

WYBRANE ZAGADNIENIA GOSPODARKI AZOTOWEJ W GÓRSKICH GLEBACH LEŚNYCH W ŚWIETLE OCHRONY ZASOBÓW WODNYCH *

Stanisław Brożek

Akademia Rolnicza w Krakowie

WSTĘP

Chemizacja środowiska glebowego odgrywa coraz większą rolę w zanieczyszczeniu zasobów wodnych. Dowodzą tego liczne prace z zakresu analizy składu chemicznego wód potoków i rzek [2], wód drenarskich [8] oraz zasolenia wód gruntowych w rejonach intensywnej gospodarki rolnej [7].

Azot obok fosforu odgrywa tu najważniejszą rolę, a szczególnie jego formy mineralne $N-NH_4$ i $N-NO_3$. Nadmierna ilość azotu mineralnego w wodzie ogranicza bowiem jej zastosowanie do celów pitnych [9].

Na rolę azotu glebowego i nawozowego w zanieczyszczaniu wód zwrócono uwagę na X Międzynarodowym Kongresie Gleboznawczym. W perspektywicznych kierunkach badań [3] nakreślono 6 istotnych zagadnień, z których dwa dotyczą bezpośrednio układu azot—gleba—woda.

1. Rozpracowanie metod kontroli nitryfikacji azotu w glebach i metod ukierunkowanych na zmniejszenie przedostawania się azotanów z gleb i nawozów do wód gruntowych i powierzchniowych.

2. Ilościowa ocena azotanów przedostających się z gleby i nawozów do zasobów wodnych.

Celem podjętych badań jest uzyskanie wzorców zasobności w azot gleb siedlisk borowych i lasowych w Karpatach fliszowych oraz uzyskanie danych w zakresie wpływu niektórych właściwości gleb na prędkość wypłukiwania różnych form azotu z gleb nie nawożonych i nawożonych nawozami mineralnymi.

* Praca wykonana w Zespole Gleboznawstwa Leśnego IHR AR, pod kierunkiem prof. dr hab. Bolesława Adamczyka.

ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Badaniami objęto gleby siedlisk borowych i lasowych w Beskidach Zachodnich. Dotyczą one rozpoznania aktualnej i potencjalnej zasobności gleb w azot mineralny. Miały one również na celu rozpoznanie gleb górskich w zakresie ich zdolności do zatrzymywania różnych form azotu wypłukiwanych przez opady deszczu z gleb nawożonych i nie nawożonych.

W celu określenia zasobności gleb w azot mineralny, prowadzono wieloletnie pomiary nad zawartością $N-NH_4$ i $N-NO_3$ na stałych powierzchniach w Istebnej — siedlisko borowe (oddz. 39), i Stryszawie — siedlisko lasowe (oddz. 177). Średnie próbki gleby pobierano 7 razy w ciągu roku z poziomów próchnicznych oraz z głębiej położonych. Przeprowadzono również jednorazowy pomiar form azotu w glebie w 24 punktach Beskidów. Przy transporcie i przechowywaniu próbek przestrzegano rygorów niezbędnych przy oznaczaniu składników łatwo ruchliwych. Azot azotanowy i amonowy oznaczano w wyciągu 0,03n CH_3COOH , metodą destylacji z tlenkiem magnezu i ze stopem Devarda.

Dla rozpoznania badanych gleb w zakresie zdolności do zatrzymywania lub wypłukiwania azotu mineralnego przez opady deszczu przeprowadzono eksperyment laboratoryjny. Pobrano próbki gleby o nienaruszonej strukturze i objętości 250 cm^3 . Oznaczono wybrane właściwości fizyczne i chemiczne, m. in. aktualną zawartość $N-NH_4$ i $N-NO_3$. Następnie przystąpiono do przemywania próbek gleby wodą destylowaną w ilościach od 540 do 560 ml, co odpowiada opadowi w wysokości 175 do 180 mm, z uwzględnieniem intercepcji lasu. Wodę rozprowadzono kroplami z rurki gumowej równomiernie na całej powierzchni gleby. Przemywanie trwało od 10 do 12 godzin. Prowadzono go w 2 wariantach: 1) gleba nie nawożona, 2) gleba nawożona.

W drugim wariantcie bezpośrednio przed przystąpieniem do przemywania glebę w cylindrach nawożono saletrą amonową. Nawóz rozsypywano równomiernie po powierzchni w ilości 19,23 mg $N-NO_3$ i 19,23 mg $N-NH_4$, co odpowiada dawce 100 kg czystego N/ha. Dalsze postępowanie dla obydwu wariantów było jednakowe. Przesącz zbierano do cylindrów miarowych w porcjach po 50 ml, aż do uzyskania 10 kolejnych próbek. Następnie w każdej próbce przesączu oznaczono zawartość $N-NH_4$ i $N-NO_3$ według tej samej metody co w próbkach gleb.

WYNIKI I DYSKUSJA

Z badań prowadzonych w latach 1973-1976, ukierunkowanych na wypracowanie wzorców zasobności gleb Beskidów Zachodnich w stosunku do azotu wynika, że w glebach siedlisk borowych przeważa azot amonowy,

zaś w glebach siedlisk lasowych przeważa azot azotanowy. Podobne relacje uzyskano w roku 1972 w glebach Babiogórskiego Parku Narodowego [4].

Siedlisko borowe z próchnicą butwinową (tab. 1 profil 1) jest zdolne wyprodukować przeciętnie w ciągu jednego roku 133,8 kg N/ha, w tym 4,3 N-NO₃ i 129,5 kg N-NH₄, a siedlisko lasowe (tab. 1, profil 2) z próchnicą mulłowatą odpowiednio 200,2 kg N/ha, w tym 169,2 N-NO₃ i 31,0 kg N-NH₄. Wyraźne zróżnicowanie w tym względzie siedlisk borowych i lasowych wykazała również jednorazowa, 6-tygodniowa inkubacja terenowa.

W siedlisku lasowym rezerwatu Łabowiec w okresie 10 VIII-7 X 76 zakumulowało się 48,4 mg N-NO₃/litr gleby i 4,2 mg N-NH₄/litr gleby. W tym samym czasie w borowym płacie doliny potoku Jaszce w Gorcach zakumulowało się 4,7 mg N-NO₃ i 62,6 mg N-NH₄/litr gleby.

Według podziału Ellenberga [6] gleby siedlisk borowych należałyby więc zaliczyć do grupy amonifikujących, a gleby siedlisk lasowych do nitryfikujących.

Pełniejsze dane dotyczące badań nad zasobnością w azot gleb leśnych Beskidu Zachodniego zostaną przedstawione w oddzielnej pracy.

Podane poprzednio dane liczbowe wskazywałyby, że w nitryfikujących kompleksach leśnych w przypadku wystąpienia intensywnych opadów deszczu, istniałaby możliwość przedostawania się do wód azotu azotanowego, zaś w kompleksach amonifikujących azotu amonowego. Przypuszczenie to zostało doświadczalnie przeanalizowane podczas przemywania wodą próbek gleby nie nawożonej.

Wyniki doświadczenia dowodzą, że ilość azotu mineralnego wypłukiwanego z gleb nie nawożonych (tab. 2, kol. 4 i 5) w poziomach próchnicznych nieznacznie przekracza 1 mg N/litr przesącza, a w głębszych poziomach kształtuje się zdecydowanie poniżej tej wartości. Ilości te dobrze korespondują ze stężeniem mineralnych form azotu w potokach górskich [2] i w wodach źródłanych [8]. Z gleb amonifikujących wypłukiwało się 3,5-krotnie więcej N-NH₄ niż N-NO₃, natomiast z gleb nitryfikujących 2,5-krotnie więcej N-NO₃ niż N-NH₄. Z poziomów próchnicznych wypłukiwało się więcej azotu mineralnego niż z poziomów głębiej położonych. Jest to zgodne z pierwotną zasobnością badanych gleb w omawiany składnik (tab. 1, kol. 17 i 18).

Przemywanie gleb nawożonych wykazało, że ilość wymywanych form azotu jest w nich wielokrotnie wyższa w porównaniu do gleb nie nawożonych (tab. 1 i tab. 3). Doświadczenie to wykazało również różnice w prędkości wypłukiwania N-NH₄ i N-NO₃ w tym samym substracie glebowym oraz zróżnicowanie prędkości wypłukiwania N-NH₄ w zależności od właściwości gleb (tab. 4). Ilość wymywanego N-NO₃ była zawsze wyższa od

Tabela 1

Niektóre właściwości gleb siedliska borowego i lasowego

Nr pro-filu	Głębokość	Symbol poziomu	Skład mechaniczny w %								pH	H ₂ O KCl	V %	C org. %	N ogólny %	C/N	N-NH ₄ -NO ₃ w mg/250 cm ³ gleby
			1,0-0,1	0,1-0,02	0,02	0,002	Y	S	T	13							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
	0-1	AL	A. Gleba bielocowa właściwa — siedlisko borowe														
	1-8	AoF+H	iglowie świerka														
	8-30	A ₂	65	13	22	13	3,2	2,6	106,6	16,6	123,2	13,4	40,80	1,72	23,7	1,02	0,46
	30-63	B	76	7	17	10	3,4	2,7	11,6	0,5	12,1	4,1	0,86	0,06	14,3	n.o.	n.o.
	63-100	BC	81	7	12	6	4,5	4,0	8,1	2,4	10,5	22,8	1,12	0,09	12,5	0,18	0,37
	100-140	C	73	10	17	10	4,5	3,9	5,5	1,2	6,7	17,9					
							4,4	3,6	7,4	1,5	8,9	16,8					
			B. Gleba brunatna wylugowana — siedlisko lasowe														
	0-1	AL	liście buka i iglowie jodły														
	1-8	A ₁	25	33	42	16	4,5	3,7	13,8	13,9	27,7	50,1	5,46	0,45	12,1	0,46	1,21
	8-20	A ₁ (B)	22	26	52	19	4,6	3,5	11,0	5,6	16,6	33,7	1,06	0,11	9,6	n.o.	n.o.
	20-68	(B)	28	23	49	21	4,6	3,5	10,5	6,4	16,9	37,8	0,35	0,06	6,0	0,29	0,18
	68-105	(B)C	17	16	67	33	4,8	3,4	12,8	11,5	24,3	47,3					
	105-140	C	22	14	64	30	4,8	3,4	10,1	12,7	22,8	55,7					

Tabela 2

Wymycie azotu azotanowego i amonowego z różnych poziomów genetycznych gleb leśnych nie nawożonych i nawożonych saletrą amonową w ilości 100 kg N/ha

Symbol poziomu	Wyso-kość opadu	Nr przesączu	Ilość składników wymytych z gleby nie nawożonej		Ilość składników wymytych z gleby nawożonej		Procent wymycia	
			N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃
			w mg na 50 ml przesączu					
1	2	3	4	5	6	7	8	9
A. Gleba bielnicowa właściwa — siedlisko borowe								
AoF + H	35,7	1	0,067	0,008	5,97	8,54	29,4	43,3
	52,0	2	0,063	0,009	2,73	4,52	42,8	66,2
	71,5	3	0,048	0,005	1,58	2,38	50,6	78,2
	87,7	4	0,031	0,005	0,95	1,43	55,2	85,4
	107,0	5	0,026	0,002	0,65	0,84	58,4	89,6
	123,5	6	0,022	0,003	0,47	0,58	60,7	92,5
	139,7	7	0,027	0,002	0,37	0,48	62,5	94,9
	156,0	8	0,022	0,002	0,30	0,33	63,9	96,5
	172,2	9	0,015	0,000	0,23	0,23	65,0	97,6
	188,5	10	0,013	0,000	0,18	0,16	65,8	98,4
Razem			0,334	0,036	13,43	19,49	65,8	98,4
B	29,2	1	0,042	0,038	4,43	6,77	22,8	34,0
	45,5	2	0,022	0,022	3,27	4,74	39,6	58,1
	61,7	3	0,020	0,019	2,17	3,35	50,7	75,1
	78,0	4	0,019	0,015	1,49	1,50	58,3	82,7
	97,5	5	0,026	0,007	0,99	1,09	63,4	88,2
	113,7	6	0,018	0,004	0,69	0,74	66,0	91,9
	130,0	7	0,014	0,002	0,59	0,53	69,9	94,6
	149,5	8	0,011	0,002	0,48	0,35	72,3	96,3
	165,7	9	0,007	0,001	0,37	0,21	74,2	97,4
	182,0	10	0,003	0,000	0,31	0,17	75,3	98,2
Razem			0,182	0,110	14,69	19,54	75,3	98,2
B. Gleba brunatna wylugowana — siedlisko lasowe								
A ₁	24,7	1	0,052	0,173	3,58	8,77	18,1	42,9
	40,2	2	0,027	0,111	2,15	4,69	29,0	65,8
	55,7	3	0,019	0,070	1,10	2,23	34,5	76,7
	71,2	4	0,019	0,058	0,71	1,50	38,1	84,0
	86,6	5	0,013	0,032	0,56	0,93	40,9	88,5
	105,2	6	0,017	0,035	0,33	0,56	42,9	91,2
	123,8	7	0,004	0,018	0,24	0,42	43,7	93,3
	139,2	8	0,002	0,012	0,20	0,34	44,7	95,0
	154,7	9	0,002	0,007	0,16	0,24	45,5	96,1
	170,2	10	0,001	0,002	0,14	0,20	46,2	97,1
Razem			0,157	0,518	10,08	19,88	46,2	97,1

c.d. tab. 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9
	27,9	1	0,032	0,037	2,88	7,20	14,9	37,0
	42,1	2	0,019	0,020	1,91	4,75	24,7	61,4
	58,8	3	0,013	0,022	1,23	2,39	31,0	73,7
	74,3	4	0,011	0,006	0,87	1,80	35,5	82,9
(B)	92,8	5	0,014	0,009	0,59	1,21	38,5	89,1
	108,3	6	0,011	0,007	0,43	0,69	40,7	92,6
	123,8	7	0,013	0,007	0,36	0,49	42,5	95,1
	142,3	8	0,007	0,009	0,28	0,32	43,9	96,7
	157,8	9	0,009	0,009	0,21	0,22	44,9	97,8
	173,3	10	0,007	0,007	0,19	0,17	45,9	98,6
Razem			0,136	0,133	8,95	19,24	45,9	98,6

Tabela 3

Wymycie form azotu z gleby nie nawożonej i nawożonej*

Symbol poziomu	Opad deszczu	Gleba nie nawożona		Gleba nawożona	
		N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃
w mg na 250 cm ³ gleby					
1	2	3	4	5	6
AoF + H	172,2	0,32	0,04	13,25	19,33
B	165,6	0,18	0,11	14,38	19,28
A ₁	170,2	0,16	0,52	10,08	19,88
(B)	173,3	0,14	0,13	8,95	19,24

* Po 19,23 mg N-NH₄ i 19,23 mg N-NO₃ na 250 cm³ gleby.

Tabela 4

Wymycie N-NO₃ i N-NH₄ z gleb o różnym składzie mechanicznym i różnej pojemności kompleksu sorpcyjnego

Gatunek gleby wg PT Gleb	T — Pojemność sorpcyjna w m.e. na 250 cm ³ gleby	Wysokość opadów mm	Procent wymycia	
			N-NO ₃	N-NH ₄
1	2	3	4	5
Butwina	55,4 (123,2)*	170,0	97,5	65,0
Piasek gliniasty lekki	34,0 (10,5)	170,0	97,8	74,5
Gлина średnia pylasta	58,9 (27,7)	170,0	97,0	46,0
Gлина średnia	52,4 (16,9)	170,0	98,2	45,4

* Wartości podane w nawiasach — m.e./100 g gleby.

ilości wymywanego $N-NH_4$. Wymywanie $N-NH_4$ było uzależnione od pojemności kompleksu sorpcyjnego gleby i malało wraz z jego wzrostem. Pewne odchylenie dla badanej butwiny (tab. 4, kol. 5) można tłumaczyć wyższą przepuszczalnością tego substratu. W przypadku $N-NO_3$ zależności tej nie stwierdzono (tab. 4, kol. 4).

Różna szybkość wymywania $N-NH_4$ i $N-NO_3$ jest związana z właściwościami ich form. Azot azotanowy jako anion nie jest sorbowany przez kompleks sorpcyjny poza sorpcją biologiczną. Azot amonowy jako kation jest sorbowany również wymiennie przez kompleks sorpcyjny.

Analizując procent wymycia $N-NO_3$ i $N-NH_4$ z gleb nawożonych w odniesieniu do warstwy gleby o miąższości 6,5 cm (miąższość analizowanych prób), należałoby przypuszczać, że zwiększając miąższość gleby obniżymy zdecydowanie procent wymycia $N-NH_4$ i tylko nieznacznie $N-NO_3$. Potwierdzałyby to zdecydowana przewaga $N-NO_3$ nad $N-NH_4$ w wodach rzek karpackich przepływających przez tereny rolnicze [2], jak również podobne relacje między tymi składnikami w wodach drenarskich [8].

Niektóre prace dotyczące wymywania azotu z gleb obejmują jedynie azotany [3, 5, 7]. Proces wymycia $N-NO_3$ do danej głębokości uzależnia Burns [5] od ich pierwotnego rozkładu w profilu glebowym, łącznej ilości opadów i połowej pojemności wodnej. Wymycie azotanów obliczone według proponowanych przez niego wzorów wynosi: dla badanej butwiny 82,8%, a dla próchnicy mulowej 78,4% i jest wyraźnie niższe od wartości uzyskanych w niniejszym doświadczeniu.

Proces wymywania azotu mineralnego z gleb można by rozpatrywać z kilku punktów widzenia, m. in.:

- jako systematyczne ługowanie gleby, a więc jako proces degradacji chemicznej gleb,
- w kontekście wykorzystania i strat wysiewanych nawozów mineralnych,
- w nawiązaniu do ochrony wód.

Jako proces degradacji chemicznej gleb ługowanie występuje w klimacie o przewadze opadów nad parowaniem i prowadzi do systematycznego zubażania gleb w składniki pokarmowe. Rośliny w tej strefie klimatycznej (m. in. w Polsce) ponoszą z tego tytułu straty, jeśli związki chemiczne, m. in. azotowe, zostaną przemieszczone poza zasięg systemu korzeniowego.

W badanych glebach główna masa korzeni sięgała: w glebie bielcowej 30 cm, w glebie brunatnej 68 cm, wymycie więc azotu poniżej tych głębokości ograniczy lub uniemożliwi pobranie go przez rośliny. Dalsza wędrówka w głąb gleby i skał, aż do wód, będzie uzależniona od ilości opadów, formy azotu oraz od właściwości substratu, przez który będzie się on przemieszczał. Możliwość przedostawania się do wód azotu w formie amo-

nowej jest mniejsza w porównaniu do azotu w formie azotanowej. Azotany więc stanowią główne zagrożenie dla wód ze strony azotu glebowego bądź nawozowego.

Niezależnie jednak od wypłukiwania składników glebowych rozpuszczonych w wodzie znaczne straty mogą być powodowane przez erozję [1]. Unoszenie bowiem całych cząsteczek gleby powoduje spadek miąższości gleby i sorpcji, a za tym i obniżenie zdolności do zatrzymywania niektórych składników.

WNIOSKI

1. Wypłukiwanie azotu mineralnego z gleb nie nawożonych jest bardzo niewielkie i nie stanowi zagrożenia dla wód.
2. Wypłukiwanie azotu z gleb nawożonych jest wielokrotnie wyższe i stanowi zagrożenie dla czystości wody.
3. Wymywanie N-NH₄ wzrasta wraz ze spadkiem pojemności kompleksu sorpcyjnego gleby i maleje wraz z jego wzrostem. Zależności tej nie stwierdzono w przypadku N-NO₃.
4. Zasobność badanych gleb leśnych w azot jest w zasadzie wystarczająca.
5. Nawożenie azotowe na szeroką skalę w lasach beskidzkich nie jest uzasadnione, a mogłoby doprowadzić m. in. do wzmożonej autrofizacji wód.

LITERATURA

1. Adamczyk B.: Ochrona gleby. (W:) Ochrona przyrodniczego środowiska człowieka. PWN, Warszawa 1973, s. 571-601.
2. Bombówna M.: Zasobność rzek karpaccich a zagospodarowanie zlewni. Zesz. probl. Post. Nauk rol., 162, 1975, s. 265-280.
3. Bremner J. M., Hauck R. D.: Perspectives in soil and nitrogen research. Trans. of the 10th Int. Congres of Soil Sc. Moskwa 1974, IX, s. 13-29.
4. Brożek S.: Badania nad zawartością azotu w próchnicy gleb leśnych. Zesz. nauk. AR Krak. 6, 1973 s. 126-127.
5. Burns Ian G.: Simple methods of predicting the leaching of nitrate from the root zone. Spec. conf. Copenhagen 1975.
6. Ellenberg H.: Nitrogen as an important ecological factor. Mat. Kongr. Bot., Leningrad 1975.
7. Margowski Z., Bartoszewicz A.: Zasolenie wód gruntowych w rejonie intensywnej gospodarki rolnej. Mater. XIX Ogól. Zjazdu Nauk. PTG, 1972, s. 3-10.
8. Pawlik-Dobrowolski J.: Obszar karpaccy to przede wszystkim dostawca czystej wody. Aura, 5, 1977, s. 5-6.
9. Wróbel S.: Skład chemiczny wód śródlądowych ze szczególnym uwzględnieniem podstawowych składników pokarmowych. (W:) Hydrobiologia, PWN, Warszawa 1976, s. 135-158.

Станислав Брожек

ИЗБРАННЫЕ ПРОБЛЕМЫ АЗОТНОГО ХОЗЯЙСТВА В ГОРНЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ В СВЕТЕ ОХРАНЫ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

Резюме

Соответствующие исследования охватывали характерные для горного массива Западных Бескид почвы хвойных и лиственных сред. Исследования касались изучения горных лесных почв, удобряемых аммонийной селитрой (100 кг N/га) и неудобряемых, относительно их податливости к выщелачиванию $N-NH_4$ и $N-NO_3$. Они охватывали также изучение богатства исследуемых почв минеральным азотом.

Пробы выщелачивания форм азота из удобряемых и неудобряемых почв проводились в лабораторных условиях на образцах почв с ненарушенной структурой. Аммонийный и нитратный азот определяли по методу дистилляции с окисью магния и со сплавом Дебарда. Богатство почв минеральным азотом определяли при использовании полевой инкубации.

Количество минерального азота выщелачиваемого из неудобряемых почв (табл. 2, столбцы 4 и 5) составляло: в образцах из гумусного горизонта — 0,74-1,35 мг N на литр фильтрата, а из более глубоких горизонтов — 0,54-0,58 мг N на литр; из удобряемых почв (табл. 2, столбцы 6 и 7) соответственно: в образцах из гумусного горизонта — 59,92-65,84 мг N на литр фильтрата, а из более глубоких горизонтов — 56,38-68,46 мг N на литр.

Установлено, что выщелачивание $N-NH_4$ возрастает по мере снижения емкости сорбционного комплекса почвы, а снижается по мере его роста. Такая зависимость не была установлена в случае $N-NO_3$.

Относительно природного богатства почв минеральным азотом установлено, что в почвах хвойных лесов преобладает $N-NH_4$ а в почвах лиственных лесов — $N-NO_3$. Годовая аккумуляция составляла: в почве хвойного леса (подлинная подзолистая почва) 133,8 кг N/га, в том числе 4,2 кг $N-NO_3$ и 129,5 кг $N-NH_4$, а в почве лиственного леса (выщелоченная бурая почва) 200,2 кг N/га, в том числе 169,2 кг $N-NO_3$ и 31,0 кг $N-NH_4$.

Stanisław Brożek

SELECTED PROBLEMS OF THE NITROGEN ECONOMY IN MOUNTAIN FOREST SOILS IN THE LIGHT OF PROTECTION OF WATER RESERVES

Summary

Soils of coniferous and deciduous forests characteristic for the Western Beskidy mountains, were comprised by the respective investigations. They concerned the recognition of mountain forest soils, fertilized with ammonium nitrate (100 kg N per hectare) and non-fertilized, in the scope of their susceptibility to leaching of $N-NH_4$ and $N-NO_3$. Also the content of mineral nitrogen in soils was determined.

The trials on leaching of particular nitrogen forms from fertilized and non-fertilized soils were carried out in laboratory conditions on soil samples with undisturbed structure. Ammonium and nitrate nitrogen was determined by the method of distillation with magnesium oxide and with Devard's alloy. The mineral nitrogen content in soils was determined by applying incubation in the forest.

The amount of mineral nitrogen leached from non-fertilized soils (Tables 2, col. 4 and 5) was: in the samples taken from humus horizons — 0.74-1.35 mg N per liter of the filtrate and from deeper horizons — 0.54-0.58 mg N per liter; from non-fertilized soils (Table 2, col. 6 and 7) accordingly: in the samples taken from humus horizons — 59.92-65.84 mg N per liter of the filtrate and from deeper horizons — 56.38-68.46 mg N per liter.

It has been found that leaching of N-NH_4 increases along with the decrease of the sorption complex capacity of soil and decreases along with its increase. Such relationship was not observed in case of N-NO_3 .

As concerns the natural abundance of soils in mineral nitrogen, it has been proved that in soils of coniferous forest sites N-NH_4 and in those of deciduous forest sites N-NO_3 prevails. The annual accumulation amounted: in the coniferous forest site (proper podzol soil) to 133.8 kg N/ha, therein 4.2 kg N-NO_3 and 129.5 kg N-NH_4 , in the deciduous forest site (leached brown soil) to 200.2 kg N/ha, therein 169.2 kg N-NO_3 and 31.0 kg N-NH_4 .