

JÓZEF KOC¹, JUSTYNA KOC-JURCZYK², KAMIL SOLARSKI¹

¹Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski
e-mail: katemel@uwm.edu.pl

²Zakład Biologicznych Podstaw Rolnictwa i Edukacji Środowiskowej, Uniwersytet Rzeszowski
e-mail: jjurczyk@univ.rzeszow.pl

WIELKOŚĆ I DYNAMIKA ODPLYWU AZOTU Z WODAMI Z OBSZARÓW ROLNICZYCH

Badania przeprowadzono na Pojezierzu Olsztyńskim w latach 1992-1999. Do badań wytypowano 10 zlewni, w tym 5 zdrenowanych, 2 odwodnione rowem użytkowanym rolniczo oraz 2 leśne odwadniane strumieniem, traktowane jako porównawcze. Celem badań było określenie wielkości rocznego odpływu mineralnych form azotu z gleb w zależności od systemu odwodnienia i warunków meteorologicznych oraz analiza rozkładu odprowadzanego ładunku w ciągu roku. Stwierdzono, że odpływ azotu mineralnego z gleb jest zależny od ich składu granulometrycznego, systemu odwodnienia i użytkowania terenu, a dynamika od warunków meteorologicznych w ciągu roku hydrologicznego i w poszczególnych latach.

Słowa kluczowe: zlewnia, azot mineralny, drewny, rowy, strumienie

I. WSTĘP

Degradacji zasobów naturalnych sprzyja rozwój przemysłu oraz rolnictwa, w powiązaniu ze wzrostem populacji ludzkiej i zwiększającym się w wyniku tego zanieczyszczeniem środowiska. Rolnictwo bardzo silnie ingeruje w środowisko przyrodnicze wprowadzając do niego duże ilości substancji biogenych w celu zwiększenia plonów. Stosowanie nawożenia i uproszczeń w agrotechnice prowadzi do niepełnego wykorzystania składników mineralnych. Powstały okresowo nadmiar biogenów w roztworze glebowym odpływa poza glebę i może prowadzić do zanieczyszczenia wód powierzchniowych i gruntowych związkami biogenymi w szczególności azotem i fosforem [1,2,6,10,11].

Azot w odpływających z gleb wodach jest więc wynikiem nierównowagi między jego uruchamianiem z zasobów glebowych i z nawożenia a pobieraniem przez rośliny. Procesy uruchamiania azotu w glebach i pobierania przez rośliny zależą przede wszystkim od warunków klimatycznych, stąd nierównomierność plonowania roślin w zależności od wilgotności i ciepła w okresie ich uprawy. Zróżnicowanie wykorzystania składników pokarmowych, w tym azotu w zależności od warunków meteorologicznych wiąże się więc z jego stratami z gleb na drodze wymywania. Również melioracje gleb, których celem jest przyspieszenie odpływu wód powinny skutkować większym wymyciem biogenów. Były też tezy, że obniżenie poziomu wód gruntowych przez melioracje sprzyjają zwiększonemu rozwojowi systemu korzeniowego, który ma większą zdolność do wykorzystania biogenów z gleb i powinien zmniejszać ich wymycie. Badania ostatnich lat jednoznacznie pokazały ich bezpodstawność [4,8,9].

* *Pracę recenzowała:* prof. dr hab. Anna Wójcikowska-Kapusta, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

Przemieszczanie azotu z terenu zlewni do wód powierzchniowych jest procesem ciągłym, wywołanym opadami atmosferycznymi i ściśle uzależnionym od pory roku. Rolę odgrywa tu skład granulometryczny gleb, pokrywa roślinna oraz wielkość odpływu wód. Bardzo duży wpływ na wielkość odpływu mineralnych form azotu z wodami ma kierunek i intensywność użytkowania terenu [5,7]. Obok wielkości ładunku odprowadzanego z wodami z pól uprawnych istotny jest jego rozkład w ciągu roku. Substancje dopływające do wód w okresie wegetacji są wykorzystywane w procesach biologicznych. O wiele groźniejszy jest odpływ biogenów w okresie pozawegetacyjnym, gdyż nie ulega on redukcji biologicznej w wodach powierzchniowych i dopływa do zbiorników, w tym do Bałtyku, gdzie pogarsza i tak nienajlepszy stan jego wód. Celem badań było określenie wielkości rocznego odpływu mineralnych form azotu z gleb w zależności od systemu odwodnienia i warunków meteorologicznych oraz analiza rozkładu odprowadzanego ładunku w ciągu roku.

II. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania przeprowadzono na Pojezierzu Olsztyńskim w latach 1992-1999. Do badań wytypowano 10 zlewni, w tym 5 zdrenowanych (11,5-18 ha), 2 odwodnione rowem użytkowanym rolniczo (50 ha) oraz 2 leśne (170 ha) odwadniane strumieniem, traktowane jako porównawcze. Teren badań był pagórkowaty o dominujących naturalnych spadkach 6-12‰ i różnicach poziomów do 20-30 m. Obiekt badań charakteryzował się mozaikowością gleb pod względem składu granulometrycznego, typu i bonitacji. Obszar z przewagą gleb ciężkich i średnich został zdrenowany a z mozaiką gleb średnich i lekkich odwodniony rowami. W okresie badań uprawiano głównie pszenicę i rzepak na glebach cięższych oraz pszenżyto, rzepak i mieszankę jarą (jęczmień z owsem) na glebach lżejszych. Udział okopowych i motylkowatych w strukturze zasiewu nie przekraczał 10%. Nawożenie mineralne mieściło się w przedziale 150-200 kg NPK na hektar. Co 10 dni mierzono odpływ wód metodą podstawionego naczynia. Raz w miesiącu pobierano próbki wody do analiz chemicznych. Ładunek niesionych substancji określano mnożąc miesieczny przepływ wód przez stężenie analizowanego składnika. Ładunki sezonowe i roczne obliczano sumując ładunki miesieczne. W pracy omówiono dynamikę stężeń i ładunków mineralnych form azotu w wodach odprowadzanych ze zlewni. Azot amonowy oznaczano kolorymetrycznie z odczynnikiem Nesslera, azotanowy (III) kolorymetrycznie z kwasem sulfanilowym i azotanowy (V) kolorymetrycznie z kwasem dwusulfonowym, Zgodnie z Polską Normą (Hermanowicz i in. 1999). W okresie badań tylko dwa lata zdecydowanie odbiegały od średniej wieloletniej, 1995 rok był wilgotny i ciepły, a 1996 suchy i chłodny (tab. 1).

Tabela 1 - Table 1

Warunki meteorologiczne w okresie badań, według stacji Olsztyn / *Meteorological conditions in explore period*

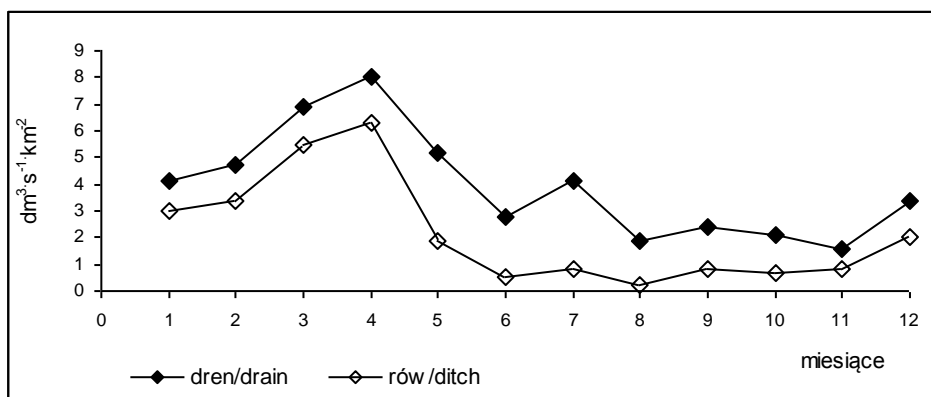
Lata/ Years	Opad / Precipitation [mm]			Temperatury / Temperature [°C]		
	Suma roczna / Annual summary	Zima hydrologiczna / Hydrological winter	Lato hydrologiczne / Hydrological summer	Suma roczna / Annual summary	Zima hydrologiczna / Hydrological winter	Lato hydrologiczne / Hydrological summer
1992	628	288	340	8	1,7	14,4
1993	679	252	427	7,4	1,7	13,1
1994	690	378	312	7,4	0,9	13,9
1995	701	321	380	8,4	2,3	14,4
1996	415	125	290	5,7	-2,1	13,5
1997	556	136	420	7,1	0,4	13,9
1998	550	197	353	7,8	2,2	13,5
1999	671	269	403	7,5	0,6	14,5
A	611	246	366	7,4	1,0	13,9
B	602	223	379	6,9	0,2	13,6

A- lata/ yers 1992 – 1999

B- lata/ yers 1891 – 2000

III. WYNIKI I DYSKUSJA

W przeprowadzonych badaniach stwierdzono, że w wodach odpływających z gleb, stężenie mineralnych form azotu jest znaczące i zależy od sposobu użytkowania gleb i metody odwadniania (tab. 2). Stężenie N mineralnego w wodach z terenów rolniczych wyniosło od 0,1 do 34 mg·dm⁻³ (średnio 5,75 mg·dm⁻³), natomiast z obszarów leśnych od 0,03 do 1,4 mg·dm⁻³ (średnio 0,54 mg·dm⁻³). Uprawa gleb i związane z tym nawożenie powoduje więc 10-krotny wzrost stężeń azotu mineralnego w odpływie. Również w obrębie terenu użytkowanego rolniczo stwierdzono ponad dwukrotnie wyższe stężenie N mineralnego w wodach odpływających drenami niż rowami. Wiązać to należy z intensywniejszym odpływem wód drenami, zwłaszcza wiosną i latem (rys. 1). Zwiększono dzięki temu natlenienie oraz szybsze nagrzewanie gleb skutkuje przyspieszeniem mineralizacji związków azotu oraz przemieszczaniem się produktów tego procesu w glebie [1,7].



Rys. 1. Średnie miesięczne splywy jednostkowe wód w badanych obiektach (średnie z lat 1992-1999)

Fig. 1. Monthly average of overland floks from the investigated areas (average from the period of 1992-1999)

W okresach szczególnie intensywnej mineralizacji związków azotu w glebie, stężenie azotu mineralnego w wodach drenarskich było 5-krotnie wyższe niż w wodach rowów i 23-krotnie wyższe niż w wodach obszarów leśnych, które można uznać za nieobciążone skutkami bezpośredniej działalności gospodarczej, obszary seminaturalne.

Ładunek azotu mineralnego odprowadzany z gleb był jeszcze silniej zróżnicowany niż jego stężenia. Przy przeciętnym odpływie systemem drenarskim wynoszącym 11,6 kg·ha⁻¹ rocznie, stwierdzono wahania od 0,2 do 47 kg·ha⁻¹. Czynniki środowiskowe miały więc decydujący wpływ. Ładunek N mineralnego odpływający rowami wynosił średnio 1,5 kg·ha⁻¹ rocznie, z wahaniami od 0,1 do 4,4 kg·ha⁻¹. System rowów odprowadzał więc istotnie mniej azotu mineralnego co wiązało się nie tylko z niższymi stężeniami ale z mniejszą ilością odpływającej wody (średnio 2-3-krotnie). Z terenów leśnych odpływało średnio 0,6 kg z wahaniami od 0,2 do 1,6 kg N min. z ha rocznie. Przyjmując tereny leśne, na których nie stosowano nawożenia, za zbliżone do naturalnych można przyjąć, że użytkowanie rolnicze zwiększa odpływ azotu mineralnego z gleb średnio o 1 kg w przypadku odwodnienia rowami i o 11 kg w przypadku odwodnienia drenami. Z obszarów zdrenowanych, które są szczególnie intensywnie użytkowane rolniczo może odpłynąć nawet do 46 kg N min. więcej niż z terenów seminaturalnych.

W wodach odprowadzanych systemem drenarskim stężenie tej formy azotu było najwyższe, wyniosło średnio 5,22 mg·dm⁻³ i stanowiło 90% odprowadzanego N mineralnego. Najniższe

stężenie N-NO₃ odnotowano w przypadku strumieni, wynoszące 0,2 mg dm⁻³. Było ono 26-krotnie niższe niż w wodach drenarskich. Taką samą tendencję odnotowano w przypadku azotu amonowego. W wodach odpływających rowami melioracyjnymi również dominowały azotany (V), ale stanowiły one 80% N mineralnego. Taką samą tendencję stwierdzono w przypadku azotu amonowego. Rowami melioracyjnymi odpływało jednak tylko 20% a strumieniami o 30% mniej niż drenami. Tylko w przypadku azotu azotanowego (III) stężenie N odpływające zarówno rowami, jak i strumieniami było 1,1-krotnie większe niż drenami (tab. 2). Dominacja azotanów (V) w wodach odpływających z gleb świadczy o bardzo dobrym ich natlenieniu, a niewielkie stężenia N-NO₂ potwierdzają, że występowały jako produkt przejściowy w procesie utleniania związków azotu.

Wpływ systemu melioracyjnego widać również na podstawie wielkości ładunku N-NO₃ wmywanego ze zlewni. Systemem drenarskim odpływał 8,8-krotnie większy ładunek N-NO₃ niż rowami i 27-krotnie wyższy niż strumieniami z terenów leśnych przyjętych jako porównanie. Podobne tendencje zaobserwowano w przypadku azotanów (III) i azotu amonowego. Drenami odpływał 2 razy większy ładunek N-NO₂ niż rowami i 3,3 razy większy niż strumieniami. Ładunek N-NH₄ odprowadzany ze zlewni systemem drenarskim był 1,7 i 4,6-krotnie większy niż odprowadzany odpowiednio rowami melioracyjnymi i strumieniami (tab. 2).

Z przeprowadzonych badań wynika, że największy wpływ na eutrofizację wód ma wmywanie z gleb azotu azotanowego (V), w najmniejszej ilości wmywany jest azotanowy (III). Również na przykładzie N-NO₃ widać największy wpływ systemu melioracyjnego. Na uwagę zasługuje fakt, że azotany (III) stanowiły mniej niż promil ładunku odprowadzanego azotu mineralnego i w dalszej części pracy nie analizowano tego zagadnienia.

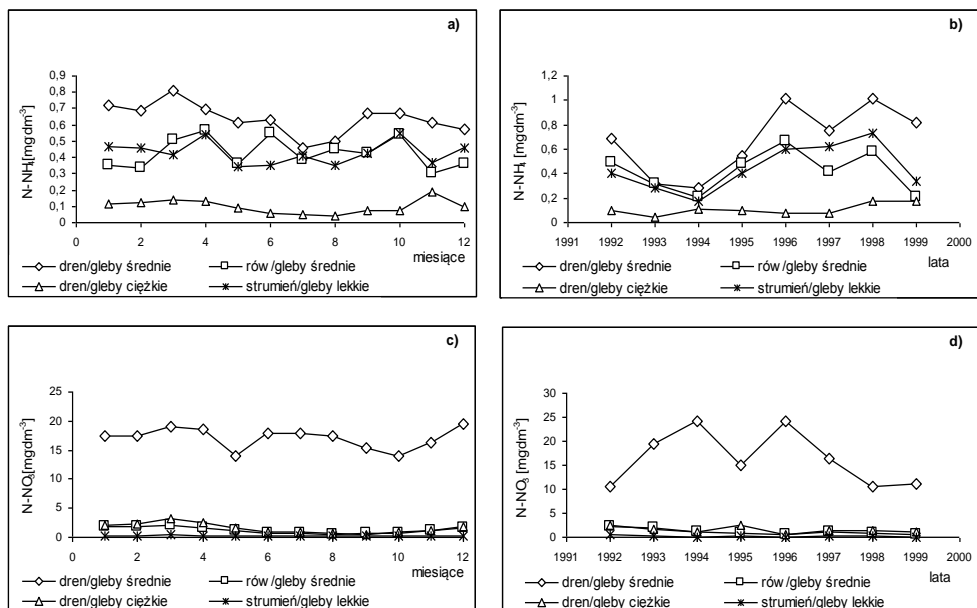
Tabela 2 - Table 2

Stężenia i ładunki azotu mineralnego w wodach odpływających z obszarów rolniczych
Concentrations and loads of nitrogen compounds in water outflow from agriculture areas

Obiekty / <i>Obiects</i>	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
Stężenie / <i>Concentration</i> [mg N dm ⁻³]			
Dreny / <i>Drains</i>	0,01 – 1,53/0,52 ^{*)}	0,001 – 0,094/0,009	0,08 – 32,88/5,22
Rowy / <i>Ditches</i>	0,07 – 1,72/0,43	0,001 – 0,028/0,010	0,03 – 4,80/2,31
Strumienie / <i>Streams</i>	0,02 – 1,29/0,40	0,001 – 0,041/0,010	0,01 – 1,09/0,20
Ładunek / <i>Load</i> [kg ha ⁻¹ rok ⁻¹]			
Dreny / <i>Drains</i>	0,05 – 1,79/0,46	0,002 – 0,073/0,02	0,14 – 45,46/11,12
Rowy / <i>Ditches</i>	0,04 – 0,69/0,27	0,003 – 0,011/0,01	0,03 – 3,63/1,26
Strumienie / <i>Streams</i>	0,05 – 0,18/0,10	0,002 – 0,016/0,006	0,14 – 1,51/0,41

^{*)} wahania / średnia / *variations / average*

Wpływ rodzaju odwadnianej gleby na wmywanie poszczególnych mineralnych form azotu widoczny jest w przypadku systemu drenarskiego. Najwyższe stężenie azotu amonowego i azotanowego (V) występuje w wodach z systemu drenarskiego z gleb średnich (odpowiednio 0,637 i 17,065 mg dm⁻³). Są to równocześnie najwyższe stężenia występujące w odpływach spośród wszystkich systemów odwodnień. Najniższe stężenie azotu amonowego występowało w wodach z odwadniania systemem drenarskim gleb ciężkich (średnio 0,229 mg dm⁻³). Tak samo kształtowały się tendencje w glebach średnich z poszczególnych lat okresu badawczego (rys. 2).



a), b) azot amonowy / ammonium

c), d) azot azotanowy (V) / nitrate

Rys. 2. Stężenia mineralnych form azotu w wodach odpływających z gleb
Fig. 2. Concentrations of nitrogen compounds in water outflow from soils

Roczny cykl hydrologiczny miał zasadniczy wpływ na wymywanie mineralnych form azotu w poszczególnych miesiącach i porach roku. W przypadku drenu odwadniającego gleby średnie, w okresie zimowym odpłynęło 55% rocznego ładunku N-NO₃. Dla gleb ciężkich różnica pomiędzy zimą i latem hydrologicznym jest wyraźniejsza, zimą odpływało 88,8% rocznego ładunku N-NO₃. Podobnie w przypadku rowu odwadniającego gleby średnie i strumienia odwadniającego gleby lekkie, w miesiącach zimowych ładunek odpływający był wyższy niż w letnich i odpowiednio wyniósł 88 i 78%. W pozostałych miesiącach, we wszystkich analizowanych systemach melioracyjnych najniższy odprowadzany ładunek N-NO₃ odnotowano w sierpniu, a najwyższy w marcu. Tylko w przypadku drenu odwadniającego gleby średnie największy ładunek odpłynął w kwietniu. Zmiany dynamiki odpływu azotanów (V) z pól uprawnych systemami melioracyjnymi są przyczyną stwierdzonych różnic w ilości tej formy azotu w wodach rzecznych [3,5,11].

Wpływ rodzaju odwadnianej gleby na wielkość odpływającego ładunku N-NO₃ widać na przykładzie systemu drenarskiego. Drenem odwadniającym gleby średnie odprowadzono 7,6 razy większy ładunek N-NO₃ niż z gleb ciężkich (tab. 3).

Biorąc pod uwagę odprowadzany ładunek azotu amonowego wpływ cyklu hydrologicznego jest mniejszy ale również zależy od systemu melioracyjnego. Drenem odprowadzającym wodę z gleb średnich odpływa 81% rocznego ładunku N-NH₄, z gleb ciężkich – 73%. Rowem melioracyjnym w okresie zimy hydrologicznej odprowadzane jest 78% rocznego ładunku N-NH₄, a strumieniem – 63%.

Podobnie jak w przypadku odpływającego ładunku N-NO₃, w pozostałych miesiącach najmniejszy ładunek N-NH₄ odprowadzany był w sierpniu, a największy w marcu (tab. 4).

Tabela 3 - Table 3

Ładunek N-NO₃⁻ [kg ha⁻¹] odprowadzany z gleb z wodami
Load N-NO₃ in water outflow from soils

Obiekt <i>Obiect</i> Rodzaj odwodnienia <i>Reclamation</i> <i>system</i>	Rodzaj gleby <i>Soil type</i>	Rok hydro- logiczny <i>Hydro- logical</i> <i>year</i>	Zima hydro- logiczna <i>Hydro- logical</i> <i>winter</i>	Lato hydro- logiczne <i>Hydro- logical</i> <i>summer</i>	Luty <i>Feb- ruary</i>	Marzec <i>March</i>	Kwie- cień <i>April</i>	Czerwiec <i>June</i>	Sierpień <i>August</i>
Dren <i>Drain</i>	Średnia <i>Medium</i>	25,1	13,74	11,45	1,92	2,32	3,55	1,94	1,58
	Ciężka <i>Heavy</i>	3,30	2,93	0,37	0,42	0,83	0,51	0,05	0,01
Rów <i>Ditch</i>	Średnia <i>Medium</i>	1,37	1,21	0,16	0,16	0,43	0,28	0,01	0,003
Strumień <i>Stream</i>	Lekka <i>Light</i>	0,41	0,32	0,09	0,04	0,10	0,10	0,04	0,01

Tabela 4 - Table 4

Ładunek N-NH₄⁺ [kg ha⁻¹] odprowadzany z gleb z wodami
Load N-NH₄ in water outflow from soils

Obiekt / <i>Obiect</i> Rodzaj odwodnienia <i>Reclamation</i> <i>system</i>	Rodzaj gleby <i>Soil type</i>	Rok hydro- logiczny <i>Hydro- logical</i> <i>year</i>	Zima hydro- logiczna <i>Hydro- logical</i> <i>winter</i>	Lato hydro- logiczne <i>Hydro- logical</i> <i>summer</i>	Luty <i>Feb- ruary</i>	Marzec <i>March</i>	Kwie- cień <i>April</i>	Czerwiec <i>June</i>	Sierpień <i>August</i>
Dren <i>Drain</i>	Średnia <i>Medium</i>	1,22	0,99	0,23	0,20	0,30	0,20	0,04	0,01
	Ciężka <i>Heavy</i>	0,15	0,11	0,04	0,01	0,03	0,03	0,006	0,004
Rów <i>Ditch</i>	Średnia <i>Medium</i>	0,32	0,25	0,07	0,02	0,07	0,10	0,008	0,002
Strumień <i>Stream</i>	Lekka <i>Light</i>	0,11	0,07	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,001

IV. WNIOSKI

1. Odpływ azotu mineralnego z gleb jest zależny od ich składu granulometrycznego, systemu odwodnienia i użytkowania terenu, a dynamika od warunków meteorologicznych w ciągu roku hydrologicznego i w poszczególnych latach.
2. Odpływ azotu mineralnego systemem drenarskim jest średnio 8-krotnie wyższy niż przy odwadnianiu rowami, ale w sprzyjających temu procesowi warunkach może być 10-krotnie wyższy. Z terenów rolniczych odpływa 20-krotnie więcej a w sytuacjach sprzyjających (drenowanie) 27-krotnie więcej N mineralnego niż z obszarów seminaturalnych.
3. Wśród azotu mineralnego odpływającego z gleb dominowały azotany (V), stanowiły średnio 90% w wodach drenów, 80% w wodach rowów i 70% w wodach strumieni prowadzących wody z terenów seminaturalnych. Drenowanie jest więc zabiegiem przyspieszającym utlenianie związków azotu i ich odpływ z gleb.
4. Odpływ azotu azotanowego (III) był minimalny i wyniósł średnio 0,02 kg z 1 ha rocznie z obszaru zdrenowanego i 0,01 kg z obszarów pozostałych.

5. Dynamika odpływu azotu azotanowego (V) była skorelowana dodatnio z odpływem wód. Maksymalny odpływ azotanów (V) stwierdzono w kwietniu i w marcu w przypadku pól odwadnianych rowami. W miesiącach letnich, szczególnie w sierpniu stwierdzono niewielkie ilości odpływającego z gleb azotu, co wiąże się z okresowym zanikiem odpływu wód.
6. Kumulacja odpływu azotanów (V) zimą a szczególnie na przedwiośnie, gdy wody są zimne, jest szczególnie niebezpieczna gdyż nie ulega on wówczas sorpcji biologicznej i dociera do zbiorników wodnych.
7. Najwyższy odpływ azotu mineralnego, w tym również azotanów (V) stwierdzono w latach wilgotnych o wilgotnej zimie i umiarkowanych temperaturach. W roku o mroźnej i suchej zimie stwierdzono również wysoki odpływ azotu mineralnego i azotanów (V), ale wystąpił on głównie w wilgotnych miesiącach letnich.

V. PIŚMIENNICTWO

1. Drolc A., Koncan J.Z.: Diffuse sources of nitrogen compounds In the Sava river basin, Slovenia. *Desalination* 226. s. 256-261. 2008.
2. Durkowski T.: Zasoby wodne a jakość wody w rolnictwie. *Zesz. Eduk. IMUZ* 3/97. s. 17-38. 1997.
3. Grabińska B., Koc J., Glińska-Lewczuk K.: Sezonowość odpływu azotu azotanowego ze zlewni rolniczo-leśnych. *J. Elementol.* 10. s. 277-288. 2005.
4. Iital A., Pachel K., Deelstra J.: Monitoring of diffuse pollution from agriculture to suport implementation of the WFD and the Nitrate Directive In Estonia. *Environm. Science&Policy* 11. s. 185-193. 2008.
5. Jarive H.P., Withers P.J.A., Hodgkinson R., Bates A., Neal M., Wickham H.D., Harman S.A., Armstrong L.: Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrobiol.* 350. s. 166-186. 2008.
6. Koc J., Ciećko Cz., Janicka R., Rochwerger A.: Czynniki kształtujące poziom mineralnych form azotu w wodach obszarów rolniczych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 440. s. 175-183. 1996.
7. Koc J., Szymczyk S.: Wpływ intensyfikacji rolnictwa na odpływ azotu mineralnego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 494. s. 175-181. 2003.
8. Koc J., Szymczyk S., Solarski K.: Wpływ systemu melioracyjnego na przyspieszenie procesu ługowania gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 520. s. 107-114. 2007.
9. Ledoux E., Gomez E., Monet J.M., Viavattene C., Viennot P., Ducharne A., Benoit M., Mignolet C., Schott C., Mary B.: Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modeling chain. *Science of the Total Environm.* 375. s. 33-47. 2007.
10. Sapek A.: Udział rolnictwa w zanieczyszczeniu wody składnikami nawozowymi. *Zesz. Eduk. IMUZ* 1/96. s. 9-34. 1996.
11. Ulén B., Fölster J.: Recent trends in nutrient concentrations in Swedish agricultural rivers. *Science of the Total Environm.* 373. s. 473-487. 2007.

SCALE AND DYNAMICS OF NITROGEN OUTFLOW IN WATER FROM RURAL AREAS

Summary

The research was carried out in the lake district of Olsztyn between 1992 and 1999. 10 basins had been marked out for examination, including: 5 drained by drainage system, 2 by cultivated drainage ditches and 2 forest areas drained by streams as a reference. The aim of this study was to determine the annual nitrogen mineral forms outflow from soil depending on drainage system and meteorological conditions during the year. It was found that outflow depends on: granulometric composition of soil, drainage system, land usage, but dynamics of outflow depends on meteorological conditions during the hydrological year.

Key words: basin, mineral nitrogen forms, drainage system, ditches, streams