

## **BAKTERIE REDUKUJĄCE $\text{NO}_3^-$ DO $\text{NO}_2^-$ I DENITRYFIKACYJNE (REDUKUJĄCE $\text{NO}_3^-$ DO $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) W WODZIE GLEBOWO-GRUNTOWEJ ZLEWNI JEZIORA EUTROFICZNEGO**

**Stanisław NIEWOLAK**

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Mikrobiologii Środowiskowej

*Słowa kluczowe: bakterie denitryfikacyjne, bakterie redukujące azotany, woda glebowo-gruntowa, zlewnia rolnicza*

### **Streszczenie**

Badano liczebność bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  i denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg (jezioro eutroficzne) w 6 kolejnych cyklach rocznych (w latach 1974–1980). Badaniem objęto wodę ze studzienek odwierconych na wzniesieniach (studzienki 5. i 10.) oraz w zagłębieniach terenu (studzienki 2., 3., 6., 8., 13.). Średni poziom wód glebowo-gruntowych w tych studzienkach wynosił 61–75 cm p.p.t. zimą oraz 157–168 cm p.p.t. latem i jesienią.

Liczba bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  w wodzie pobieranej z tych studzienek mieściła się w zakresie kilku rzędów wielkości. Najwięcej ich występowało w latach 1974–1976 (do  $250 \cdot 10^6$  NPL·cm<sup>-3</sup>). W latach 1977–1980 ich liczba nie przekraczała  $25 \cdot 10^3$  NPL·cm<sup>-3</sup>. Z reguły więcej ich stwierdzano po opadach deszczu latem i jesienią. Liczba bakterii denitryfikacyjnych była większa tylko jesienią 1976 r. w wodzie pobieranej ze studzienki 3., odwierconej w zagłębieniu terenu. W latach 1975, 1978 i 1979 ich liczba nie przekraczała  $14 \cdot 10^3$  NPL·cm<sup>-3</sup>. Różnice w liczebności tych bakterii w wodzie pobieranej ze studzienek odwierconych na wzniesieniach i w zagłębieniach terenu były różnokierunkowe.

Stwierdzono istotną, dodatnią zależność korelacyjną między liczbą bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  w wodzie pobieranej ze studzienki 6. (w zagłębieniu terenu) a liczbą tych bakterii w wodzie pelagialu jeziora Bartąg. Wykazano ponadto dodatnią zależność korelacyjną między liczbą bakterii denitryfikacyjnych w wodzie większości studzienek (z wyjątkiem studzienki 10. na wzniesieniu) a liczbą tych bakterii w wodzie pelagialu jeziora Bartąg i w wodzie ciekłu powierzchniowego drenującego omawianą zlewnię.

---

Adres do korespondencji: prof. dr hab. S. Niewolak, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Katedra Mikrobiologii Środowiskowej, ul. Prawocheńskiego 1, 10–957 Olsztyn-Kortowo; tel. +48 (89) 523-37-52

## WSTĘP

Obecność bakterii denitryfikacyjnych w wodzie glebowo-gruntowej jest wynikiem ich wymywania z gleby, gdzie stanowią pokąźną część mikroflory autochtonicznej. W glebach okresowo lub stale zalewanych ich liczba bardzo wzrasta wraz ze zwiększeniem głębokości do takiego poziomu, że zawartość tlenu zmniejsza się do zera, a potencjał oksydo-redukcyjny obniża się do wartości, w której może zachodzić denitryfikacja [DUNIGAN, DELAUNE 1977]. Według DUNIGANA i DELAUNE'A [1977], w warstwie gleby gliniasto-ilastej pobieranej z głębokości 0–2 mm liczba bakterii denitryfikacyjnych wynosiła  $0,37 \cdot 10^4 \cdot \text{g}^{-1}$  s.m. Na głębokości 14–16 mm stwierdza się ich 30-krotnie więcej ( $8,04 \cdot 10^4 \cdot \text{g}^{-1}$  s.m.), zaś na głębokości 16–26 mm – tylko 20–25-krotnie więcej ( $5,2\text{--}6,66 \cdot 10^4 \cdot \text{g}^{-1}$  s.m.). Zbliżoną liczebność tych drobnoustrojów notowano na głębokości 0–10 i 15–25 cm w glebach łąkowych wytworzonych z piasku gliniastego lekkiego, w niektórych miejscach podścielonego gliną, nawadnianych odpływami z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków [NIEWOLAK i in., 2001]. Podobny rząd wielkości liczebności bakterii denitryfikacyjnych podają ACEA i CARBALLANS [1990] dla niektórych gleb w Galicji (północno-zachodnia Hiszpania).

Erozyjność tych bakterii i ich przenikanie do wód glebowo-gruntowych są związane z typem gleby, stopniem agregacji jej cząstek oraz ilością i typem roślinności [BORMAN, LIKENS, EATON, 1969]. Z reguły ich liczebność nie przekracza 0,15% ogółu populacji glebowej. Zwiększa się ona wraz z natężeniem przepływu wody, zwiększającego się podczas intensywnych opadów burzowych i wiosennych roztopów. Zjawisko to jest znane między innymi z badań nad bakteriami z grupy pałeczki okrężnicy [NIEWOLAK, SOLARSKI, 1987] i innych [NIEWOLAK, 2003; NIEWOLAK, TUCHOŁSKI, 2001]. Na temat liczebności bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  i denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) w wodach glebowo-gruntowych zlewni rolniczych brak wyczerpujących danych w dostępnej literaturze.

Celem prezentowanych badań było zbadanie sezonowych zmian liczebności tych drobnoustrojów w wodzie glebowo-gruntowej zlewni rolniczej jeziora Bartąg oraz ich związku z liczebnością odpowiednich organizmów w wodzie pelagialu tego zbiornika i w wodzie powierzchniowej cieką drenującego jego zlewnię.

## OBIEKT BADAŃ

Badania przeprowadzono na terenie zlewni jeziora Bartąg (rys. 1) w mezoregionie Pojezierza Olsztyńskiego. Zlewnia tego zbiornika ma kształt nieregularnej misy o stromych zboczach, ze sporą ilością zagłębień powierzchniowo-bezodpływowych. Jej powierzchnia wynosi 400,3 ha, maksymalna długość 2,4 km, a maksymalna szerokość 1,9 km. Jest ona zagospodarowana przez rolników indywidual-

nych, Zakład Doświadczalny Hodowli i Aklimatyzacji Roślin w Bartążku oraz Państwowe Gospodarstwo Leśne w Ramukach. Głównymi uprawami terenu zlewni są: rzepak, zboża, rośliny okopowe i pastewne. Dominują gleby brunatne – 80% powierzchni, poza tym występują gleby płowe – ok. 15% (na wierzchowinach), czarne ziemie zajmują ok. 1% (w zagłębieniach), a gleby deluwialne i murszowe – ok. 0,3%. Ze względu na skład granulometryczny przeważają gleby zwięzłe wykształcone z ilów oraz glin ciężkich. We wschodniej i południowo-wschodniej części zlewni większe zwarte obszary zajmują gleby lżejsze na zwięzłym podłożu. Gleby ukształtowane z piasków luźnych i gleb gliniastych zajmują niewielką powierzchnię w obrębie użytków rolnych.

Gleby lekkie znajdują się pod lasem we wschodniej części zlewni. Pod względem bonitacyjnym w zlewni przeważają gleby klasy III, a w części południowej i zachodniej – klasy IV. Słabsze gleby występują w części północno-wschodniej.

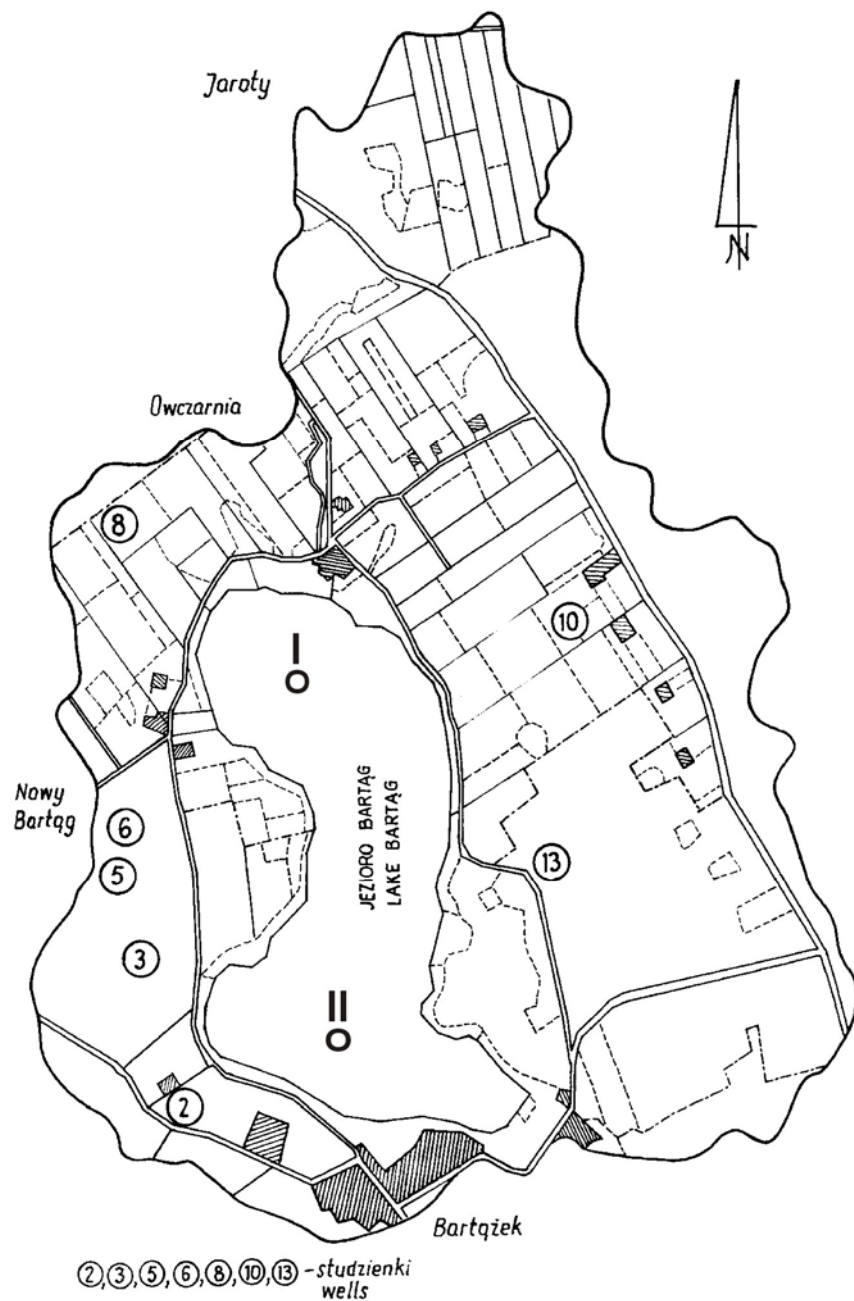
Grunty należące do rolników indywidualnych były w większości nawożone obornikiem, natomiast należące do zakładu doświadczalnego – mineralnie NPK. Wody zlewni są odprowadzane do jeziora Bartąg siecią drenarską od strony wschodniej oraz bezpośrednimi spływami z pól i przesączającą się wodą gruntową od strony zachodniej. Nadmiar wody z jeziora Bartąg jest odprowadzany do Jeziora Klebarskiego, a następnie do rzeki Łyna. Zwierciadło wody w jeziorze zalega na wysokości 110,5 m.

Przeciętna suma opadów w ciągu roku wynosi 578,4 mm. Najmniej opadów przypada na marzec (22,9 mm), a najwięcej na lipiec (92,9 mm). Opady sezonu wegetacyjnego stanowią 71% sumy opadów rocznych. Pokrywa śnieżna utrzymuje się przeciętnie 87 dni w ciągu roku [KALIŃSKA, 1984; KORYBUT-DASZKIEWICZ, 1974].

Wiosną 1974 r. na terenie zlewni wykonano wiercenia i założono 15 studzienek z rur PCV o średnicy 10,6 mm. Głębokość wierceń wynosiła od 2,3 do 4,6 m i sięgała ok. 1,5 m poniżej zwierciadła wody glebowo-gruntowej w studzienkach.

## METODY BADAŃ

Do badań mikrobiologicznych wytypowano studzienki 2., 3., 6., 8. i 13. w zagłębieniach terenowych oraz 5. i 10. na wierzchowinach (rys. 1). Ich profile geologiczne opisano we wcześniejszych pracach [NIEWOLAK, TUCHOLSKI, 2001]. Studzienki 3. i 8. były usytuowane na gruntach rolnych, natomiast studzienki 2. i 13. – na użytkach zielonych. Studzienki 8. i 10. były zlokalizowane na gruntach należących do rolników indywidualnych, a studzienki 2., 3., 5., 6., 13. – na gruntach zakładu doświadczalnego. Średni poziom wód glebowo-gruntowych w tych studzienkach wahał się od 61–75 cm zimą do 157–168 cm w okresie od sierpnia do października. Był on najmniejszy w wodzie studzienek 2. i 13. (odpowiednio zimą i w okresie letnio-jesiennym 0–88 i 0–78 cm), a największy w wodzie ze studzie-



Rys. 1. Szkic sytuacyjny zlewni jeziora Bartąg; 2-13 – stanowiska poboru próbek w zlewni (studzienki); I, II – stanowiska na jeziorze

Fig. 1. A sketch of Lake Bartąg catchment basin; 2-13 – sampling sites in the catchment basin (wells); I, II – sites in lake

nek 5., 6. i 10. (odpowiednio 71–252, 83–184 i 140–197 cm). W wodzie ze studzienek 3. i 8. wynosił on odpowiednio 26–93 i 0–103 cm. Średnia temperatura wody glebowo-gruntowej wahała się od 1,7 do 16,5°C. Wartość pH mieściła się w zakresie od 5,6 do 6,9 w wodzie ze studzienek 6. i 10. usytuowanych na glebach lżejszych i od 7,0 do 7,6 w wodzie ze studzienek 2., 5. i 6. na glebach zwięzłych o bogatym składzie mineralnym [KALIŃSKA, 1984].

Na 1–2 dni przed pobraniem próbek wody do badań mikrobiologicznych ze studzienek usuwano wodę, aby uniknąć przypadkowych zanieczyszczeń dostających się w okresie między kolejnymi pobraniami. Próbki wody do badań pobierano 1–2 razy w miesiącu w okresie od maja 1974 r. do stycznia lub lutego 1980 r. Jednocześnie pobierano w godzinach rannych po 300 cm<sup>3</sup> wody do jałowych butelek z doszlifowanym korkiem, które przewożono do laboratorium w podręcznych lodówkach. Próbki wody rozcieńczano w roztworze fizjologicznym NaCl w stosunku (1 : 10)–(1 : 10 000). Po 1 cm<sup>3</sup> wody nierozcieńczonej i rozcieńczonej dodawano do próbek z jałową pożywką Giltaya, zawierającą KNO<sub>3</sub>, gdzie znajdowały się małe próbki Durhama. Inkubowano je przez 7–14 dni w temperaturze 25°C i oznaczano w nich najbardziej prawdopodobną liczbę (NPL·cm<sup>-3</sup>) bakterii redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> oraz liczbę bakterii denitryfikacyjnych (redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>) [RODINA, 1968]. Oznaczenia te wykonywano w 3 równoległych powtórzeniach z tej samej próbki wody. Wyniki NPL tych bakterii odczytywano z tablic McCrady'ego [MEYNELL, MEYNELL, 1970]. Ogółem przebadano w ten sposób odpowiednio 390 i 258 próbek wody glebowo-gruntowej.

Jednocześnie z badaniem wody glebowo-gruntowej badano wodę jeziora Bartąg (na 2 stanowiskach usytuowanych w najgłębszych miejscach pelagialu części północnej i południowej) oraz wodę cieką dopływającego do jeziora [NIEWOLAK, FILIPKOWSKA, KORZENIEWSKA, 2005]. Ponadto prowadzono również obserwacje meteorologiczne [NIEWOLAK, TUCHOLSKI, 2001].

Wyniki badań mikrobiologicznych poddano ocenie statystycznej, określając wartości współczynników korelacji między:

- 1) sumą opadów atmosferycznych z 2 i 7 dni przed pobraniem próbek wody a liczbą odpowiednich bakterii w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg i cieką powierzchniowego dopływającego do tego zbiornika;
- 2) liczbą bakterii redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> i denitryfikacyjnych (redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>) w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg a ich liczbą w wodzie tego zbiornika i w wodzie cieką powierzchniowego drenującego omawianą zlewnię.

## WYNIKI BADAŃ

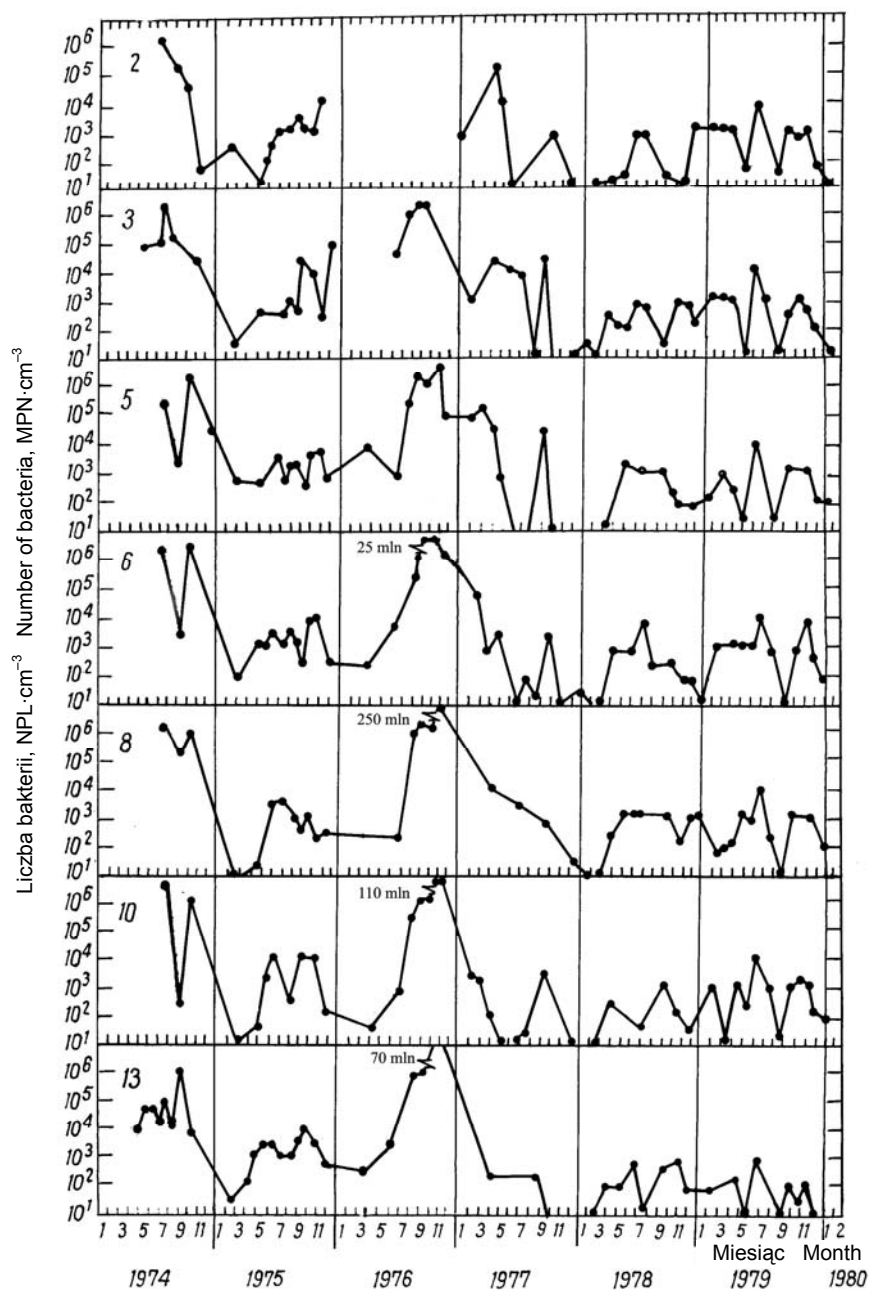
Liczba bakterii redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> w wodzie glebowo-gruntowej w zlewni jeziora Bartąg zmieniała się w zakresie kilku rzędów wielkości (tab. 1).



Z reguły więcej ich stwierdzono w latach 1974 i 1976, natomiast w 1975 r. oraz w latach 1977–1980 ich liczba była  $10^2$ – $10^3$ -krotnie niższa. Często nie wykrywano ich w badanej objętości wody. W 1974 r. najwięcej ich stwierdzono w wodzie ze studzienek 6. (w zagłębieniu terenu) i 10. (na wierzchowinie), a w 1976 r. w wodzie ze studzienki 8. (w zagłębieniu terenu). W latach 1975 i 1977–1980 różnice w liczebności tych bakterii w wodzie z badanych studzienek z reguły nie przekraczały jednego rzędu wielkości. W 1974 r. maksymalne ich wartości stwierdzono latem i jesienią, natomiast w latach 1975–1980 również wiosną i/lub jesienią. Wiosenne maksimum ich liczebności obserwowano w kwietniu 1977 r. i czerwcu 1979 r., a letnie w lipcu 1974 r. oraz na początku września 1975 r. Jesienne maksimum wystąpiło w połowie września 1975 r. oraz we wrześniu i w październiku 1976 r. (rys. 2).

Liczba bakterii denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg osiągała większe wartości tylko w 1976 r. (tab. 2). W latach 1975, 1978 i 1979 ich liczba nie przekraczała  $14 \cdot 10^3 \text{ NPL} \cdot \text{cm}^{-3}$ . Częstokroć nie stwierdzano ich w badanej objętości wody. W latach 1975, 1978 i 1979 różnice ich liczebności w wodzie ze studzienek odwierconych w zagłębieniach terenu i na wierzchowinach były niewielkie. W 1976 r. okresowo więcej ich stwierdzono w wodzie ze studzienek 2., 3., 6., 8. i 10., a mniej w wodzie ze studzienki 5., odwierconej na wierzchowinie. Krzywe liczebności tych bakterii w wodzie badanych studzienek były zbliżone do odpowiednich krzywych liczebności bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  (rys. 3).

Wyniki obliczeń statystycznych świadczą o braku istotnej zależności korelacyjnej między sumą opadów atmosferycznych z 2. i 7. dnia przed pobraniem próbek wody w studzienkach a liczbą bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  i bakterii denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ). Z tych względów nie podano wyników obliczeń odpowiednich współczynników korelacji. Istotną dodatnią zależność korelacyjną ( $p = 0,01$ ,  $n = 53$ ) stwierdzono natomiast między liczbą bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  w wodzie glebowo-gruntowej pobieranej ze studzienki 6. a ich liczebnością w wodzie pelagialu jeziora Bartąg i w wodzie dopływającej do tego zbiornika (tab. 3). Istotną dodatnią zależność stwierdzono także między liczbą bakterii denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) w wodzie glebowo-gruntowej pobieranej ze studzienek a ich liczebnością w wodzie pelagialu jeziora Bartąg pobieranej na stanowisku południowym oraz w wodzie pobieranej ze studzienek 8. i 13. a ich liczebnością w wodzie pelagialu jeziora Bartąg pobieranej na stanowisku północnym. Ponadto stwierdzono dodatnią zależność między liczbą tych bakterii w wodzie glebowo-gruntowej pobieranej ze studzienek 3., 8. i 10. a liczbą odpowiednich bakterii w wodzie dopływającej do tego zbiornika (tab. 3).



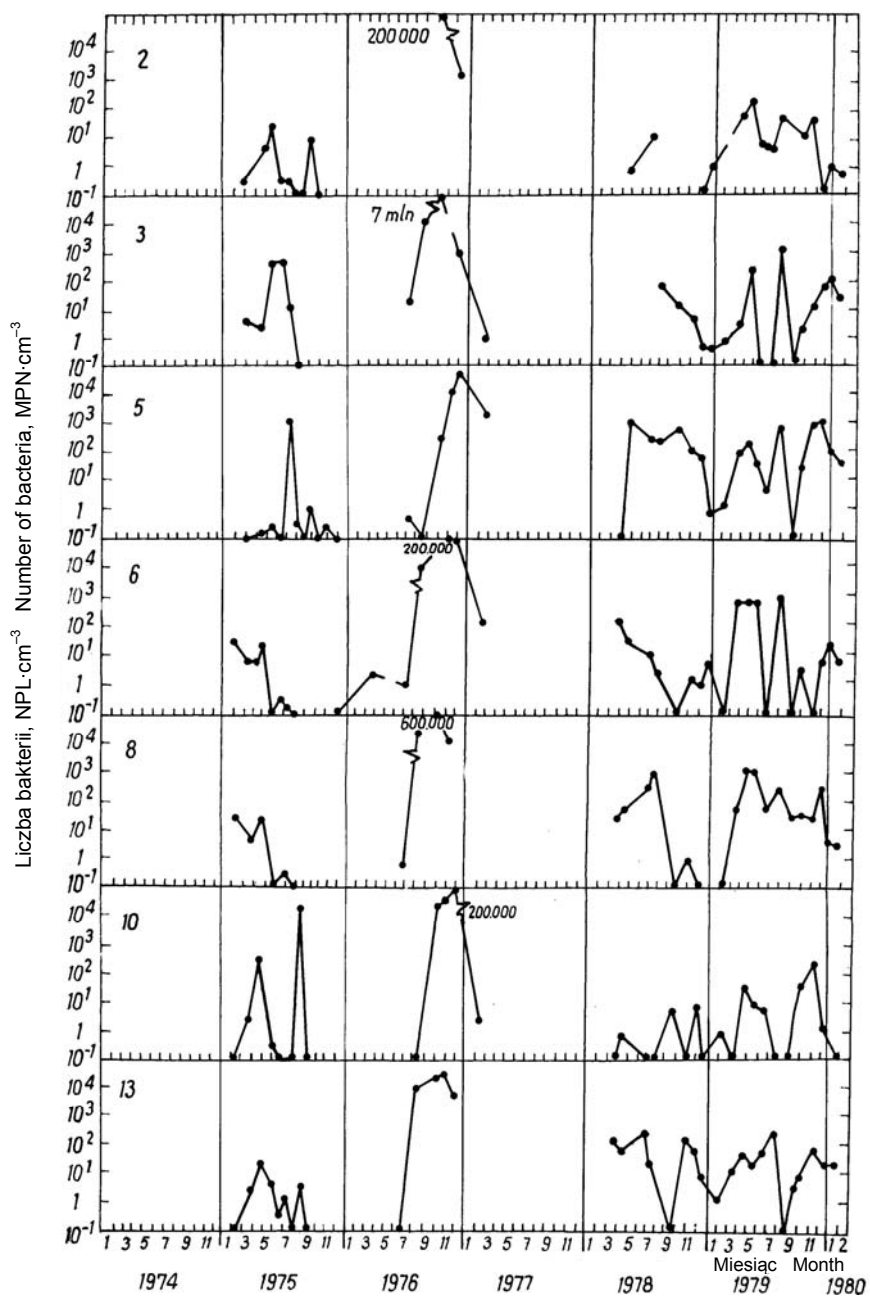
Rys. 2. Sezonowe zmiany liczebności bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg w latach 1974–1980; 2–13 – stanowiska poboru próbek (studzienki)

Fig. 2. Seasonal changes in the numbers of nitrate reducing bacteria in tile drainage water of Lake Bartąg catchment basin in the years 1974–1980; 2–13 – sampling sites (wells)









Rys. 3. Sezonowe zmiany liczebności bakterii denitryfikacyjnych w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg w latach 1974–1980; 2–13 – stanowiska poboru próbek (studzienki)

Fig. 3. Seasonal changes in the numbers of denitrifying bacteria in tile drainage water of Lake Bartąg catchment basin in the years 1974–1980; 2–13 – sampling sites (wells)

## DYSKUSJA WYNIKÓW

Wykazano, że liczba bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg w latach 1974–1975 była z reguły o dwa rzędy wielkości niższa od liczby bakterii amonifikacyjnych. W okresie 1976–1980 różnice te były mniejsze i najczęściej nie przekraczały jednego rzędu wielkości. Podobnie jak w przypadku bakterii amonifikacyjnych [NIEWOLAK, TUCHOLSKI, 2001], maksymalną ich liczebność stwierdzono w latach 1974 i 1976 w wodzie z tych samych studzienek. Zmiany ich liczebności w wodzie pobieranej z badanych studzienek mogły być wynikiem różnic gradientu przepływu podpowierzchniowego, poziomu wody glebowo-gruntowej, nawożenia mineralnego (NPK) i organicznego (obornik) oraz sposobu użytkowania gruntów (orne, łąkowe), a także rodzaju upraw roślinnych. Znaczenie mogły mieć również różnice w charakterze gleb, stopniu agregacji jej cząstek oraz wielkości makroporów [BORMAN, LIKENS, EATON, 1969]. Zmienność powierzchniowa utworów geologicznych danej zlewni [KORYBUT-DASZKIEWICZ, 1974] sprawia, że w bezpośrednim sąsiedztwie mogą występować gliny o różnym uziarnieniu, przesortowane piaski, iły i utwory pyłowe [KALIŃSKA, 1984] o różnej zdolności adsorpcyjnej i desorpcyjnej bakterii podczas opadów deszczu. Właściwości te mogą mieć wpływ na przenikanie bakterii przez glebę. Sezonowe zmiany liczebności bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg w kolejnych cyklach rocznych były zbliżone do obserwowanych sezonowych zmian liczebności bakterii amonifikacyjnych [NIEWOLAK, TUCHOLSKI, 2001] oraz bakterii z grupy pałeczki okrężnicy [NIEWOLAK, FILIPKOWSKA, KORZENIEWSKA, 2005], wśród których występują gatunki zdolne do redukcji azotanów. Stwierdzone w niektórych latach wiosenno-letnie maksimum ich liczebności mogło być związane z opadami deszczu, a jesienne – z większą ilością dostępnej substancji organicznej i azotanów.

W rozwoju bakterii denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) znaczenie mają warunki beztlenowe, zawartość  $\text{NO}_3^-$  i obecność substancji organicznej. Rzeźba terenu wywiera wpływ na stopień uwilgotnienia gleb. Nadmierne uwilgotnienie i towarzyszące temu warunki beztlenowe w zagłębieniach terenu [KALIŃSKA, 1984], gdzie w profilu glebowym znajdowały się warstwy torfu (studzienki 3., 6., 13.), mogą wpływać korzystnie na rozwój i aktywność biochemiczną bakterii denitryfikacyjnych [GROFFMAN, GOLD, SIMMONS, 1992; GROFFMAN, TIEDJE, 1989]. Wykazano, że w wodzie ze studzienki 3., odwierconej w zagłębieniu terenu, gdzie zawartość  $\text{NO}_3^-$  była mała (poniżej  $1,5 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) [KALIŃSKA, 1984], liczba bakterii denitryfikacyjnych osiągnęła maksymalne wartości (do  $7\cdot 10^6 \text{ NPL}\cdot\text{cm}^{-3}$ ). Niewykluczone, że mała zawartość  $\text{NO}_3^-$  w wodzie z tej studzienki była wynikiem aktywności biochemicznej tak dużej liczby tych drobnoustrojów, powodujących redukcję jonów  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$ . W wodzie ze studzienek odwierconych na glebach lekkich, dobrze napowietrzonych, zlokalizowanych na podłożu gliniastym oraz na wzniesieniach terenu (studzienki 5. i 10.), gdzie spływ wody nie

był ograniczony, notowano większe stężenie N-NO<sub>3</sub> (3,40–7,40 mg·dm<sup>-3</sup>) [KALIŃSKA, 1984]. Jednocześnie liczba bakterii denitryfikacyjnych była w tym samym czasie co najmniej 10-krotnie mniejsza.

Czynnikiem ograniczającym liczebność bakterii denitryfikacyjnych w okresie wegetacyjnym mogła być mała zawartość N-NO<sub>3</sub> w wodzie ze studzienek usytuowanych w zagłębieniach terenu, będąca zapewne wynikiem pobierania tego składnika przez rośliny [KALIŃSKA, 1984] i immobilizacji przez drobnoustroje [GOLD i in., 1998; GROFFMAN i in., 1996]. Na glebach ornych wiosną i jesienią, kiedy uwilgotnienie bywa większe, a rozwój roślin jest ograniczony, dynamikę N-NO<sub>3</sub> warunkuje w głównej mierze aktywność bakterii denitryfikacyjnych [GROFFMAN, GOLD, SIMMONS, 1992].

Na liczebność bakterii denitryfikacyjnych w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg mogły mieć wpływ zmiany poziomu wody w glebie. Kiedy zwierciadło wód glebowo-gruntowych sięga blisko powierzchni, w glebie powstają warunki beztlenowe. Równocześnie zwiększenie zawartości substancji organicznej (wydzieliny korzeniowe, obumarłe ich szczątki) w wodzie glebowo-gruntowej może skutkować zwiększeniem liczebności bakterii denitryfikacyjnych i ich aktywności biochemicznej [GROFFMAN, TIEDJE, 1989; SIMMONS, GOLD, GROFFMAN, 1992]. Większą liczebność bakterii denitryfikacyjnych w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg, stwierdzaną w różnych miesiącach wiosną i latem, można łączyć z opadami deszczu o charakterze burzowym, chociaż związek ten był statystycznie nieistotny.

Zbliżony przebieg krzywych liczebności bakterii redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> i denitryfikacyjnych (redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>) w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg i w wodzie cieku powierzchniowego drenującego omawianą zlewnię oraz krzywych liczebności odpowiednich bakterii w wodzie pelagialu tego zbiornika może potwierdzać wpływ zlewni rolniczej na stan mikrobiologiczny jeziora. Na taki wpływ wskazują wielokrotnie również wyniki obliczeń współczynników korelacji między liczebnością odpowiednich bakterii w tych biotopach.

## WNIOSKI

1. Czynniki środowiskowe (typ gleby, usytuowanie w terenie, poziom wody glebowo-gruntowej i in.) mają prawdopodobnie wpływ na liczebność bakterii redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> i denitryfikacyjnych (redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>) w wodzie pobieranej z różnych studzienek.

2. Warunki atmosferyczne (temperatura, opady deszczu), dostępność składników organicznych wymywanych z gleby mogą wpływać na sezonowe zmiany liczebności bakterii redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> i denitryfikacyjnych w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg.

3. Zbliżony przebieg krzywych liczebności tych bakterii w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg oraz w wodzie cieką powierzchniowego drenującego tę zlewnię i w wodzie pelagialu tego zbiornika, jak też w wielu przypadkach istotna dodatnia współzależność między liczbą odpowiednich bakterii w tych biotopach potwierdzają znany wpływ zlewni na jezioro.

Praca wykonana w ramach zlecenia Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach.

## LITERATURA

- ACEA M.J., CARBALLAS T., 1990. Principal components analysis of the soil microbial population of fumed zone of Galicia (Spain). *Soil Biol. Biochem.* 22 s. 749–759.
- BORMANN F. H., LIKENS E., EATON J. S., 1969. Biotech regulation of particulate and solution losses from a forest ecosystem. *Biosci.* 19 s. 600–610.
- DUNIGAN E. P., DELAUNE D., 1977. Vertical distribution of some microorganisms in a floodplain soil. *Proc. la Acad. Sci.* 40 s. 9–13.
- GOLD A. J., JACINTE P. A., GROFFMAN P. M., WEIGHT W. R., FUFFER R. H., 1998. Patchiness in groundwater nitrate removal in a riparian forest. *J. Env. Qual.* 27 s. 146–155.
- GROFFMAN P. J., GOLD A. J., SIMMONS R. C., 1992. Nitrate dynamics in riparian forest: Microbiological studies. *J. Env. Qual.* 21 s. 666–671.
- GROFFMAN P. M., HOWARD G., GOLD A. J., NELSON W. M., 1996. Microbial nitrate processing in shallow groundwater in a riparian forest. *J. Env. Qual.* 25 s. 1309–1316.
- GROFFMAN P. M., TIEDJE J. M., 1989. Denitrification in north temperate forest soils: Spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biol. Biochem.* 21 s. 613–620.
- KALIŃSKA M., 1984. Dynamika zawartości form azotu w wodach glebowo-gruntowych zlewni jeziora Bartąg. Olsztyn-Kortowo: UWM maszyn. ss. 36.
- KORYBUT-DASZKIEWICZ S., 1974. Wahania stanu zwierciadła i dynamika form azotu i fosforu w wodach gruntowych zlewni jeziora Bartąg. Olsztyn-Kortowo: UWM maszyn. ss. 29.
- MEYNELL G. G., MEYNELL E., 1970. *Theory and practice in experimental bacteriology.* Cambridge: Univ. Press ss. 347.
- NIEWOLAK S., 2003. Sezonowe zmiany liczebności chemo-autotroficznych bakterii nityfikacyjnych w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora eutroficznego. *Rocz. Gleb.* 54 s. 125–136.
- NIEWOLAK S., FILIPKOWSKA Z., KORZENIEWSKA E., 2005. Presence of nitrogen cycle bacteria in the water of a eutrophic lake (Lake Bartąg) planned to supply the Olsztyn municipal waterworks. *Acta UNC Pr. Limnol.* 25 s. 85–103.
- NIEWOLAK S., SOLARSKI H., 1987. Fecal coliform discharge from Lake Bęskie watershed. *Ekol. Pol.* 35 s. 639–654.
- NIEWOLAK S., TUCHOLSKI S., 2001. Bakterie mineralizujące organiczne związki azotu w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora eutroficznego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* z. 478 s. 275–286.
- NIEWOLAK S., TUCHOLSKI S., PIECHOTA M., PRZEZDZIAK M., 2001. Drobnoustroje czynne w obiegu azotu w glebach łąkowych nawadnianych odpływami z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* z. 475 s. 33–48.
- RODINA A. G., 1968. *Mikrobiologiczne metody badania wód.* Warszawa: PWRiL ss. 468.
- SIMMONS R. C., GOLD A. J., GROFFMAN P. M., 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: Groundwater studies. *J. Env.* 21 s. 659–665.

---

Stanisław NIEWOLAK

**NITRATE REDUCING BACTERIA AND DENITRIFYING BACTERIA  
REDUCING NO<sub>3</sub><sup>-</sup> TO N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>  
IN TILE DRAINAGE WATER OF EUTROPHIC LAKE CATCHMENT BASIN**

*Key words: agricultural catchment, denitrifying bacteria, nitrate reducing bacteria, tile drainage water*

**S u m m a r y**

The number of nitrate reducing bacteria (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> to NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) and denitrifying bacteria (reducing NO<sub>3</sub><sup>-</sup> to N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>) in tile drainage water of a eutrophic Bartag Lake catchment basin in 6 consecutive annual cycles (in 1974–1980) was examined. The examination comprised waters from wells drilled on tophills (wells 5 and 10) and in land depressions (wells 2, 3, 6, 8 and 13). Mean depth of tile drainage in these wells ranged from 61–75 cm in winter and 157–168 cm in summer and autumn. The number of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> to NO<sub>2</sub><sup>-</sup> reducing bacteria in water samples from these wells varied significantly. The highest number up to 250·10<sup>6</sup> MPN·cm<sup>-3</sup> was observed in 1974–1976. In 1977–1980 their number did not exceed 25,000 MPN·cm<sup>-3</sup>. In an annual cycle their higher numbers were observed after rainfalls in summer and autumn. The number of denitrifying bacteria reached the highest values only in autumn 1976 in water sampled from well 3 drilled in a land depression. In 1975, 1978 and 1979 their number did not exceed 14,000 MPN·cm<sup>-3</sup>. The differences in their amounts in water taken from the wells drilled on tophills and in land depressions were ambiguous. Significant positive correlation was found between the number of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> to NO<sub>2</sub><sup>-</sup> reducing bacteria taken from the well 6 (in a land depression) and the number of these bacteria in water of Bartag Lake. Moreover, a significant relationship was noted between the number of denitrifying bacteria in water from most wells (except the well 10 situated on the hills) and the number of these bacteria in the water of Bartag Lake and in the water of a stream draining the catchment.

---

**Recenzenci:**

*prof. dr hab. Wiesław Barabasz*

*doc. dr hab. Lech Szajdak*

Praca wpłynęła do Redakcji 20.03.2006 r.

**Tabela 1.** Liczebność bakterii redukujących NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg (NPL·10<sup>3</sup>·cm<sup>-3</sup>) w latach 1974–1980

**Table 1.** The number of bacteria reducing NO<sub>3</sub><sup>-</sup> to NO<sub>2</sub><sup>-</sup> in tile drainage water of the Bartąg Lake catchment basin (MPN·10<sup>3</sup>·cm<sup>-3</sup>) during 1974–1980

Studzienka Well	Liczebność w latach Number in years							
	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980 <sup>1)</sup>	1974–1980
2	<u>968</u>	<u>2,19</u>	<u>2 033</u>	<u>42</u>	<u>0,3</u>	<u>1,8</u>	–	–
	0,045–2 500	0,025–14,0	1 100–2 500	0,002–250,0	0–1,1	0,035–11,0	0,006	0–2 500
3	<u>617</u>	<u>18</u>	<u>1540</u>	<u>8,2</u>	<u>0,3</u>	<u>1,6</u>	–	–
	45–2 500	0,045–140,0	60–2 500	0,002–25,0	0–0,7	0,005–11,0	0,025	0–2 500
5	<u>967</u>	<u>1,4</u>	<u>4 130</u>	<u>23,7</u>	<u>0,38</u>	<u>1,5</u>	–	–
	2,5–2 500	0,45–4,5	0,6–25 000	0–110	0–1,1	0,025–11,0	0,11	0–25 000
6	<u>2 500</u>	<u>3,5</u>	<u>4 570</u>	<u>6,5</u>	<u>0,97</u>	<u>1,7</u>	–	–
	2,5–4 500	0,075–14,0	0,25–25 000	0,0006–60	0–7	0,02–11,0	0,11	0–25 000
8	<u>1 300</u>	<u>2,6</u>	<u>42 450</u>	<u>6,3</u>	<u>0,5</u>	<u>1,5</u>	–	–
	250–2 500	0,0009–4,5	0,25–250 000	0,0006–25,0	0–1,1	0,07–11,0	0–0,07	0–250 000
10	<u>2 033</u>	<u>4,2</u>	<u>16 420</u>	<u>0,8</u>	<u>0,17</u>	<u>1,7</u>	–	–
	0,25–4 500	0,001–14,0	0,025–110 000	0–2,5	0–1,1	0,0002–11,0	0,025	0–110 000
13	<u>340</u>	<u>3,2</u>	<u>11 343</u>	<u>0,16</u>	<u>0,3</u>	<u>1,3</u>	–	–
	9,5–2 500	0,045–14,0	0,6–70 000	0–0,25	0–1,1	0,02–11,0	0,025	0–70 000

Objaśnienia: nad kreską podano wartości średnie, pod – zakres.

<sup>1)</sup> Wartości tylko ze stycznia 1980 r.

Explanations: over line – mean values, under line – range.

<sup>1)</sup> Data only for January 1980.



**Tabela 2.** Liczebność bakterii denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg ( $\text{NPL}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) w latach 1974–1980

**Table 2.** The number of denitrifying bacteria (reducing  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) in tile drainage water of the Lake Bartąg catchment basin ( $\text{MPN}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) during 1974–1980

Studzienka Well	Liczebność w latach Number in years						
	1975	1976	1977	1978	1979	1980 <sup>1)</sup>	1975–1980
2	<u>3.5</u>	<u>100 000</u>	–	<u>43</u>	<u>47</u>	–	–
	0–9,5	0–200 000	–	0–250	0–250	0,6	0–200 000
3	<u>82</u>	<u>2 337 000</u>	–	<u>153</u>	<u>138</u>	–	–
	0–450	0–7 000 000	0,9	5–700	0–1 100	25	0–7 000 000
5	<u>135</u>	<u>16 000</u>	–	<u>310</u>	<u>315</u>	–	–
	0–1 500	0–60 000	2000	0–1 100	0–1 100	70	0–60 000
6	<u>6</u>	<u>59 000</u>	–	<u>25</u>	<u>295</u>	–	–
	0–45	2,5–200 000	120	0–130	0–1 100	6	0–200 000
8	<u>6</u>	<u>162 000</u>	–	<u>125</u>	<u>230</u>	–	–
	0–25	0–600 000	–	0–700	0–1 100	2,5	0–600 000
10	<u>1 185</u>	<u>50 000</u>	–	<u>7</u>	<u>30</u>	–	–
	0–14 000	0–200 000	2,5	0–5	0–250	0	0–200 000
13	<u>3</u>	<u>9 000</u>	–	<u>85</u>	<u>50</u>	–	–
	0–25	0–30 000	–	0–250	0–250	25	0–30 000

Objaśnienia, jak pod tabelą 1.

<sup>1)</sup> Jak pod tabelą 1.

Explanations as in Tab. 1

<sup>1)</sup> As in Tab, 1.

**Tabela 3.** Wartości współczynników korelacji  $R$  między liczbą bakterii redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{NO}_2^-$  (A) i bakterii denitryfikacyjnych (redukujących  $\text{NO}_3^-$  do  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) (B) w wodzie glebowo-gruntowej zlewni jeziora Bartąg a ich liczebnością w wodzie tego zbiornika i w wodzie cieku powierzchniowego drenującego jego zlewnię

**Table 3.** Coefficients  $R$  of the correlation between the number of bacteria reducing  $\text{NO}_3^-$  to  $\text{NO}_2^-$  (A) and denitrifying (reducing nitrate to  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ ) (B) in tile drainage waters of the Bartąg Lake catchment basin and their number in the water of Lake Bartąg and in stream draining the catchment

Woda Water	Stanowisko Site	Głębokość Depth m	A ( $n = 53$ ) B ( $n = 35$ )							
			6	2	3	5	6	8	10	13
Jezioro Lake	I	0,3								
		6,0	0,4119–0,4866	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	0,7706–0,8185	n.i.	0,8303–0,9254
	14,8 <sup>a</sup>									
	II	0,3		n.i.	n.i.	n.i.	n.i.			0,8215
6,0		0,4690–0,5784	0,9154	0,9144	0,5889	0,9632	0,7295–0,7561	n.i.	0,4972	
		15,0 <sup>a</sup>		0,9841	0,9836	Ns	0,9990		n.i.	
Ciek Stream	–	–	0,4160	n.i.	0,9779	n.i.	n.i.	0,9976	0,7078	n.i.

Objaśnienia: I – stanowisko północne; II – stanowisko południowe; a – woda przydenna; n.i. – nieistotne ( $p = 0,01$ ); 2–13 – studzienki;  $n$  – liczebność próbek.

Explanation: I – northern site; II – southern site; a – near bottom water; n.i. – no significant ( $p = 0.01$ ); 2 – 13 – wells;  $n$  – number of samplings.