

Bartłomiej NAJBAR *

FIZYCZNO-CHEMICZNE I BAKTERIOLOGICZNE STRATYFIKACJE W WYBRANYCH ZBIORNIKACH „POJEZIERZA ANTROPOGENICZNEGO”

Streszczenie

W okresie badań przeprowadzonych we wrześniu 1998 r. prześlędzono zmiany kilku fizyczno-chemicznych wskaźników wód oraz rozmieszczenie bakterii psychro-, mezofilnych i azotowych w profilach pionowych 10 wybranych, powyrobi-skowych zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w Łuku Mużakowskim.

CZĘŚĆ I. PIONOWE ROZMIESZCZENIE BAKTERII PSYCHRO- I MEZOFILNYCH W WODACH 10 ZBIORNIKÓW

1. WSTĘP

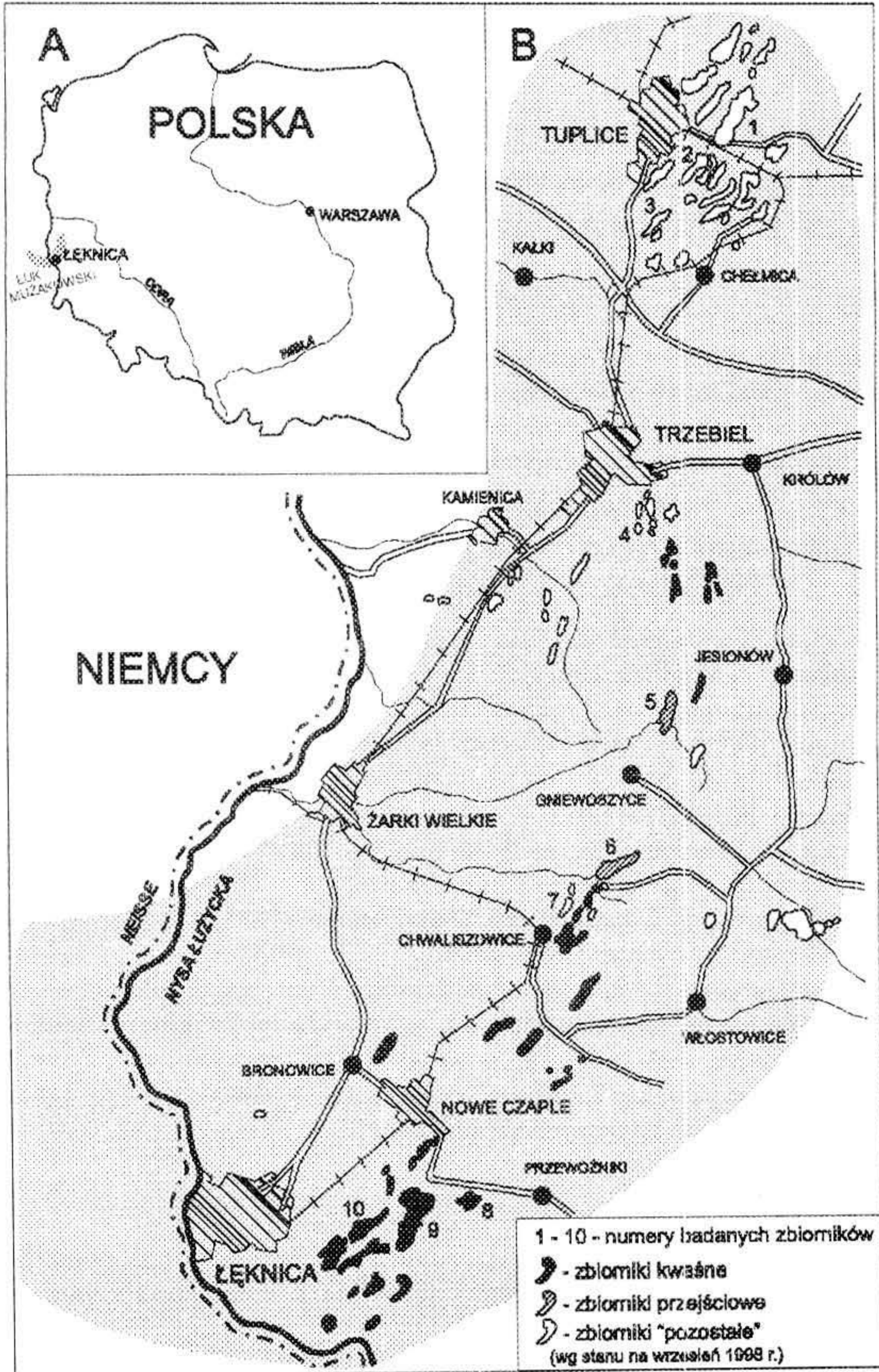
Zbiorniki „pojezierza antropogenicznego” były obiektem dość szerokich badań w zakresie składu chemicznego wód i osadów dennych [5] Matejczuk 1986], [8] Sol-ski, Jędrszak, Matejczuk 1988, [9] Sol-ski, Jędrszak 1990, [10, 11] Sol-ski, Jędrszak 1991a i b, [3] Jędrszak 1992, [6] Najbar 1996, [2] Jachimko 1998). Pionierskie badania bakteriologiczne wykonał [5] Matejczuk (1986), które obejmowały występowanie w powierzchniowych i przydennych warstwach wody kilkunastu zbiorników bakterii chemolitoautotroficznych, utleniających siarkę elementarną i chemolithoheterotroficznych, redukujących siarczany. Od strony systematycznej stwierdził obecność *Crenotrix polyspora* Cohn i *Leptotrix ochracea* (Roth) Kützig.

Poza tymi informacjami brak jest jakichkolwiek danych o bakteriologii wód zbiorników „pojezierza”. Z powyższych powodów, jak też ze względu na wyjątkowe fizyczno-chemiczne cechy wód, ich wiek (od 26 do powyżej 100 lat) oraz ich liczbę (powyżej 100), uznano za celowe wykonanie badań nad występowaniem bakterii psychro- i mezofilnych w profilach pionowych wybranych zbiorników.

2. METODY

Do badań wybrano 10 zbiorników, rozmieszczonych na całym obszarze „pojezierza antropogenicznego”, od Tuplic do Łęknicy (rys. 1). Reprezentowały one wy-

różnione wcześniej [8] (Solski, Jędrzak, Matejczuk 1988), w zależności od odczynu ich wód, trzy grupy zbiorników: acidotroficzne (nry 8, 9, 10), przejściowe (nry 5, 6) i „pozostałe” (nry 1-4, 7) (tab. 1).



Rys. 1 „Pojezierze antropogeniczne” A - położenie ogólne, B - badany region.

Badania przeprowadzono we wrześniu 1998 r. Próby wody do oznaczeń fizyczno-chemicznych pobrano czerpaczem Ruttnera, w najgłębszym miejscu zbiornika: z powierzchni, 1 m, 3 m, a następnie co 2 m i 0.5-1.0 m nad dnem. Pomiaru temperatury, odczynu i potencjału redoks przeprowadzono w terenie przy użyciu sondy. Pomiaru przezroczystości wody dokonano za pomocą krążka Secchiego.

Oznaczenia suchej pozostałości, strat po prażeniu, tlenu rozp. i fosforanów wykonano w laboratorium, metodami opisanymi przez [1] Hermanowicza i in. (1976).

Próby wody do badań bakteriologicznych pobrano z tych samych miejsc i głębokości, używając sterylnych naczynek pasterowskich o pojemności 50-60 ml.

Hodowlę bakterii prowadzono w termostacie, w temperaturze 15-20°C (bakterie psychrofilne) oraz w temperaturze 28-30°C (bakterie mezofilne) przez 7 dni.

Skład pożywki był następujący: woda ze zbiornika – 400 ml, woda wodociągowa – 600 ml, K_2HPO_4 – 0.5 g, sacharoza – 10.0 g, agar-agar – 20.0 g. Odczyn pożywki doprowadzono do pH 7.2.

3. WYNIKI

3.1 Fizyczno-chemiczna charakterystyka wód badanych zbiorników

3.1.1. Temperatura (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Tę grupę reprezentują trzy zbiorniki (nry 8, 9 i 10) o maksymalnej głębokości ok. 8.0, 9.9 i 22.0 m.

Temperatura wody w warstwie powierzchniowej wynosiła od 18.1°C (zb. nr 9) do 18.3°C (zb. nry 8 i 10), co wskazuje na początek ochładzania się wód epilimnionu i zapowiedź zbliżającej się cyrkulacji jesiennej. Zbiornik nr 9, najgłębszy, jest jednym z trzech zbiorników meromiktycznych „pojezierza”. Skok termiczny w tym zbiorniku wystąpił na głębokości 5-7 m (dolna warstwa miksolimnionu). Najniższą temperaturę wody (7.1°C) zanotowano na głębokości 9.0 m. W monimolimnionie temperatura wzrastała do 9.5°C (17.0 m), po czym (na głębokości 19-21 m) malała do 8.4°C.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Tę grupę reprezentują dwa zbiorniki (nry 5 i 6), ich maksymalne głębokości wynoszą 5.0 i 10.0 m. Temperatura wody powierzchniowej wynosiła 19.2°C i 19.0°C. W obu zbiornikach stwierdzono obecność termokliny na głębokości 3-4 m (zb. nr 5) i 5-7 m (zb. nr 6).

GRUPA „POZOSTAŁA”

Ta grupa liczy 5 zbiorników. Maksymalne głębokości dwóch zbiorników (nry 4 i 7) wynosiły 6.0 i 7.0 m, natomiast pozostałych trzech (nry 1-3) od 4.0 do 5.0 m. Tempe-

ratura wody w warstwie powierzchniowej wahała się od 17.1°C (zb. nry 1, 4) do 19.1°C (zb. nr 7).

Mimo małych głębokości temperatury wody warstw przydennych były stosunkowo niskie, od 10.6°C (zb. nr 4) do 14.5°C (zb. nr 7), co można tłumaczyć ich położeniem (wśród hałd i lasów).

TABELA 1.

*Charakterystyka fizyczno-chemiczna wód zbiorników
„pojezierza antropogenicznego” (wrzesień 1998 r.).*

| Nr zb. | Głębokość (m) | Temperatura °C | Odczyn pH | Potencjał redoks (mv) | Przewodnictwo właściwe $\mu\text{S/m}$ | Sucha pozostałość mg/dm^3 | Pozostałość po prażeniu mg/dm^3 | Straty po prażeniu mg/dm^3 | Fosforany $\text{mg PO}_4/\text{dm}^3$ | Przeźroczystość (m) |
|---------------------------------|---------------|----------------|-----------|-----------------------|--|------------------------------------|--|-------------------------------------|--|---------------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| ZBIORNIKI ACIDOTROFICZNE | | | | | | | | | | |
| 8 | 0 | 18.3 | 4.15 | 729 | 413 | 171 | 155 | 16 | 0.000 | 2.8 |
| | 1 | 18.2 | 4.03 | 724 | 343 | 180 | 180 | 0 | 0.317 | |
| | 3 | 16.7 | 4.02 | 714 | 329 | 148 | 147 | 1 | 0.029 | |
| | 5 | 15.8 | 4.10 | 722 | 309 | 187 | 130 | 57 | 0.086 | |
| | 7 | 15.6 | 4.10 | 738 | 305 | 156 | 123 | 33 | 0.000 | |
| | 8 | 15.0 | 4.18 | 740 | 305 | 178 | 134 | 44 | 0.000 | |
| 9 | 0 | 18.1 | 4.08 | 807 | 1978 | 1726 | 980 | 746 | 0.328 | 3.9 |
| | 1 | 18.0 | 4.10 | 818 | 1902 | 1660 | 1356 | 304 | 0.000 | |
| | 3 | 17.2 | 4.12 | 800 | 1910 | 1505 | 1089 | 416 | 0.000 | |
| | 5 | 16.8 | 4.12 | 799 | 1925 | 1695 | 1082 | 613 | 0.134 | |
| | 7 | 9.2 | 4.15 | 814 | 1840 | 1496 | 1236 | 260 | 0.000 | |
| | 9 | 7.1 | 4.38 | 643 | 2700 | 3411 | 2390 | 1021 | 0.000 | |
| | 11 | 7.9 | 5.40 | 463 | 3600 | 5117 | 3562 | 1555 | 0.131 | |
| | 13 | 8.2 | 5.35 | 427 | 4100 | 5896 | 4872 | 1024 | 0.022 | |
| | 15 | 9.0 | 5.40 | 419 | 4300 | 6231 | 5526 | 705 | 0.040 | |
| | 17 | 9.5 | 5.36 | 428 | 4500 | 6919 | 4005 | 2914 | 0.074 | |
| | 19 | 8.4 | 5.38 | 422 | 4700 | 7341 | 5898 | 1443 | 0.074 | |
| 21 | 8.4 | 5.32 | 433 | 4500 | 8785 | 5956 | 2829 | 0.051 | | |
| 10 | 0 | 18.3 | 4.08 | 668 | 956 | 671 | 670 | 1 | 0.097 | 5.4 |
| | 1 | 18.0 | 4.06 | 722 | 1103 | 526 | 478 | 48 | 0.000 | |
| | 3 | 17.3 | 4.14 | 729 | 1029 | 633 | 633 | 0 | 0.000 | |
| | 5 | 15.6 | 4.10 | 735 | 1071 | 494 | 474 | 20 | 0.000 | |
| | 6.5 | 13.8 | 4.00 | 744 | 1098 | 492 | 470 | 22 | 0.000 | |
| ZBIORNIKI PRZEJŚCIOWE | | | | | | | | | | |
| 5 | 0 | 19.2 | 5.17 | 472 | 206 | 151 | 130 | 21 | 0.109 | 2.1 |
| | 1 | 19.0 | 5.32 | 470 | 194 | 154 | 139 | 15 | 0.063 | |
| | 3 | 16.3 | 5.06 | 528 | 238 | 146 | 139 | 7 | 0.057 | |
| | 4 | 14.3 | 5.00 | 600 | 280 | 180 | 129 | 51 | 0.032 | |

c.d. TAB. I

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
|-----------------------|-----|------|------|-----|------|------|------|------|-------|-----|
| 6 | 0 | 19.0 | 4.30 | 737 | 875 | 639 | 383 | 256 | 0.037 | 1.3 |
| | 1 | 18.5 | 4.28 | 729 | 890 | 456 | 390 | 66 | 0.029 | |
| | 3 | 17.5 | 4.31 | 721 | 894 | 660 | 378 | 282 | 0.063 | |
| | 5 | 17.5 | 4.32 | 740 | 913 | 452 | 305 | 146 | 0.052 | |
| | 7 | 11.5 | 6.17 | 232 | 914 | 1049 | 786 | 263 | 0.000 | |
| | 9 | 9.5 | 6.42 | 140 | 1980 | 2180 | 1742 | 438 | 0.103 | |
| | 9.5 | 9.5 | 6.42 | 130 | 2500 | 3121 | 2114 | 1007 | 0.032 | |
| ZBIORNIKI „POZOSTALE” | | | | | | | | | | |
| 1 | 0 | 17.1 | 6.52 | 542 | 414 | 232 | 229 | 3 | 0.151 | 0.5 |
| | 1 | 16.2 | 6.56 | 536 | 407 | 250 | 220 | 30 | 0.920 | |
| | 3 | 13.0 | 7.34 | 578 | 433 | 322 | 202 | 120 | 0.890 | |
| 2 | 0 | 18.3 | 6.42 | 487 | 325 | 164 | 145 | 18 | 0.143 | 2.1 |
| | 1 | 17.2 | 6.44 | 498 | 320 | 350 | 140 | 210 | 0.166 | |
| | 3 | 15.4 | 6.40 | 492 | 304 | 260 | 156 | 104 | 0.166 | |
| | 4 | 13.4 | 6.40 | 490 | 298 | 255 | 102 | 153 | 0.132 | |
| 3 | 0 | 17.5 | 7.22 | 490 | 347 | 184 | 181 | 3 | 0.126 | 0.9 |
| | 1 | 16.1 | 7.21 | 498 | 345 | 244 | 184 | 60 | 0.146 | |
| | 3 | 14.2 | 7.10 | 437 | 362 | 263 | 230 | 33 | 0.208 | |
| 4 | 0 | 17.1 | 7.00 | 487 | 176 | 149 | 112 | 37 | 0.163 | 1.4 |
| | 1 | 16.2 | 6.73 | 519 | 160 | 117 | 88 | 29 | 0.097 | |
| | 3 | 14.4 | 6.48 | 480 | 168 | 120 | 120 | 0 | 0.003 | |
| | 5 | 11.0 | 6.32 | 190 | 283 | 444 | 390 | 54 | 0.009 | |
| | 5.5 | 10.6 | 6.26 | 177 | 286 | 442 | 275 | 167 | 0.009 | |
| 7 | 0 | 19.1 | 6.15 | 158 | 395 | 239 | 114 | 125 | 0.057 | 1.3 |
| | 1 | 18.9 | 7.28 | 256 | 322 | 233 | 151 | 82 | 0.040 | |
| | 3 | 16.5 | 6.62 | 266 | 319 | 340 | 141 | 199 | 0.769 | |
| | 5 | 15.0 | 6.40 | 226 | 300 | 320 | 138 | 182 | 0.678 | |
| | 6 | 14.5 | 6.34 | 220 | 296 | 314 | 136 | 178 | 0.765 | |

3.1.2. Odczyn (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Zakres zmian odczynu wody w profilu pionowym zbiorników nry 8 i 10 był podobny, jego wartości wahały się od pH 4.0 do 4.18. W zbiorniku trzecim – nr 9, meromiktycznym w miksolimnionie były one podobne lub nieznacznie wyższe. Na głębokościach poniżej 9 m (monimolimnion) odczyn wody był znacząco wyższy i wynosił od pH 5.32 do 5.40. Zjawisku temu towarzyszyły warunki anaerobowe i one były przyczyną zachodzących w tej warstwie procesów redukcyjnych, prowadzących do obniżenia stężeń jonów wodorowych (H^+).

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Przebieg zmian odczynu w zbiorniku nr 6 był podobny do obserwowanego w zbiorniku nr 9 (meromiktycznym), niskie wartości odczynu w górnych warstwach wody oraz ich wzrost w warstwach głębszych (przydennych). Wzrostowi odczynu wody w zbiorniku

nr 6 do powyżej pH 6.0 towarzyszyły warunki anaerobowe, a przyczyny tego zjawiska były takie same jak w zbiorniku nr 9 (procesy redukcyjne).

W kolejnym, drugim zbiorniku (nr 5) odczyn wody utrzymywał się w przedziale pH 5.00-5.32.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Odczyn wody najliczniejszej grupy (5 zbiorników) mieścił się w granicach od pH 6.15 (zb. nr 7) do 7.34 (zb. nr 1). Nie stwierdzono żadnych tendencji, jak też prawidłowości w pionowym przebiegu zmian odczynu badanych zbiorników.

3.1.3. Potencjał redoks (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 wartości potencjału redoks były zbliżone i wahały się od 668 do 744 mV. W zbiorniku nr 9 (meromiktycznym) w miksolimnionie były one wyraźnie wyższe i wynosiły od 799 do 818 mV. Na głębokości 9 m znacząco malały (643 mV), osiągając przy dnie wartość 433 mV.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stwierdzono wzrost potencjału redoks (od 472 do 600 mV) ze wzrostem głębokości. W zbiorniku nr 6 potencjał redoks w epilimnionie utrzymywał się w granicach 721-740 mV, natomiast na głębokości 7 m gwałtownie malował do 232 mV, zaś przy dnie wynosił tylko 130 mV.

GRUPA „POZOSTAŁA”

W dwóch zbiornikach (nry 2 i 3) potencjał redoks utrzymywał się na poziomie podobnym, nieco poniżej 500 mV. Wyższe wartości (536-578 mV) notowano w zbiorniku nr 1, zaś najniższe (158-266 mV) w zbiorniku nr 5. Wysoki stopień zróżnicowania potencjału redoks stwierdzono w profilu pionowym zbiornika nr 4, od 519 mV w epilimnionie do 177 mV nad dnem.

3.1.4. Tlen rozpuszczony (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 zawartości tlenu w powierzchniowej warstwie wody wynosiły 9.6 i 8.8 mgO₂·dm⁻³, ze wzrostem głębokości malały i przy dnie wynosiły odpowiednio: 8.6 i 8.5 mgO₂·dm⁻³.

W zbiorniku nr 9 (meromiktycznym) stężenia tlenu były niższe, w miksolimnionie wynosiły od 7.5 do $7.9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$. Na głębokościach od 9 m do dna panowały warunki beztlenowe.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stężenia tlenu w powierzchniowej warstwie wody wynosiły $8.4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ i ze wzrostem głębokości malały do $6.7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ nad dnem.

W drugim zbiorniku (nr 6) zawartości tlenu w epilimnionie malały od $9.2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (warstwa powierzchniowa) do $8.7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (głębokość 5.0 m). Na głębokości 7 m i poniżej panowały warunki anaerobowe.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Zawartość tlenu w wodach pozostałych pięciu zbiornikach były zróżnicowane, w warstwie powierzchniowej wody wahały się od $6.5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 2) do $9.7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 7). W przydennych warstwach wody wynosiły one od $3.6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 1) do $7.1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (zb. nr 3), z wyjątkiem zbiornika nr 4, w którym na głębokości 5.0 m i przy dnie tlenu nie wykryto.

3.1.5. Fosforany (tab. 1)

Ocenę zasobności wód badanych zbiorników w fosforany dokonano na podstawie analizy zakresu stężeń oraz wartości średnich.

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Zbiornik nr 8, od 0.000 do $0.317 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.072 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 9, od 0.000 do $0.328 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.071 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 10 od 0.000 do $0.097 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.020 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Wartości średnie świadczą o mniejszej zasobności w fosforany wód tej grupy zbiorników w stosunku do grupy „pozostałej”.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Zbiornik nr 5, od 0.032 do $0.107 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.052 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 6, od 0.000 do $0.103 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.045 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

Zakres zmian stężeń fosforanów i wartości średnie w zbiornikach tej grupy były zbliżone, w sumie niskie i znacznie odbiegające (z wyjątkiem zb. nr 4) od wyników uzyskanych dla zbiorników grupy „pozostałe”. Wartości średnie były bliższe grupie acidotroficznej.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Zbiornik nr 1, od 0.151 do $0.920 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.645 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 2, od 0.132 do $0.166 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.152 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 3, od 0.126 do $0.208 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. $0.160 \text{ mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,

zbiornik nr 4, od 0.003 do 0.163 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. 0.056 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$,
zbiornik nr 7, od 0.040 do 0.769 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, śr. 0.462 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Jest to grupa najbardziej zróżnicowana i bogata w fosforany, wartości średnie (z wyjątkiem zbiornika nr 4) wahały się od 0.152 do 0.654 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast średnia dla całej grupy wynosiła 0.297 $\text{mgPO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

3.1.6. Przejroczystość wody (tab. 1)

Przejroczystość wody zbiorników grupy acidotroficznej mieściła się w granicach od 2.8 do 5.4 m, te wahały się od 0.5 do 2.1 m, natomiast w grupie przejściowej wynosiły 1.3 i 2.1 m, w grupie „pozostałe” wartości pomiarów przejroczystości były niższe i wahały się od 0.5 do 2.1 m. Ten prosty i łatwy do wykonania pomiar, uznany został za miarodajny wskaźnik stopnia zeutrofizowania jezior. Przejroczystość określa intensywność rozwoju biomasy fito- i zooplanktonu.

3.2 Liczebność bakterii psychrofilnych w profilu pionowym wody (rys. 2a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Najwyższe ilości bakterii psychrofilnych stwierdzono w zbiorniku nr 8, ich liczba wahała się od $800 \cdot \text{ml}^{-1}$ (w powierzchniowej warstwie wody) do $3800 \cdot \text{ml}^{-1}$ (w warstwie przydennej). Od kilku do kilkudziesięciu razy mniej bakterii było w wodach zbiornika nr 10, ich liczba wynosiła od $100 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $500 \cdot \text{ml}^{-1}$.

W zbiorniku meromiktycznym stwierdzono wysoki stopień zróżnicowania liczby bakterii w profilu pionowym od $50 \cdot \text{ml}^{-1}$ (głęb. 9 m) do $2000 \cdot \text{ml}^{-1}$ (głęb. 15 m).

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 liczba bakterii psychrofilnych wahała się od $100 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $700 \cdot \text{ml}^{-1}$, w zbiorniku drugim (nr 6) ich liczebność była bardziej wyrównana i wynosiła od $200 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $500 \cdot \text{ml}^{-1}$.

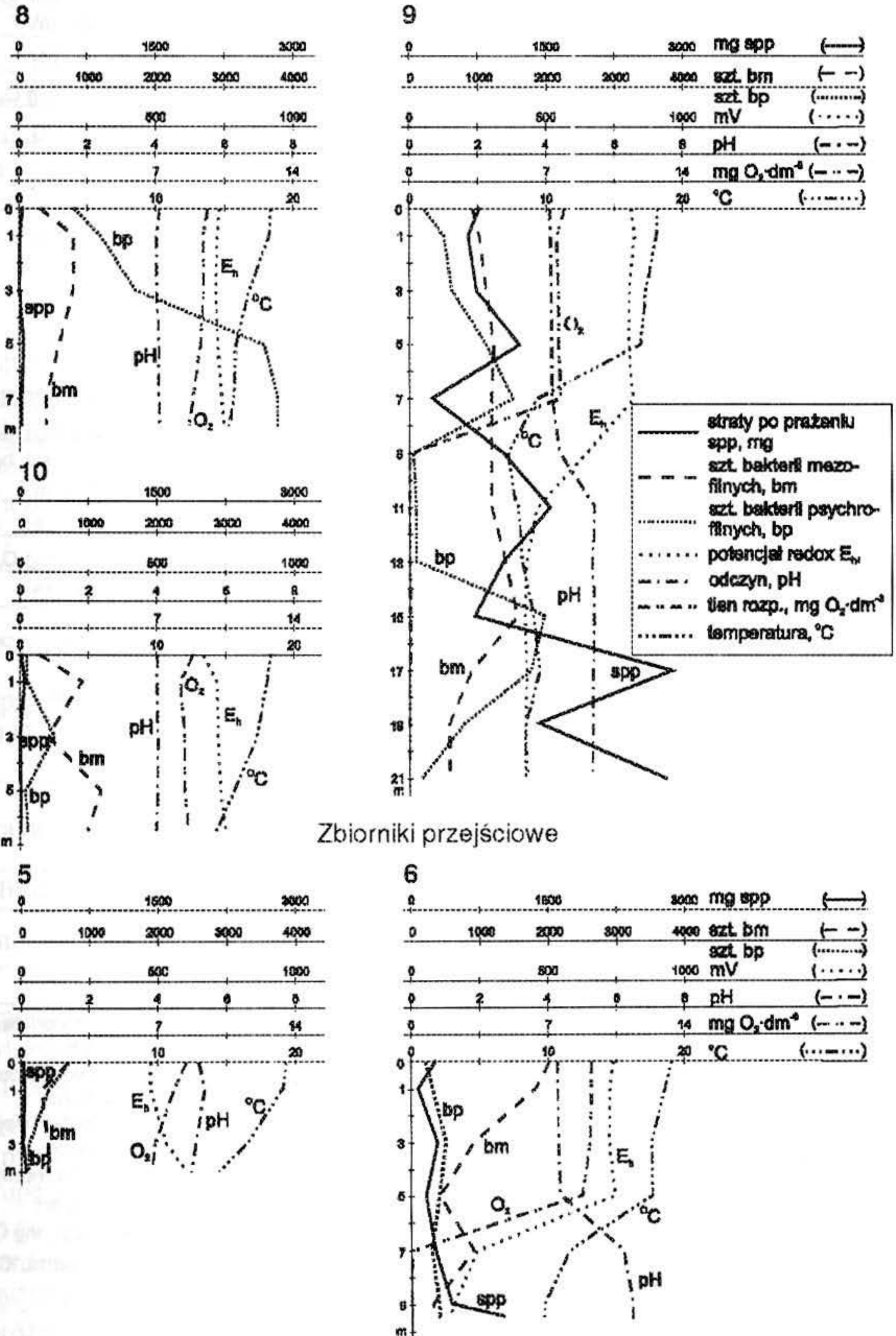
GRUPA „POZOSTAŁA”

W grupie liczącej 5 zbiorników (nry 1-4 i 7) liczba bakterii psychrofilnych, z wyjątkiem trzech przypadków (zb. nry 4, 1 i 2, w których stwierdzono – 1000, 1300 i 1400 bakterii ml^{-1}), utrzymywała się na poziomie od $100 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $800 \cdot \text{ml}^{-1}$; najczęściej wynosiła 300 i $400 \cdot \text{ml}^{-1}$.

3.3 Liczebność bakterii mezofilnych w profilu pionowym wody (rys. 2a, b)

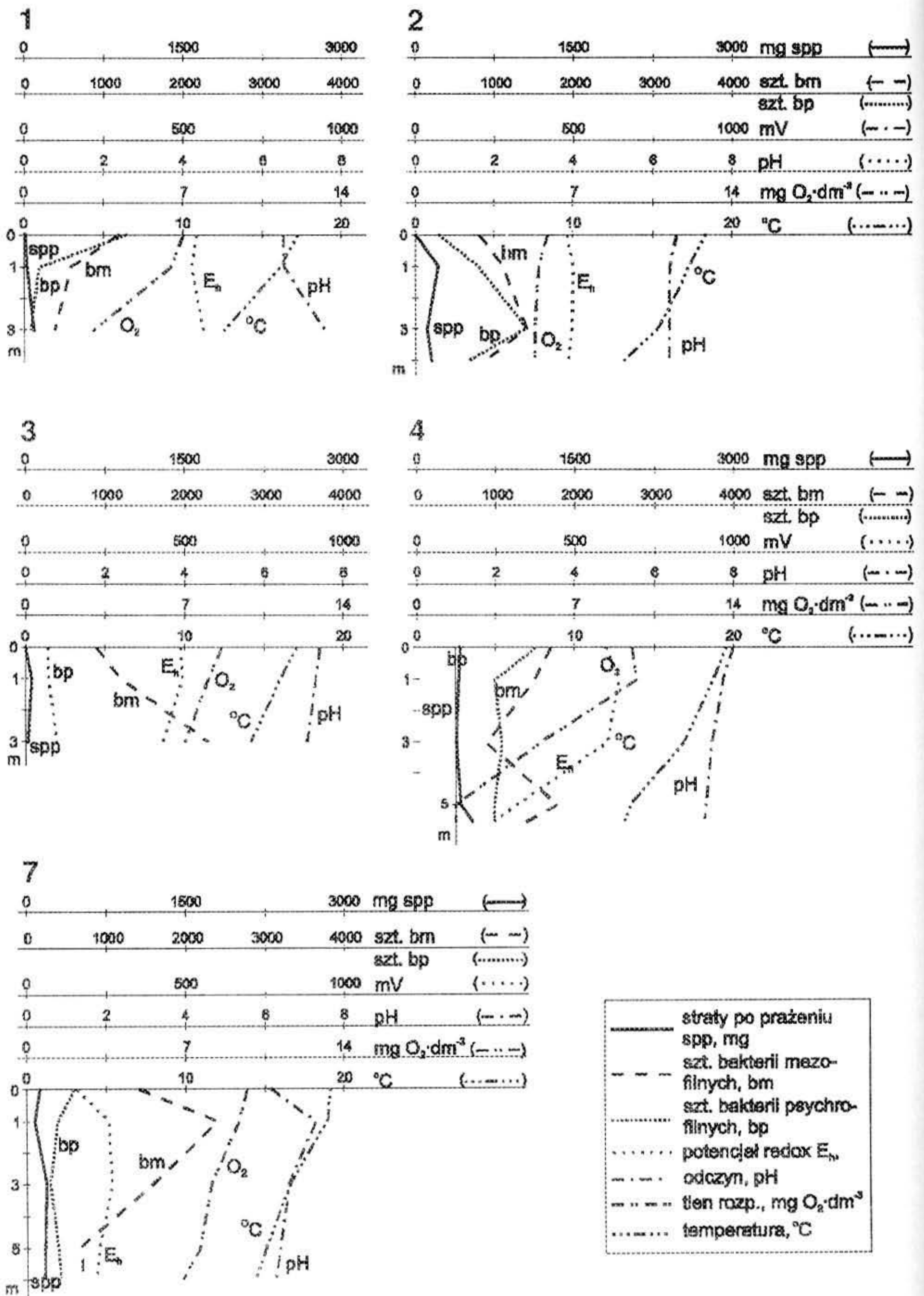
GRUPA ACIDOTROFICZNA

Zbiorniki acidotroficzne



Rys. 2a Zmiany liczebności bakterii psychro- i mezofilnych w profilu pionowym wody badanych zbiorników na tle kilku wskaźników fizyczno-chemicznych.

Zbiorniki "pozostałe"



Rys. 2b Zmiany liczebności bakterii psycho- i mezofilnych w profilu pionowym wody badanych zbiorników na tle kilku wskaźników fizyczno-chemicznych.

W dwóch zbiornikach (nr 8 i 10) liczba bakterii mezofilnych utrzymywała się w granicach od $300 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $1200 \cdot \text{ml}^{-1}$. Największe ilości bakterii (1000 i $1200 \cdot \text{ml}^{-1}$) stwierdzono w przydennych warstwach wody zbiornika nr 10.

W zbiorniku meromiktycznym (nr 9) liczebność tych bakterii była wyższa na głębokościach od 5 do 15 m i wahała się od $1200 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $1600 \cdot \text{ml}^{-1}$.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 (maksymalna głęb. ok. 5 m) liczba bakterii mezofilnych wahała się od $400 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $700 \cdot \text{ml}^{-1}$ (0 m). W zbiorniku nr 6 (dwukrotnie głębszym) liczebność bakterii była wyższa, w epilimnionie wynosiła od $900 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $2000 \cdot \text{ml}^{-1}$, natomiast w meta- i hypolimnionie od $300 \cdot \text{ml}^{-1}$ do $900 \cdot \text{ml}^{-1}$.

GRUPA „POZOSTAŁA”

W tej grupie stwierdzono duży stopień zróżnicowania liczebności bakterii mezofilnych w układzie pionowym. Największe ilości bakterii wystąpiły w powierzchniowej warstwie wody (zb. nr 1) lub przydennej (zb. nr 3), najczęściej miały charakter przypadkowy (trudno dopatrzeć się prawidłowości).

Ogólna liczba bakterii mezofilnych w tej grupie zbiorników wynosiła od 400 do $2000 \cdot \text{ml}^{-1}$.

4. DYSKUSJA

Bakterie psychro- i mezofilne mają określone wymagania termiczne, wg [7] Rheinheimera (1987) są one następujące:

| Grupa | Zakres temperatur, °C | | |
|--------------|-----------------------|----------------|-----------------|
| | <i>minimum</i> | <i>optimum</i> | <i>maksimum</i> |
| Psychrofilne | -10 do +5 | +10 do +20 | +13 do +25 |
| Mezofilne | +10 do +15 | +30 do +40 | +30 do +50 |

Na występowanie tych bakterii w wodach powierzchniowych wpływ mają takie czynniki jak: odczyn, zasolenie, składniki pokarmowe i inne. Poszukiwania zależności pomiędzy liczebnością bakterii psychro- i mezofilnych a składem chemicznym wody badanych zbiorników nie dały pozytywnego wyniku.

Bakterie psychrofilne przeważały nad mezofilnymi tylko w zbiorniku nr 8, reprezentującego grupę acidotroficzną (rys. 2a). W pozostałych zbiornikach bez względu na przynależność do wyróżnionych grup dominowały bakterie mezofilne (rys. 2a i b).

Nie stwierdzono wystąpienia zależności pomiędzy temperaturą wody a liczebnością bakterii psychro- i mezofilnych w zbiorniku meromiktycznym, charakteryzującym się dużym zróżnicowaniem temperatur wody w profilu pionowym, od 18.3°C (warstwa powierzchniowa) do 7.1°C (głębokość 9 m) (rys. 2a).

5. LITERATURA

- [1] HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa, Arkady (1976).
- [2] JACHIMKO B.: *Krążenie fosforu w wodach zbiorników „Łuku Mużakowskiego”*. Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław (1998).
- [3] JĘDRCZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. WSI, Zielona Góra (1992).
- [4] KOZACKI L.: *Jezióra antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania*. W: *Jezióra Ziemi Lubuskiej ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami - Sympozjum Naukowe*, Łągów 18-19.05.1976. Zielona Góra, Wyd., TNOiK (1976).
- [5] MATEJCZUK W.: *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego*. Wrocław Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej (1986).
- [6] NAJBAR B.: *Biologiczne i chemiczne wskaźniki stopnia zeutrofizowania wód zbiorników powstałych po eksploatacji węgla brunatnego w okolicach Łęknicy, Trzebiela i Tuplic*. Inst. Inż. Ochr. Środ., Politechnika Wrocławska, Wrocław (1996).
- [7] RHEINHEIMER G.: *Mikrobiologia wód*. PWRiL, Warszawa (1987).
- [8] SOLSKI A., JĘDRCZAK A., MATEJCZUK W.: *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Łęknica*. Zesz. Nauk. WSI, Zielona Góra, No. 84. Inż. Środ. 4: 65-76 (1988).
- [9] SOLSKI A., JĘDRCZAK A.: *Ionic composition of waters of the „anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrob. No. 37. 3: 371-382 (1990).
- [10] SOLSKI A., JĘDRCZAK A.: *Meromixis in acidotrophic reservoirs of „anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrob. No. 38. 3/4: 327-346 (1991a).
- [11] SOLSKI A., JĘDRCZAK A.: *Forms of iron in waters of acidotrophic - meromictic reservoirs of „anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrob. No. 38. 3/4: 315-326 (1991b).

CZEŚĆ II. PIONOWE ROZMIESZCZENIE BAKTERII AZOTOWYCH W WODACH BADANYCH ZBIORNIKÓW

1. WSTĘP

Bakterie występują we wszystkich prawie wodach, stanowią część składową różnych biocenoz, ich występowanie ilościowe i gatunkowe jest bardzo zróżnicowane i zależne od fizycznych i chemicznych warunków środowiskowych.

Zbiorniki „pojezierza antropogenicznego” przedstawiają bardzo zróżnicowany zbiór ekosystemów wodnych, których geneza związana jest z wydobywaniem węgla brunatnego rozpoczętym w drugiej połowie XIX w. a zakończonym w roku 1974. Charakteryzuje je silne zakwaszenie wód, już w początkowym etapie powstawania, spowodowane obecnością pirytu oraz jego rozkładem prowadzącym do powstania kwasu siarkowego [8] (Matejczuk 1986). W okresie kilkudziesięciu lat wody około połowy zbiorników uległy naturalnym procesom zobojętnienia. Odnowa wód kwaśnych w warunkach obecnych polega na usuwaniu ich kwasowości mineralnej poprzez rozwój naturalnej produkcji substancji organicznej [7] (Jędrzak 1992).

W zależności od wartości odczynu i potencjału redoks wód zbiorników „pojezierza” wyróżniono trzy ich grupy: acidotroficzną, przejściową i „pozostałą” [14] (Solski, Jędrzak, Matejczuk 1988). Z punktu widzenia stopnia zeutrofizowania badanych zbiorników wyróżniono dwa typy i dwa podtypy limnologiczne [9] (Najbar 1996) [6] (Jachimko 1998).

Proces mineralizacji materii organicznej wytworzonej w zbiornikach wodnych zależy od biochemicznej działalności drobnoustrojów. Substancje organiczne rozpuszczone w wodzie redukowane są przez jedne grupy drobnoustrojów i jednocześnie mogą być utleniane przez inne grupy fizjologiczne, a wyniki badań chemicznych są hipotetycznie końcowym efektem tych przemian [4] (Fischer 1961) [11] (Pawlaczyk, Solski 1967).

Uznano zatem za celowe poznanie roli i znaczenia grup fizjologicznych bakterii czynnych w przemianach związków azotowych: amonifikatorów, nitryfikatorów i denitryfikatorów.

2. METODY

Do badań wybrano 10 zbiorników (rys. 1, umieszczony w 1 części art.) reprezentujących wyróżnione wcześniej [14] (Solski, Jędrzak, Matejczuk 1988), w zależności od odczynu ich wód, trzy grupy zbiorników: acidotroficzne (nry 8, 9, 10), przejściowe (nry 5 i 6) i „pozostałe” (nry 1-4, 7). Badania przeprowadzono we wrześniu 1998 r. Próby wody pobrano czerpaczem Ruttnera: z powierzchni, 1 m, 3 m a następnie co 2 m i 0.5-1.0 m nad dnem.

Pomiary temperatury, odczynu i potencjału redoks wykonano w terenie przy użyciu sondy, pomiaru przezroczystości za pomocą krążka Secchiego.

Oznaczenia tlenu, azotu amonowego, azotynów, azotanów i azotu organicznego wykonano w laboratorium, metodami opisanymi przez [5] Hermanowicza i in. (1976).

Próby wody do badań bakteriologicznych pobrano z tych samych miejsc i głębokości, używając sterylnych naczynek pasterowskich o pojemności 50-60 ml.

Do badań przebiegu amonifikacji w wodzie, użyto pożywki (pH 7.2-7.4) o następującym składzie: pepton - 10.0 g, woda destylowana - 1000 ml.

Do próbek z pożywką, dodawano badaną wodę w następujących ilościach: 0.001, 0.01 i 0.1. Probówki umieszczano w termostacie w temperaturze 20°C na 7 dni. Po 7 dniach hodowli odczytywano wyniki, używając odczynnika Nesslera. Obecny w pożywce amoniak zabarwiał ją na kolor od jasnożółtego do brązowego. Intensywność zabarwienia uzależniona była od ilości amoniaku wytworzonego przez bakterie.

Liczbę bakterii amonifikacyjnych określano korzystając z tablic Mc Crady'ego.

Do oznaczeń bakterii nityfikacyjnych stosowano płynną pożywkę (pH 7.2) wg Graya i in. [13] (Rodina 1968). Skład pożywki był następujący: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - 2.0 g, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - 0.03 g, K_2HPO_4 - 1.0 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ - 0.03 g, NaCl - 0.5 g, glukoza - 10.0 g, woda destylowana - 1000 ml.

Probówki z zaszczepioną pożywką umieszczano w termostacie 20°C na 21 dni, obserwując przebieg nityfikacji. Śledzono proces nityfikacji zadając próbki odczynnikami, dającymi barwne reakcje w obecności amoniaku, azotynów i azotanów. Jony amonowe wykrywano odczynnikiem Nesslera. Przebieg wystąpienia pierwszej fazy nityfikacji obserwowano stosując odczynnik Griessa-Jssolvaya, dającego w obecności azotynów zabarwienie od różowego do ciemnobrunatnego w zależności od ich stężenia. Obecność drugiej fazy nityfikacji stwierdzano przez dodanie dwufenyloaminy i stężonego H_2SO_4 , uzyskując w obecności azotanów granatowe zabarwienie.

Liczebność bakterii nityfikacyjnych określano korzystając z tablic Mc Crady'ego.

Do oznaczeń bakterii denityfikacyjnych użyto pożywki (pH 7.2), której skład był następujący: pepton - 5.0 g, wyciąg mięsny - 3.0 g, KNO_3 - 5.0 g, woda destylowana - 1000 ml.

Probówki zawierające zaszczepioną pożywkę umieszczano w termostacie w temp. 20°C na 14 dni. Prowadzono obserwacje, do momentu pojawienia się w rurce Durhama pęcherzyków gazów (N_2O_2 N_2) i na ich podstawie oceniano przebieg denityfikacji.

Liczebność bakterii denityfikacyjnych określano korzystając z tablic Mc Crady'ego.

3. WYNIKI

3.1. Fizyczno-chemiczna charakterystyka wód 10 zbiorników.

Temperatura, odczyn, potencjał redoks, tlen rozpuszczony (rys. 3a, b, c, d, tab. 1) (opis w 1 części art.)

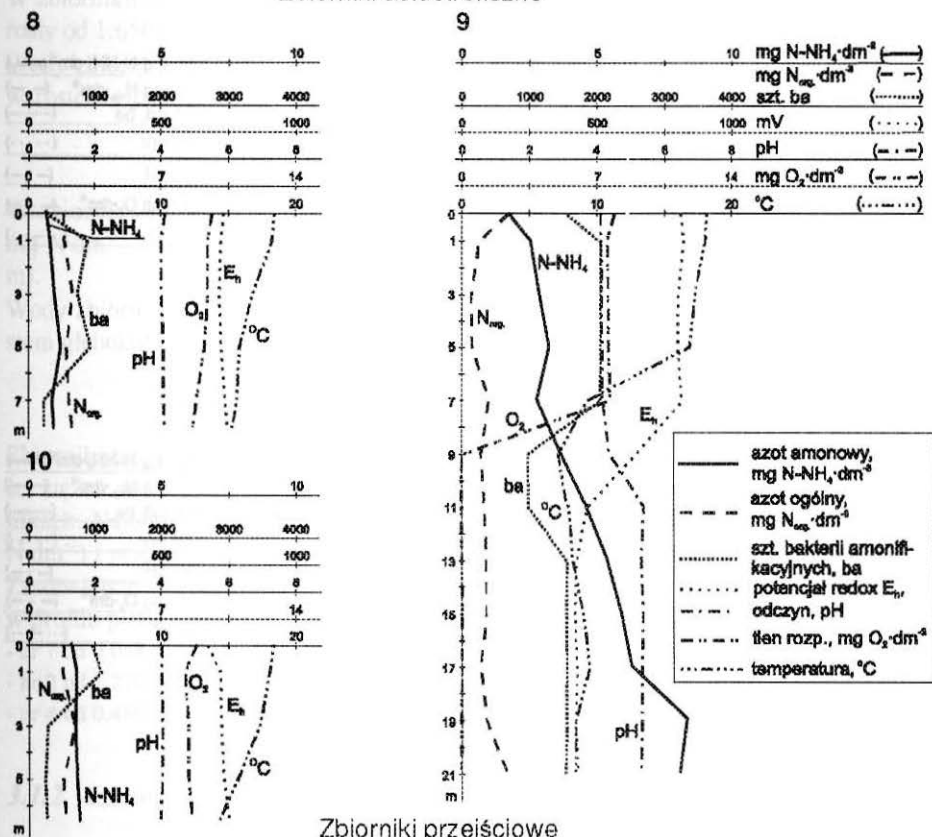
ZWIĄZKI AZOTOWE

3.1.1. Azot amonowy (rys. 3a, b)

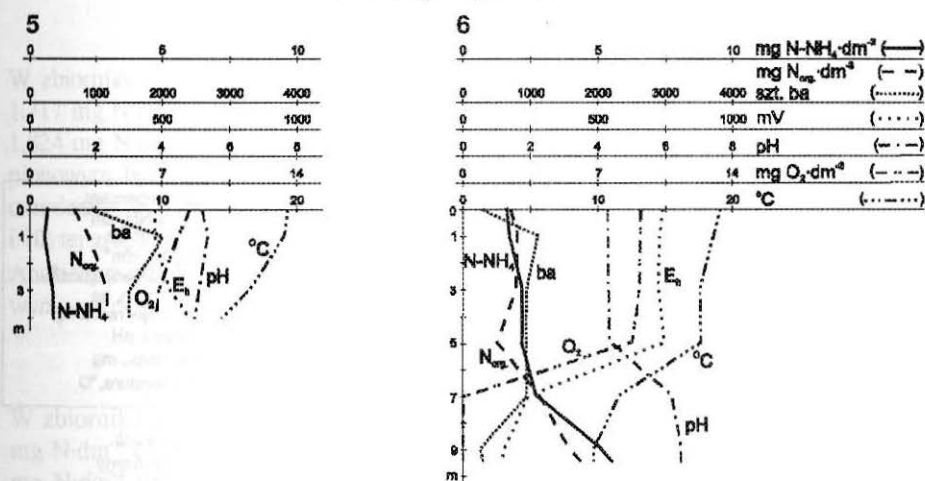
GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiorniku nr 8 azot amonowy na głębokości 0 i 1 m wynosił 0.711 mg N·dm⁻³ i 0.855 mg N·dm⁻³ po czym wzrastał (głęb. 3 i 5 m) do 1.010 mg N·dm⁻³ i 1.230 mg N·dm⁻³, zaś na 7 i 9 m jego stężenia malały do 0.916 i 0.949 mg N·dm⁻³.

Zbiorniki acidotroficzne

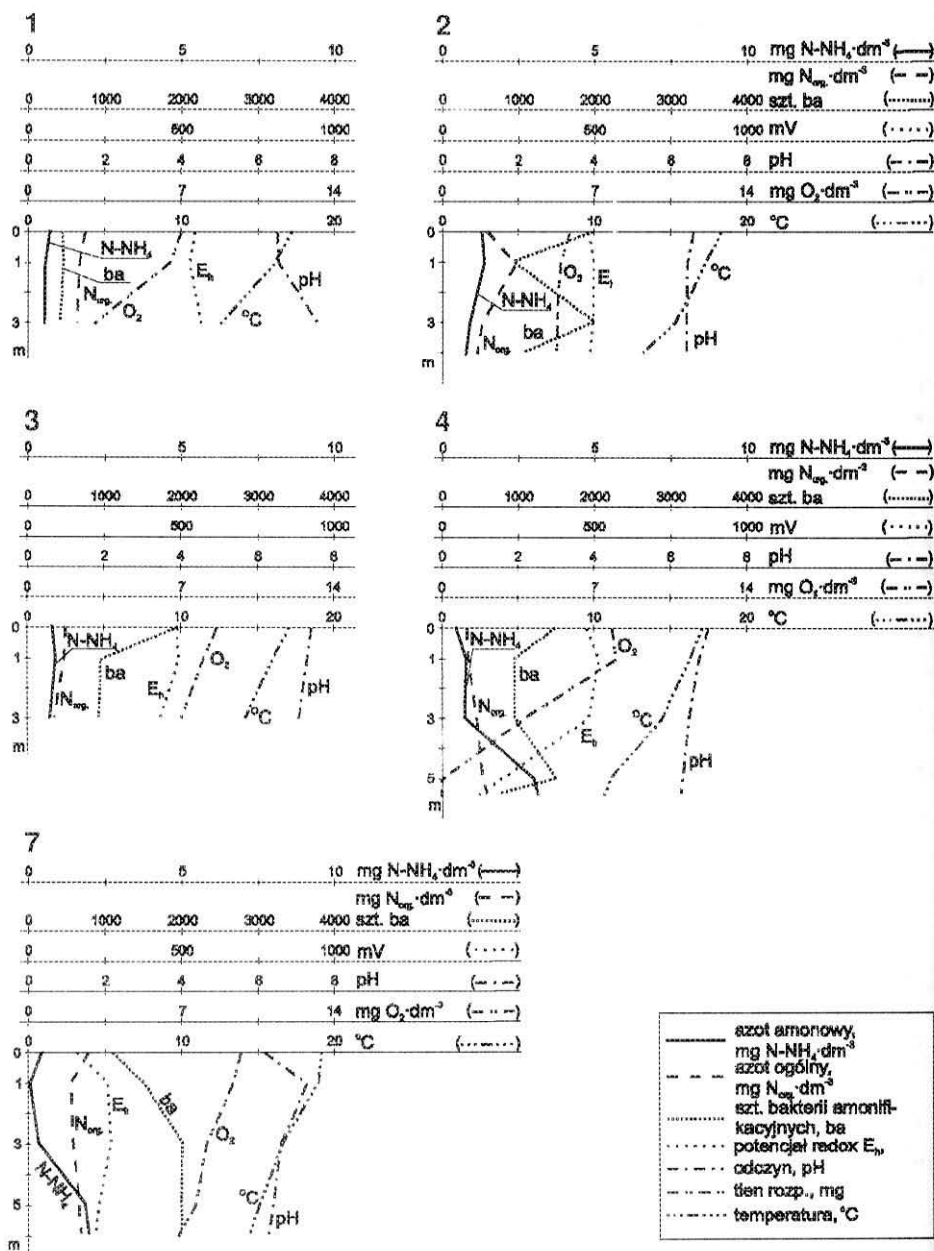


Zbiorniki przejściowe



Rys. 3a. Zmiany liczebności bakterii amonifikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

Zbiorniki "pozostałe"



Rys. 3b. Zmiany liczebności bakterii amonifikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

W zbiorniku nr 10 stężenia amoniaku były wyższe i ze wzrostem głębokości stopniowo rosły od 1.650 mg N·dm⁻³ (0 m) do 1.950 mg N·dm⁻³ (6.5 m).

Wody zbiornika nr 9 okazały się wyjątkowo bogate w azot amonowy, jego stężenia ze wzrostem głębokości rosły od 1.740 mg N·dm⁻³ do 8.000 mg N·dm⁻³ (21 m).

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stężenia soli amonowych wahały się od 0.579 mg N·dm⁻³ do 1.950 mg N·dm⁻³. Najwyższe wartości pojawiły się w przydennych warstwach wody (5.0-6.5 m).

Wody zbiornika nr 6 były zasobniejsze w azot amonowy, jego wartości rosły ze wzrostem głębokości od 1.650 mg N·dm⁻³ do 5.470 mg N·dm⁻³ (9.5 m).

GRUPA „POZOSTAŁA”

Zbiorniki tej grupy wykazały największy stopień zróżnicowania pod względem wielkości stężeń azotu amonowego i pionowego ich rozmieszczenia w poszczególnych zbiornikach. Najuboższe w sole amonowe były wody zbiornika nr 1 (od 0.555 do 0.690 mg N·dm⁻³) i zbiornika nr 3 (od 0.774 do 0.911 mg N·dm⁻³).

Zasobniejsze w azot amonowy, a przy tym wykazujące większy stopień zróżnicowania w profilu pionowym wody, okazały się zbiorniki:

- nr 7 od 0.058 do 0.469 mg N·dm⁻³ (głęb. 0-3 m), od 1.864 do 1.987 mg N·dm⁻³ (głęb. 5-6 m),

- nr 2 od 1.270 do 1.360 mg N·dm⁻³ (głęb. 0-1 m), od 0.780 do 0.901 mg N·dm⁻³ (głęb. 3-4 m),

- nr 4 od 0.480 do 0.800 mg N·dm⁻³ (głęb. 0-3 m), od 3.070 do 3.130 mg N·dm⁻³ (głęb. 5-5.5 m),

3.1.2. Azot ogólny (organiczny) (rys. 3a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiorniku nr 8 stężenia azotu org. w profilu pionowym wody wahały się od 1.399 do 1.717 mg N·dm⁻³, w zbiorniku nr 10 zakres tych zmian był podobny i wynosił od 1.285 do 1.824 mg N·dm⁻³. W zbiorniku nr 9 stopień zróżnicowania wartości azotu org. w układzie pionowym był znacznie większy i wynosił od 0.320 do 1.750 mg N·dm⁻³, co świadczy o mniejszej jego zasobności w substancje białkowe w stosunku do dwóch zbiorników (nry 8 i 10) tej grupy.

Analizując zmiany stężeń azotu org. w wodach zbiorników tej grupy w profilu pionowym, nie dostrzeżono żadnych prawidłowości w ich przebiegu.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 stężenia azotu org. wahały się od 1.695 mg N·dm⁻³ (0 m) do 2.910 mg N·dm⁻³ (4 m, przy dnie). W zbiorniku nr 6 wartości azotu org. wynosiły od 1.820 mg N·dm⁻³ (0 m) do 4.308 mg N·dm⁻³ (9.5 m, przy dnie). Stwierdzono wzrost azotu org. w wodach w miarę wzrostu głębokości. Wody tej grupy zbiorników były bogatsze w substancje białkowe od zbiorników grupy acidotroficznej.

GRUPA „POZOSTAŁE”

Zawartości azotu org. w wodach tej grupy po odrzuceniu skrajnych przypadków mieściły się w przedziale od 1.144 do 1.820 mg N·dm⁻³. Wbrew oczekiwaniom wody tej grupy nie były zasobniejsze w azot org. od zbiorników nry 8 i 10 (grupa acidotroficzna). Okazały się natomiast uboższe w substancje białkowe od zbiorników nry 5 i 6 (grupa przejściowa).

3.1.3. Azot azotynowy (rys. 3c, d)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W tej grupie zbiorników (nry 8-10) stężenia azotynów w profilu pionowym wody wahały się od 0.000 do 0.003 mg N·dm⁻³, były zatem bardzo niskie.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

Zawartość azotynów w wodach tej grupy zbiorników (nry 5 i 6) były również bardzo niskie i wynosiły od 0.000 do 0.002 mg N·dm⁻³.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Wody tej grupy zbiorników były ubogie w azotyny: w zbiornikach nry 2-4 i 7 wynosiły od 0.007 mg N·dm⁻³ i tylko w zbiorniku nr 1 były wyższe i wahały się od 0.013 do 0.016 mg N·dm⁻³.

3.1.4. Azot azotanowy (rys. 3c, d)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiorniku nr 8 najwyższe stężenia azotanów – 0.543 mg N·dm⁻³ wystąpiło przy dnie (8 m), najniższe – 0.087 mg N·dm⁻³ na 5 m, zaś na pozostałych głębokościach były wyrównane i wahały się od 0.237 do 0.258 mg N·dm⁻³. W zbiorniku nr 10 najwyższa zawartość azotanów – 0.950 mg N·dm⁻³ stwierdzono w powierzchniowej warstwie wody, na pozostałych głębokościach stężenia tego jonu wynosiły od 0.270-0.276 mg N·dm⁻³, co można uznać za wartości sobie równe. W zbiorniku meromiktycznym azotany wystąpiły tylko w miksolimnionie, ich stężenie – 0.511 mg N·dm⁻³, najwyższe w powierzchniowej warstwie wody ze wzrostem głębokości malały do 0.001 mg N·dm⁻³ (9 m). W głębszych warstwach wody, pozbawionych tlenu, azotanów nie wykryto.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 zawartości azotanów w profilu pionowym wody były podobne i wahały się od 0.068 do 0.080 mg N·dm⁻³. Wody zbiornika nr 6 wykazały wysoki stopień zróżnicowania stężeń azotanów w profilu pionowym. Od najniższych stę-

żeń (0.020 i 0.050 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$) przy dnie i wysokiego stężenia (0.630 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$; na głęb. 5m) na pozostałych głębokościach wynosiły od 0.068 do 0.130 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$.

GRUPA „POZOSTALE”

Stwierdzono duży stopień zróżnicowania stężeń azotanów w wodach tej grupy zbiorników: od wartości najniższych (0.027 - 0.060 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$) w zbiorniku nr 3 do najwyższych (0.146 - 0.200 $\text{mg N}\cdot\text{dm}^{-3}$) w zbiorniku nr 1. Wody pozostałych trzech zbiorników (nry 3, 4 i 7) cechowało duże zróżnicowanie stężeń azotanów w profilu pionowym.

3.2. Liczebność bakterii azotowych w profilach pionowych wód 10 zbiorników

3.2.1. Amonifikatory (rys. 3a, b)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 liczebności bakterii amonifikacyjnych w profilu pionowym były podobne i wahały się od 250 do 1100 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$. Większe ilości komórek bakterii w 1 ml stwierdzono w górnych warstwach wody, w przydennych było ich mniej. W wodach zbiornika nr 9 bakterie amonifikacyjne pojawiły się bardzo licznie od 1500 do 2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$, z wyjątkiem warstwy wody 9 - 11 m, gdzie ich liczba wynosiła 950 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

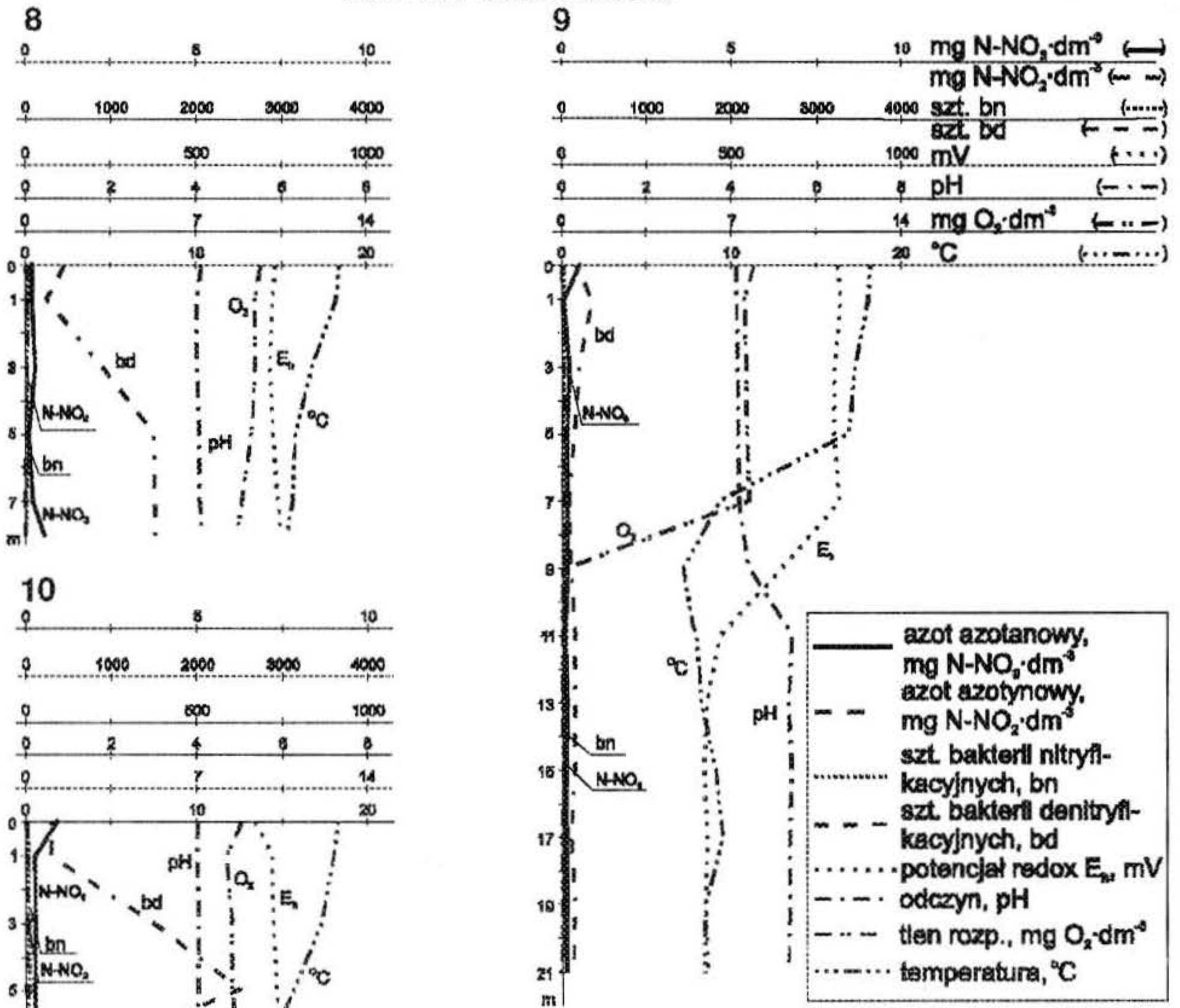
W zbiorniku nr 5 liczba bakterii wynosiła od 950 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$ (0 m) do 1500 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$ na głębokości 3 - 4 m, najwięcej bakterii (2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$) stwierdzono tuż pod powierzchnią wody (1 m). W zbiorniku nr 6, bakterii było mniej, natomiast zróżnicowanie ich liczebności w profilu pionowym było większe (od 250 do 1100 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$).

GRUPA „POZOSTAŁA”

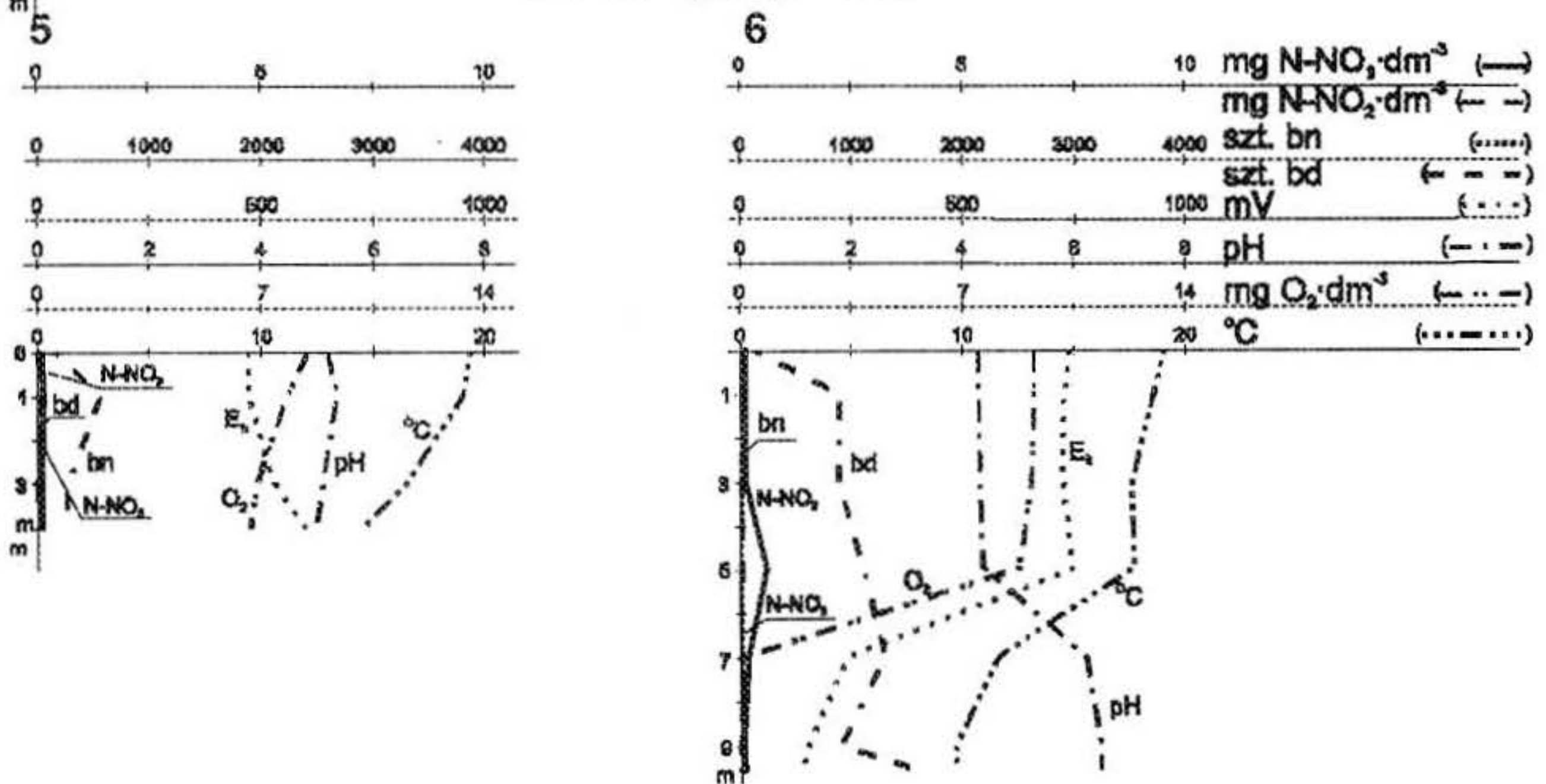
W tej grupie reprezentowanej przez 5 zbiorników (nr 1-4, 7) stwierdzono największy stopień zróżnicowania pod względem ogólnej liczebności bakterii oraz ich zmian w profilu pionowym. Bakterie amonifikacyjne najliczniej (od 950 do 2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$) pojawiły się w zbiornikach nry 2 i 7, w nieco mniejszych ilościach (od 750 do 2000 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$), w kolejnych dwóch zbiornikach (nry 3 i 4), zaś najmniejszą ich liczebność (od 400 do 450 $\text{kom}\cdot\text{ml}^{-1}$) stwierdzono w zb. nr 1.

3.2.2. Nitryfikatory (rys. 3c, d)

Zbiorniki acidotroficzne

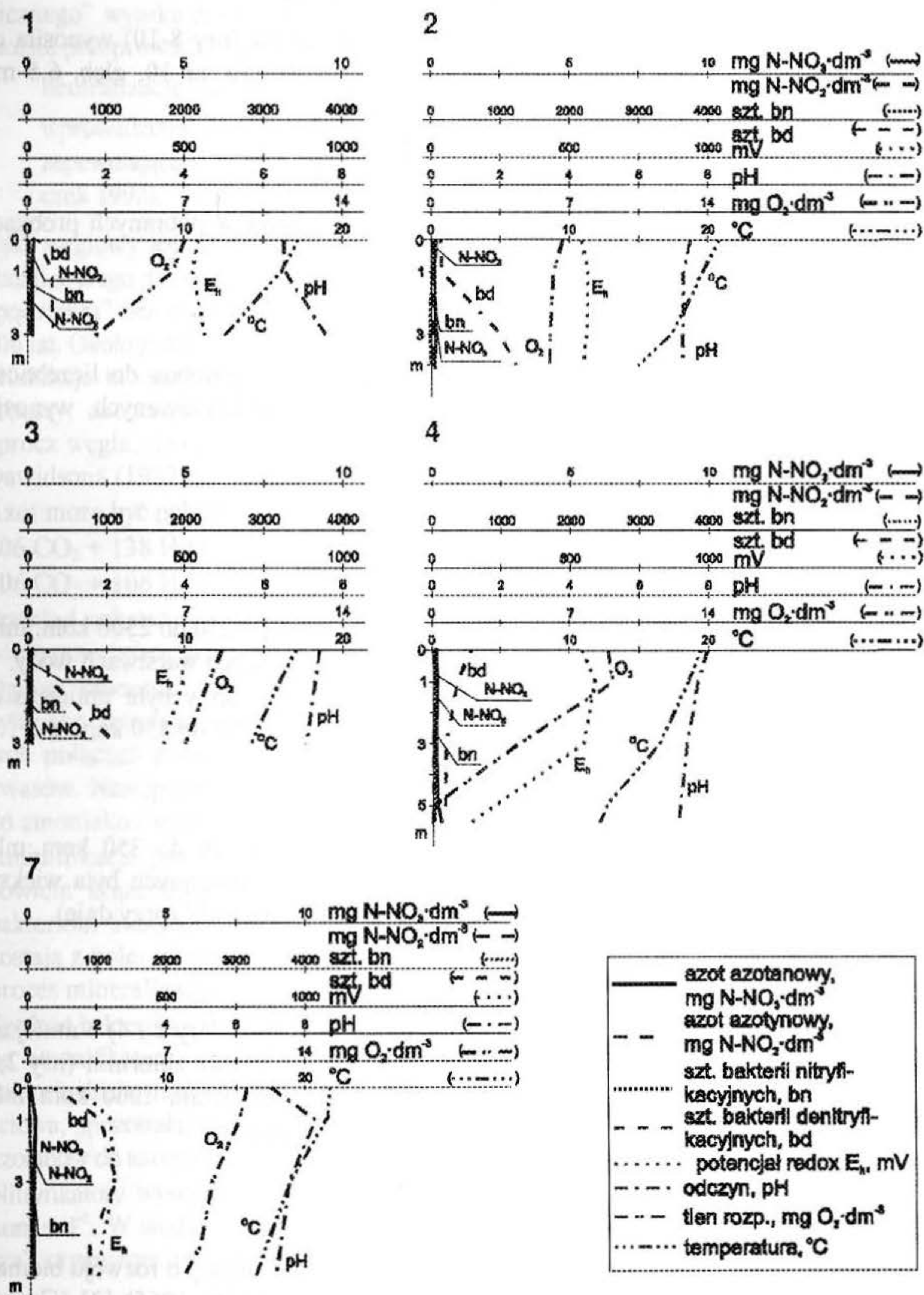


Zbiorniki przejściowe



Rys. 3c. Zmiany liczebności bakterii nitryfikacyjnych i denitryfikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

Zbiorniki "pozostałe"



Rys. 3d. Zmiany liczebności bakterii nitryfikacyjnych i denitryfikacyjnych na tle kilku wskaźników fizycznych (temperatura, odczyn, potencjał redox) i chemicznych (azot amonowy, azot organiczny) w profilu pionowym wody badanych zbiorników.

GRUPA ACIDOTROFICZNA

Liczebność bakterii nityfikacyjnych w tej grupie zbiorników (nry 8-10) wynosiła od 4 do 15 komórek w 1 ml, z wyjątkiem jednego przypadku (zb. nr 10, głęb. 6.5 m), kiedy bakterii nie stwierdzono.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W tej grupie zbiorników (nry 5 i 6) liczebność nityfikatorów w pobranych próbkach wody wynosiła od 4 do 15 kom.·ml⁻¹.

GRUPA „POZOSTAŁA”

Liczba nityfikatorów w wodach tej grupy zbiorników była podobna do liczebności bakterii stwierdzonych w wodach zbiorników wyżej scharakteryzowanych, wynosiła bowiem od 0 do 15 kom.·ml⁻¹.

3.2.3. Denityfikatory (rys. 3c, d)

GRUPA ACIDOTROFICZNA

W zbiornikach nry 8 i 10 liczba denityfikatorów wahała się od 250 do 2500 kom.·ml⁻¹, większe ilości bakterii denityfikacyjnych pojawiły się w głębszych warstwach wody.

W zbiorniku meromiktycznym (nr 9) liczebność denityfikatorów była mniejsza od pozostałych zbiorników tej grupy i mieściła się w granicach od 90 do 350 kom.·ml⁻¹.

GRUPA PRZEJŚCIOWA

W zbiorniku nr 5 liczebność denityfikatorów wynosiła od 150 do 350 kom.·ml⁻¹. W drugim zbiorniku tej grupy (nr 6) liczba bakterii denityfikacyjnych była większa i wahała się od 150 kom.·ml⁻¹ (przy powierzchni) do 1500 kom.·ml⁻¹ (przy dnie).

GRUPA „POZOSTAŁA”

W tej grupie zbiorników (nry 1-4, 7) wyróżnić można zbiorniki (nry 1 i 4) o mniejszej liczbie bakterii denityfikacyjnych (od 90 do 500 kom.·ml⁻¹) oraz zbiorniki (nry 2, 3 i 7), których liczebność w pobranych próbkach wody przekraczała 1000 kom.·ml⁻¹, a zakres zmian w profilu pionowym wynosił 150 do 1100 kom.·ml⁻¹.

4. DYSKUSJA

Azot uznany został za główny obok fosforu pierwiastek, decydujący o rozwoju biomasy roślin i zwierząt w środowisku wodnym [1] (Bringmann, Kühn 1965) [2] (Gessner 1935). Uważa się go za jeden z głównych wskaźników oceny stopnia zeutrofizowania jezior [10] (Naumann 1932) [15] (Yoshimura 1932).

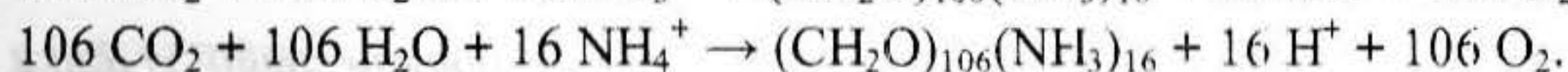
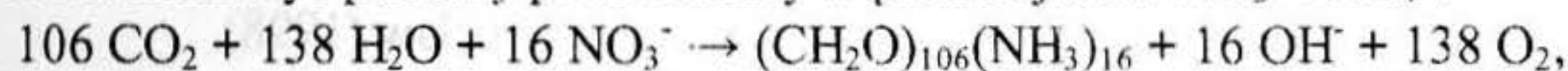
Nasze zainteresowanie krążeniem azotu w wodach zbiorników „pojezierza antropogenicznego” wynika przede wszystkim ze stwierdzenia, że odnowę wód acidotroficzych można przeprowadzić usuwając kwasowość mineralną przez:

- neutralizację wód zasadowymi substancjami nieogranicznymi,
- wprowadzenie do zbiornika substancji organicznych (uruchomienie cyklu węglowego, zapewniającego produkcję zasadowości oraz redukcję żelaza i siarczanów) [7] (Jędrzak 1992).

Cykl węglowy jest główną siłą napędową w metabolizmie jezior, uruchamia on bowiem obiegi szeregu pierwiastków a przede wszystkim azotu. Proces ten odbywa się w zbiornikach „pojezierza” bez ingerencji człowieka i w zależności od ich wieku trwa od 25 do przeszło 100 lat. Około połowa zbiorników uległa naturalnym procesom zubożenia.

Produkcja biomasy roślin podczas fotosyntezy a następnie jej rozkład to podstawowe procesy, zachodzące w wodach powierzchniowych. W skład materii nieorganicznej oprócz węgla, tlenu i wodoru wchodzi: azot, fosfor, siarka, żelazo i inne. Zdaniem [3] Dawidsona (1987) na równowagę kwasowo-zasadową wody istotny wpływ ma azot.

Azot może być pobrany przez rośliny w postaci jonów NO_3^- i NH_4^+ :



Rozkład substancji organicznej prowadzi zawsze do wzrostu zasadowości wody bowiem powstający amoniak łączy się z wodorem: $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+$.

Ogólna zawartość azotowych związków organicznych w badanych wodach oznaczana była jako azot organiczny, który obejmuje białka oraz produkty ich hydrolizy. Rozkład tych połączeń przez drobnoustroje stanowi pierwszy etap rozkładu białek do aminokwasów. Następnym etapem jest amonifikacja, polegająca na rozkładzie aminokwasów do amoniaku i substancję trójpierwiastkową.

Amonifikacja jest szczególnie ważnym procesem w środowisku wodnym, warunkuje bowiem krążenie amoniaku w ekosystemach wodnych. Amoniak dostarcza energii bakteriom azotynowym, które w obecności tlenu utleniają go do azotynów, azotyny zostają z kolei utlenione przez bakterie azotowe do azotanów. Na azotanach kończy się proces mineralizacji związków azotu.

Spośród bakterii azotowych w wodach badanych zbiorników, najliczniej były reprezentowane amonifikatory, szczególnie w zbiorniku meromiktycznym. Dość licznie pojawiły się bakterie denitryfikacyjne w trzech wyróżnionych grupach zbiorników (acidotroficzna, przejściowa, „pozostała”), często w obecności tlenu rozpuszczonego; zdaniem badaczy redukcji azotanów do azotynów iowarzyszą warunki anaerobowe [12] (Rheinheimer 1987).

Nitryfikatory wystąpiły w małych ilościach, maksymalna ich liczba nie przekraczała 15 kom.·ml⁻¹. W wodach czystych, w większości do takich zaliczyć należy zbiorniki „pojezierza”, organizmy nitryfikacyjne nie rozwijają się prawie wcale [12] (Rheinheimer 1987).

5. LITERATURA

- [1] BRINGMANN G., KÜHN R.: *Nitrat oder Phosphat als Begrenzungsfaktor des Allgemeinwachstums*. Ges. Ing., 7, 210-214 (1965).
- [2] GESSNER F.: *Phosphat und Nitrat als Produktionsfaktoren des Gewässers*. Verh. Int. Vereinig. Limnol. 7 (1935).
- [3] DAWIDSON W.: *Internal elemental cycles affecting the long term, alkalinity status of lakes: implications for lake restoration*. Schweiz. Z. Hydrol. 49/2, 186-201 (1987).
- [4] FISCHER E.: *Niektóre bakteryjne przemiany związków azotowych w drobnych zbiornikach wodnych okolic Warszawy*. Pol. Arch. Hydrob. T. 9 (22), s. 319 (1961).
- [5] HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa, Arkady (1976).
- [6] JACHIMKO B.: *Krążenie fosforu w wodach zbiorników „Łuku Mużakowskiego”*. Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław (1998).
- [7] JĘDRCZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. WSI. Zielona Góra (1992).
- [8] MATEJCZUK W.: *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego*. Wrocław Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej (1986).
- [9] NAJBAR B.: *Biologiczne i chemiczne wskaźniki stopnia zeutrofizowania wód zbiorników powstałych po eksploatacji węgla brunatnego w okolicach Łęknicy, Trzebiela i Tuplic*. Inst. Inż. Ochr. Środ., Politechnika Wrocławska, Wrocław (1996).
- [10] NAUMANN E.: *Grundzüge der regionalen Limnologie*. Die Binnengewässer. Vol. 11 (1932).
- [11] PAWLACZYK M., SOLSKI A.: *Distribution of nitrogen bacteria in water of the Olawa river in relation to its chemical character*. Pol. Arch. Hydrob. 14, 17-38 (1967).
- [12] RHEINHEIMER G.: *Mikrobiologia wód*. PWRiL, Warszawa (1987).
- [13] RODINA A.: *Mikrobiologiczne metody badania wód*. PWRiL, Warszawa (1968).
- [14] SOLSKI A., JĘDRCZAK A., MATEJCZUK W.: *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Łęknica*. Zesz. Nauk. WSI. Zielona Góra, No. 84. Inż. Środ. 4: 65-76 (1988).
- [15] YOSHIMURA E.: *Contribution to the knowledge of nitrogenous, compounds and phosphate in the lake waters of Japan*. Proc. Imp. Acad. Japan, vol. 8 (3). 94-97 (1932).