162	<i>Calamagrostis caruscens</i>	0,022
<i>Bromus carinatus</i>	0,155	<i>Deschampsia caespitosa</i>	0,005
<i>Lolium multiflorum</i>	0,151	<i>Trisetum flavescens</i>	0,004
<i>Poa annua</i>	0,141	<i>Elymus arenarius</i>	0,003
<i>Poa pratensis</i>	0,136	<i>Leersia oryzoides</i>	0,001
<i>Phleum pratensis</i>	0,112	<i>Agrostis stolonifera</i>	0,001

Reasumując ten zakres badań można stwierdzić, że stworzenie sekwensu azotanowego traw jest zgodne z wynikami badań KUKUŁKI i KOZŁOWSKIEGO [1981] oraz wielu innych autorów.

Wyniki naszych badań dają jednak też podstawy do stwierdzenia, że nawet gatunki bezpieczne, które nie mają zdolności wzmożonego odkładania azotu azotanowego, takie jak kłosówka wełnista (*Holcus lanatus* L.), wyczyniec łąkowy (*Alopecurus pratensis* L.), rajgras wyniosły (*Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl), mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea* L.) i wiechlina roczna (*Poa annua* L.), rosnące w trudnych pod względem siedliskowym warunkach, mogą sporadycznie gromadzić dużą ilość tej formy azotu [ZIELEWICZ, 2003].

Z naszych najnowszych badań nad występowaniem azotanów w trawach wynika także inny ciekawy obraz. Traw takich jak kukurydza zwyczajna (*Zea mays* L.) i różne gatunki sorga (*Sorghum*) lansowanych do produkcji pasz nie można uznać za całkowicie bezpieczne (tab. 3) w odniesieniu do zawartości azotu azotanowego, zwłaszcza gdy są skarmiane we wcześniejszych stadiach rozwojowych. Stwierdzenie to dotyczy przede wszystkim sorga. Poziom gromadzonych przez nie azotanów może niekiedy przekraczać 0,2% w s.m. Taka sytuacja znajduje potwierdzenie w naszych wcześniejszych badaniach [KOZŁOWSKI i in., 2006; ZIELEWICZ, KOZŁOWSKI, 2007]. Jednym z istotnych czynników sprzyjających kumulacji azotu azotanowego jest wysoka temperatura powietrza, a sorgo, jako trawa ciepłolubna o typie fotosyntezy C₄, najlepiej wzrasta i rozwija się w takich warunkach termicznych.

Tabela 3. Zawartość azotu azotanowego w roślinach pastewnych w warunkach zróżnicowanego nawożenia azotem (% s.m.)

Table 3. Concentration of nitrate nitrogen in fodder plants as influenced by different nitrogen fertilisation (% DM)

Części nadziemne pędu Aerial parts of plants	Nawożenie Fertilisation		NIR _{0,05} LSD _{0,05}
	160 kg N ha ⁻¹	120 kg N ha ⁻¹	
Sorgo cukrowe (<i>Sorghum saccharatum</i>)			
Błaszki liściowe Leaves	0,114	0,080	0,0542
Łodygi Stems	0,392	0,180	0,0213
Całe rośliny Whole plants	0,091	0,057	0,0117
Kukurydza zwyczajna (<i>Zea mays</i>)			
Błaszki liściowe Leaves	0,030	0,028	n.s.
Łodygi Stems	0,033	0,019	0,0016
Całe rośliny Whole plants	0,032	0,024	0,0013

Przeciwnieństwem tej grupy traw mogą być rośliny motylkowate. Ze względu na kumulację azotu azotanowego są one na ogół określane mianem bezpiecznych, co potwierdzają wyniki naszych badań [GOLIŃSKI i in., 1998]. Przyczyną tego jest niewątpliwie specyfika gatunkowa, ale także ograniczenie nawożenia użytków zielonych, w runi których udział roślin motylkowatych jest znaczny. Zmniejszanie dawek nawozów wpływa na ograniczenie zawartości związków azotu w glebie i ich przenikania do wód gruntowych [BOBE i in., 2004; DEPRez i in., 2004], co ma

duże znaczenie dla środowiska [MROCZKOWSKI i in., 1996; TERLIKOWSKA, 1996; SCHERER-LORENZEN, 2004].

Zdolność do kumulowania azotu azotanowego przez rośliny jest tak ważną cechą, że może decydować o ukierunkowaniu hodowli, zwłaszcza traw nitrofilnych. Kreowanie „odmian przyjaznych środowisku”, a więc wyróżniających się doskonałym metabolizmem azotu, kumulujących minimalnie ilości azotu w formie azotanowej, staje się potrzebą chwili. Z naszych wcześniejszych badań wynika, że odmiana życicy trwałej (*Lolium perenne* L.) Arka, rosnąca w bardzo korzystnych warunkach pogodowych, zawierająca ponad 13,00 mg·g⁻¹ s.m. chlorofilu, kumulowała zaledwie 0,107% w s.m. azotu azotanowego, dając równocześnie najwyższy plon odrostu – 52 dt s.m. z ha [KOZŁOWSKI, KUKUŁKA, 1996]. Rosnące w tych samych warunkach odmiany Anna i Argona kumulowały trzykrotnie więcej azotu azotanowego przy zawartości chlorofilu niższej o 14%, a plon ich runi był mniejszy o 20%. Podobne wyniki uzyskano w hodowli życicy westerwoldzkiej (*Lolium westerwoldicum* R. Br.) [KOZŁOWSKI, GOLIŃSKI, 1994] oraz w hodowli kostrzewy łąkowej (*Festuca pratensis* Huds.) [KOZŁOWSKI, DOMAŃSKI, 1993]. Chociaż nie można prowadzić hodowli tylko w odniesieniu do kwestii azotanowej to właściwość ta musi być ciągle brana pod uwagę w hodowli traw nitrofilnych. Specyfika odmianowa traw pod względem kumulacji azotanów w produkcji pasz na użytkach zielonych, zwłaszcza krótkotrwałych, musi być dobrze rozpoznana i racjonalnie traktowana.

Doceniając rolę nawożenia w produkcji pasz, a także w procesie kumulacji azotu azotanowego, podjęto badania nad możliwością wykorzystania nawozów wieloskładnikowych w nawożeniu pastwisk. Jak wiadomo, poza podstawowymi składnikami, czyli N, P, K, zawierają one, w zależności od formy, także inne makro- oraz mikroelementy. Zapewne z tego powodu pobieranie przez rośliny azotu i jego wykorzystywanie w procesach matabolicznych jest pełniejsze, a w konsekwencji mniejsza jego kumulacja w formie azotanowej. Na ten problem zwróciliśmy uwagę w naszej wcześniejszej pracy [KOZŁOWSKI i in., 2004]. W świetle naszych badań zastosowanie tych nawozów umożliwia pozyskanie wartościowej paszy, bezpiecznej pod względem zawartości azotanów (tab. 4). Wpływ poszczególnych nawozów na gromadzenie azotanów przez rośliny był jednak zróżnicowany (tab. 5). Jak się okazuje Kemira Power 16, CAN 27 oraz Hydrofoska 16 i 21 nie wzmagały kumulacji azotanów, a tym samym okazały się bardziej bezpieczne niż Viking 14 czy Lubofos 12. Podobną klasyfikację nawozów przedstawili w swej pracy KOZŁOWSKI i in. [2001; 2004]. Należy dodać, że w badaniach z tego zakresu wielkość dawek azotu, fosforu i potasu była stała. W sytuacji kiedy wskazanych ilości nie zabezpieczał skład nawozów, makroskładniki uzupełniano nawozami tradycyjnymi. Jedną z kombinacji było też nawożenie tradycyjne z wykorzystaniem saletry amonowej, soli potasowej i superfosfatu.

Wyznaczając wielkość jednorazowej dawki azotu, należy uwzględnić specyfikę warunków siedliskowych pastwiska i zapotrzebowanie gospodarstwa na paszę.

Tabela 4. Wpływ rodzaju nawozu na skład chemiczny wiosennego odrostu runi pastwiska życiowego (% s.m.)**Table 4.** The effect of the type of fertiliser on the chemical composition of spring regrowth in ryegrass pasture sward (% DM)

Rodzaj nawozu Type of fertiliser	Azot azotanowy Nitrate nitrogen	Cukry Sugars	Celuloza Cellulose	Ligniny Lignins	Fosfor Phosphorus	Wapń Calcium	Magnez Magnesium
Nawozy wieloskładnikowe Multi-component fertilizers (mean)	0,064	2,73	26,0	2,23	0,452	1,07	0,304
RSM, 30% N	0,103	2,18	26,27	2,29	0,506	0,955	0,340
UAN, 30% N	0,081	2,00	28,09	1,57	0,463	0,935	0,336
Saetra amonowa, 34% N Ammonium nitrate, 34% N	0,016	n.s.	0,613	0,037	n.s.	n.s.	n.s.
NIR _{0,05} LSD _{0,05}							

Objaśnienie: RSM – roztwór saletrowo-mocznikowy. Explanation: UAN – Urea Ammonium Nitrate Solution.

Tabela 5. Wpływ nawozów wieloskładnikowych na gromadzenie azotu azotanowego przez run pastwiska życiowego (liczby względne)**Table 5.** The effect of multi-component fertilisers on nitrate nitrogen accumulation by the ryegrass pasture sward (relative numbers)

Rodzaj nawozu Type of fertiliser	Azot azotanowy Nitrate nitrogen
Saetra amonowa Ammonium nitrate (34% N)	100
Viking 14 (14% N, 14% P, 21% K, 1,4% S)	120
Lubofos 12 (12% P, 20% K, 6% Mg, 19,5% Ca, 10% S)	110
Viking 13 (13% N, 13% P, 21% K, 1,2% Mg)	91
Hydrofoska 21 (21% N, 8% P, 11% K, 2% Mg)	60
CAN 27 (27% N, 4% Mg, 7% Ca)	56
Hydrofoska 16 (16% N, 16% P, 16% K)	53
Kemira Power 16 (16% N, 9% P, 14% K, 2,4% Mg, 8% Ca)	35

W przypadku pastwiska życiowego jednorazowa dawka azotu nie powinna przekraczać $80 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Powyższe dane dobrze korelują z rezultatami badań KOZŁOWSKIEGO i in. [2006].

Dostępne na rynku nawozy charakteryzują się specyfiką składu. Wiele nawozów wapniowych zawiera wyciąg z alg, który pobudza florę bakteryjną gleb, przyczyniając się do uwalniania azotu, fosforu i potasu z zasobów glebowych. Podobne efekty są notowane, gdy stosuje się polepszacze glebowe, tworzone między innymi na bazie bakterii kwasu mlekowego. Wyniki naszych wstępnych badań z tego zakresu (tab. 6), pozwalają sądzić, że problem zawartości azotu azotanowego w runi ma tu charakter drugorzędny, niemniej jednak nie można lansować takiego nawożenia nie mając na uwadze zachowania glebowych zasobów azotu.

Tabela 6. Zawartość azotu azotanowego w runi pastwiska życiowego (% s.m.)

Table 6. Content of nitrate nitrogen in the ryegrass pasture sward (% DM)

Stosowane nawozy i polepszacze glebowe Applied fertilisers and soil conditioners	Bez nawożenia azotem Without nitrate fertilisation	Z nawożeniem azotowym $150 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ With fertilisation $150 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$
TIMAC G 18 (18% P_2O_5 , 65% CaCO_3 , 5% MgO)	0,0119	0,0174
PRP SOL (32% CaO , 8% MgO)	0,0302	0,0136
EM-1 (Efektywne mikroorganizmy)	0,0174	0,0256
EM-1 (Effective microorganisms)		
EM-1 + Ca (Efektywne mikroorganizmy + CaCO_3)	0,0089	0,0228
EM-1 + Ca (Effective microorganisms + CaCO_3)		
P + K + Ca	0,0104	0,0230
Kontrola „0” With out fertilization	0,0078	0,0233
$\text{NIR}_{0,05}$ $\text{LSD}_{0,05}$	0,0021	0,0063

Niewykorzystany przez rośliny azot, także ten podany w nawozach, łatwo przenika do wód powierzchniowych i gruntowych. Od wielu lat występowanie azotanów w wodzie jest istotnym problemem badawczym i użytkowym. Korzystny wpływ trwałych okryw roślinnych na stężenie azotu azotanowego, a także innych niepożądanych biogenów (fosforanów, siarczanów i chlorków) w wodach, potwierdza się także w naszych badaniach. Dane w tabeli 7., dotyczące rzeki Dojca w Wielkopolsce, należy uznać za charakterystyczne dla tego kierunku badań. Korzystne oddziaływanie trwałych okryw roślinnych uwidoczniło się już w naszych wcześniejszych badaniach tej rzeki [FALKOWSKI i in., 1993] oraz innych cieków [FALKOWSKI i in., 1996], a także w badaniach wielu autorów, między innymi Sępka [1996] oraz PIEKUTA i PAWLATA [1996]. Korzystna rola kompleksów łąkowych, podobnie jak i leśnych, jest więc niezaprzeczalna.

Jeden z cieków przepływających w okolicach Wielichowa stał się obiektem naszych wieloletnich badań (tab. 8) zapoczątkowanych przez FALKOWSKIEGO i in.

Tabela 7. Stężenie wybranych biogenów w wodzie rzeki Dojca ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) (średnia z lat 1997–2005)**Table 7.** Concentration of selected nutrients in the water of the Dojca River ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) (mean from the years 1997–2005)

Kompleks Complex	Azot azotanowy Nitrate nitrogen	Fosfor (P) Phosphorus	Potas (K) Potassium
Rolny Agricultural	38,7	0,312	12,70
Łąkowy Meadow	3,1	0,078	3,15
Rolno-łąkowy Agricultural-meadow	10,2	0,193	2,80
Łąkowo-leśny Meadow-forest	1,2	0,064	1,90

Tabela 8. Zmiany stężenia azotu azotanowego w wodzie ciek w Wielichowie przed wpływieniem (↑) i po przepłynięciu (↓) przez kompleks łąkowy**Table 8.** Changes in nitrate nitrogen concentration in the water of a river course in Wielichowo before (↑) and after (↓) flowing through a meadow complex

Data Date	Ciek Stream	Stężenie N-NO ₃ Concentration N-NO ₃ mg dm^{-3}	Data Date	Ciek Stream	Stężenie N-NO ₃ Concentration N-NO ₃ mg dm^{-3}
22.04.1982	↑	25,40	27.04.1995	↑	1,00
	↓	6,00		↓	0,20
30.03.1983	↑	11,50	10.04.1996	↑	2,50
	↓	3,10		↓	0,30
08.03.1984	↑	9,30	11.06.1997	↑	3,20
	↓	3,20		↓	0,40
28.03.1985	↑	10,30	07.05.1998	↑	4,70
	↓	2,80		↓	0,70
21.03.1986	↑	22,60	23.03.1999	↑	9,10
	↓	7,40		↓	0,60
17.04.1987	↑	25,30	10.04.2000	↑	16,87
	↓	8,20		↓	1,78
20.04.1988	↑	42,40	07.04.2002	↑	7,80
	↓	6,80		↓	1,50
12.04.1989	↑	1,50	21.04.2003	↑	1,22
	↓	0,20		↓	0,17
23.03.1990	↑	4,00	17.03.2004	↑	13,00
	↓	0,60		↓	0,04
12.04.1991	↑	3,60	23.03.2005	↑	18,36
	↓	0,50		↓	1,17
28.03.1992	↑	4,80	27.03.2006	↑	17,42
	↓	0,30		↓	1,93
15.04.1993	↑	2,60	31.03.2007	↑	20,90
	↓	0,25		↓	1,60
23.03.1994	↑	1,20	22.03.2008	↑	14,70
	↓	0,15		↓	1,50

[1988]. Ciek ten, płynący w północnej części Łęgu Obrzańkiego na tak zwanym „Kołnierzu”, przepływa przez kompleksy o różnym użytkowaniu rolniczym. Pierwszy kompleks, rozciągający się na odcinku około 1200 m, stanowiły uprawy zbóż i okopowych, a następny – na odcinku blisko 800 m – łąki trwałe. Układ ten stwarzał możliwość badania zmian stężeń biogenów, przede wszystkim azotu azotanowego w wodzie ciekłu. Oznaczenia przeprowadzono kilkakrotnie w okresie wegetacji.

Korzystny wpływ kompleksu łąkowego najbardziej uwydatnił się wiosną, co wiązało się zapewne ze stosowaniem nawożenia, a także z naturalnym uwalnianiem azotu z zasobów glebowych w tym okresie. W ciągu 25 lat oczyszczające działanie kompleksu łąkowego występowało zawsze, natężenie tego oddziaływania było jednak zróżnicowane, co stanowi przede wszystkim rezultat zmiennego układu warunków pogodowych w okresie wiosny. W świetle dwudziestoletnich badań średnie stężenie azotu azotanowego w ciekłu wpływającym na kompleks łąkowy wynosiło $11,3 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a po jego wypłynięciu z tego kompleksu – $2,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Z tego powodu niszczenie łąk trwałych i ich zamiana na grunty orne stanowi ewidentne zagrożenie dla środowiska. Wyniki naszych wieloletnich badań ukazują korzystny wpływ kompleksów łąkowych na jakość wody ciekłów otwartych w odniesieniu do azotu azotanowego. Wpływ ten jest zawsze najwyraźniejszy wiosną. Wyniki tych badań potwierdzają doniesienia innych autorów, między innymi BOROWCA i ZABŁOCKIEGO [1996], KOPCIA i in. [1996].

Rozpatrując jakość wody w kontekście kształtowania i ochrony środowiska zwrócono też uwagę na ilość biogenów wnoszonych do zbiorników wodnych przez ciekły. Dobrym obiektem tego rodzaju badań okazała się zlewnia Jeziora Grzymisławskiego, położonego w środkowej części Wielkopolski. Do jeziora dopływa 8 niewielkich ciekłów, przepływających przez kompleksy roślinne o różnym użyt-

Tabela 9. Ładunek azotu azotanowego w wodzie ciekłów dopływających do Jeziora Grzymisławskiego w ciągu doby (g)

Table 9. The load of nitrate nitrogen in the water of streams flowing into Grzymisławskie Lake during 24 h (g)

Punkt poboru próbki wody Sampling point	N-NO ₃
Ciek śródpolny Mid-field water	17,1
Ciek śródpolny Mid-field water	17,0
Ciek śródpolny Mid-field water	4,5
Ciek śródpolny Mid-field water	7,1
Ciek łąkowo-rolny Field and meadow stream	4,3
Ciek śródłąkowy Mid-meadow water courses	2,3
Ciek śródłąkowy Mid-meadow water courses	2,6
Rzeka Pysząca the Pysząca River	8,7
Suma Sum	63,7

kowaniu rolniczym. W tabeli 9. podano średnie ilości azotu azotanowego wnoszonego do jeziora w okresie wegetacji w wodzie cieków. Założono, że szybkość przepływu wody wynosi $1 \text{ dm}^{-3} \cdot \text{min}^{-1}$. Jak się okazuje różnice między ładunkami wnoszonymi z wodą cieków śródpolnych i śródłąkowych dochodzą do 80%.

WNIOSKI

1. Kumulowanie azotu azotanowego w roślinach łąkowych jest cechą charakterystyczną gatunków i odmian hodowlanych. Właściwość tę należy uwzględniać podczas tworzenia mieszanek nasion na użytki zielone, przede wszystkim intensywnie użytkowane i intensywnie nawożone azotem.

2. Zasadne jest prowadzenie hodowli traw w celu wykreowania odmian hodowlanych o doskonałym metabolizmie azotu, a tym samym o zdolności kumulacji tylko niewielkiej ilości azotu azotanowego. Takie odmiany będą cenne pod względem paszowym i środowiskowym.

3. Nawożenie azotowe jest czynnikiem w bardzo wysokim stopniu determinującym gromadzenie azotanów przez rośliny pastewne. Stosowanie nawozów wieloskładnikowych osłabia proces kumulacji azotu azotanowego. Nawożenie użytków zielonych tymi rodzajami nawozów można uznać za zasadne.

4. Stężenie azotanów w ciekach przepływających przez kompleksy łąkowe ulega istotnemu zmniejszeniu. Ze względu na tak korzystną rolę łąk trwałych nie można ich niszczyć i zamieniać na grunty orne.

5. Azot azotanowy stanowi istotne kryterium klasyfikacji wody pod względem jej przydatności do picia i pojenia zwierząt, jednak jego poziom jest labilny. Dlatego należy wzmocnić okresowe kontrole jego stężenia i analizować czynniki determinujące jego występowanie. Takie działanie umożliwi wyeliminowanie w porę źródła emisji azotu azotanowego.

6. Azot azotanowy jest ważnym wskaźnikiem jakości paszy, czystości wody oraz przemian azotu, jakie dokonują się w roślinach i w glebie, a tym samym w środowisku przyrodniczym. Tylko wielostronna kontrola zawartości azotu azotanowego zapobiegnie negatywnym skutkom jego nadmiernej obecności i przyczyni się do ich zminimalizowania.

LITERATURA

- BOBE J., WACHENDORF M., BUCHTER M., TAUBE F., 2004. Nitrate leaching losses under a forage crop rotation. Land use systems in grassland dominated regions. Grassld Sci. Eur. t. 9 s. 346–348.
- BOROWIEC S., ZABŁOCKI Z., 1996. Wpływ rolniczego użytkowania i okrywy roślinnej na stężenia azotanów w ciekach i odciekach drenarskich północno-zachodniej Polski. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 19–25.

- CIEĆKO Z., WYSZKOWSKI M., SZAGAŁA J., 1996. Wpływ 4-letniego stosowania mineralnych nawozów azotowych na zawartość N-NO₃ i N-NH₄ w glebach. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 27–33.
- DANIŁOWA C., 1963. Opredielenie nitratov v rastitelnom materiale. Fizjol. Rast. nr 4 s. 46–59.
- DEPREZ B., LAMBERT R., DECAMPS C., PEETERS A., 2004. Nitrogen fixation by red clover (*Trifolium pratense*) and lucerne (*Medicago sativa*) in Belgian leys. Land use systems in grassland dominated regions. Grassld Sci. Eur. t. 9 s. 469–471.
- FALKOWSKI M., 1996. Zmiana poglądów na rolę użytków zielonych w produkcji pasz i ochronie środowiska przyrodniczego w świetle najnowszych badań. Roczn. AR Pozn. 284 nr 47 s. 5–14.
- FALKOWSKI M., KUKULKA I., KOZŁOWSKI S., 1978. Skazenie wód pitnych azotanami. Prz. Hod. nr 8 s. 6–10.
- FALKOWSKI M., KUKULKA I., KOZŁOWSKI S., 1988. Jakościowa ocena wód powierzchniowych i podziemnych Wielkopolski. Roczn. AR Pozn. 203 s. 45–63.
- FALKOWSKI M., KUKULKA I., KOZŁOWSKI S., 1990. Wpływ biologicznej zabudowy brzegów na chemizm wód powierzchniowych okolic Turwii. W: Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym. Pr. zbior. Red. L. Ryszkowski. Poznań: Wydaw. Nauk. UAM s. 159–166.
- FALKOWSKI M., KUKULKA I., KOZŁOWSKI S., 1993. Występowanie azotu azotanowego w środowisku łąkowym w świetle literatury i badań własnych. Roczn. AR Pozn. 251 nr 43 s. 19–36.
- FALKOWSKI M., KUKULKA I., KOZŁOWSKI S., 1996. Łąka jako bariera ekologiczna migracji składników do wód. Roczn. AR Pozn. 284 nr 47 s. 97–103.
- FALKOWSKI M., KUKULKA I., KOZŁOWSKI S., 1998. Changes in the quantitative occurrence of nitrates and phosphates in surface and ground waters in the region of Great Poland. Grassld Sci. Eur. t. 3 s. 545–549.
- GOLIŃSKI P., RAMENDA S., KOZŁOWSKI S., 1998. Zróżnicowanie polskich odmian *Trifolium repens* w aspekcie wybranych właściwości biologicznych i chemicznych. Biul. Nauk. nr 1 s. 75–82.
- GOTKIEWICZ J. 1996. Uwalnianie i przemiany azotu mineralnego w glebach hydrogenicznym. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 121–129.
- GRYFFITH G., 1960. Nitrate content of herbage at different manurial levels. Nitrate 185 s. 4713.
- KOPEĆ M., MAZUR K., FILIPEK-MAZUR B., 1996. Zmiany zawartości N-NO₃ w runi łąkowej w 10-letnim okresie zróżnicowanego nawożenia i wapnowania w doświadczeniu statystycznym (Czarny Potok). Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 185–191.
- KOZŁOWSKI S., DOMAŃSKI P., 1993. Wpływ warunków siedliskowych na występowanie azotanów, wapnia, magnezu, potasu i krzemu w odmianach uprawowych *Festuca pratensis*. Biul. IHAR nr 188 s. 51–59.
- KOZŁOWSKI S., GOLIŃSKI P., 1994. Ocena jakościowa polskich odmian *Lolium westerwoldicum*. Genet. Polon. nr 35 A s. 233–239.
- KOZŁOWSKI S., KUKULKA I., 1996. Żywotność polskich odmian hodowlanych *Lolium perenne* L. Pozn. Tow. Przyjac. Nauk. Wyd. Nauk Rol. Leśn. Pr. Kom. Nauk Rol. Kom. Nauk Leśn. nr 81 s. 113–120.
- KOZŁOWSKI S., GOLIŃSKI P., ZIELEWICZ W., BINIAŚ J., 2001. Wstępna ocena zmian ilościowych i jakościowych runi pastwiskowej pod wpływem stosowania nawozów wieloskładnikowych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. nr 479 s. 163–171.
- KOZŁOWSKI S., GOLIŃSKI P., ZIELEWICZ W., BINIAŚ J., 2004. Zmiany ilościowe i jakościowe w runi pastwiska nawożonego wieloskładnikowymi nawozami. Łąk. w Polsce nr 7 s. 155–168.
- KOZŁOWSKI S., GOLIŃSKI P., ZIELEWICZ W., BINIAŚ J., 2006. Badania nad nawożeniem pastwiska nawozami płynnymi. Anna. UMCS Sect. E t. 61 s. 341–352.
- KOZŁOWSKI S., ZIELEWICZ W., OLIWA R., JAKUBOWSKI M. 2006. Właściwości biologiczne i chemiczne *Sorghum saccharatum* (L.) Pers. w aspekcie możliwości jego uprawy w Polsce. Łąk. w Polsce nr 9 s. 101–112.
- KUKULKA I., KOZŁOWSKI S., 1981. Ilościowe występowanie azotanów, węglowodanów i lignin, jako cech charakterystycznych gatunków i odmian traw. Przegl. Hod. nr 11 s. 19–21.

- MROZKOWSKI W., RUSZKOWSKA M., KUSIO M., 1996. Wymywanie azotanów spod wybranych roślin motylkowatych w zmianowaniu w warunkach doświadczenia lizymetrycznego. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 269–275.
- PIEKUT K., PAWLAT H. 1996. Bilans azotu ekosystemów łąkowych w zróżnicowanych warunkach glebowo-wodnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 291–299.
- RYCHNOVSKA M., FIALA K., KVET J., 1990. Non-production functions of grassland. Proc. 13th General Meet. EGF Banska Bystrica s. 88–102.
- SAPEK B., 1995. Wymywanie azotanów oraz zakwaszanie gleb i wód gruntowych w aspekcie działalności rolniczej. Mater. Inf. nr 30. Falenty: Wydaw. IMUZ ss. 31.
- SAPEK A., 1996. Zagrożenie zanieczyszczeniami wód azotem w wyniku działalności rolniczej. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 309–329.
- SCHERER-LORENZEN M., 2004. Plant diversity and nitrogen dynamics in experimental grassland systems. Land use systems in grassland dominated regions. Grassld Sci. Eur. t. 9 s. 180–182.
- SMOCZYŃSKI S., SKIBNIEWSKA K., 1996. Azotany i azotyny jako higieniczny problem jakości żywności. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 361–365.
- TERLIKOWSKA K. 1996. Wpływ koniczyny białej w runi łąkowej na wymywanie azotu mineralnego do wody gruntowej. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 440 s. 381–386.
- ZIELEWICZ W., 2003. Zmiany składu chemicznego *Holcus lanatus* L. pod wpływem nawożenia azotem. Łąk. w Polsce nr 6 s. 179–190.
- ZIELEWICZ W., KOZŁOWSKI S., 2007. Żywotność *Sorghum saccharatum* (L.) Pers. w aspekcie możliwości jego uprawy w Polsce. Fragm. Flor. Geobot. Pol. t. 9 s. 173–181.

Stanisław KOZŁOWSKI, Waldemar ZIELEWICZ

THE PRESENCE OF NITRATE NITROGEN IN PLANTS AND IN WATER – THE PAST AND THE FUTURE

Key words: fodder plants, nitrate nitrogen, permanent grasslands, waters of rivers and water courses

S u m m a r y

The problem of the presence of nitrate nitrogen in the natural environment is recognised at different levels and aspects – with reference to the soil and water, plant and animal organisms, weather and site conditions, biotic and anthropogenic factors. Nitrate issues are of vital importance in agriculture not only from the cognitive (scientific) but also utilitarian point of view. There is no doubt that agriculture releases nitrate nitrogen into natural environment but, simultaneously, it “consumes” nitrate nitrogen and minimizes its presence in the environment. Scientific investigations on the cause and effect of the presence of nitrate nitrogen in the natural environment are more than hundred-year old and are carried out by numerous research centres and the literature on the subject is exceptionally abundant. As Department of Grassland Science, we have also participated in these studies for nearly 50 years as can be seen from our numerous papers published on this subject. This paper aims to present some of our long-term research results in this area as well as the most recent publications.

Recenzenci:

prof. dr hab. Zdzisław Ciećko

prof. dr hab. Andrzej Sapek

Praca wpłynęła do Redakcji 04.09.2008 r.