

Piotr Skowron

**Zawartość aktywnych form azotu w glebach o zróżnicowanym pH
w warunkach doświadczenia modelowego**

Nitrogen active forms content at differentiated pH soils in laboratory experiment conditions

ABSTRACT. The effect of soil acidification on the content of nitrogen active forms N-NH₄ and N-NO₃ in a soil sample was studied on the basis of laboratory experiment which included 4 different soils. Different pH values which occur in Polish soils (pH 3.5, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0, 7.5) were simulated by the addition of particular volumes NaOH or HCl according to buffer capacity of the soil and 60% of field water capacity was maintained for 6 months. Extraction of NH₄⁺ and NO₃⁻ was carried out with redistilled water after their incubation. Soil-water mixture was filtered under pressure and after that the content of nutrient active forms was measured in the received solution. It was found that differentiated pH of soil models influenced the content of nitrogen active forms.

KEY WORDS: soil acidification, pH, N-NH₄, N-NO₃, soil model, leaching

W ostatnich latach znacznie zmniejszyło się w Polsce oddziaływanie czynników antropogenicznych powodujących zakwaszenie gleby, takich jak nawożenie mineralne i emisja związków siarki. Pomimo tego nie zaobserwowano wyraźnego spadku udziału gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych w obszarze użytków rolnych [Filipek 1998; Wyniki badań SChR, Wesoła, 2000]. Nadmierne zakwaszenie gleb wywołuje szereg niekorzystnych skutków zarówno z ekologicznego, jak i rolniczego punktu widzenia, wpływając na ich właściwości chemiczne, fizykochemiczne i biologiczne. Szczególnie niekorzystne jest wymywanie składników o charakterze zasadowym, spadek przyswajalności składników po-

karmowych, a także wzrost toksyczności glinu, manganu i innych substancji fitotoksycznych [Goulding, Blake 1998; Kaczor 1998; Filipek 2000]. W pracy podjęto próbę określenia, w jakim stopniu w warunkach laboratoryjnych zakwaszenie gleby wpływa na zawartość w niej aktywnych form azotu (N-NH₄, N-NO₃).

METODY

Badania zostały przeprowadzone w warunkach laboratoryjnych i mają charakter modelowy. Do wykonania eksperymentu zastosowano próbki średnie gleby o łącznej masie 4 kg każda, pobrane z warstwy 0–20 cm z czterech obiektów: Osiny (powiat puławski, gmina Żyrzyn), Ownia (powiat rycki, gmina Ryki), Majdan Krasieniński (powiat lubelski, gmina Niemce), Bazanów (powiat rycki, gmina Nowodwór). Próbki były reprezentatywne dla poszczególnych obszarów użytków rolnych o zbliżonych warunkach przyrodniczych i agrotechnicznych.

Tabela 1. Charakterystyka gleb
Table 1. Characteristics of soils

Obiekt Site	Gatunek gleby Soil type	Pełna pojemność wodna Maximum water capacity (%)	pH _{KCl}	pH _{H₂O}	Udział frakcji Ø<0,02 mm Participation of Ø<0.02 mm fraction (%)
Osiny	glina lekka light loam	35,37	4,98	5,61	22,5
Ownia	glina piaszczysta sandy loam	27,94	5,52	6,17	22,0
Majdan	pył ilasty silt loam	43,21	4,32	5,14	42,0
Bazanów	glina piaszczysta sandy loam	35,20	4,41	5,23	21,5

Podstawowe cechy charakterystyczne pobranego materiału glebowego przedstawiono w tabeli 1. Gleba została przesiana przez sito z tworzywa sztucznego o średnicy oczek 1 mm. W próbkach oznaczono: pH – potencjometrycznie w wodzie redestylowanej i w roztworze KCl 1 mol dm⁻³, właściwości buforowe – metodą Arrheniusa, pełną pojemność wodną – metodą wagową oraz skład granulometryczny – metodą Bouyoucosa w modyfikacji Casagrande'a i Prószyńskiego. Jednostką eksperymentalną były próbki glebowe, zawierające 250 g materiału glebowego, umieszczonego w pojemnikach z tworzywa sztucznego. Zasymulowano w nich różne wartości pH, występujące w glebach Polski (pH:

3,5–7,5). Symulacja poszczególnych wartości pH została przeprowadzona przez dodawanie do próbek NaOH (stężenie 1 mol dm^{-3}) i HCl (stężenie 1 mol dm^{-3} i $0,1 \text{ mol dm}^{-3}$) oraz przez utrzymywanie 60% pełnej pojemności wodnej przez 6 miesięcy. Odpowiednia ilość NaOH i HCl została określona na podstawie właściwości buforowych materiału glebowego. Po okresie inkubacji w warunkach zamkniętego pomieszczenia o temperaturze około 20°C przeprowadzono jednokrotną ekstrakcję jonów NH_4^+ i NO_3^- , wytrząsając przez 1 godzinę materiał glebowy z wodą redestylowaną w stosunku 1:10 (gleba : woda). Mieszaninę gleba-woda sączone na twardym sączku pod ciśnieniem, a w uzyskanym roztworze oznaczono zawartość aktywnych form azotu.

Analizy chemiczne na zawartość azotu amonowego, azotu azotanowego N- NO_3 wykonano metodą kolorymetryczną w Głównym Laboratorium Analiz Chemicznych IUNG w Puławach. Zawartość N- NH_4 oznaczono, tworząc kompleksy azotu amonowego z salicylanem sodu i podchlorynem sodu w obecności nitropruszku sodu (reakcja indofenolowa). Zawartość N- NO_3 oznaczono poprzez redukcję NO_3^- do NO_2^- przy użyciu hydrazyny i utworzenie barwnego kompleksu z kwasem sulfanilowym i dwuchlorowodorkiem N-(1-naftylo)-etylenodwuaminy (reakcja Griess–Ilsovcy’a). Wyniki opracowano statystycznie metodą analizy wariancji klasyfikacji podwójnej z zastosowaniem półprzedziałów ufności Tukeya, po uprzednim przeliczeniu wartości pH na stężenie jonów wodorowych H^+ w wodnej zawieszynie glebowej. Relacje pomiędzy stężeniem jonów wodorowych H^+ w wodnej zawieszynie glebowej a zawartością aktywnych form biogenów w glebie oceniono metodą korelacji prostych i analizy regresji liniowej.

WYNIKI

We wszystkich obiektach zanotowano istotny wzrost zawartości azotu amonowego wraz ze spadkiem pH aż do wartości maksymalnej przy pH 3,5 (tab. 2). Obserwując zmiany zawartości azotu azotanowego (V) zaobserwowano tendencję odwrotną (tab. 3). Zawartość N- NO_3 zmniejszała się znacząco w miarę wzrostu zakwaszenia, osiągając wartości kilka razy mniejsze przy pH 3,5 niż przy pH 7,5. Było to związane prawdopodobnie z postępującym ograniczeniem wydajności nitrifikacji, prowadzonej przez bakterie autotroficzne [Haynes, Swift 1986; Robson, Abbott 1989; Łabętowicz 1995; Sapek 1996; Kurek 2002].

Wysoka zawartość aktywnej formy azotu amonowego w glebach modeli o niskich wartościach pH była prawdopodobnie spowodowana wypieraniem kationów wymiennych NH_4^+ z kompleksu sorpcyjnego przez jony H^+ i Al^{3+} , posiadające wyższą energię wejścia do kompleksu sorpcyjnego. Wyparte jony

przechodziły do roztworu glebowego i w sprzyjających warunkach mogłyby być wymywane. Duże znaczenie ma tu też fakt zmniejszania się pojemności kompleksu sorpcyjnego na skutek zakwaszenia czy też sorpcji kationów w takich warunkach przez ładunki na powierzchniach i krawędziach minerałów ilastych (niska energia wymiany kationów) [Łabętowicz, Rutkowska 1996; Goulding, Blake 1998; Spychaj-Fabisiak 2000]. Goulding i Blake [1998] stwierdzili w badaniach ponad 30% spadek całkowitej pojemności sorpcyjnej jako efekt wietrzenia minerałów ilastych typu 2:1, które nieodwracalnie tracą swoje właściwości sorpcyjne w warunkach postępującego zakwaszenia.

Tabela 2. Zawartość N-NH₄ w glebie w formie aktywnej (mg kg⁻¹)
Table 2. Content of active form N-NH₄ in soil (mg kg⁻¹)

Obiekt Site	pH						Średnio Mean
	3,5	4	5	6	7	7,5	
Osiny	12,60	12,50	12,70	5,90	8,00	6,70	9,73
Ownia	13,10	9,30	9,40	9,70	8,00	7,60	9,52
Majdan	13,80	10,10	7,60	8,50	4,10	1,90	7,67
Bazanów	46,00	18,40	6,20	9,70	5,00	5,80	15,18
Średnio Mean	21,38	12,58	8,98	8,45	6,28	5,50	10,53

NIR LSD p=0,05 Między obiektami Between objects 0,52
Między pH Between pH 0,71
Obiekt × pH Object × pH 1,79

Tabela 3. Zawartość N-NO₃ w glebie (mg kg⁻¹)
Table 3. Content of N-NO₃ in soil (mg kg⁻¹)

Obiekt Site	pH						Średnio Mean
	3,5	4	5	6	7	7,5	
Osiny	47,30	56,80	79,00	90,80	91,60	104,90	78,40
Ownia	37,20	45,00	46,30	54,60	75,40	78,00	56,08
Majdan	48,90	55,30	63,40	70,50	86,50	91,10	69,28
Bazanów	21,50	57,30	85,00	89,00	101,80	112,20	77,80
Średnio Mean	38,73	53,60	68,43	76,23	88,83	96,55	70,39

NIR LSD p=0,05 Między obiektami Between objects 2,83
Między pH Between pH 3,92
Obiekt × pH Object × pH 9,89

Zróżnicowanie zawartości azotu amonowego i azotanowego (V) występowało też pomiędzy niektórymi obiektami. Jednak obiekt Majdan (o największym udziale części spławianych) nie wyróżniał się spośród pozostałych obiektów wysoką zawartością aktywnych form badanych biogenów w warunkach zakwaszenia. Jedynie znacząco niska zawartość aktywnej formy azotu amonowego w materiale glebowym o pH 7,5 i pH 7 sugeruje silne wiązanie jonów NH_4^+ w kompleksie sorpcyjnym [Spychaj-Fabisiak i in. 1994; Spychaj-Fabisiak 2000]. Interesująca wydaje się też wyjątkowo wysoka zawartość N- NH_4 w obiekcie Bazanów przy wartościach pH 4 i pH 3,5. Wydaje się, że wpływ składu granulometrycznego badanych gleb na zawartość w nich aktywnych form azotu jest znaczący, ale na podstawie przeprowadzonych badań nie można wyciągnąć jednoznacznych wniosków.

Zależności pomiędzy zakwaszeniem gleby z doświadczenia modelowego a zawartością aktywnych form azotu: amonowej i azotanowej (V) potwierdzają wysoce istotne współczynniki korelacji i regresji między stężeniem jonów wodorowych w wodnej zawieszynie glebowej a zawartością aktywnych form azotu w materiale glebowym. Stopień zależności był zbliżony, jednak kierunek przeciwny (dla N- NH_4 $r_{xy}=0,58$, a dla N- NO_3 $r_{xy}=-0,71$ przy $p=0,01$). Na podstawie współczynników regresji stwierdzono, że zmiana stężenia jonów wodorowych o jednostkę powoduje znacznie większą zmianę zawartości azotu azotanowego (V) ($b_{yx}=-147,952$) niż amonowego ($b_{yx}=42,404$). Sugeruje to istnienie związku przyczynowo-skutkowego pomiędzy zakwaszeniem gleby, a potencjalnymi możliwościami wzrostu strat aktywnej formy N- NH_4 w wyniku wymywania.

WNIOSKI

1. Zawartość obu aktywnych form azotu w glebie (N- NH_4 i N- NO_3) zależała w dużym stopniu od jej pH.
2. Zakwaszenie wyraźnie przyczyniało się do wzrostu zawartości aktywnej formy azotu amonowego co w warunkach polowych najprawdopodobniej zwiększałoby ryzyko wymywania N- NH_4 w przypadku przepływu odpowiedniej ilości wody przez profil glebowy.
3. Zawartość azotu azotanowego zwiększała się wraz ze wzrostem pH w poszczególnych utworach glebowych. Świadczy to o spadku intensywności procesu nitryfikacji wraz z postępującym zakwaszeniem gleby i sugeruje mniejsze straty N- NO_3 przez wymywanie w takich warunkach przy jednoczesnym gorszym zaopatrzeniu roślin w ten składnik.

PIŚMIENNICTWO

- Filipek T. 2000. Degradacja środowiska wskutek zakwaszenia – możliwości przeciwdziałania. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 472, 193–202.
- Filipek T. 1998. Dynamika antropogenicznych przyczyn oraz skutków zakwaszenia gleb w Polsce. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 456, 7–12.
- Goulding K.W.T., Blake L. 1998. Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67, 135–144.
- Haynes R.J., Swift R.S. 1986. Effects of soil acidification and subsequent leaching on levels of extractable nutrients of soil. *Plant and Soil* 95, 327–336.
- Kaczor A. 1998. Odżywianie się roślin w warunkach gleb silnie zakwaszonych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 456, 55–62.
- Kurek E. 2002. Związki przyczynowo-skutkowe aktywności mikrobiologicznej i zakwaszenia gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol.* 482, 307–316.
- Łabętowicz J. 1995. Skład chemiczny roztworu glebowego w zróżnicowanych warunkach glebowych i nawozowych. Rozprawa habilitacyjna, Wyd. Fundacja „Rozwoj SGGW” Warszawa, 103.
- Łabętowicz J., Rutkowska B. 1996. Dynamika stężenia azotanów i jonu amonowego w roztworze glebowym w zróżnicowanych warunkach nawozowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol.* 440, 223–228.
- Robson A.D., Abbott L.K. 1989. The effect of soil acidity on microbial activity in soils. *Soil acidity and plant growth*. Academic Press, 139–166.
- Sapek B. 1996. Potencjalne wymycie azotanów na tle dynamiki mineralizacji azotu w glebach użytków zielonych. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol.* 440, 331–339.
- Spychaj-Fabisiak E., Murawska B., Andrzejewski J. 1994. Wpływ właściwości fizyko – chemicznych na wymywanie azotu mineralnego w badaniach modelowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol.* 414, 29–33.
- Spychaj-Fabisiak E. 2000. Modelowanie procesów wymywania związków azotu w zależności od właściwości gleb. Rozprawa habilitacyjna. ATR Bydgoszcz, 75.