

Witold Grzebisz, Jean Diatta, Witold Szczepaniak

*Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu*

## ŚRODOWISKOWE SKUTKI ZAKWASZENIA GLEB UPRAWNYCH

**Słowa kluczowe:** kwaśny odczyn, toksyczny glin, system korzeniowy, tlenki azotu, środowisko

### Wprowadzenie

Najbardziej zmienną cechą środowiska wzrostu roślin – gleby – jest obecność w roztworze glebowym protonów, bez których zarówno powstanie, jak i funkcjonowanie świata żywego nie byłoby i nie jest możliwe (14). W glebie zachodzą jednocześnie procesy neutralizacji protonów, które wywołują wtórne zjawiska biogeochemiczne, oddziałujące w konsekwencji na życie biologiczne, zarówno gleby, jak i roślin wyższych.

Skutki zakwaszenia gleby, będące wypadkową procesów akumulacji i neutralizacji protonów ( $H^+$ ) w tym środowisku, rozpatruje się najczęściej w bardzo wąskim, uproszczonym ujęciu, biorąc pod uwagę tylko straty produkcyjne w rolnictwie. Pośrednim wskaźnikiem strat jest wielkość produkcji roślinnej uzyskanych w następstwie zabiegu agrotechnicznego, jakim jest wapnowanie. Tak wąskie wyjaśnienie skutków zakwaszenia gleb uprawnych, wynika z niedostatecznej wiedzy o zakresie procesów wywołanych zakwaszeniem gleb i szeregu negatywnych skutków prowadzących do zakłócenia funkcjonowania nie tylko pól uprawnych, lecz także ekosystemów do nich przyległych, wodnych, czy też atmosfery.

### Redukcja systemu korzeniowego roślin

Związki glinu w formie aktywnej oddziałują ujemnie na szereg procesów życiowych rośliny. Głównym, wizualnie niewidocznym bez podjęcia określonych badań, jest redukcja systemu korzeniowego (fot. 1). Bezpośrednią przyczyną zakłócenia funkcji rośliny, prowadzącą do zahamowania wzrostu korzeni jest:

- obecność w glebie aktywnych i toksycznych dla organizmów żywych form glinu,  $Al^{3+}$ ;

- niedobór wapnia i magnezu, składników niezbędnych w procesach formowania i wzrostu korzenia.

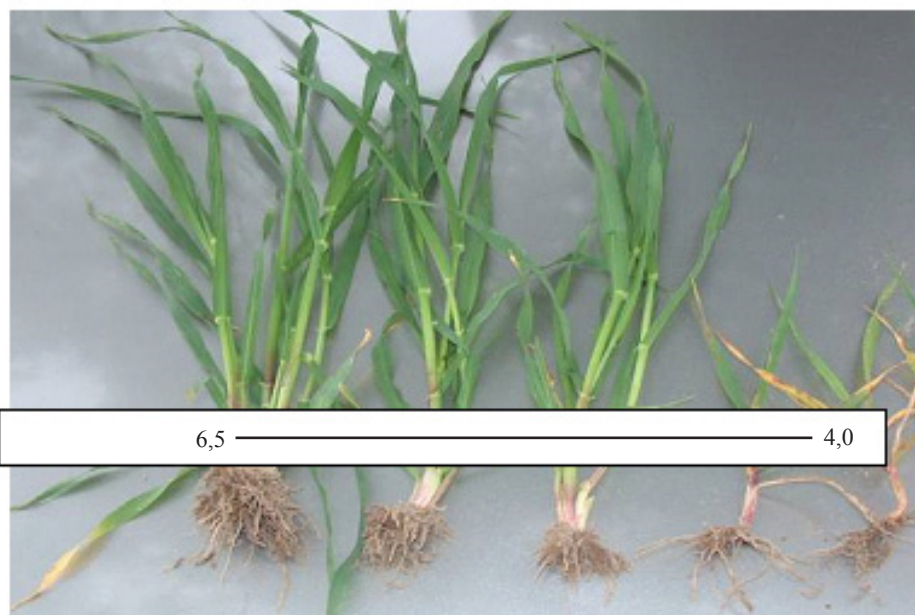
Istotą toksycznego wpływu glinu na system korzeniowy rośliny jest zastępowanie w apoplacie korzenia kationów zasadowych, głównie wapnia,  $\text{Ca}^{2+}$  przez kationy glinu,  $\text{Al}^{3+}$  (11, 16). Jakikolwiek zjawisko, zaburzające wzrost systemu korzeniowego w głąb profilu glebowego ogranicza możliwość wykorzystania przez roślinę lokalnych zapasów wody i zawartych w niej ruchliwych składników mineralnych, takich jak azotany, a jednocześnie redukuje pobieranie składników mało ruchliwych z gleby, takich jak potas i fosfor, warunkujących wykorzystanie przez roślinę pobranego azotu.

Redukcja systemu korzeniowego ma charakter przestrzenny, prowadząc do dysfunkcji rośliny w całym profilu glebowym. Pojawia się zatem pytanie o skutki środowiskowe zmniejszonej wielkości systemu korzeniowego (fot. 1). W tym miejscu należy najpierw określić skutki redukcji systemu korzeniowego dla samej rośliny i ocenić zarówno wagę produkcyjną, jak i środowiskową zachodzących procesów. Rozważania te należy rozpocząć od analizy skutków redukcji systemu korzeniowego dla gospodarki wodnej uprawianej rośliny. Ilość wody możliwej do pobrania przez roślinę zależy od kilku czynników kształtujących strukturę porów glebowych, takich jak: a) ilość wody opadowej zakumulowanej w glebie, b) wielkości systemu korzeniowego. Struktura porów glebowych jest pochodną aktywności mikroorganizmów, tempa rozkładu świeżej materii organicznej, akumulacji próchnicy (sekwestracja  $\text{CO}_2$ ) i aktywności fauny glebowej. Wszystkie te procesy warunkuje aktualny stan odczynu gleby (10, 13). Za kryterium potencjału rośliny do pobierania wody i składników mineralnych przyjmuje się pionowy zasięg korzeni. Rośliny pobierają bowiem wodę i zawarte w niej składniki mobilne (azotany, chlorki, siarczany) w strefie ukorzenia do 20 cm poniżej zasięgu korzeni. Zatem wniosek o ograniczonej możliwości rośliny do korzystania z glebowych zasobów składników pokarmowych w warunkach redukcji systemu korzeniowego, jest jak najbardziej poprawny.

Bezpośrednim skutkiem ograniczenia, ściślej redukcji strefy korzeniowej rośliny jest:

- zwiększone wymycie azotanów, chlorków siarczanów;
- brak możliwości pobierania kationów, głównie wapnia i magnezu, w ilości niezbędnej do prawidłowego pobierania i gospodarki azotem.

Obecność w wodach lądowych azotanów, toksycznych dla wielu organizmów żyjących w zbiornikach wodnych, skłoniła ustawodawców w wielu krajach do uchwalenia ustaw chroniących je przed degradacją.



Fot. 1. System korzeniowy jęczmienia w warunkach narastającego zakwaszenia

Źródło: Grzebisz i in., 2008 (6).

Klasycznym przykładem prawnych działań prewencyjnych jest obowiązująca w krajach Unii Europejskiej Dyrektywa Azotanowa (EU, 1991), określająca dopuszczalną zawartość azotanów,  $\text{NO}_3^-$ , na poziomie  $50 \text{ mg dm}^{-3}$ , co odpowiada  $11,3 \text{ mg N-NO}_3 \text{ dm}^{-3}$ . Zakresy te uznawane są obecnie za zbyt wysokie, zagrażające populacji ryb, płazów, czy też bezkręgowców. W roku 2003 Ministerstwo Ochrony Środowiska Kanady podniosło kryteria ochrony wód śródlądowych do  $2,9\text{-}3,6 \text{ mg N dm}^{-3}$  a w Hiszpanii proponuje się podniesienie tej bariery do  $2 \text{ mg N dm}^{-3}$  (1).

W kontekście przedstawionych procesów i skutków nadmiaru azotanów w wodach śródlądowych pojawia się pytanie o stopień wpływu stanu zakwaszenia gleby i stopnia kontroli tego procesu na dopływ azotanów do wód śródlądowych w Polsce, a w konsekwencji na skutki biologiczne w kontekście utrzymania zasobów pierwotnych i bioróżnorodności ekosystemów wodnych.

### Skutki środowiskowe - sukcesja ekologiczna

Zmiany fizyczne i geochemiczne w glebie indukują szereg procesów adaptacyjnych roślin. Sukcesja ekologiczna polega na stopniowym, lecz ciągłym procesie zmian w składzie botanicznym gatunków w krajobrazie. Wyróżnia się pięć podstawowych przyczyn sukcesji gatunków: a) procesy glebowe, b) odczyn, c) warunki wilgotnościowe, d), dostępność światła, e) konkurencja roślin.

W siedliskach quasi-naturalnych, a takimi są użytki rolne, oddziaływanie protonów,  $H^+$  na mechanizmy adaptacji roślin do środowiska kwaśnego są obserwowane przez człowieka, lecz jednocześnie przyjmowane jako stan różnorodności ekosystemów. Rośliny rosnące w siedliskach naturalnych (dzikich) nie wykazują zarówno objawów toksycznego działania glinu (manganu), jak i objawów niedoboru fosforu, wapnia, czy też magnezu. Rośliny są zasobne w w/w składniki, co jest fizjologicznym wskaźnikiem ich adaptacji do kwaśnego środowiska wzrostu. Jednak wytwarzana przez rośliny w okresie wegetacji biomasa jest zdecydowanie mniejsza niż wytwarzana przez osobniki rosnące w warunkach optymalnego odczynu (10, 13).

Klasycznym przykładem zbiorowisk quasi-naturalnych są sosna zwyczajna (*Pinus silvestris* L.) i świerk pospolity (*Picea abies* L.). Rośliny te wykazują wyraźną reakcję na wzrastającą koncentrację toksycznego glinu. Większe wartości cech wskaźnikowych (masa części nadziemnej, masa korzeni, długość korzeni siewek) odnotowano dla sosny. Gatunek ten inwestuje związany fotosyntetycznie węgiel w większym stopniu w rozbudowę organu absorpcji składników mineralnych z gleby – system korzeniowy, niż świerk. Oba gatunki reagują spadkiem wartości cech wskaźnikowych w następstwie wzrastającej koncentracji toksycznego glinu w roztworze. Odnotować należy także różnice w stopniu reakcji między organami. Masa korzeni wykazuje najmniejszy stopień reakcji, czyli względnie największą tolerancję na narastającą koncentrację glinu w glebie (16).

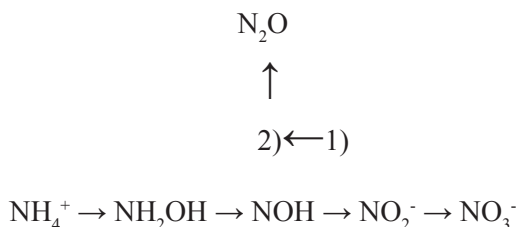
### Odczyn gleby a gazowe straty azotu

Azot, podstawowy składnik organizmów żywych, podlega cyklicznym przemianom w glebie, poczynając od redukcji azotu cząsteczkowego –  $N_2$ , a kończąc na redukcji najbardziej utlenionej formy, jakim jest anion azotanowy –  $NO_3^-$ . Proces redukcji azotanów do azotu cząsteczkowego jest naturalnym i pożądanym środowiskowo zjawiskiem.

Rośliny pobierają azot w dwóch formach chemicznych, to jest amonowej  $NH_4^+$  i azotanowej  $NO_3^-$ . Formy te pozostają w swoistej zależności, to znaczy kation amonowy ulega utlenieniu do anionu azotanowego. Powstały anion zostaje pobrany przez rośliny wyższe lub podlega redukcji przez mikroorganizmy. W procesie transformacji azotu w glebie pojawiają jako produkty przejściowe związki gazowe ( $NO$ ,  $N_2O$ ), stanowiące zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania biosfery i atmosfery (4, 5).

Pierwszym, w kolejności etapów transformacji azotu w biosferze, jest utlenienie azotu amonowego, czyli nitryfikacja. To w pełni naturalne zjawisko zachodzi z udziałem bakterii, dla których warunkiem koniecznym dla egzystencji w glebie jest tlen. Warunkiem dostatecznym jest odczyn gleby, gdyż proces ten ustaje w glebach o pH mniejszym od 4,5 (5). Od tej wartości pH aż do pH w zakresie 7,0-8,5 wydajność procesu utleniania azotu amonowego do azotanów wzrasta. W glebach kwaśnych utlenianie kationu amonowego zachodzi z udziałem heterotroficznych grzybów, dla

których kationy amonowe są źródłem energii (*Fusarium* sp., *Trichoderma hamatum*, *Chaetomium* sp., *Gibberella fujikuroi*) (5). Sekwencja zachodzących reakcji przedstawia się następująco:



W procesie utleniania zredukowanych związków azotu może wystąpić tymczasowy stan niedoboru tlenu i wówczas  $\text{NO}_2^-$  (stan 1) staje się akceptorem elektronów ulegając tym samym redukcji do  $\text{N}_2\text{O}$  (2) (8).

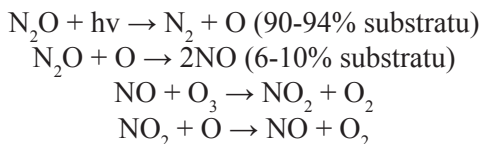
Drugi proces prowadzący do strat azotu z pól uprawnych to denitryfikacja. Ten proces, jak większość związanych z przemianami azotu w glebie, wynika z aktywności szerokiej grupy bakterii, które w warunkach niedoboru tlenu, traktują azotany jako akceptor elektronów (w dalszej kolejności siarczany). Denitryfikacja zachodzi w wielu sekwencyjnych etapach. W każdym z tych etapów bierze udział inna grupa bakterii, produkująca inną reduktazę, a tym samym powstają inne produkty przejściowe, z których trzy ostatnie tworzą formy gazowe:



Podtlenek azotu,  $\text{N}_2\text{O}$  jest jednym z podstawowych związków gazowych, zaliczanych do tzw. grupy gazów szklarniowych. Okres pół-rozkładu wynosi ponad 120 lat a wartość efektu cieplarnianego 1 cząsteczki  $\text{N}_2\text{O}$  w porównaniu do 1 cząsteczki  $\text{CO}_2$  wynosi 210 (w 100-letnim okresie czasu). W okresie od roku 1750 do 1998 zawartość N- $\text{N}_2\text{O}$  w atmosferze ziemskiej zwiększyła się o 16%, z 270 do 314 ppbv. Gaz ten odpowiada obecnie za 6% efektu cieplarnianego (4, 8). Rolnictwo jest jednym z głównych źródeł emisji tego gazu do atmosfery, stanowiąc około 40%, w tym nawozy pośrednio dostarczają 60% (9).

Rolę odczynu, jako czynnika prowadzącego do strat azotu w formie gazowej z gleby, trzeba rozpatrywać w kontekście struktury uwalnianych gazowych związków azotu. Należy bowiem mieć na uwadze fakt, że gleby kwaśne w środowisku naturalnym zawierają względnie małe ilości N- $\text{NO}_3^-$ , będące naturalnym substratem w procesie denitryfikacji. Gleby uprawne, nawet kwaśne, nawozi się azotem w formie azotanowej, tym samym tworzy się warunki do powstawania aktywnych form składnika w glebie. H u e t s c h i i n. (7) wykazali istotny wzrost udziału N- $\text{N}_2\text{O}$  przy spadku pH poniżej wartości naturalnej dla danej gleby. W glebach kwaśnych do pH 5,8-6,0 dominuje emisja N- $\text{N}_2\text{O}$  nad N- $\text{N}_2$  (2, 7, 12, 15, 17).

Pierwszy aspekt negatywnego oddziaływania podtlenku azotu u tlenków azotu na atmosferę wynika z ich udziału w procesach rozkładu stratosferycznego ozonu,  $O_3$ :



Uzyskane wyniki eksperymentalne wskazują na wapnowanie gleb jako czynnik ograniczający zarówno łączne straty azotu w procesie denitryfikacji, jak i czynnik prowadzący do zmniejszenia udziału  $N-N_2O$ .

### Podsumowanie pro-środowiskowej roli wapnowania

Wprowadzone do gleby wapno nawozowe stymuluje aktywność mikroorganizmów glebowych, zwiększając mineralizację głównie frakcji labilnej węgla. Wapno, stabilizując związki próchniczne gleby, zwiększa tym samym sekwestrację  $CO_2$  w glebie. Wzrost zawartości próchnicy trwałej prowadzi do powstawania agregatów glebowych, co tym samym skutkuje zwiększoną retencją wód opadowych.

W konsekwencji wielorakiego oddziaływania wapnowania na właściwości gleby zwiększa się zarówno jej potencjał produkcyjny, a jednocześnie zmniejsza się ujemne oddziaływanie na środowisko. Aspekty ekonomiczno-środowiskowe tego prostego zabiegu obejmują szereg skutków, między innymi:

1. Wzrost stabilności sezonowej plonów, co warunkuje bezpieczeństwo żywnościowe kraju.
2. Zwiększenie sekwestracji  $CO_2$  w glebach użytków rolnych i leśnych, co zmniejsza ilość gazu w atmosferze.
3. Zmniejszenie strat azotu do ekosystemów przyległych (wodnych, powietrza), prowadzi do zmniejszenia tempa:
  - eutrofizacji wód śródlądowych,
  - rozkładu ozonu w stratosferze.
4. Zmniejszenie nakładów gospodarstwa rolnego na nawozy oznacza także mniejsze zużycie energii kopalnej.
5. Zwiększenie efektywności działania a jednocześnie krótszy okres retencji pestycydów w glebie zmniejsza zużycie środków ochrony roślin.

## Wniosek końcowy

Wapnowanie jest zabiegiem przywracającym podstawowe funkcje gleby. Zabieg ten winien być traktowany jako istotny czynnik warunkujący utrzymanie stanów równowagi procesów biogeochemicznych w glebach uprawnych i ekosystemach przyległych. Jest to więc zabieg agrotechniczny o dużym, korzystnym oddziaływaniu na środowisko, a jednocześnie istotnym produkcyjnie i ekonomicznie dla regionu i kraju.

## Literatura

1. Camargo J. A., Alonso A.: Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 2006, **32**, 6: 831-849.
2. Clough T. J., Kelliher F. M., Sherlock R. R., Ford C. D.: Lime and soil moisture effects on nitrous oxide emissions from a urine patch. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, **68**: 1600-1609.
3. EC. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L375, 31/12/1991, 1991: 1-8
4. Galloway J. N., Dentener F. J., Capone D. G., Boyer E., Howarth R. W.: Nitrogen cycles: past, present and future. *Biogeochemistry*, 2004, **70**: 153-226.
5. Granli T., Bockman O. Ch.: Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Science*, 1994, **12**: 1-128.
6. Grzebisz W., Szczepaniak W., Diatta J. B.: ABC wapnowania gleb uprawnych. Wyd. Prodruk, 2008, ss. 49.
7. Huetsch B. W., Zhang S., Feng K., Yan F., Schubert S.: Effect of pH on denitrification losses from different arable soils. *Plant Nutrition Developments in Plant and Soil Sciences*, 2001, **92**: 962-963.
8. Hutchinson G. L., Davidson E. A.: Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. W: *Agricultural ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. ASA, CSSA, SSSA, 1993: 79-93.
9. Katsu Minami: Nitrous oxide emission: sources, sinks and strategies. W: Lal R. (ed.): *Encyclopedia of Soil Science*, 2007. Vol. 2: 1133-1134.
10. Kidd P. S., Proctor J.: Why plants grow poorly on very acid soils: are ecologists missing the obvious? *Journal of Experimental Botany*, 2001, **52**, 357: 791-799.
11. Marschner H.: Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Plant and Soil*, 1991, **134**: 1-20.
12. Mørkved P., Dörsch P., Bakken L.: The N<sub>2</sub>O product ratio of nitrification and its dependence on long-term changes in soil pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, **39**, 8: 2048-2057.
13. Pannatier E. G., Walthert L., Blaser P.: Solution chemistry in acid forest soils: Are the BC: Al ratios as critical as expected in Switzerland? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2004, **167**, 2: 160-168.
14. Schlesinger W.: *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Nowy Jork, Academic Press, 1997, ss. 588.
15. Stevens R. J., Laughlin R. J., Malone J. P.: Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, **30**: 8-9, 1119-1126.

16. Van Schöll L., Keltjens W. G., Hoffland E., van Breemen N.: Aluminium concentration versus the base cation to aluminium ratio as predictor for aluminium toxicity in *Pinus silvestris* and *Picea abies* seedlings. *Forest Ecology and Management*, 2004, **195**: 301-309.
  17. Yamulki S., Harrisson R. M., Goulding K. W. T., Webster C. P.: N<sub>2</sub>O, NO and NO<sub>2</sub> fluxes from a grassland effect on soil pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, **29**, 8: 1199-1208.
- 

Adres do korespondencji:

*prof. dr hab. Witold Grzebisz*  
*Katedra Chemii Rolnej i Biogeochemii Środowiska*  
*Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu*  
*ul. Wojska Polskiego 38/42*  
*60-625 Poznań*  
*tel.: 61 8487790*  
*e-mail: witegr@up.poznan.pl*