

ZAWARTOŚĆ AZOTU MINERALNEGO W WODACH GRUNTOWYCH I POWIERZCHNIOWYCH NA OBSZARACH NAWOŻONYCH GNOJOWICĄ

Marek SOROKO, Maria STRZELCZYK

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Dolnośląski Ośrodek Badawczy we Wrocławiu

Słowa kluczowe: gleby lekkie, gleby zwięzłe, gnojowica, wymywanie azotanów

Streszczenie

Badano wpływ wieloletniego nawożenia gruntów ornych gnojowicą z ferm trzody chlewnej na zanieczyszczenie środowiska wodnego azotem mineralnym. Prace prowadzono na 10 obiektach, położonych w województwach dolnośląskim, opolskim i lubuskim. Na 4 z nich występowały gleby lekkie, a na 6 zwięzłe. Stosowano obciążenie gleb azotem zawartym w gnojowicy, wynoszące od 155 do 365 kg·ha⁻¹·rok⁻¹. Wykazano wyraźną zależność stężenia N-NO₃ w wodach gruntowych i drenarskich od stopnia zwięzłości gleb oraz od obciążenia ich azotem dostarczanym z gnojowicą. Na glebach lekkich stosowanie dawki azotu w ilości zbliżonej do dopuszczalnej dla nawozów naturalnych, tj. 170 kg·ha⁻¹·rok⁻¹, było przyczyną dużego zwiększenia średniego stężenia N-NO₃ w tych wodach – do wartości kwalifikujących je do pozaklasowych. Na glebach zwięzłych wpływ tej dawki na jakość wód gruntowych i drenarskich był nieznaczny.

WSTĘP

Głównym źródłem gnojowicy w Polsce są duże i średnie fermy tuczu trzody chlewnej. Powstająca tam w wielkich ilościach, bogata w azot amonowy (50–70% N_{og}), gnojowica może być przyczyną silnego zanieczyszczenia wód gruntowych azotem mineralnym (szczególnie azotanami) na nawożonych nią użytkach rolnych. Jest to spowodowane głównie stosowaniem jej w nadmiernych dawkach i w nieodpowiednich terminach. Obowiązujące akty prawne ograniczają, zgodnie z dyrektywą azotanową z 1991 r. [Dyrektywa Rady 91/676/EWG], roczne obciążenie

użytków rolnych azotem z gnojowicy do 170 kg N·ha⁻¹. Ustalając ten limit, nie uwzględniono wpływu składu granulometrycznego gleb na ilość azotu z gnojowicy, dostającą się do wód gruntowych.

Badania wykazują na ogół znacznie większą intensywność wymywania N-NO₃ z gleb lekkich niż z ciężkich. Wynika to między innymi z takich cech gleb lekkich, jak małe zdolności sorpcyjne i przewodność, co zwiększa stężenie N-NH₄ w roztworze glebowym i sprzyja dużej intensywności procesów nityfikacyjnych, a ogranicza procesy denityfikacyjne. Duże ilości azotanów, gromadzące się w tych warunkach w glebie, są następnie szybko wymywane do wód gruntowych, ze względu na małą pojemność wodną tych gleb.

W pracy przedstawiono wyniki wcześniejszych, niepublikowanych badań oraz badań prowadzonych aktualnie na obiektach rolniczego wykorzystania gnojowicy z ferm tuczu trzody chlewnej. Celem pracy jest określenie stopnia zanieczyszczenia środowiska wodnego na terenach, na których stosowano azot w formie gnojowicy w zależności od jego dawki rocznej i stopnia zwięzłości gleb, na te obowiązującej normy obciążenia użytków rolnych azotem z nawozów naturalnych.

WARUNKI I METODY BADAŃ

Badania prowadzono na 10 obiektach rolniczego wykorzystania gnojowicy pochodzącej z dużych ferm tuczu trzody chlewnej w Nowym Świecie (woj. opolskie) – obiekty Tarnowiec 1 i 2, Nowy Świat i Marianowice, w Miodarach (woj. dolnośląskie) – obiekty Miodary i Brzezinka i w Bieganowie (woj. lubuskie) – obiekty Bieganów 1–4. Opis badanych obiektów zamieszczono w tabeli 1.

Na czterech obiektach występowały gleby lekkie – piaski gliniaste, a na pozostałych gleby ciężkie – gliny pylaste średnie lub ciężkie oraz utwory pylaste. Głębokość zwierciadła wody gruntowej na większości obiektów wynosiła 1,0–1,5 m, tylko w Tarnowcu była większa – od 1,0 do 3,2 m. Badane obiekty były użytkowane jako grunty orne i nawożone gnojowicą od lat siedemdziesiątych XX w. Wyjątkiem był Tarnowiec, na którym nawożenie gnojowicą i badania rozpoczęto w 2005 r. Stężenie azotu ogólnego w gnojowicy z ferm w Bieganowie i Miodarach wynosiło średnio 1500–2000 g·m⁻³, natomiast z fermy w Nowym Świecie – średnio 2000–4600 g·m⁻³.

Badano wody gruntowe, drenarskie i powierzchniowe na terenach nawożonych gnojowicą i powyżej tych terenów. Próbkę wody pobierano z zainstalowanych tam studzienek oraz wylotów drenarskich i rowów melioracyjnych. Na obiektach Tarnowiec 1 i 2 pobierano je co miesiąc, Marianowice i Nowy Świat – co 1,5 miesiąca, Brzezinka, Miodary i Bieganów 1 i 2 – co 2 miesiące, a Bieganów 3 i 4 – co 3 miesiące. W pobranych próbkach oznaczano azot amonowy i azotanowy metodą kolorymetryczną. Analizy wykonano w laboratorium analitycznym Dolnośląskiego Ośrodka Badawczego IMUZ we Wrocławiu.

Tabela 1. Opis badanych obiektów rolniczego wykorzystania gnojowicy
Table 1. Description of investigated objects fertilised with slurry

Obiekt Object	Powierzchnia Area ha	Gleby Soils	Lata badań Study years	Termin stosowania gnojowicy Date of slurry application	Średnia dawka azotu w gnojowicy Mean dose of N from slurry kg N·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹	Badana woda Analysed water	Liczba miejsc poboru próbek Number of sampling sites	
							A	B
Tarnowiec 1	16	piaski gliniaste loamy sand	2005–2008	październik, listopad October, November	160	gruntowa ground water	2	1
Brzezinka	30	piaski gliniaste loamy sand	1987–1988	luty February	300	drenarska drainage water	2	0
Nowy Świat	15	piaski gliniaste loamy sand	1986–1988	marzec, wrzesień March, September	365	gruntowa ground water	3	0
Miodary	18	piaski gliniaste loamy sand	1986–1988	październik October	190	powierzchniowa surface water	2	1
Bieganów 3	400	gliny średnie i ciężkie pylaste medium and heavy silty loam	1998–2007	kwiecień, sierpień April, August	155	gruntowa ground water	1	1
Tarnowiec 2	16	gliny średnie pylaste medium silty loam	2007–2008	październik, listopad October, November	160	gruntowa ground water	1	1
Bieganów 1	25	gliny średnie i ciężkie pylaste medium and heavy silty loam	1988	kwiecień April	210	drenarska drainage water	2	0
Marianowice	25	utwory pylaste silt	1986–1988	styczeń January	293	gruntowa ground water	3	1
Bieganów 4	400	gliny średnie i ciężkie pylaste medium and heavy silty loam	1991–2007	kwiecień, sierpień April, August	245	powierzchniowa surface water	1	1
Bieganów 2	400	gliny średnie i ciężkie pylaste medium and heavy silty loam	1988	kwiecień April	251	powierzchniowa surface water	1	1

A – z terenów nawożonych gnojowicą, B – z terenów położonych powyżej nawożonych gnojowicą

A – from the areas fertilised with slurry, B – from the areas above slurry application.

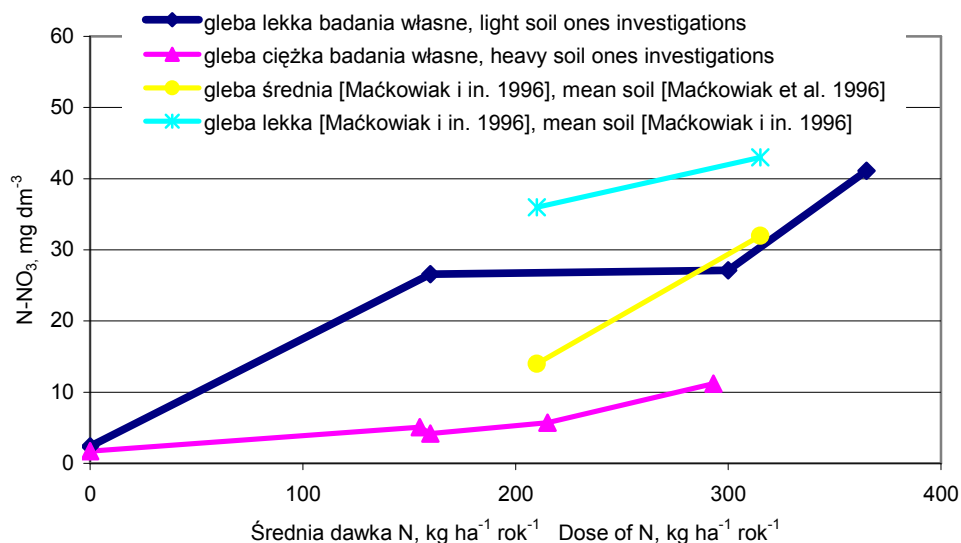
Tabela 2. Stężenie N-NO₃ i N-NH₄ w wodach badanych obiektówTable 2. Concentration of N-NO₃ and N-NH₄ in the waters of investigated objects

Obiekt Object	Badana woda Analysed water	Średnia dawka azotu z gnojowicy kg N·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹ Mean dose of N from slurry kg N·ha ⁻¹ ·year ⁻¹	Stężenie w wodach Concentration in waters							
			N-NO ₃ , g N-NO ₃ ·m ⁻³				N-NH ₄ , g N-NH ₄ ·m ⁻³			
			na terenach nawo- żonych gnojowicą areas fertilised with slurry		na terenach powy- żej nawożonych gnojowicą areas above slurry application		na terenach nawo- żonych gnojowicą areas fertilised with slurry		na terenach powy- żej nawożonych gnojowicą areas above slurry application	
średnie mean	maks. max.	średnie mean	maks. max.	średnie mean	maks. max.	średnie mean	maks. max.			
Tarnowiec 1	gruntowa ground water	160	26,6	51,4	3,6	22,8	0,7	5,5	1,1	2,6
Brzezinka	drenarska drainage water	300	27,1	54,0	–	–	2,4	5,6	–	–
Nowy Świat	gruntowa ground water	365	41,1	148,0	–	–	2,3	11,2	–	–
Miodary	powierzchniowa surface water	190	7,2	22,0	1,1	3,4	4,1	11,2	1,6	3,0
			piaski gliniaste loamy sand							
Bieganów 3	gruntowa ground water	155	5,1	25,2	3,2	21,0	0,3	1,2	0,2	0,6
Tarnowiec 2	gruntowa ground water	160	4,2	8,5	0,9	4,6	0,4	1,2	0,8	2,6
Bieganów 1	drenarska drainage water	210	5,7	12,0	–	–	2,4	5,6	–	–
Marianowice	gruntowa ground water	293	11,2	31,0	1,2	5,0	3,0	10,3	1,4	4,9
Bieganów 4	powierzchniowa surface water	245	2,8	32,0	1,5	9,2	0,5	2,8	0,5	2,8
Bieganów 2	powierzchniowa surface water	251	4,7	13,0	1,7	3,6	2,6	3,5	0,8	1,4

gliny średnie i ciężkie pylaste, utwory pylaste medium and heavy silty loam, silt

WYNIKI BADAŃ I Dyskusja

Wyniki badań wykazały wyraźną zależność stężenia azotu azotanowego w wodach gruntowych i drenarskich od stopnia zwięzłości gleb oraz od obciążenia ich azotem (tab. 2, rys. 1). Na piaskach gliniastych, już gdy średnie dawki azotu dostarczone z gnojowicą wynosiły $160 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, stwierdzono w tych wodach przekroczenia limitu stężenia N-NO_3 dopuszczalnego dla IV klasy jakości wód podziemnych, wynoszącego $100 \text{ g NO}_3^{-3}\cdot\text{m}^{-3}$ ($22,6 \text{ g N-NO}_3\cdot\text{m}^{-3}$) [Rozporządzenie..., 2004]. Wraz ze zwiększeniem dawki N do $365 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, stężenie N-NO_3 w wodach gruntowych zwiększało się do poziomu ponad $40 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$. Na glebach zwięzłych wymywanie azotu pochodzącego z gnojowicy było znacznie mniejsze. Gdy obciążenie tym składnikiem wynosiło od 155 do $293 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, średnie stężenie N-NO_3 osiągało od 4,2 do $11,2 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, nie przekraczając limitu dla III klasy jakości wód podziemnych, wynoszącego $50 \text{ g NO}_3^{-3}\cdot\text{m}^{-3}$ ($11,3 \text{ g N-NO}_3\cdot\text{m}^{-3}$) (tab. 2, rys. 1).



Rys. 1. Stężenie N-NO_3 w wodach gruntowych i drenarskich w zależności od średniej rocznej dawki azotu z gnojowicy na różnych glebach

Fig. 1. Concentration of N-NO_3 in ground waters and drainage waters in relation to mean annual dose of nitrogen supplied with slurry in different soils

Duża zależność między zwięzłością gleby i dawkami N w formie gnojowicy a zawartością N-NO_3 w wodzie gruntowej wykazało też 15-letnie doświadczenie polowe MAĆKOWIAKA, WARTY i ŻEBROWSKIEGO [1996].

W warunkach stosowania azotu jednorazowo wiosną pod kukurydzę w dawce od 210 do $315 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, średnie stężenie N-NO_3 w wodzie gruntowej na

glebie piaszczystej było znacznie większe niż na glebie brunatnej wytworzonej z gliny i zwiększało się wraz ze wzrostem obciążenia pól gnojowicą (rys. 1). Znaczne różnice w wymywaniu $N-NO_3$ z gleb lekkich i ciężkich nawożonych gnojowicą wykazały także badania SHERWOODA [1986] oraz CZYŻYKA i STRZELCZYK [2008]. Główną przyczyną tych różnic można upatrywać w procesach denitryfikacyjnych. Według SOSULSKIEGO i ŁABĘTOWICZA [2006] denitryfikacja jest decydującym procesem w usuwaniu nadmiaru $N-NO_3$ ze strefy nienasyconej i nasyconej gleb. Według KOBUSA [1996] przebiega ona najszybciej w glebach ilastych, a najwolniej – w piaskach słabogliniastych, charakteryzujących się najlepszą przewiewnością i natlenieniem oraz ubogich w próchnicę.

Badania wykazały również, że roczne dawki azotu z gnojowicy na poziomie ok. $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ nie stwarzają dużego zagrożenia zanieczyszczenia azotanami wód powierzchniowych, przepływających przez nawożone gnojowicą tereny. Na glebach lekkich stężenia $N-NO_3$ przy takich dawkach wzrosły do poziomu wymaganego dla IV klasy jakości wód powierzchniowych, a na glebach zwięzłych mieściły się w III klasie jakości (tab. 2) [Rozporządzenie..., 2004].

Zaznaczył się też wpływ dawek azotu z gnojowicy na stężenia azotu amonowego w wodach gruntowych i powierzchniowych badanych obiektów (tab. 2). Dawki do $160 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ nie miały wpływu na wielkość tego stężenia. Gdy dawki wynosiły $200\text{--}300 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ następowało kilkakrotne przekroczenie wartości dopuszczalnej dla III klasy jakości wód podziemnych w wodach gruntowych, a w wodach powierzchniowych wzrost do II, III klasy ich jakości [Rozporządzenie..., 2004]. Nie stwierdzono przy tym wpływu zwięzłości gleb na stężenie $N-NH_4$ w wodach gruntowych i powierzchniowych badanych obiektów. Parokrotne przekroczenie wartości dopuszczalnej dla III klasy wód podziemnych występowało również na części obiektów na terenach nieobjętych nawożeniem gnojowicą (tab. 2).

Wiele państw członkowskich UE występowało o zwiększenie dopuszczalnej dawki azotu z nawozów naturalnych ze 170 do 230, a nawet $350 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ i otrzymało na to zgodę [Wszystko..., 2008]. Z przedstawionych badań wynika, że istnieje możliwość zwiększenia tej dawki na glebach zwięzłych. Średnie stężenie $N-NO_3$ w wodach gruntowych na glebach zwięzłych, obciążonych roczną dawką azotu z gnojowicy wynoszącą ok. $300 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ nie przekroczyło wartości $11,3 \text{ g NO}_3 \cdot \text{m}^{-3}$, granicznej dla III klasy jakości wód podziemnych. W przypadku gleb lekkich uzyskane wyniki własne oraz innych autorów [MAĆKOWIAK, WARTA, ŻEBROWSKI 1996] wskazują na możliwość poważnego zagrożenia wód gruntowych azotanami, nawet gdy roczna dawka azotu z gnojowicy nie przekracza $170 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Stosowaniu gnojowicy na gleby lekkie powinno więc towarzyszyć, zwłaszcza na obszarach szczególnie narażonych na zanieczyszczenie wód azotanami (OSN), bardzo staranne przestrzeganie wszelkich działań, mogących to zagrożenie zminimalizować. Wykaz takich działań zawiera między innymi Rozporządzenie MŚ... [2002]. Najważniejsze z nich w odniesieniu do ochrony wód gruntowych, to:

- dostosowanie dawek azotu z gnojowicy do potrzeb pokarmowych roślin,
- uwzględnianie podczas ustalania tych dawek wszystkich dodatkowych źródeł azotu,
- stosowanie gnojowicy na glebach lekkich głównie wczesną wiosną,
- w razie jesiennego nawożenia gnojowicą przyorywanie jej ze słomą,
- utrzymywanie na nawożonych gnojowicą polach roślin okrywowych przez cały rok,
- uwzględnianie wpływu przeorywania gnojowicy ze słomą i uprawy poplonów na wzrost działania następczego gnojowicy.

WNIOSKI

1. Wyniki badań wykazały wyraźną zależność stężenia N-NO₃ w wodach gruntowych i drenarskich od stopnia zwięzłości gleb oraz od obciążenia ich azotem dostarczonym z gnojowicą.

2. Na glebach zwięzłych dawki azotu z gnojowicy zbliżone do dopuszczalnych 170 kg·ha⁻¹·rok⁻¹ nie wpłynęły znacząco na zwiększenie stężenia N-NO₃ w wodach gruntowych i drenarskich.

3. Na glebach lekkich dawki takie były przyczyną dużego wzrostu stężeń N-NO₃ w wodach gruntowych i drenarskich – do wartości kwalifikujących te wody do pozaklasowych.

4. Na glebach lekkich, nie tylko na OSN, należy upowszechniać rozwiązania zmniejszające stężenie N-NO₃ z gnojowicy w roztworach glebowych i zwiększające ce immobilizację azotu mineralnego z tego nawozu w glebie.

LITERATURA

- CZYŻYK F., STRZELCZYK M., 2008. Zanieczyszczenie środowiska wodnego pod wpływem stosowania gnojowicy na glebie lekkiej i ciężkiej. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 8 z. 1 (22) s. 61–68.
- Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. *Dz.U. L.* 365 31 grudnia 1991 r.
- KOBUS J., 1996. Rola mikroorganizmów w przemianach azotu w glebie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* z. 440 s. 151–173.
- MAĆKOWIAK C., WARTA Z., ŻEBROWSKI J., 1996. Wpływ zróżnicowanych dawek gnojowicy na plonowanie i skład chemiczny kukurydzy uprawianej w monokulturze i na zawartość N-NO₃ w wodach glebowo-gruntowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* z. 293 *Konf.* 13 t. 2 s. 139–145.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych. *Dz.U.* 2003 r. nr 4, poz. 44.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. *Dz.U.* 2004 r. nr 32, poz. 284.

- SHERWOOD M., 1986. Nitrate leaching following application of slurry and urine to field plots. In Dam Kofeod. Efficient land use of sludge and manure. London: Elsevier Applied Science Publishers s. 150–157.
- SOSULSKI T., ŁABĘTOWICZ J., 2006. Azotany i ich przemiany w przestrzeni rolniczej Polski. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 513 s. 423–432.
- Wszystko, co warto wiedzieć o wdrażaniu dyrektywy azotanowej w Polsce, 2008. Warszawa: KZGW ss. 24

Marek SOROKO, Maria STRZELCZYK

**THE CONTENT OF MINERAL NITROGEN IN GROUND AND SURFACE WATERS
IN AREAS FERTILISED WITH MANURE SLURRY**

Key words: compact soil, light soil, manure slurry, washing away of nitrates

S u m m a r y

Long-term influence of fertilising arable land with pig-farm slurry was studied on pollution of aquatic environment with mineral nitrogen. Works were conducted in 10 sites situated in Dolnośląskie, Opolskie and Lubuskie Provinces. Light soils occurred in 4 of them and compact soils in 6. The load of nitrogen from applied slurry ranged from 155 to 365 kg·ha⁻¹·year⁻¹. A clear dependence of N-NO₃ concentration in ground and drainage waters on soil compactness and on nitrogen load supplied with slurry was demonstrated. The doses of nitrogen in slurry applied in light soils close to permissible dose for natural fertilisers (170 kg·ha⁻¹·year⁻¹) resulted in increased average concentrations of N-NO₃ in these waters and qualified them to non-standard class of water quality. In compact soils, the influence of such dose on the quality of ground and drainage waters was insignificant.

Recenzenci:

prof. dr hab. Zdzisław Ciećko

doc. dr hab. Stefan Pietrzak

Praca wpłynęła do Redakcji 23.04.2009 r.