

UWALNIANIE AZOTU I FOSFORU Z MATERII ORGANICZNEJ GLEBY

Barbara SAPEK

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Zakład Ochrony Jakości Wody

Słowa kluczowe: gleby łąkowe, mineralizacja, organiczne związki azotu i fosforu, skutki środowiskowe, uwilgotnienie gleby, użytkowanie, właściwości fizykochemiczne

Streszczenie

Omówiono proces uwalniania azotu i fosforu z materii organicznej gleby na tle przebiegu i wydajności mineralizacji ich organicznych związków. Oceniono podobieństwa oraz różnice wpływu czynników, kształtujących te procesy, jako źródła dostępnych składników pokarmowych roślin oraz jako jednej z przyczyn rozpraszania tych pierwiastków w środowisku. Zagadnienie przedstawiono głównie na przykładzie procesów zachodzących w glebach użytków zielonych, wykorzystując, między innymi, wyniki badań na długoletnich doświadczeniach łąkowych, prowadzonych w Instytucie Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach. Wykazano, iż warunki wilgotnościowe gleby i związane z nimi ilość opadu atmosferycznego oraz temperatura powietrza, zwłaszcza w okresie wegetacyjnym, właściwości fizykochemiczne gleby, w tym zawartość węgla organicznego oraz odczyn, a także forma stosowanego nawozu azotowego i sposób użytkowania kształtują w głównej mierze przebieg i wydajność uwalniania azotu i fosforu z materii organicznej gleb łąkowych. Ich uwalnianiu z gleby, zwłaszcza zasobnej w węgiel organiczny, towarzyszy wymywanie rozpuszczalnych form tych składników do wody gruntowej, co w warunkach dużej wydajności mineralizacji i niewykorzystania przez roślinność, prowadzi do jej zanieczyszczenia związkami azotu i fosforu. Mineralizacja materii organicznej jest również źródłem emisji tlenków azotu (NO_x, N₂O), a wydajność i rodzaj emitowanych gazów zależą od panujących w glebie warunków red-ox.

WSTĘP

Materia organiczna (MO) stanowi, w głównej mierze, o fizycznych, chemicznych oraz biologicznych właściwościach gleby i o jej kluczowej funkcji w środo-

wisku [KOWALIŃSKI, GONET, 1999]. Zgodnie z definicją PRUSINKIEWICZA [1999]: „materia organiczna w glebie (glebowa materia organiczna) to organiczna część gleb składająca się z resztek roślinnych i zwierzęcych w różnych stadiach mineralizacji i humifikacji oraz organicznych produktów działalności życiowej organizmów glebowych; występuje częściowo w stanie wolnym, a częściowo w postaci kompleksów mineralno-organicznych”. W zależności od rodzaju MO jej obrót i trwałość w glebie wynosi od niespełna roku do tysiąca lat. Najszybciej ulegają mineralizacji oraz przemianom świeży materiał roślinny (ściółka, resztki poźniwne) oraz mikroorganizmy glebowe (tab. 1). Proces darniowy, przebiegający w glebach łąkowych sprzyja wzbogacaniu w MO górnej warstwy profilu takich gleb, nieraz o znacznej miąższości [Reports..., 2004].

Tabela 1. Czas trwałości różnego rodzaju materii organicznej w glebie (wg: Reports... [2004])

Table 1. Durability of various types of soil organic matter (acc. to Reports... [2004])

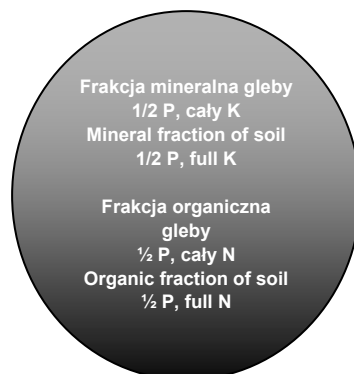
Rodzaj materii organicznej Type of organic matter	Czas trwałości (lata) Duration (years)
Biomasa mikroorganizmów Biomass of microorganisms	0,1–0,4
Ściółka lub resztki poźniwne Liter or crop residues	0,5–2
Biomasa makroorganizmów Biomass of macroorganisms	1–8
Frakcja lekka humusu Light fraction of humus	1–15
Stabilny humus Stable humus	20–1000

Wśród organicznych związków, występujących w MO, substancje humusowe – kwasy humusowe i huminy oraz ich związki mineralno-organiczne – to związki policykliczne, których struktura składa się z dwu lub więcej pierścieni karbocyklicznych lub heterocyklicznych, tj. zawierających poza węglem inne pierwiastki, np. azot (N) i fosfor (P). Ich uwalnianie z materii organicznej odbywa się w wyniku procesu jej mineralizacji, tj. procesu rozkładu do końcowych, prostych związków mineralnych, jak: CO_2 , H_2O , NH_3 , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} itp. W naturze te przemiany mogą przebiegać w warunkach tlenowych (butwienie) i beztlenowych (gnicie) z udziałem wyspecjalizowanych grup drobnoustrojów [PRUSINKIEWICZ, 1999]. Szacuje się, z pewnym przybliżeniem, iż w organicznej frakcji gleby znajduje się cały azot glebowy oraz połowa fosforu (rys. 1) [Gleboznawstwo, 1999, wg Lityńskiego, 1971]. Przyjmując, iż całkowita ilość azotu zawartego w wierzchniej 10-centymetrowej warstwie gleby mineralnej na powierzchni 1 ha wynosi średnio ok. 3,2 t, a fosforu – ok. 0,97 t, można stwierdzić, że w materii organicznej gleby znajduje się znaczny zapas tych składników.

Celem opracowania jest omówienie procesu uwalniania azotu i fosforu z materii organicznej gleby na tle przebiegu i wydajności mineralizacji ich organicznych związków, a także ocena podobieństwa oraz różnic wpływu czynników kształtujących te procesy jako źródła dostępnych składników pokarmowych roślin oraz jako

Rys. 1. Przybliżony udział azotu, fosforu i potasu w mineralnej i organicznej frakcji gleby (wg: Gleboznawstwo [1999])

Fig. 1. Approximate share of nitrogen, phosphorus and potassium in mineral and organic fraction of soil (acc. to Gleboznawstwo [1999])

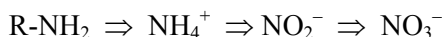


jednej z przyczyn rozpraszania tych pierwiastków w środowisku. W prezentacji zagadnienia skupiono się głównie na glebach użytków zielonych. W tym celu wykorzystano, między innymi, wyniki badań na długoletnich doświadczeniach łąkowych, prowadzonych w Instytucie Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach.

MINERALIZACJA ORGANICZNYCH ZWIĄZKÓW AZOTU I FOSFORU, JEJ PRZYCZYNY I SKUTKI

FORMY ORGANICZNYCH ZWIĄZKÓW AZOTU I FOSFORU W GLEBIE ORAZ ICH PRZEMIANY

Azot w materii organicznej gleby występuje przede wszystkim w postaci białek [NOWOTNY-MIECZYŃSKA, 1976]. W pierwszym etapie mineralizacji związków azotu – amonifikacji – jego organiczne formy ulegają w glebie przemianom, w wyniku których powstają jony amonowe (NH_4^+). W kolejnym procesie, tj. nityfikacji z udziałem bakterii nityfikacyjnych, któremu towarzyszy reakcja utlenienia, powstają azotany III (NO_2^-), a następnie azotany V (NO_3^-).



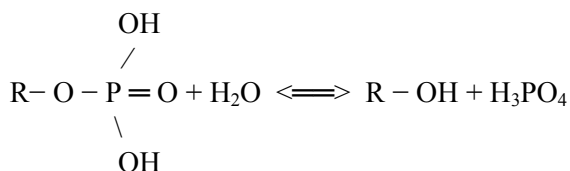
Mineralizacja – [amonifikacja \Rightarrow nityfikacja] \Rightarrow utlenienie

W procesie nityfikacji i w reakcji utlenienia jonu amonowego do azotanów powstają jony wodorowe (H^+), które są źródłem zakwaszenia gleby i wody.



\Rightarrow Utlenienie – zakwaszenie

Organiczne związki fosforu to fityny i ich pochodne, kwasy nukleinowe, fosfolipidy. Występują głównie w formie organicznych estrów kwasu fosforowego. W katalitycznej reakcji hydrolizy z udziałem enzymu fosfatazy uwalnia się mineralna forma fosforu – kwas fosforowy V (H_3PO_4) [NOWOTNY-MIECZYŃSKA, 1976].



Organiczny ester kwasu fosforowego \Rightarrow hydroliza (fosfataza) \Rightarrow H_3PO_4

DYNAMIKA I WYDAJNOŚĆ MINERALIZACJI ORGANICZNYCH ZWIĄZKÓW AZOTU I FOSFORU W GLEBIE

Przebieg i wydajność mineralizacji organicznych związków azotu i fosforu w głównej mierze kształtują: wilgotność, temperatura, odczyn, rodzaj gleby, zawartość węgla organicznego, nawożenie. Proces ten może przebiegać, w określonych warunkach, z nadmierną wydajnością i w sposób niekontrolowany, co jest jedną z przyczyn strat tych składników z rolnictwa i ich rozproszenia w środowisku przyrodniczym. Główną przyczyną nadmiernego i niekontrolowanego uwalniania azotu i fosforu w glebach jest zmiana warunków red-ox, zwłaszcza działania sprzyjające natlenieniu gleby. W warunkach trwałych użytków zielonych przyczyniają się do tego głównie: odwodnienie (drenowanie), renowacja łąki, zmiana użytkowania (np. zaoranie) [SAPEK, 1996].

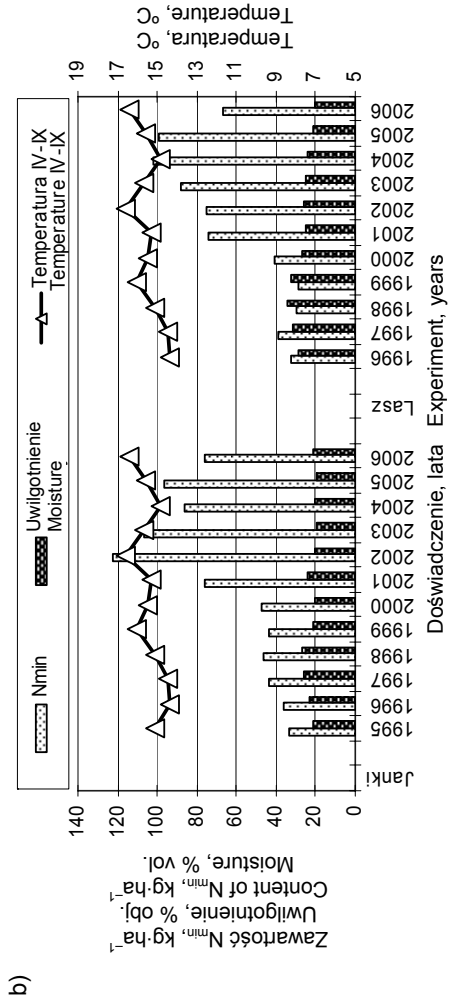
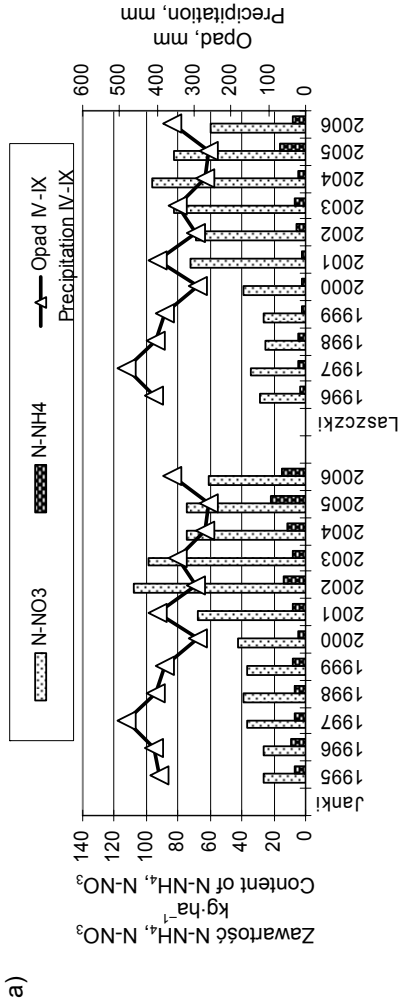
Wpływ opadu, temperatury i uwilgotnienia gleby. Wpływ czynników kształtujących przebieg i wydajność uwalniania mineralnych form azotu i fosforu przedstawiono na przykładzie wyników długoletnich doświadczeń łąkowych, założonych w Zakładzie Chemii Gleby i Wody IMUZ we współpracy z Zakładem Doświadczalnym MUZ w Falentach. Doświadczenia założone w celu badania następczego wpływu wapnowania łąki trwałej (w latach 1981–1982) stały się, z biegiem lat, obiektami badań procesu mineralizacji organicznych związków azotu i fosforu w mineralnej glebie łąkowej. Zlokalizowano je w miejscowościach Janki (J) i Laszczki (L) w województwie mazowieckim, na czarnej ziemi zdegradowanej [SAPEK, 2006a]. W badaniach mineralizacji stosowano metodę inkubacji gleby „*in situ*”, która umożliwiła obserwację tego procesu w warunkach zbliżonych do naturalnych. Zawartość mineralnych form azotu (N-NO_3 i N-NH_4) oraz fosforu (P-PO_4) oznaczano po ekstrakcji 1-procentowym roztworem K_2SO_4 próbek gleby z warstwy 0–10 cm (pobieranych w czterech terminach, I–IV) po jej inkubacji *in situ* (R) oraz w próbkach pobranych spod roślinności (T). Obliczono ponadto wartość różnicowej wydajności mineralizacji (RWM), odejmując od zawartości azotu uwolnionego w warunkach *in situ* w kolejnych terminach (R) jego zawartość w glebie spod roślinności (T), lecz w poprzedzających terminach (np. R, termin II – T, termin I). Tak obliczona wartość odpowiadałaby, z pewnym przybliżeniem, ilości azotu pochodzącej z mineralizacji zapasu „organicznego” azotu lub fosforu w glebie. Przykładowe wyniki badań nad mineralizacją związków azotu, prezentowane w opra-

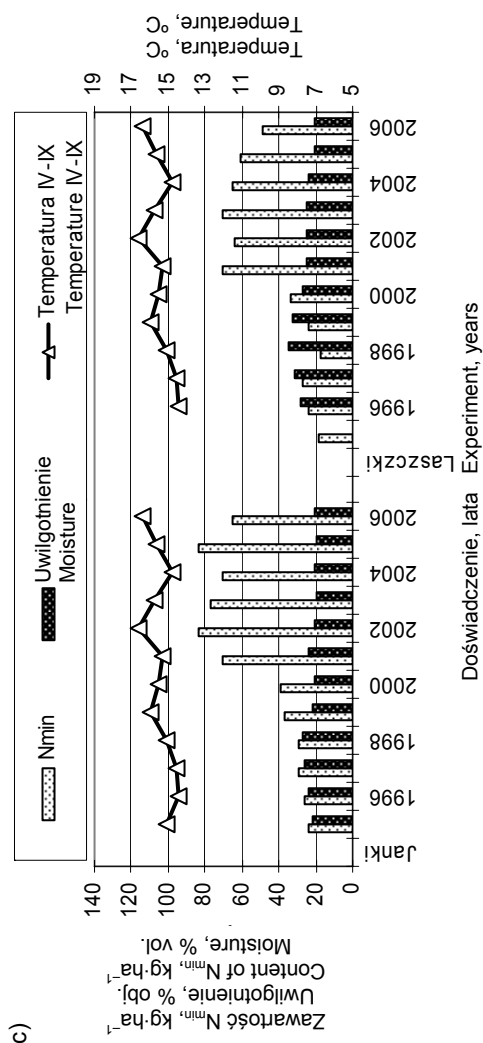
cowaniu, obejmują lata 1995–2006, kiedy w nawożeniu doświadczeń azotem stosowano już dwa rodzaje saletry – amonową (AN) i wapniową (CN). Przykłady odnoszące się do fosforu oraz porównania zachowania się obu składników obejmują lata 1998–2006, ponieważ od 1998 r. podjęto również badania mineralizacji organicznych związków tego składnika gleby. Przykłady dotyczą obiektów nawożonych azotem w ilości $240 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, niewapnowanych (Ca_0) i wapnowanych jednorazowo, na początku doświadczeń, dawką wapna wg 2Hh (Ca_2). Zawartości azotu i fosforu oznaczone w glebie z warstwy 0–10 cm wyrażono w $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Szczegółowy opis doświadczeń, materiału badawczego i metod badań zawierają prace SAPEK [2006a] oraz SAPKA i SAPEK [2006a].

A z o t. Wraz z upływem lat uwalnianie mineralnego azotu w glebie łąki trwałej zwiększało się, co ilustrują zmiany średniej rocznej ilości tego składnika, zwłaszcza N-NO_3 , w prezentowanym w pracy wieloleciu 1995–2006 (rys. 2a, b, tab. 2). W tym czasie średnia roczna ilość opadu w okresie wegetacyjnym (IV–IX) w rejonie prowadzonych doświadczeń zmniejszyła się istotnie (r Pearsona = $-0,63^*$) [SAPEK, BURZYŃSKA, 2009]. Znaczne zwiększenie wydajności mineralizacji organicznych związków azotu w glebie obu doświadczeń obserwowano, począwszy od 2001 r. W warstwie gleby 0–10 cm, w warunkach inkubacji *in situ*, uwolniło się w ciągu tego roku średnio ponad $70 \text{ kg N}_{\text{min}}\cdot\text{ha}^{-1}$, a w kolejnych następnych dwóch latach nawet ponad $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Wydajność mineralizacji związków azotu, w porównaniu ze stwierdzoną w całym okresie 1995–2006, była co najmniej 2-krotnie intensywniejsza w warunkach doświadczenia J na glebie uboższej w węgiel organiczny ($\text{C}_{\text{org}} = 19 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ – J i $38 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ L) (rys. 2a, b). Począwszy od 2001 r., zwiększoną zawartość azotu mineralnego stwierdzono również w tej warstwie gleby spod roślinności (rys. 2c). Wraz ze zmniejszeniem ilości opadu, lecz tylko w okresie wegetacyjnym (IV–IX), uwalniało się więcej mineralnych form azotu, co – poza jednym przypadkiem – statystycznie udowodniono w warunkach obu doświadczeń. Wpływ opadu na zawartość azotu mineralnego w tej warstwie gleby, lecz spod roślinności, był podobny, chociaż nieudowodniony, w przypadku azotu amonowego (tab. 2). Mniejszy opad sprzyjał również zwiększeniu różnicowej wydajności mineralizacji (RWM) związków azotu w glebie nawożonej obiema rodzajami saletry, zwłaszcza w glebie uprzednio wapnowanej (tab. 3).

Dodatni wpływ wyższej temperatury powietrza na intensywność mineralizacji azotu w warunkach inkubacji *in situ*, głównie nityfikacji (N-NO_3), oraz na sumaryczną zawartość azotu mineralnego ($\text{N}_{\text{min}} = \text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3$) udowodniono tylko w glebie doświadczenia J, o mniej korzystnych warunkach wilgotnościowych, mało zasobnej w C_{org} (tab. 2, 3, rys. 2b, c) [SAPEK, 2006b].

Jak można się było spodziewać, zmniejszenie uwilgotnienia gleby, które jest funkcją ilości opadów i temperatury, sprzyjało uwalnianiu azotu mineralnego, zwłaszcza N-NO_3 , i – konsekwentnie – zwiększeniu zawartości azotu w glebie spod roślinności (tab. 2, rys. 2b, c). W glebie zasobnej w C_{org} wpływ ten zaznaczył





Rys. 2. Średnie roczne zmiany zawartości azotu w warstwie gleby 0–10 cm na doświadczeniach łąkowych Janki i Laszczki w latach 1995–2006: a) azot amonowy (N-NH₄) i azotanowy (N-NO₃) uwolniony w warunkach inkubacji *in situ* w zależności od ilości opadów atmosferycznych w okresie wegetacyjnym, b) zmiany zawartości azotu mineralnego (N_{min}) w zależności od temperatury powietrza w okresie wegetacyjnym i uwilgotnienia gleby, c) zmiany zawartości azotu mineralnego (N_{min}) w glebie spod roślinności

Fig. 2. Mean annual changes of nitrogen content in 0–10 cm soil layer in Janki and Laszczki grassland experiments in 1995–2006: a) ammonium (N-NH₄) and nitrate (N-NO₃) nitrogen in conditions of *in situ* incubation in relation to atmospheric precipitation during the vegetation season, b) changes of mineral nitrogen (N_{min}) with air temperature and soil moisture during the vegetation season, c) changes of mineral nitrogen (N_{min}) in soil from under vegetation

Tabela 2. Współczynniki korelacji liniowej Pearsona między zawartościami azotu mineralnego (N-NH₄, N-NO₃, N_{min}) w warstwie gleby 0–10 cm w warunkach inkubacji *in situ* i spod roślinności oraz wybranymi parametrami na doświadczonych Janki i Laszeczki w latach 1995–2006

Table 2. Coefficients of Pearson's linear correlation between mean values of mineral nitrogen (N-NH₄, N-NO₃, N_{min}) in 0–10 cm soil layer in conditions of *in situ* incubation and from under vegetation and selected parameters in Janki and Laszeczki experiments in 1995–2006

Rodzaj próbki gleby Type of soil sample	Parametr Parameter	Współczynnik korelacji liniowej Pearsona Pearson's coefficients of linear correlation					
		Janki			Laszeczki		
		N-NH ₄	N-NO ₃	N _{min}	N-NH ₄	N-NO ₃	N _{min}
Inkubacja <i>in situ</i> <i>In situ</i> incubation	opad precipitation (IV–IX), mm	-0,55*	-0,60*	-0,64*	-ni.	-0,65*	-0,67*
	temperatura powietrza, °C	-ni.	0,56*	0,57*	-ni.	-ni.	-ni.
	uwilgotnienie, % obj.	-ni.	-0,55*	-0,57*	-ni.	-0,80***	-0,81***
	moisture, % vol.	0,67*	0,74**	0,78**	06,0*	0,83***	0,85***
Spod roślinności From under vegetation	opad precipitation (IV–IX), mm	-ni.	-0,67**	-0,68**	-ni.	-0,55*	-0,57*
	temperatura powietrza, °C	-ni.	0,59*	0,56*	-ni.	-ni.	-ni.
	uwilgotnienie, % obj.	-ni.	-0,50*	-0,61*	-ni.	-0,75**	-0,75**
	moisture, % vol.	-ni.	0,84***	0,87***	-ni.	0,78**	0,79**

Objasnienia: ni. – współczynnik korelacji nieistotny, -ni. – współczynnik korelacji nieistotny o wartości ujemnej, * – istotne, gdy $\alpha = 0,05$, ** – istotne, gdy $\alpha = 0,01$, *** – istotne, gdy $\alpha = 0,001$.

Explanation: ni. – insignificant correlation coefficient, -ni. – insignificant negative correlation coefficient, * – significant at $\alpha = 0,05$, ** – significant at $\alpha = 0,01$, *** – significant at $\alpha = 0,001$

Tabela 3. Współczynniki korelacji między średnimi wartościami różnicowej wydajności mineralizacji (RWM) azotu (N_{\min}) w warstwie gleby 0–10 cm oraz opadem w okresie wegetacyjnym (IV–IX), temperaturą powietrza, uwilgotnieniem gleby i latami badań na doświadczeniu Laszczki w latach 1995–2006

Table 3. Coefficients of correlation between mean values of differential efficiency of nitrogen mineralization (RWM) in 0–10 cm soil layer and precipitation in the vegetation season (IV–IX), air temperature, soil moisture and study years in Laszczki experiment in 1995–2006

Obiekt nawozowy Fertilisation object	Współczynniki korelacji liniowej Pearsona między RWM a Pearson's coefficients of linear correlation between RWM and			
	opadem (IV–IX), mm precipitation (IV–X), mm	temperaturą powietrza, °C air temperature, °C	uwilgotnieniem, % obj. moisture, % vol.	latami years
ANCa ₀	–ni	–ni	–ni	ni.
ANCa ₂	–0,58*	–ni	–ni	ni.
CNCa ₀	–0,60*	–ni	–0,71**	0,70*
CNCa ₂	–0,56*	–ni	–0,58*	ni.

Objaśnienia: AN – saletra amonowa, CN – saletra wapniowa, Ca₀ – gleba niewapnowana, Ca₂ – gleba wapnowana jednorazowo na początku doświadczenia w 1982 r.; pozostałe, jak w tabeli 2.

Explanation: AN – ammonium nitrate, CN – calcium nitrate, Ca₀ – soil not limed, Ca₂ – soil limed once in the start of experiment in 1982; other as in Table 2.

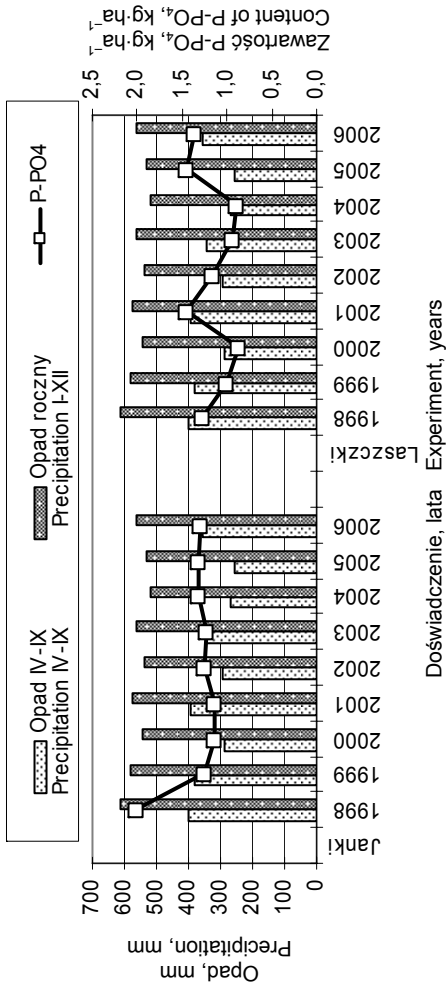
się szczególnie w różnicowej wydajności mineralizacji (RWM) azotu w warunkach nawożenia saletrą wapniową (tab. 3).

F o s f o r. W przeciwieństwie do azotu, w prezentowanym w pracy wieloleciu (1998–2006) nie stwierdzono istotnej współzależności średnich zmian uwalnianego fosforu w warunkach inkubacji gleby *in situ* z upływem lat w obu doświadczeniach łąkowych, mimo zaniechania nawożenia tym składnikiem, począwszy od 2000 r. (rys. 3a). Średnia w latach badań zawartość P-PO₄ w warstwie gleby 0–10 cm tych doświadczeń była zbliżona (J-1,3; L-1,2 kg·ha⁻¹), lecz znacznie bardziej zróżnicowana w glebie doświadczenia L, zasobnej w C_{org} i o korzystnych warunkach wilgotnościowych. Natomiast w glebie ubogiej w C_{org} i części ilaste doświadczenia J, lecz zwapnowanej i nawożonej saletrą wapniową (CNCa₂), zawartość P-PO₄ istotnie zmniejszała się wraz z upływem lat ($r_1 = -0,67^*$) (rys. 3b).

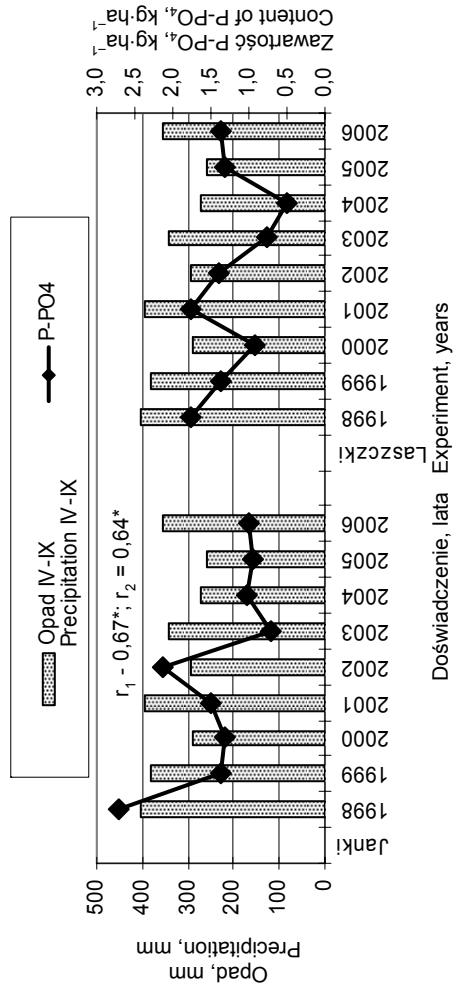
Nie stwierdzono również istotnego wpływu ilości opadów na średnie zmiany uwalnianego fosforu w glebie obu doświadczeń (rys. 3a). Sprzyjający uwalnianiu fosforu wpływ opadu ($r_2 = 0,64^*$) wykazano tylko w glebie doświadczenia L, zasobniejszej w C_{org} i bardziej zwięzłej, zwapnowanej, nawożonej saletrą wapniową (CNCa₂) (rys. 3b). Zwiększenie uwilgotnienia gleby doświadczenia J, zarówno wapnowanej, jak i niewapnowanej, sprzyjało uwalnianiu fosforu ($r_1 = 0,73^*$, rys. 3c) ($r_1 = 0,89^{***}$, $r_2 = 0,76^{**}$, rys. 4a). Pozytywny wpływ uwilgotnienia na zasobność w mineralny fosfor obserwowano również w tej glebie spod roślinności (rys. 4b).

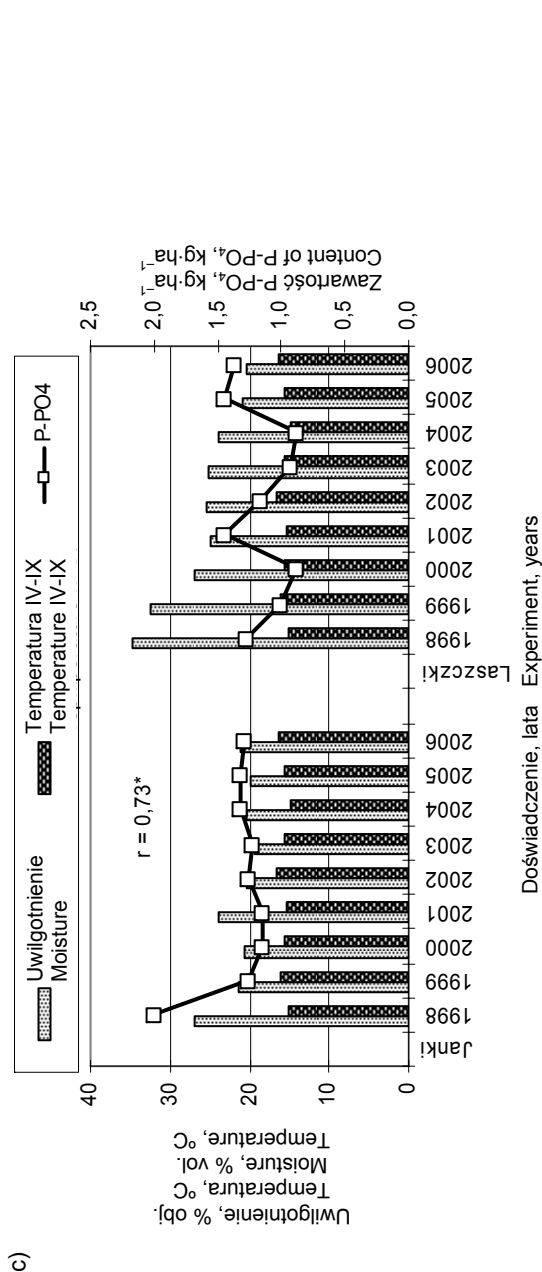
W badanym wieloleciu (1998–2006) nie stwierdzono istotnego wpływu temperatury powietrza na średnie uwalnianie fosforu w warunkach inkubacji gleby *in situ* na obu doświadczeniach (rys. 3c). Wpływ ten, ujemny, stwierdzono tylko w glebie

a)



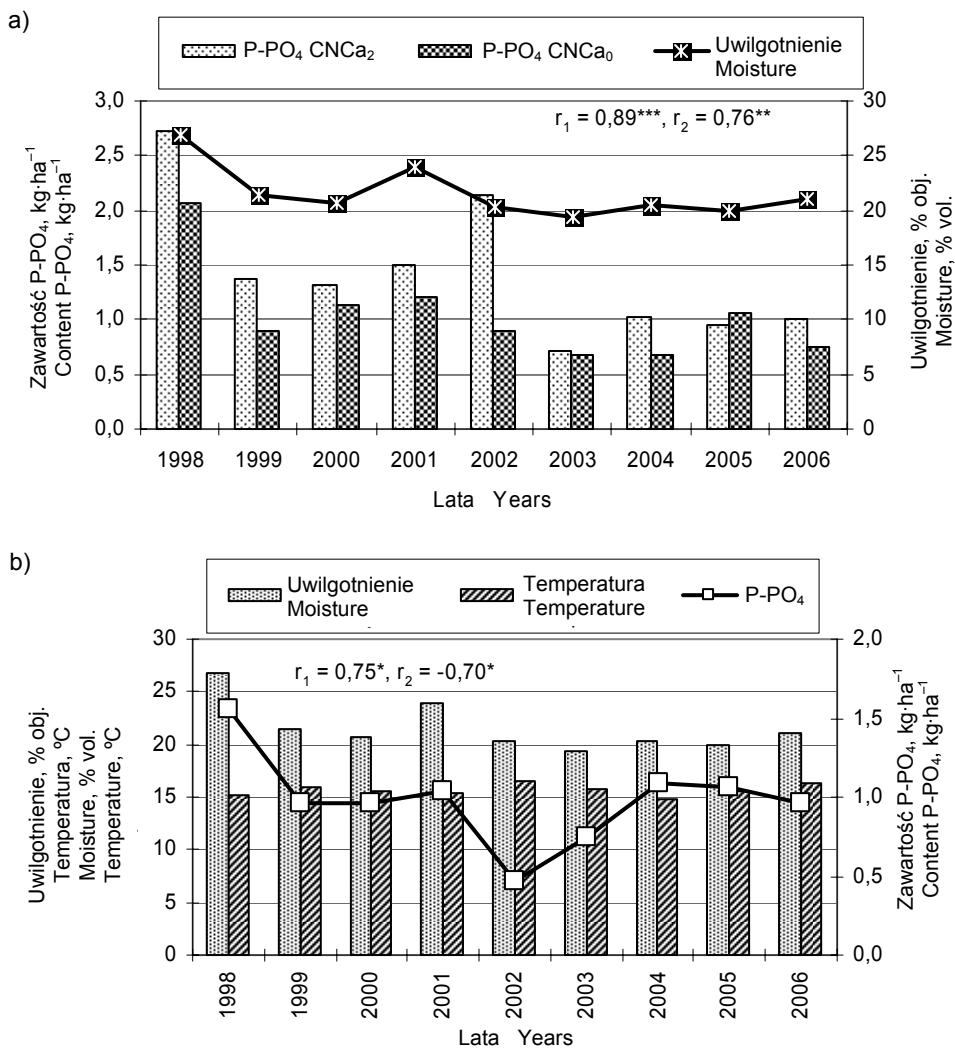
b)





Rys. 3. Średnie roczne zmiany zawartości fosforu (P-PO₄) w warstwie gleby 0–10 cm uwolnionego w warunkach inkubacji *in situ* na doświadczeniach łąkowych Janki i Laszczki w latach 1998–2006: a) w zależności od ilości opadu atmosferycznego rocznego i w okresie wegetacyjnym – średnie z obiektów nawozowych, b) w zależności od opadu w okresie wegetacyjnym – z obiektu nawozowego CNCa₂, c) w zależności od uwilgotnienia gleby oraz temperatury powietrza w okresie wegetacyjnym; współczynniki korelacji Pearsona: r_1 – P-PO₄ · lata (Janki), r_2 – P-PO₄ · opad (Laszczki) (b), r – P-PO₄ · uwilgotnienie (c); * – istotne, gdy $\alpha = 0,05$, ** – istotne, gdy $\alpha = 0,01$, *** – istotne, gdy $\alpha = 0,001$

Fig. 3. Mean annual changes of phosphorus (P-PO₄) content in 0–10 cm soil layer in conditions of *in situ* incubation in Janki and Laszczki grassland experiments in 1998–2006: a) in relation to atmospheric precipitation – annual and during the vegetation season – means from fertilisation objects, b) in relation to atmospheric precipitation during the vegetation season – from CNCa₂ fertilisation object, c) in relation to air temperature and soil moisture during the vegetation season; Pearson's correlation coefficients: r_1 – P-PO₄ · years (Janki), r_2 – P-PO₄ · precipitation (Laszczki) (b); r – P-PO₄ · moisture (c); * – significant at $\alpha = 0.05$, ** – significant at $\alpha = 0.01$, *** – significant at $\alpha = 0.001$



Rys. 4. Średnie roczne zmiany zawartości fosforu (P-PO₄) w warstwie gleby 0–10 cm na doświadczeniu łąkowym Janki w latach 1998–2006: a) uwolnionego w warunkach inkubacji *in situ* z obiektów nawozowych CNCa₀ i CNCa₂ w zależności od uwilgotnienia gleby, b) średnie z obiektów nawozowych w glebie spod roślinności; współczynniki korelacji Pearsona: P-PO₄ · uwilgotnienie, r_1 – CNCa₀, r_2 – CNCa₂ (a), r_1 – P-PO₄ · uwilgotnienie, r_2 – P-PO₄ · temperatura (b); * – istotne, gdy $\alpha = 0,05$, ** – istotne, gdy $\alpha = 0,01$, *** – istotne, gdy $\alpha = 0,001$

Fig. 4. Mean annual changes of P-PO₄ content in 0–10 cm soil layer in Janki grassland experiments in 1998–2006: a) released from CNCa₀ and CNCa₂ fertilisation objects during *in situ* incubation in relation to soil moisture, b) averaged from fertilisation objects from under vegetation: Pearson's correlation coefficients: P-PO₄ · moisture: r_1 – CNCa₀, r_2 – CNCa₂ (a), r_1 – P-PO₄ · moisture, r_2 – P-PO₄ · temperature (b); * – significant at $\alpha = 0.05$, ** – significant at $\alpha = 0.01$, *** – significant at $\alpha = 0.001$

spod roślinności doświadczenia J, gdzie w miarę wzrostu temperatury zawartość P-PO₄ zmniejszała się istotnie ($r_2 = -0,70^*$) (rys. 4b). W miarę wzrostu temperatury powietrza istotnie zwiększała się natomiast różnicowa wydajność mineralizacji (RWM) fosforu w glebie doświadczenia L, lecz tylko w warunkach nawożenia saletrą wapniową. Zwiększeniu tej wydajności sprzyjało mniejsze uwilgotnienie gleby. Wprawdzie nie udowodniono istotnego wpływu ilości opadów na RWM, lecz ujemny znak współczynnika korelacji Pearsona wskazuje tendencję podobnego do uwilgotnienia kierunku zmian RWM (tab. 4).

Tabela 4. Współczynniki korelacji między średnimi wartościami różnicowej wydajności mineralizacji (RWM) fosforu (P-PO₄) w warstwie gleby 0–10 cm oraz opadem w okresie wegetacyjnym (IV–IX), temperaturą powietrza, uwilgotnieniem gleby i latami badań na doświadczeniu Laszczki w latach 1998–2006

Table 4. Coefficients of correlation between mean values of differential efficiency of phosphorus mineralization (RWM) in 0–10 cm soil layer and precipitation in the vegetation season (IV–IX), air temperature, soil moisture and study years in Laszczki experiment in 1998–2006

Obiekt nawozowy Fertilisation object	Współczynniki korelacji liniowej Pearsona między RWM a Pearson's coefficients of linear correlation between RWM and				
	opadem, mm precipitation, mm		temperaturą powietrza, °C air temperature, °C	uwilgotnieniem, % obj. moisture, % vol.	latami years
	IV–IX	I–XII			
ANCa ₀	–ni.	–ni.	–ni.	–ni.	0,63*
ANCa ₂	–ni.	–ni.	ni	–ni.	ni
CNCA ₀	–ni.	–ni.	0,78**	–0,66*	ni
CNCA ₂	–ni.	ni.	0,88***	–ni.	ni

Objaśnienia, jak pod tabelą 2. i 3.

Explanations as in Table 2 and 3.

Uwalnianie azotu i fosforu z MO gleby jest złożonym procesem z udziałem mikroorganizmów glebowych, któremu towarzyszą reakcje chemiczne. Wynika to, między innymi, z różnic we właściwościach chemicznych obu pierwiastków oraz ze zróżnicowanego wpływu tych samych czynników glebowych, atmosferycznych i agrotechnicznych na mineralizację ich organicznych związków [GORLACH, 2002; NOWOTNY-MIECZYŃSKA, 1976; PATRA i in., 2007; SAGGAR i in., 2000; WHITEHEAD, 2006]. Obserwowane w prezentowanych w pracy latach badań 1995–2006 zmiany uwalniania mineralnych form badanych składników w warunkach doświadczeń łąkowych cytowanych w pracy wskazują intensywniejszą, lecz odmiennie uwarunkowaną dynamikę azotu w porównaniu z fosforem. Mniej korzystne uwilgotnienie gleby, związane z mniejszym opadem atmosferycznym i wyższą temperaturą powietrza, z reguły zwiększało intensywność mineralizacji organicznych związków obu składników. Zmniejszenie ilości opadu atmosferycznego oraz wzrost temperatury powietrza w warunkach większej zasobności gleby w C_{org}

i mniejszego jej zakwaszenia sprzyjały uwalnianiu w glebie mineralnych form fosforu [SAPEK, 1996; SAPEK, SAPEK, 2006].

Wpływ odczynu gleby. Działanie zastosowanego wapnowania, a także nawożenia dwoma rodzajami saletry skutkowało zróżnicowaniem odczynu gleby obiektów nawozowych doświadczeń w badanym wieloleciu [SAPEK, BURZYŃSKA, 2009]. Średnie z lat 2004–2006 wartości pH gleby obiektów nawozowych prezentowanych w pracy wykazały największe zakwaszenie gleby niewapnowanej, nawożonej saletrą amonową (ANCa₀), które w warunkach jej zwapnowania, a także nawożenia saletrą wapniową ulegało największemu zobojętnieniu na obu doświadczeniach (CNCa₂) (tab. 5). Uwalnianie azotu i fosforu z ich organicznych związków zależało od pH gleby, a wpływ ten różnił się w odniesieniu do omawianych dwóch składników [SAPEK, KALIŃSKA, 2004; SAPEK, SAPEK, 2006].

Tabela 5. Średnie wartości pH gleby oraz zawartości mineralnych form azotu (N-NH₄, N-NO₃, N_{min}) i fosforu (P-PO₄) uwolnione w warunkach inkubacji *in situ* w warstwie gleby 0–10 cm z obiektów nawozowych doświadczeń w Jankach i Laszczkach w latach 2004–2006

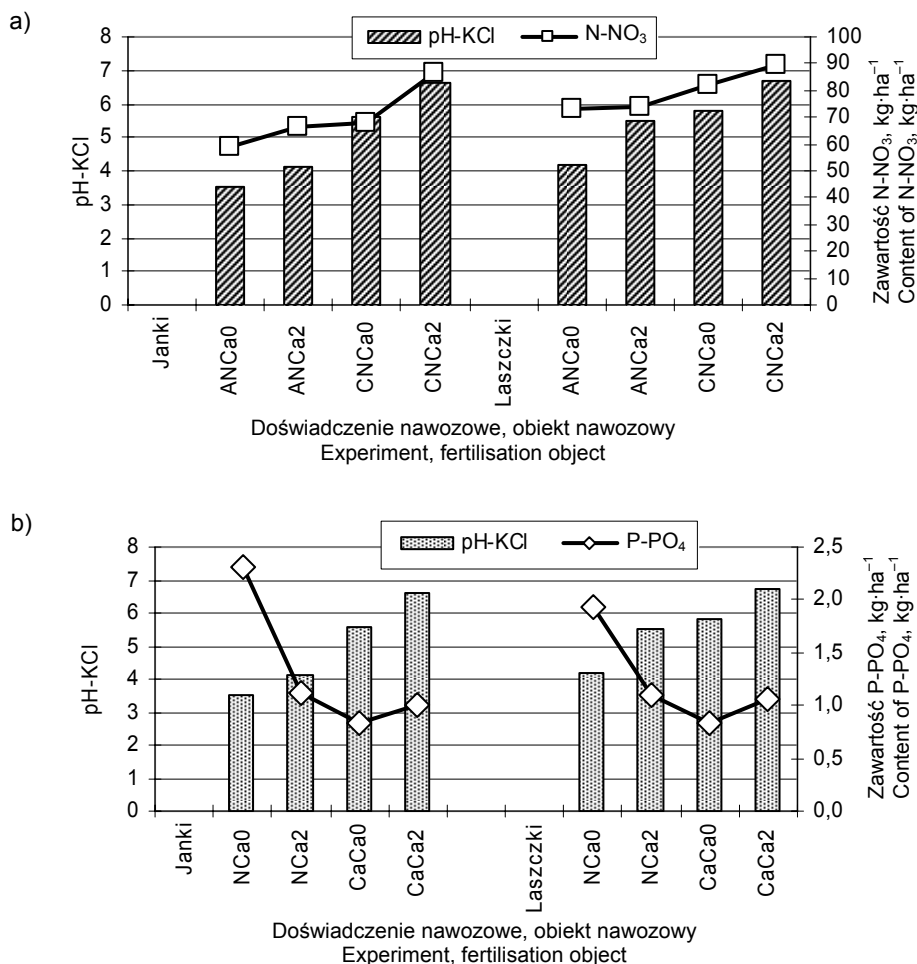
Table 5. Mean soil pH and the contents of mineral nitrogen forms (N-NH₄, N-NO₃, N_{min}) and phosphorus (P-PO₄) released during *in situ* incubation in 0–10 cm soil layer from fertilisation objects in Janki and Laszczki experiments in 2004–2006

Doświadczenie Experiment	Obiekt nawozowy Fertilisation object	pH-KCl	Zawartość, kg·ha ⁻¹ Content, kg·ha ⁻¹			
			N-NH ₄	N-NO ₃	N _{min}	P-PO ₄
Janki	ANCa ₀	3,5	21,3	59,3	80,6	2,31
	ANCa ₂	4,1	20,8	66,3	87,1	1,11
	CNCa ₀	5,6	15,0	68,2	83,2	0,83
	CNCa ₂	6,6	7,5	86,5	94,0	1,00
	<i>r</i> , pH-KCl (<i>n</i> = 4)			-0,97**	0,91*	0,74
Laszczki	ANCa ₀	4,2	12,1	73,1	85,3	1,94
	ANCa ₂	5,5	11,2	73,7	84,9	1,09
	CNCa ₀	5,8	8,3	82,1	90,4	0,84
	CNCa ₂	6,7	7,2	89,8	96,9	1,06
	<i>r</i> , pH-KCl (<i>n</i> = 4)			-0,91*	0,87*	0,84
Janki, Laszczki razem together (<i>n</i> = 8)			-0,86**	0,89**	0,79	-0,76*

Objaśnienia: *n* – liczba próbek, *r* – współczynniki korelacji liniowej Pearsona, pozostałe, jak pod tabelą 2.

Explanations: *n* – number of samples, *r* – coefficients of Pearson's linear correlation, other as in Table 2.

A z o t. W miarę zmniejszania się kwasowości gleby uwalnianie amonowej formy azotu (N-NH₄) istotnie się zmniejszało (ujemne wartości *r*). Natomiast mniejsza kwasowość gleby sprzyjała nityfikacji i uwalnianiu azotu azotanowego (N-NO₃) (dodatnie wartości *r*) (tab. 5, rys. 5a). W tych warunkach odczynu podobny, chociaż nieudowodniony, kierunek zmian stwierdzono na podstawie sumarycznej ilości uwolnionej w glebie azotu mineralnego (N_{min}) (tab. 5). W badanym wie-



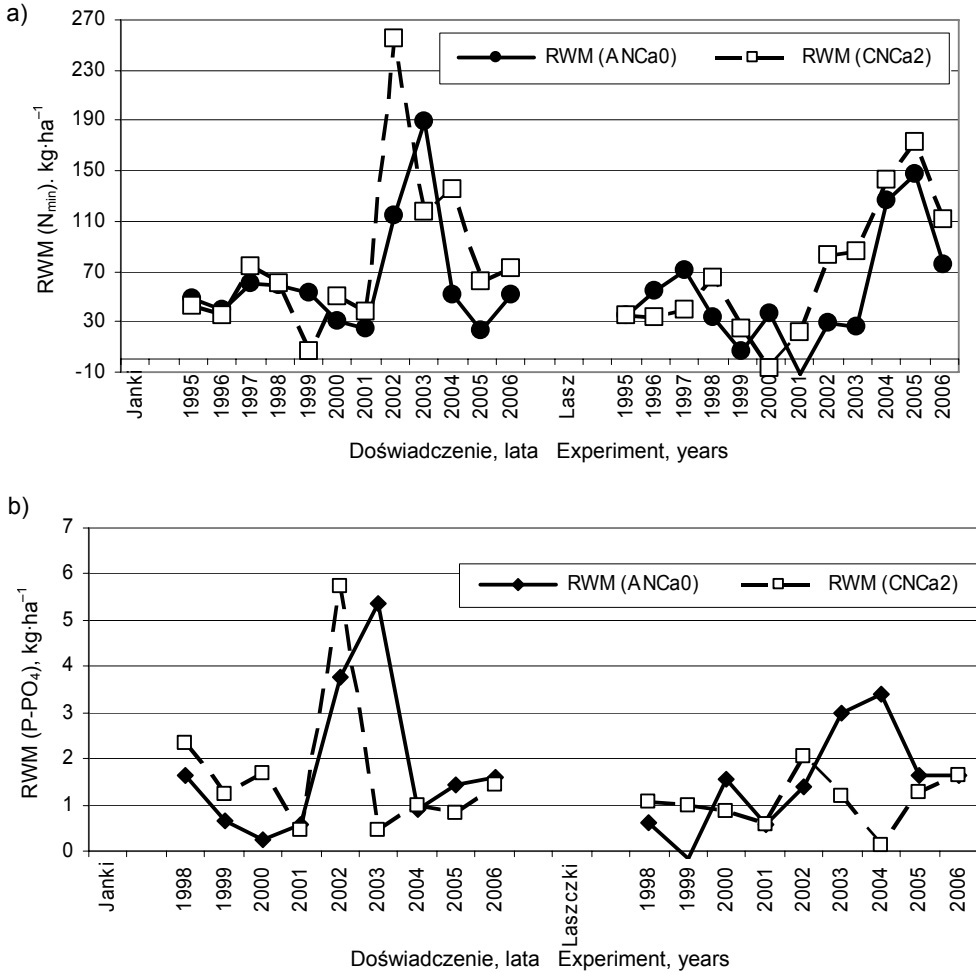
Rys. 5. Średnie wartości pH-KCl oraz azotu azotanowego (N-NO₃) (a) i fosforu (P-PO₄) (b) w latach 2004–2006 w warstwie gleby 0–10 cm z obiektów nawozowych na doświadczeniach łąkowych Janki i Laszczki

Fig. 5. Mean values of pH-KCl and the concentrations of nitrate nitrogen (N-NO₃) (a) and phosphorus (P-PO₄) (b) during the years 2004–2006 in 0–10 cm soil layer from fertilisation objects in Janki and Laszczki grassland experiments

lolecia obserwowano tendencję sprzyjającą intensywniejszej różnicowej wydajności mineralizacji (RWM) azotu (N_{min}) w warunkach pH bliskiego obojętnemu, w glebie zwapnowanej i nawożonej saletrą wapniową (CNCa₂), zwłaszcza po 2000 r., kiedy zaobserwowano nasilenie mineralizacji związków azotu (rys. 2, 5a).

F o s f o r. W przeciwieństwie do azotu, zubożenie kwasowości i związane z tym wzbogacenie gleby w wapń wskutek wapnowania, a także nawożenia saletrą wapniową zmniejszało uwalnianie mineralnego fosforu w glebie (ujemne wartości

r), co udowodniono łącznie dla obu doświadczeń ($r = -0,76^*$) (rys. 5b, tab. 5). Zaniechanie nawożenia fosforem gleb obu doświadczeń, począwszy od 2000 r., częściowo zaznaczyło się tendencją do zmniejszania różnicowej wydajności mineralizacji (RWM) fosforu w warunkach pH gleby bliskiego obojętnemu, zwłaszcza w glebie doświadczenia L (rys. 6b).



Rys. 6. Różnicowa wydajność mineralizacji (RWM): a) azotu (N_{\min}) w latach 1995–2006, b) fosforu ($P-PO_4$) w latach 1998–2006 w warstwie gleby 0–10 cm w ciągu roku na doświadczeniach łąkowych Janki i Laszczki

Fig. 6. Differential efficiency of mineralization (RWM) of: a) nitrogen (N_{\min}) in the years 1995–2006, b) phosphorus ($P-PO_4$) in the years 1998–2006 in 0–10 cm soil layer during the year in Janki and Laszczki grassland experiments

Kwaśny odczyn gleby sprzyjał procesowi amonifikacji i większemu udziałowi amonowej formy azotu N-NH₄ w porównaniu z N-NO₃, natomiast odczyn bliski obojętnemu, a także obecność jonów Ca⁺² zwiększały udział azotu azotanowego, co już wykazano we wcześniejszych badaniach [SAPEK, ESTAVILLO, CORRE, 2000]. Odczyn gleby łąkowej znacząco wpływał też na obecność ruchliwych frakcji fosforu w glebie, o czym świadczą, między innymi, wyniki badań MCDOWELLA i in. [2002] oraz TYLERA [2002]. Autorzy ci wykazali mniejszy udział potencjalnie ruchliwego fosforu w glebie łąkowej o pH < 5,8, co jest związane z tworzeniem amorficznych połączeń z glinem (P-Al).

Wpływ węgla organicznego w glebie i sposobu użytkowania. Ocenę wpływu węgla organicznego – utlenialego (C_{org}) – oraz jego formy rozpuszczalnej w roztworze 0,01 mol CaCl₂·dm⁻³ (RWO) na uwalnianie azotu i fosforu mineralnego do tego wyciągu z gleby przedstawiono na przykładzie wyników z lat 2004 i 2007, kiedy w próbkach z dwóch doświadczeń oznaczono obydwie formy węgla. Współzależność badanych wielkości oceniono na podstawie obliczonych współczynników korelacji Pearsona.

Najsilniejszy wpływ węgla organicznego, zwłaszcza jego formy rozpuszczalnej (RWO), zwiększający uwalnianie mineralnego azotu (N-NH₄ i N-NO₃), a także fosforu (P-PO₄) z wierzchniej, 10-centymetrowej warstwy gleby do wyciągu stwierdzono w mało zasobnej w C_{org} glebie doświadczenia J (tab. 6, rys. 7a, b).

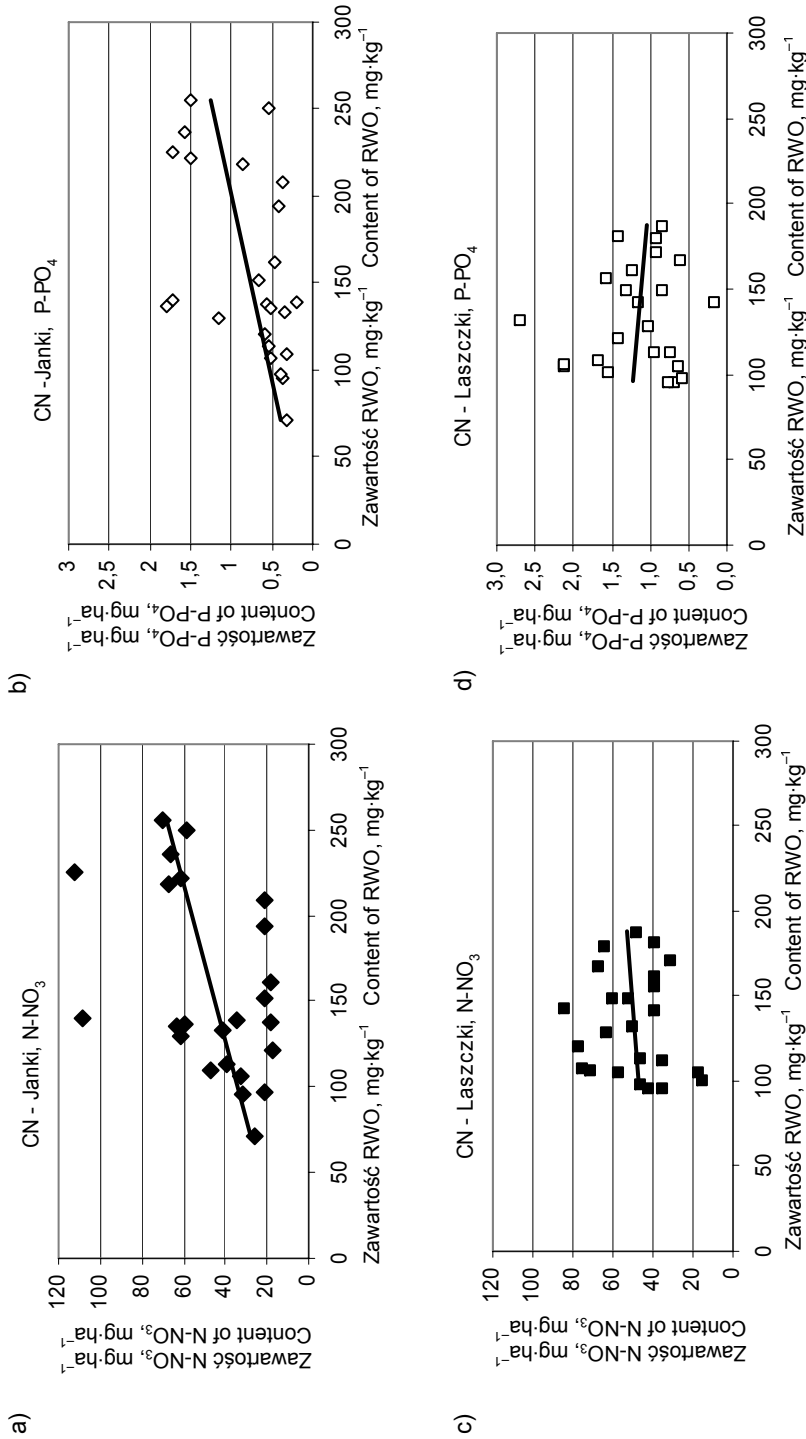
Tabela 6. Współczynniki korelacji między średnią z lat 2004 i 2007 zawartością węgla organicznego (C_{org}), rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO) oraz zawartością mineralnego azotu (N-NH₄, N-NO₃) i fosforu (P-PO₄) w wyciągu z warstwy gleby 0–10 cm nawożonej saletrą amonową (AN) i saletrą wapniową (CN) z doświadczeń w Jankach i Laszczkach (n = 24)

Table 6. Coefficients of Pearson's linear correlation between mean (from the years 2004 and 2007) content of organic carbon (C_{org}), dissolved organic carbon (RWO) and the content of mineral nitrogen (N-NH₄, N-NO₃) and phosphorus (P-PO₄) in the soil extract from 0–10 cm soil layer fertilised with ammonium nitrate (AN) and calcium nitrate (CN) in Janki and Laszczki experiments (n = 24)

Składnik Component	Współczynniki korelacji liniowej Pearsona Pearson's coefficients of linear correlation			
	Janki		Laszczki	
	AN	CN	AN	CN
	C _{org}			
N-NH ₄	ni.	ni.	ni.	ni.
N-NO ₃	ni.	-0,61***	ni.	0,45*
P-PO ₄	ni.	-0,37*	0,41*	ni.
	RWO			
N-NH ₄	0,54**	0,40*	-ni.	ni.
N-NO ₃	0,90***	0,43*	ni.	ni.
P-PO ₄	ni.	0,47*	ni.	ni.

Objaśnienia, jak pod tabelą 2. i 5.

Explanation as in Table 2 and 5.



Rys. 7. Zależność średnich z lat 2004 i 2007 zawartości azotu azotanowego (N-NO₃) i fosforu (P-PO₄) od rozpuszczonego węgla (RWO) organicznego w wyciągu z warstwy gleby 0–10 cm nawożonej saletrą wapniową (CN) z doświadczeń: w Jankach (a, b) i w Laszczkach (c, d)

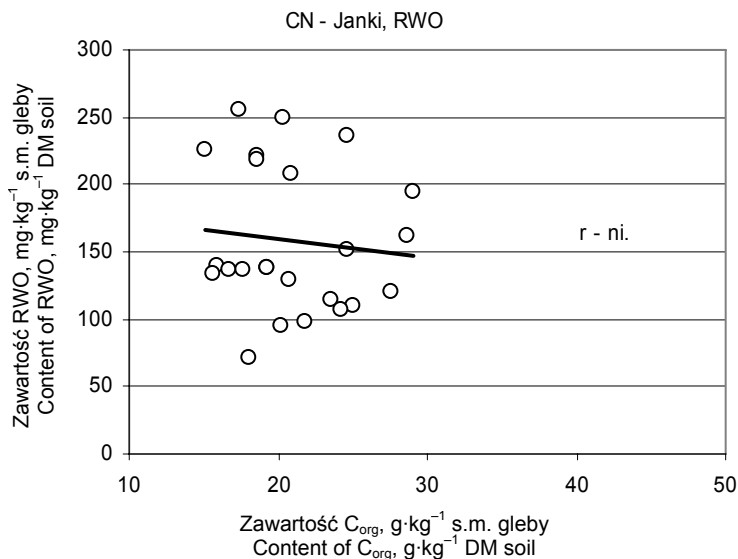
Fig. 7. The relationships between the mean (from the years 2004 and 2007) content of nitrate nitrogen (N-NO₃) and phosphorus (P-PO₄) and dissolved organic carbon (RWO) in the extract from 0–10 cm soil layer fertilised with calcium nitrate (CN) from Janki (a, b) and Laszczki (c, d) experiments

Podkreślenia wymaga przeciwstawny wpływ C_{org} (ujemne wartości r) i RWO (dodatnie wartości r) na uwalnianie badanych składników do wyciągu z gleby (tab. 6). Wynika z tego, iż w tych warunkach zwiększanie zawartości C_{org} sprzyja wiązaniu azotu i fosforu w glebie i zmniejszeniu rozpuszczalności ich mineralnych form, co w pewnej mierze ilustruje, wprawdzie statystycznie nieudowodniona, współzależność C_{org} i RWO oraz kierunek linii trendu zmian (rys. 8a). W prezentowanym dwuletnim okresie badań zawartość rozpuszczalnej formy węgla (RWO) istotnie zwiększała się w miarę wzbogacania w ten składnik wierzchniej warstwy gleby znacznie zasobniejszej w C_{org} na doświadczenia L (rys. 8b). Jednak nie skutkowało to zwiększeniem uwalniania mineralnych form azotu i fosforu do wyciągu z gleby (tab. 6, rys. 7c, d). Linia trendu zmian P- PO_4 wskazywałaby na ubożenie warstwy gleby 0–10 cm w rozpuszczalny fosfor wraz z jej wzbogacaniem w RWO, co mogło być skutkiem jego wymywania do głębszych warstw gleby (rys. 7d). Trzeba zaznaczyć, iż na tym doświadczeniu, począwszy od 2004 r., zaniechano zbioru skoszonej runi, co dodatkowo oddziaływało na badaną w tych warunkach współzależność.

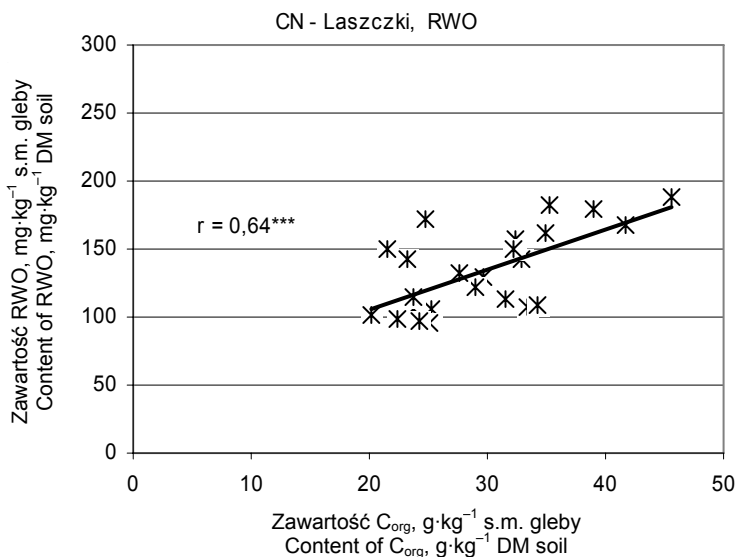
Wpływ zmiany użytkowania łąki na uwalnianie azotu i fosforu z gleby przedstawiono na przykładzie 4-letnich okresów badań gleby inkubowanej *in situ* na doświadczeniu L (tab. 7). Okres 1998–2001 reprezentuje długoletnie, kośne użytkowanie. W latach 2004–2007 zaniechano nawożenia, a skoszoną run wysokośći ok. 15 cm pozostawiano rozproszoną na powierzchni łąki. Zaniechanie zbioru skoszonej runi sprzyjało wzbogaceniu warstwy gleby 0–10 cm w mineralny azot i to w warunkach uprzedniego stosowania zarówno saletry amonowej (AN), jak i wapniowej (CN). Uwalnianie fosforu różnicowała postać saletry, stosowana w latach użytkowania łąki. Wprowadzony wcześniej do gleby wapń z saletry wapniowej utrzymywał uwalnianie fosforu w wierzchniej warstwie gleby na poziomie podobnym do obserwowanego w warunkach użytkowania łąki. Następnie działanie stosowanej saletry amonowej skutkowało natomiast prawie dwukrotnym zwiększeniem zawartości P- PO_4 w wierzchniej warstwie gleby (tab. 7).

W glebach łąkowych, zwłaszcza trwałych użytków zielonych, proces darniowy oraz sposób ich użytkowania, a także nawożenie kształtują dodatkowo dynamikę i przebieg uwalniania tych składników z gleby [SAPEK, 1996; 2006a; SAPEK, SAPEK, 2006; WHITEHEAT, BRISTOL, LECKYER, 1990]. Ponadto, na wydajność mineralizacji azotu może wpływać zasobność gleby w MO. Jak wykazali HATH, GOULDING i MORPHY [2002], ograniczenie tego procesu oraz immobilizacja azotu wynikają ze zwiększonej w tych warunkach aktywności mikroorganizmów glebowych. O możliwości współoddziaływania azotu i fosforu na ich uwalnianie świadczą wyniki badań SHAHENA, TSALIDASA i ESKRIDGE'A [2009], którzy wykazali inny, niż w przypadku jonów Ca^{+2} , wpływ jonów NH_4^+ , zwiększający ruchliwość fosforu w glebie i to bez względu na jej pH. Powyższe wyniki potwierdzają wykazane w niniejszej pracy zwiększenie uwalniania fosforu wskutek następczego działania saletry amonowej w glebie łąkowej po zaniechaniu zbioru skoszonej runi, w prze-

a)



b)



Rys. 8. Zależność średnich z lat 2004 i 2007 zawartości rozpuszczalnego węgla (RWO) od całkowitego węgla organicznego (C_{org}) w warstwie gleby 0–10 cm nawożonej saletrą wapniową (CN) z doświadczeń: a) w Jankach, b) w Laszczkach; * – istotne, gdy $\alpha = 0,05$, ** – istotne, gdy $\alpha = 0,01$, *** – istotne, gdy $\alpha = 0,001$

Fig. 8. Relationship between the mean (from the years 2004 and 2007) content of dissolved organic carbon (RWO) and total organic carbon (C_{org}) in 0–10 cm soil layer fertilised with calcium nitrate (CN) from Janki (a) and Laszczki (b) experiments; * – significant at $\alpha = 0.05$, ** – significant at $\alpha = 0.01$, *** – significant at $\alpha = 0.001$

Tabela 7. Średnia zawartość azotu mineralnego (N_{\min}) i fosforu ($P-PO_4$) w warstwie gleby 0–10 cm w warunkach inkubacji *in situ* w latach użytkowania łąki (1998–2001) i po zaniechaniu zbioru skoszonych runi (2004–2007) na doświadczeniu Laszczki

Table 7. Mean content of mineral nitrogen (N_{\min}) and phosphorus ($P-PO_4$) in 0–10 cm soil layer during *in situ* soil incubation in the years of meadow utilisation (1998–2001) and after the abandonment of harvesting (2004–2007) in Laszczki experiment

Obiekt nawozowy Fertilisation objects	1998–2001		2004–2007	
	średnia mean	<i>SD</i>	średnia mean	<i>SD</i>
	N_{\min} , $kg \cdot ha^{-1}$			
ANCa ₀	45,3	21,0	79,1	21,2
CNCa ₀	46,1	25,4	83,1	23,4
	$P-PO_4$, $kg \cdot ha^{-1}$			
ANCa ₀	1,01	0,22	1,93	0,13
CNCa ₀	1,06	0,35	0,98	0,47

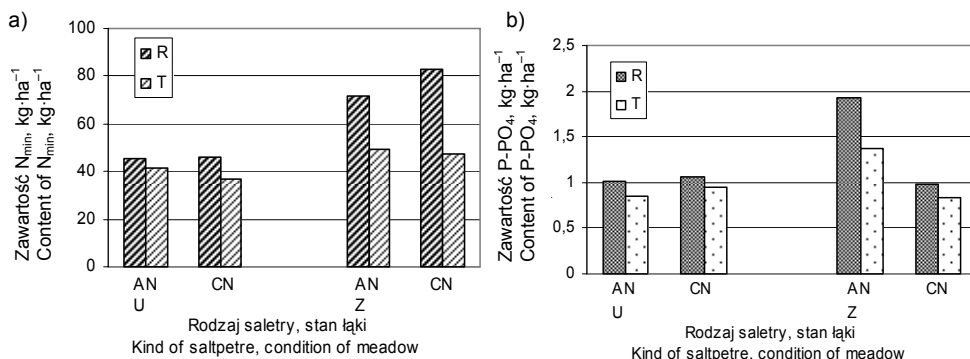
Objaśnienia: *SD* – odchylenie standardowe, pozostałe, jak pod tabelą 3.

Explanation: *SD* – standard deviation, other as in Table 3.

ciwieństwie do takiego działania saletry wapniowej, w którego wyniku ta zawartość była na podobnym poziomie, jak w latach kośnego użytkowania łąki. Stymulujący wzbogacenie wierzchniej warstwy gleby w mineralny azot wpływ pozostawienia skoszonej runi na powierzchni gleby, bez względu na uprzednio stosowaną formę saletry, może wynikać z intensywnej mineralizacji skoszonej, świeżej masy runi łąkowej [Reports..., 2004].

SKUTKI UWALNIANIA AZOTU I FOSFORU Z MATERII ORGANICZNEJ GLEBY W ŚRODOWISKU PRZYRODNICZYM

Dostępność składników pokarmowych roślin. W warunkach nawożenia łąki azotem i fosforem ilość tych składników, uwolniona w procesie mineralizacji, nie miała tak znacznego wpływu na ich wykorzystanie przez roślinność, jak po zaniechaniu dostarczania tych składników z nawozami. Wskazują na to niewielkie różnice między zawartością uwolnionego mineralnego azotu oraz fosforu w warstwie gleby 0–10 cm po inkubacji *in situ* (R) i ich zawartością w tej samej warstwie spod roślinności (T) w latach użytkowania łąki (U – rys. 9a, b). Zaniechanie nawożenia i zbioru plonu (Z) sprzyjało wzbogaceniu gleby w badane składniki, zwłaszcza w azot uwalniany w procesie mineralizacji (R) w glebie nawożonej uprzednio saletrą wapniową (CN) (rys. 9a). Wzbogaceniu gleby w fosfor sprzyjało w tych warunkach następcze działanie saletry amonowej (AN) (rys. 9b). O dostępności i pobieraniu przez roślinność łąkową uwolnionego azotu i fosforu w glebie w warunkach jej inkubacji *in situ* może świadczyć zmniejszanie ilości zarówno N_{\min} , jak



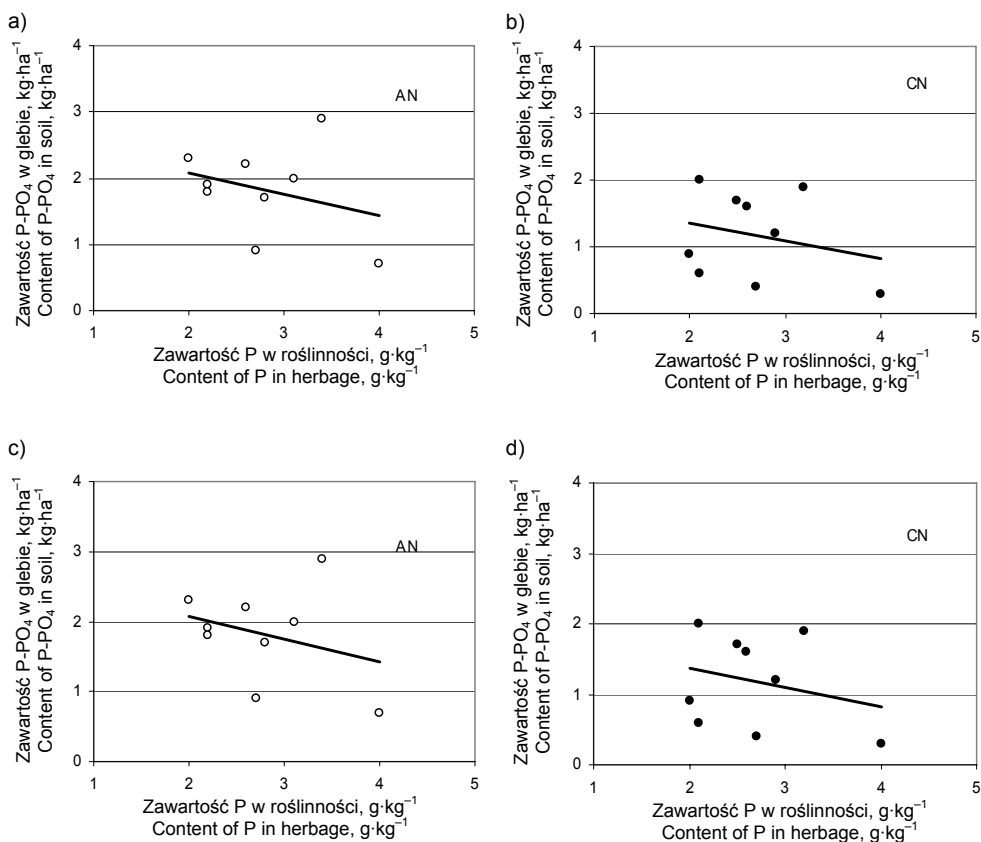
Rys. 9. Średnia roczna zawartość azotu mineralnego (N_{min}) (a) i fosforu ($P-PO_4$) (b) w warstwie gleby 0–10 cm w warunkach inkubacji *in situ* (R) i spod roślinności (T) w latach użytkowania łąki (U) (1998–2001) i po zaniechaniu zbioru skoszzonej runi (Z) (2004–2007) na doświadczeniu w Laszczkach

Fig. 9. Mean annual content of nitrate nitrogen (N_{min}) (a) and phosphorus ($P-PO_4$) (b) in 0–10 cm soil layer in the conditions of *in situ* soil incubation (R) and from under the vegetation (T) of utilised meadow (U) (1998–2001) and after the abandonment of harvesting (Z) (2004–2007) in Laszczki experiment

i $P-PO_4$ w badanej warstwie gleby w miarę zwiększania zawartości tych składników w roślinności. Taką współzależność, chociaż statystycznie nieudowodnioną, wskazują kierunki linii trendu zmian w warunkach nawożenia obiema postaciami saletry (rys. 10).

Na podstawie badań WHITEHEADA [2006] można stwierdzić, że korzenie traw wykazują znaczną tendencję do immobilizacji azotu i fosforu. W glebach trwałych użytków zielonych, z natury zasobniejszych w MO w porównaniu z glebami ornymi, dostępność dwóch podstawowych składników pokarmowych roślin, zwłaszcza azotu, warunkuje proces mineralizacji ich organicznych związków [LITYŃSKI, 1971; SAGGAR i in., 2000]. OEHL i in. [2001], stosując w badaniach metodę rozcięczeń izotopowych, wykazali, iż główna ilość fosforu nieorganicznego, potencjalnie dostępnego dla roślinności, to fosfor uwolniony w procesie mineralizacji organicznej jego frakcji. Stwierdzona w badaniach prezentowanych w niniejszej pracy mniejsza różnicowa wydajność mineralizacji (RWM) fosforu po zaniechaniu nawożenia gleby tym składnikiem mogła być skutkiem słabszej aktywności mikroorganizmów glebowych. Bowiem, jak wykazali SUGGAR i in. [2000], w glebach słabo nawożonych fosforem przemiany węgla są mniej intensywne z powodu małej wydajności biomasy tych mikroorganizmów.

Wymywanie do wód gruntowych. Skutkiem uwalniania azotu i fosforu w wyniku mineralizacji materii organicznej gleby jest możliwość przenikania rozpuszczalnych związków tych składników w głąb profilu gleby i ich wymywania do wody gruntowej. Proces ten oraz czynniki na niego wpływające ilustrują wyniki zmian stężenia rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO) oraz azotanów (NO_3) i fosforanów (PO_4) w wodzie gruntowej z gleby torfowej różnie użytkowanej,



Rys. 10. Współzależność średnich z lat 1998–2006 zawartości azotu w I pokosie roślinności (N) i zawartości mineralnego azotu (N_{\min}) uwolnionego w warstwie gleby 0–10 cm w warunkach inkubacji *in situ*, nawożonej saletrą amonową (AN) i wapniową (CN) (a, b) oraz zawartości fosforu w roślinności (P) i fosforu w glebie (P-PO₄) (c, d) na doświadczeniu w Jankach; linie trendu zmian

Fig. 10. Correlation between the mean (from the years 1998–2006) content of nitrogen in the I cut of plants (N) and mineral nitrogen (N_{\min}) released in the conditions of *in situ* soil incubation in 0–10 cm soil layer fertilised with ammonium nitrate (AN) and calcium nitrate (CN) (a, b), and between phosphorus in plants (P) and in the soil (P-PO₄) (c, d) in Janki experiment; trend lines of changes

z czym związany jest poziom wody gruntowej (pwg) [JASZCZYŃSKI, CHRZANOWSKI, SAPEK, 2006]. Wraz z obniżeniem pwg, któremu towarzyszyły korzystniejsze warunki do mineralizacji i uwalniania rozpuszczalnych form azotu i fosforu, a także węgla z gleby, zwiększało się ich stężenie w wodzie gruntowej (tab. 8).

Ujemne skutki mineralizacji organicznych związków azotu i fosforu to możliwość wymycia rozpuszczalnych form obu składników do wody gruntowej [SAPEK A., 2008; SAPEK B., 2006c; WHITEHEAD, BRISTOL, LECKYER, 1990]. Jednakże ich wymywanie, zwłaszcza azotanów, z trwałych użytków zielonych jest niewielkie

Tabela 8. Średni poziom wody gruntowej (pwg) pod lasem brzoźowym i łąką na glebach torfowych oraz stężenie rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO), azotanów (NO_3) i fosforanów (PO_4) w wodzie gruntowej (wg: JASZCZYŃSKI, CHRZANOWSKI, SAPEK [2006])

Table 8. Mean ground water level (gwl) under birch forest and meadow on peat soils and the concentration of dissolved organic carbon (RWO), nitrate (NO_3) and phosphate (PO_4) in ground water (acc. to JASZCZYŃSKI, CHRZANOWSKI, SAPEK [2006])

Użytkowanie Utilisation	pwg, cm gwl, cm	Stężenie składnika, $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ Concentration of component, $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$			
		RWO	DOC	NO_3	PO_4
		Las brzoźowy Birch forest	70	106,3	255,1
Łąka I Meadow I	43	64,9	43,6	2,34	
Łąka II Meadow II	39	70,5	30,2	2,15	

w porównaniu z występującym spod upraw leśnych lub polowych [CHEN i in., 2003; JASZCZYŃSKI, CHRZANOWSKI, SAPEK, 2006; SAPEK, SAPEK, 2006b]. Fosfor jest wymywany głównie jako niereaktywne mono- i dwuistry, które w trakcie przemieszczania się do wody gruntowej mogą ulec katalitycznej reakcji hydrolizy do formy mineralnej [TOOR i in., 2003].

Emisje gazowe do atmosfery. Wśród globalnych, troposferycznych źródeł uwalniania gazowych postaci azotu, tj. jego tlenków (NO i NO_x), procesy glebowe, w tym mineralizacja materii organicznej, zajmują znaczące miejsce obok spalania surowców oraz wyładowań atmosferycznych (tab. 9) [SAPEK, 2008]. Mineralizacja glebowej MO oraz stosowane mineralne nawozy azotowe kształtują wydajność mikrobiologicznych procesów nityfikacji i denityfikacji, których przebieg w glebie, a częściowo i w wodzie kształtują warunki red-ox. Produktami reakcji nityfikacji są, między innymi, NO i N_2O , a końcowym produktem – azotany – NO_3 . W procesie denityfikacji tworzy się N_2O , który w chemicznej reakcji redukcji przechodzi w azot cząsteczkowy (N_2) [SAPEK, 2008].

Jednym ze źródeł emisji gazowych postaci azotu są procesy przebiegające w glebach łąkowych. Zależą one, poza wymienionymi powyżej warunkami red-ox,

Tabela 9. Globalne troposferyczne źródła tlenków (wg: SAPEK [2008])

Table 9. Global tropospheric sources of oxides (acc. to SAPEK [2008])

Źródło Source	NO i NO_x – średnio, $\text{mln t N}\cdot\text{r}^{-1}$ NO and NO_x – average, $\text{mln t N}\cdot\text{y}^{-1}$
Spalanie surowców Combustion of raw products	21
Spalanie biomasy Combustion of biomass	5
Procesy glebowe Soil processes	8
Wyładowania Lightning discharges	8
Utlenianie amoniaku Ammonia oxidation	3
Razem Together	45

również od odczynu gleby. Takie badania przeprowadzono, między innymi, na doświadczeniu łąkowym w Jankach, w ramach kampanii polowej w projekcie COGANOG [MERINO i in., 2000; YAMULKI i in., 2000]. Wyniki oznaczeń strumienia tlenków – N_2O i NO – wykazały istotnie większą intensywność emisji podtlenku azotu (N_2O) w warunkach słabo kwaśnego odczynu ($pH\text{-KCl} = 5,8$), w porównaniu ze stwierdzoną w warunkach odczynu silnie kwaśnego ($pH\text{-KCl} = 4,4$) (tab. 10).

Tabela 10. Wpływ pH gleby na emisję tlenków azotu z gleby doświadczenia łąkowego w Jankach; kampania polowa w projekcie COGANOG – maj 1999 r. (wg: YAMULKI i in. [2000], MERINO i in. [2000])

Table 10. The effect of soil pH on nitrogen oxides emission from soil of meadow experiment in Janki; field campaign in the COGANOG project – May 1999 (acc. to YAMULKI *et al.* [2000], MERINO *et al.* [2000])

Obiekt nawozowy (pH) Fertilisation object (pH)	Strumień tlenków, $g \cdot ha^{-1} \cdot dzień^{-1}$ Stream of oxides, $g \cdot ha^{-1} \cdot day^{-1}$							
	N_2O				NO			
	kolejne dni pomiaru				successive days of measurement			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Ca ₀ (4,4)	5,2	14,7	4,3	2,7	8,5	15,4	16,3	15,9
Ca ₂ (5,8)	18,7	31,3	19,2	14,1	7,8	11,1	19,1	11,1
	**	**	**	**				

Objaśnienia, jak pod tabelą 2.

Explanations as in Table 2.

PODSUMOWANIE

W podsumowaniu rozważanego zagadnienia można stwierdzić, iż warunki wilgotnościowe i związana z nimi ilość opadów atmosferycznych oraz temperatura powietrza, zwłaszcza w okresie wegetacyjnym, właściwości fizyczno-chemiczne gleby, w tym zawartość węgla organicznego oraz odczyn, a także forma stosowanego nawozu azotowego kształtują w głównej mierze przebieg i wydajność uwalniania azotu i fosforu z MO gleb łąkowych. Okresy suszy i podwyższonej temperatury sprzyjają zwiększeniu wydajności mineralizacji organicznych związków azotu i fosforu, zwłaszcza w glebach zasobnych w węgiel organiczny. W glebie o kwaśnym odczynie, nawożonej saletrą amonową nagromadza się amonowa forma azotu, a także uwalnia się w niej mineralny fosfor. Zmniejszeniu kwasowości gleby i nawożeniu saletrą wapniową towarzyszy natomiast uwalnianie azotanów. Na łące kośnej na glebie mineralnej użytkowanej przez wiele lat w warunkach zaniechania nawożenia oraz pozostawienia na pokosie 15-centymetrowej runi łąkowej należy się liczyć ze zwiększoną intensywnością mineralizacji, zwłaszcza organicznych związków azotu i jednocześnie z jej wzbogaceniem w rozpuszczalne formy obu

tych składników. Ich uwalnianiu z MO gleby, zwłaszcza zasobnej w węgiel organiczny, towarzyszy wymywanie rozpuszczalnych form tych składników do wody gruntowej, co w warunkach dużej wydajności mineralizacji i niewykorzystania przez roślinność prowadzi do jej zanieczyszczenia związkami azotu i fosforu.

Mineralizacja materii organicznej, oprócz gazowych związków węgla (CO_2), jest źródłem emisji tlenków azotu (NO_x , N_2O). Wydajność i rodzaj emitowanych gazów zależą od warunków red-ox w glebie, wynikających z właściwości fizyczno-wodnych gleby, a także z odczynu oraz zasobności gleby w węgiel organiczny. Obserwowane w wieloletnim zmniejszenie zawartości azotu ogólnego w roślinności łąkowej, mimo nawożenia azotem i zwiększenia wydajności mineralizacji jego organicznych związków w glebie, wskazuje na rozproszenie tego pierwiastka w środowisku. Mimo zaniechania nawożenia fosforem, uwalnianie jego mineralnej formy w zasobnej w ten składnik glebie wykazuje pewną stabilność, natomiast skutkuje zmniejszeniem zawartości fosforu w roślinności łąkowej, jednak nie poniżej dolnej wartości granicznej.

LITERATURA

- CHEN C.R., CONDRON L.M., DAVIS M.R., SHERLOCK R., 2003. Seasonal changes in soil phosphorus and associated microbial properties under adjunct grassland and forest in New Zealand. *Forest Ecology and Management* vol. 177 no 1–3 s. 539–557.
- GLIŃSKI J., 1999. Chemiczne i fizyczne właściwości gleb. W: *Gleboznawstwo*. Pr. zbior. Red. S. Zawadzki. Warszawa: PWRiL s. 183–236.
- GORLACH E., MAZUR T., 2002. *Chemia rolna*. Rozdz. 3. Gleba i jej rola w odżywianiu roślin i nawożeniu. Warszawa: Wydaw. Nauk. PWN s. 72–127.
- Gleboznawstwo, 1999. Pr. zbior. Red. S. Zawadzki. Warszawa: PWRiL ss. 560.
- HATCH D.J., GOULDING K., MORPHY D., 2002. Nitrogen. W: *Agriculture, hydrology and water quality*. Pr. zbior. Red. P.M. Haygarth, S.C. Jarvis. Wallingford UK: CABI Publ. s. 2–28.
- JASZCZYŃSKI J., CHRZANOWSKI S., SAPEK A., 2006. Influence of drying up of peat soil under birch forest on increasing of nutrients concentration in groundwater. *Polish Journal of Environmental Studies* vol. 15 no 5d s. 75–79.
- KOWALIŃSKI S., GONET S., 1999. Materia organiczna gleby. W: *Gleboznawstwo*. Pr. zbior. Red. S. Zawadzki. Warszawa: PWRiL s. 237–260.
- MCDOWELL R.W., BROOKES P.C., MATHIEU N., POULTON P.R., JOHNSTON A.E., SHARPLEY A.N., 2002. The effect of soil acidity on potentially mobile phosphorus in a grassland soil. *Journal of Agricultural Science* vol. 139 no. 1 s. 27–36.
- MERINO P., YAMULKI S., PINTO M., DEL PRADO A., SAPEK B., PIETRZAK S., 2000. Effect of soil pH and application of nitrogen fertilizers on emission of nitrogen oxides from grassland. The Laszczki experiment. W: *Effect of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems*. Pr. zbior. Red. O. Oenema, A. Sapek. Falenty: IMUZ Publ. s. 45–53.
- NOWOTNY-MIECZYŃSKA A., 1976. Aniony. W: *Fizjologia mineralnego żywienia roślin*. Pr. zbior. Red. A. Nowotny-Mieczczyńska. Warszawa: PWRiL s. 78–188.
- OEHL F., OBERON A., SINAJ S., FROSSARD E., 2001. Organic phosphorus mineralization studies using isotopic dilution techniques. *Soil Science of American Journal* 65 s. 780–787.

- PATRA A., LE ROUX X., ABBADIE L., CLAYS-JOSSERAND A., POLY F., LOISEAU P., LOUAULT F., 2007. Effect of microbial activity and nitrogen mineralization on free-living nitrogen fixation in permanent grassland soils. *Journal of Agronomy and Crop Science* 193 s. 153–156.
- PRUSINKIEWICZ Z., 1999. Środowisko i gleby w definicjach. Toruń: Ofic. Wydaw. Turpress ss. 477.
- Reports of the Technical Working Groups establish under the thematic strategy for soil protection, 2004. Pr. zbior. Red. L. van Camp, B. Bujarrabal, A.R. Gentile, R.J.A. Jones, L. Montanarell, C. Olazabal, S.K. Selvaradjou. *Eur. Env. Agency EUR 21319 EN/3*.
- SAGGAR S., HEDLEY C.B., GIDDENS K.M., SALT G.J., 2000. Influence of soil phosphorus status and nitrogen addition on carbon mineralization from ¹⁴C-labelled glucose in pasture soils. *Biology and Fertility of Soil* vol. 32 no 3 s. 209–216.
- SAPEK A., 2008. Emisja tlenków azotu (NO_x) z gleb uprawnych i ekosystemów naturalnych do atmosfery. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 8 z. 1 (22) s. 283–304*.
- SAPEK A., SAPEK B., 2006a. Zmiany zawartości fosforu w glebie i roślinności łąkowej w siedem lat po zaniechaniu nawożenia tym składnikiem. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 6 z. specj. (17) s. 83–91*.
- SAPEK A., SAPEK B., 2006b. Mineralizacja związków azotu w glebie łąki nawożonej różnymi dawkami azotu i nawadnianej deszczownicą. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych z. 513 s. 355–364*.
- SAPEK B., 1996. Mineralizacja materii organicznej w glebach łąkowych jako źródło azotu. *Zesz. Edukac. 1 s. 75–86*.
- SAPEK B., 2006a. Przedmowa. W: Azot, fosfor i potas w glebie oraz plonowanie trwałego użytku zielonego na długoletnich doświadczeniach łąkowych. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 6 z. specj. (17) s. 65–82*.
- SAPEK B., 2006b. Wpływ opadu atmosferycznego i temperatury oraz uwilgotnienia gleby łąkowej na uwalnianie i dynamikę mineralnych form azotu. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 6 z. specj. (17) s. 29–38*.
- SAPEK B., 2006c. Wpływ zaniechania użytkowania łąki kośnej na zawartość azotu azotanowego i amonowego w glebie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 513 s. 345–354*.
- SAPEK B., BURZYŃSKA I., 2009. Węgiel organiczny w glebie łąkowej na tle jej użytkowania, nawożenia i uwilgotnienia. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 9 z. 1 (25) s. 111–128*.
- SAPEK B., ESTAVILLO J.M., CORRE W.J., 2000. Amounts of ammonium and nitrate in grassland soil as a function of soil pH and fertilizer nitrogen application. W: Effect of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems. Pr. zbior. Red. O. Oenema, A. Sapek. Falenty: IMUZ Publ. s. 25–37.
- SAPEK B., KALIŃSKA D., 2004. Mineralizacja organicznych związków azotu w glebie w świetle długoletnich doświadczeń łąkowych IMUZ. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 4 z. 1 (10) s. 183–200*.
- SAPEK B., SAPEK A., 2006. Uwalnianie mineralnych form fosforu w glebie i zawartość tego składnika w runi łąkowej w warunkach przewagi opadowej gospodarki wodą. *Woda Środowisko Obszary Wiejskie t. 6 z. specj. (17) s. 65–82*.
- SHAHEN S.M., TSALIDAS C.D., ESKRIDGE K.M., 2009. Effect of common ions on phosphorus sorption and lability in Greek alfisols with different pH. *Soil Sci. vol. 174 no 1 s. 21–26*.
- TOOR G.S., CONDRON L.M., DI H.J., CAMERON K.C., CODE-MENUN B., 2003. Characterization of organic phosphorus in leachate from grassland soil. *Soil Biol. Biochem. vol. 135 no 10 s. 1317–1323*.
- TYLER G., 2002. Phosphorus fraction in grassland soils. *Chemosphere vol. 48 no. 3 s. 343–349*.
- WHITEHEAD D.C., 2006. Carbon, nitrogen, phosphorus and sulphur in herbage plant roots. *Grass Forage Sci. vol. 25 no. 3 s. 236–241*

- WHITEHEAD D.C., BRISTOL A.W., LECKYER D.R., 1990. Organic matter and nitrogen in unharvested fraction of grass sward in relation to the potential for nitrate leaching after ploughing. *Plant and Soil* no. 123 s. 39–49.
- YAMULKI S., JOSCELYNE P., JARVIS S.C., SAPEK B., PIETRZAK S., 2000. Effect of soil pH and application of nitrogen fertilizers on emission of nitrogen oxides from grassland. The Janki experiment. W: Effect of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems. Pr. zbior. Red. O. Oenema, A. Sapek. Falenty: IMUZ Publ. s. 54–60.

Barbara SAPEK

NITROGEN AND PHOSPHORUS RELEASE FROM SOIL ORGANIC MATTER

Key words: environmental effects, grassland soils, soil moisture, meadow utilisation, mineralization, organic compounds of nitrogen and phosphorus, physical and chemical properties

S u m m a r y

Release of nitrogen and phosphorus from soil organic matter was discussed in view of the course and efficiency of organic matter mineralization. Various factors affecting mineralization were estimated as a source of available plant nutrients and as one of the reasons of nutrient dispersion in the environment. This problem was presented mainly on the examples of processes taking place in grassland soils. Results of long-term grassland experiments carried out in the Institute of Land Reclamation and Grassland Farming in Falenty were mainly used. Soil moisture associated with atmospheric precipitation, air temperature (particularly in the vegetation season), physical and chemical properties including the content of organic carbon and pH, the form of nitrogen fertiliser and the way of land management were the main factors affecting nitrogen and phosphorus release from organic matter of grassland soils. Nutrients release from soil (particularly from that rich in organic carbon) was accompanied by their leaching to ground waters. High mineralization efficiency of nitrogen and phosphorus organic compounds and a lack of their uptake by plants led to water pollution with nitrogen and phosphorus. The mineralization of organic matter is also a source of nitrogen oxides emission (NO_x, N₂O). The efficiency and the type of emitted gases depend on soil red-ox potential.

Recenzenci:

prof. dr hab. Zdzisław Ciećko

prof. dr hab. Stanisław Twardy

Praca wpłynęła do Redakcji 30.09.2009 r.