

JANINA PAŃCZAKOWA
Instytut Inżynierii Środowiska
Politechniki Poznańskiej

STRUKTURA ELEMENTÓW ABIOTYCZNYCH EKOSYSTEMU JEZIORA LEDNICKIEGO*

WSTĘP

Struktura i funkcjonowanie jezior w zasadniczym stopniu uzależnione są od wielkości i sposobu użytkowania zlewni, od obciążenia tych zbiorników punktowymi i rozproszonymi spływami powierzchniowymi oraz od ilości i składu chemicznego opadów atmosferycznych i wód gruntowych bezpośrednio dopływających do jezior (T. Górski, J.I. Rybak 1974; M. Bnińska i in. 1976; I Wojciechowski 1976; T. Januszkiewicz 1977; H. Kasza 1977, 1979, 1980; A. Kostecka, M. Kostecki 1977; P.H. Rich, B.L. Pallotti 1977; B. Zdanowski i in. 1977; J. Grzywacz, A. Korycka 1979; M. Misztal 1980 a, 1980 b; A. Kowalczewski, J.I. Rybak 1981). Jeziora są szczególnie wrażliwe na wszelkiego rodzaju zanieczyszczenia i zmiany dokonywane na terenie zlewni i obszarach przyległych, a skutki tych zmian mają charakter trwały i najczęściej nieodwracalny. Nawet po likwidacji źródeł zanieczyszczeń nie powracają one najczęściej do stanu pierwotnego.

Ograniczone możliwości wymiany wody w większości jezior powodują, że przeważają w nich procesy sedymentacji i akumulacji zawiesin i składników rozpuszczonych. Prowadzi to do wzrostu trofii i saprobii jezior, a w konsekwencji przyspiesza naturalny proces ich starzenia się i zaniku. Główną przyczyną bardzo szybkiej eutrofizacji jezior jest „wkroczenie człowieka w przebieg procesów naturalnych” (W. Ohle 1955).

MATERIAŁY I METODY

Na obszarze zlewni Jeziora Lednickiego dokonano rozpoznania gospodarki ściekowej. Uzyskane dane pozwoliły na zlokalizowanie oraz zinwentaryzowanie punktowych i rozproszonych źródeł zanieczyszczeń.

Badania własności fizycznych i składu chemicznego wody z Jeziora Lednickiego prowadzono w latach 1985-1987. Próby wody pobierano z trzech stanowisk zlokalizo-

* Praca wykonana w ramach CPBP 04. 10., Podprogram 01. koordynowany przez instytut Biologii UMK.

wanych w pelagialu południowej, środkowej i północno-zachodniej części jeziora (rys. 1). Wybór stanowisk związany był przede wszystkim z batymetrią jeziora, a także z różnym oddziaływaniem zlewni na poszczególne jego części. Terminy poboru prób dostosowane były do okresów cyrkulacji wiosennej i jesiennej oraz stagnacji letniej. Łącznie w omawianym okresie próby wody pobrano 17 razy. Każdorazowo ze wszystkich stanowisk pobierano próby z warstwy przypowierzchniowej i przydennej, ze stanowiska II i III dodatkowo z metalimnionu – z głębokości od 7,0 do 7,5 m. Łącznie każdorazowo pobierano 8 prób wody.

W trakcie każdego poboru prób wyznaczano profile termiczne (co 0,5 m) i profile tlenowe (co 1,0 m) oraz mierzone widzialność krążka Secchiego. We wszystkich pobranych próbach wody oznaczano: mętność, barwę, zapach, odczyn pH, zasadowość, twardość ogólną, chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), utlenialność, biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅), suchą pozostałość, części mineralne i części organiczne oraz koncentracje wolnego CO₂, azotu amonowego, azotynowego, azotanowego i organicznego, fosforu mineralnego i organicznego, wapnia, magnezu, chlorków, siarczanów, sodu, potasu, żelaza i manganu. Wszystkie oznaczenia fizykochemiczne wykonywano zgodnie z metodyką według Standard Methods (1972) z uwzględnieniem Polskich Norm.

Graficzne przedstawienie wyników z wyjątkiem profili termicznych, tlenowych i widzialności, opracowano na podstawie trzyletnich średnich wartości poszczególnych parametrów, oddzielnie dla wiosny, lata i jesieni oraz dla każdego poziomu badawczego. Panujące w zbiorniku warunki termiczne, tlenowe oraz widzialność przedstawiono na przykładzie wybranych krzywych charakterystycznych dla poszczególnych pór roku i trzech stanowisk badawczych.

WYNIKI

Wstępna charakterystyka zlewni Jeziora Lednickiego

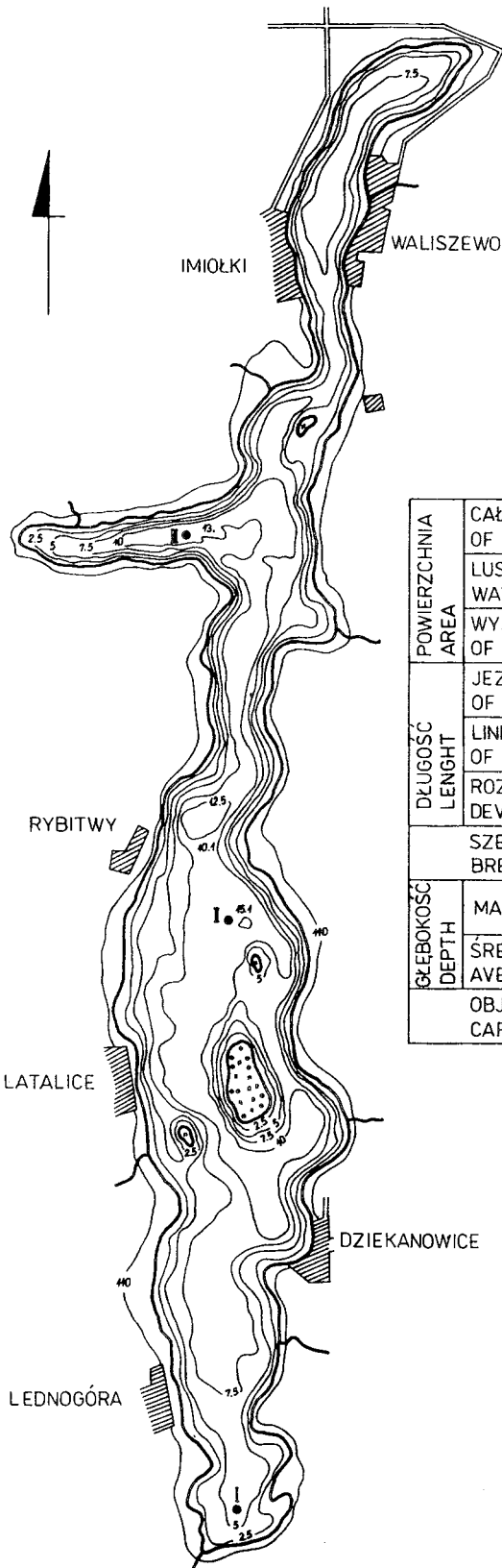
Zlewnię jeziora, o powierzchni 38, 4 km², w przeważającej części budują twory powstałe w obszarze zlodowacenia bałtyckiego stadiału poznańskiego. Na tym podłożu utworzyły się następujące typy gleb:

- na wzniesieniach występują gleby pseudobielicowe, brunatne właściwe i brunatne wylugowane;
- w dolinach i zagłębieniach wysoczyznowych – czarne ziemie;
- w rynnach gleby hydrogeniczne – bagienne, głównie torfowe oraz murszowato-mineralne.

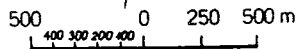
Zlewnia jeziora ma charakter typowo rolniczy: przeważającą część jej obszaru stanowią pola uprawne – około 90% powierzchni, pozostałe 10% to użytki zielone, lasy, obszary zabudowane oraz niewielkie tereny rolniczo nieprzydatne – ugory.

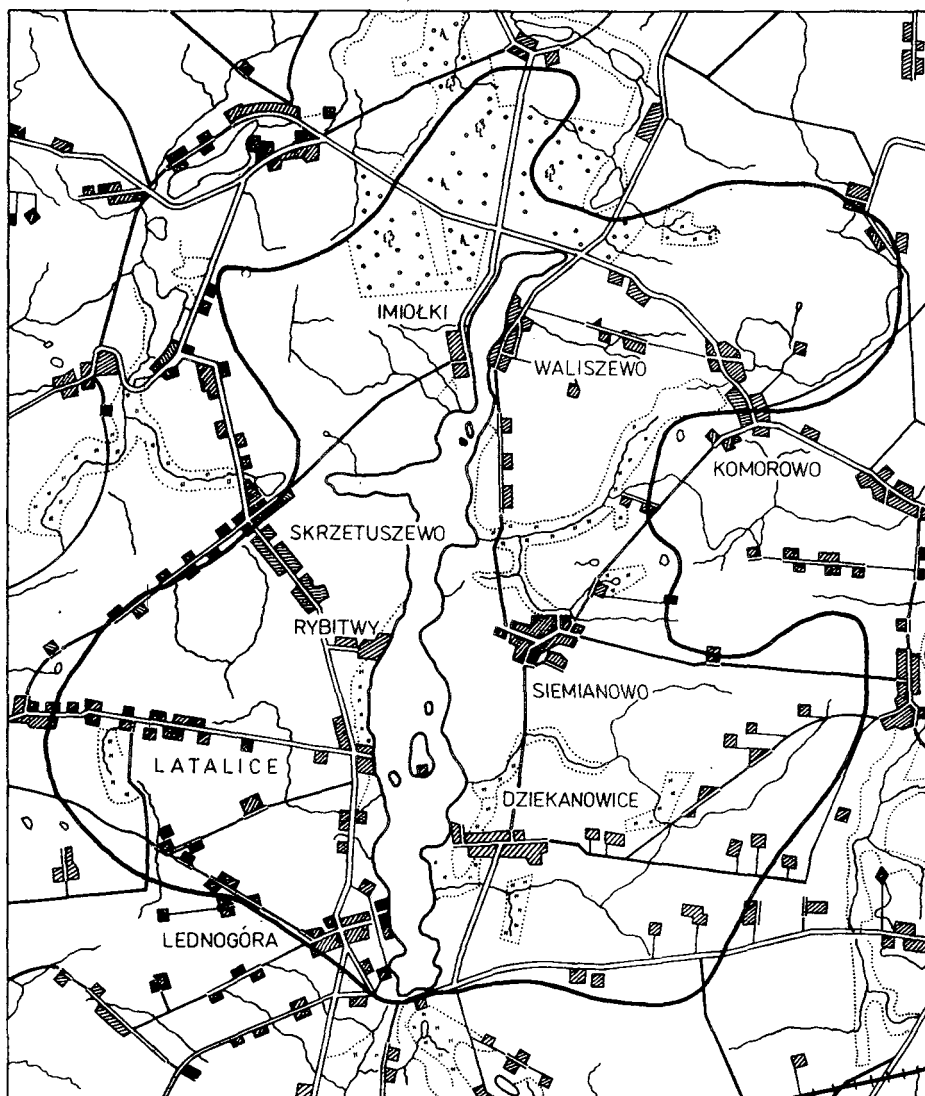
Na obrzeżu Jeziora Lednickiego leżą następujące wsie: Imiołki, Skrzetuszewo, Rybitwy, Latalice, Lednogóra, Waliszewo, Siemianowo oraz Dziekanowice (rys. 2), w któ-

Rys. 1. Mapa batymetryczna Jeziora Lednickiego ze stanowiskami poboru prób



POWIERZCHNIA AREA	CAŁKOWITA JEZIORA OF LAKE	[ha]	348,5
	LUSTRA WODY WATER - LEVEL	[ha]	339,1
	WYSP OF ISLANDS	[ha]	9,4
DŁUGOŚĆ LENGHT	JEZIORA OF LAKE	[m]	7 300
	LINII BRZEGOWEJ OF SHORE LINE	[m]	22 290
	ROZWÓJ LINII BRZEGOWEJ DEVELOPMENT OF SHORE LINE		3,42
GŁĘBOKOŚĆ DEPTH	SZEROKOŚĆ BREADTH	MAX [m]	925
	MAX	[m]	15,1
	SREDNIA AVERAGE	[m]	7,0
	OBJĘTOŚĆ CAPACITY	[tys. m ³]	24 397





Rys. 2. Zlewnia Jeziora Lednickiego

rych zdecydowanie dominują indywidualne gospodarstwa rolne. Przy prawie każdym z nich znajdują się zbiorniki, do których odprowadzane są ścieki bytowo-gospodarcze; najczęściej są to zwykłe doły chłonne. Gromadzone w nich ścieki oraz osady ściekowe okresowo wywożone są na pola uprawne, przylegające często bezpośrednio do jeziora.

We wsi Lednogóra oprócz gospodarstw indywidualnych znajdują się: Baza Spółdzielni Kółek Rolniczych, mleczarnia i gorzelnia. Wstępne rozpoznanie sytuacji ściekowej wykazało, że na terenie Bazy SKR powstają ścieki pochodzące z mycia maszyn rolniczych oraz aparatury używanej do różnego rodzaju środków chemicznych stoso-

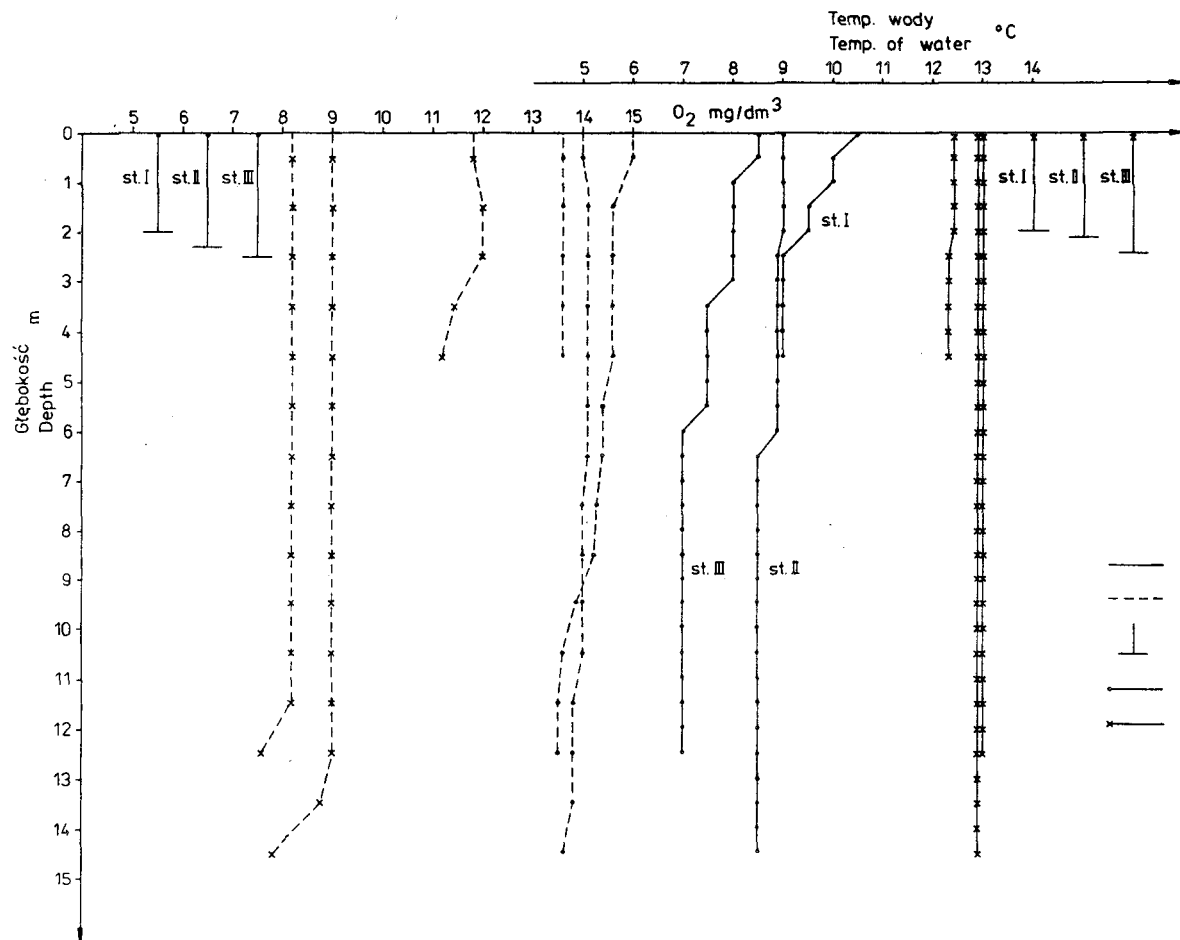
wanych w rolnictwie. Ścieki z tego zakładu odprowadzane są do dołów gnilnych o pojemności około 15m^3 , następnie okresowo wywożone są na wydzielony teren położony poza obszarem zlewni. Mleczarnia w Lednogórze posiada nieczynną od dłuższego czasu oczyszczalnię ścieków, z której oczyszczone ścieki miały być odprowadzane do rzeki Główniej, bezpośrednio poniżej jej wypływu z Jeziora Lednickiego. W czasie prowadzonych badań ścieki produkcyjne i bytowo-gospodarcze w ogólnej ilości około $22,0\text{m}^3/\text{d}$, bez żadnego oczyszczenia odprowadzane były do rowu melioracyjnego, którym dopływały do Jeziora Lednickiego. Ścieki powstające w gorzelnii w ilości około $13,5\text{m}^3/\text{d}$, po oczyszczeniu w osadniku dwu- lub trzykomorowym odprowadzane są wspólnym przewodem także do jeziora.

W granicach wsi Dziekanowice znajduje się Państwowe Gospodarstwo Rolne oraz Ośrodek Szkoleniowo Wypoczynkowy. Ścieki bytowo-gospodarcze z osiedla mieszkaniowego PGR odprowadzane są do zbiorników bezodpływowych i okresowo wywożone do niecki terenowej, a osady ściekowe – na pola uprawne; część ścieków z budynków inwentarskich odprowadzana jest do 4 zbiorników bezodpływowych i okresowo wywożona na pola, pozostałe ścieki odprowadzane są bezpośrednio do rowu melioracyjnego, którym spływają do Jeziora Lednickiego. Ścieki z terenu Ośrodka Szkoleniowo – Wypoczynkowego kierowane są do osadnika, z którego odpływają do niecki terenowej, a osady ściekowe wywożone są na pola PGR. Ogółem na terenie Państwowego Gospodarstwa Rolnego i Ośrodka Szkoleniowo – Wypoczynkowego powstaje około $44,0\text{m}^3/\text{d}$ ścieków, w tym $24,0\text{m}^3/\text{d}$ przypada na ścieki bytowo-gospodarcze, a $20,0\text{m}^3/\text{d}$ stanowią ścieki inwentarskie.

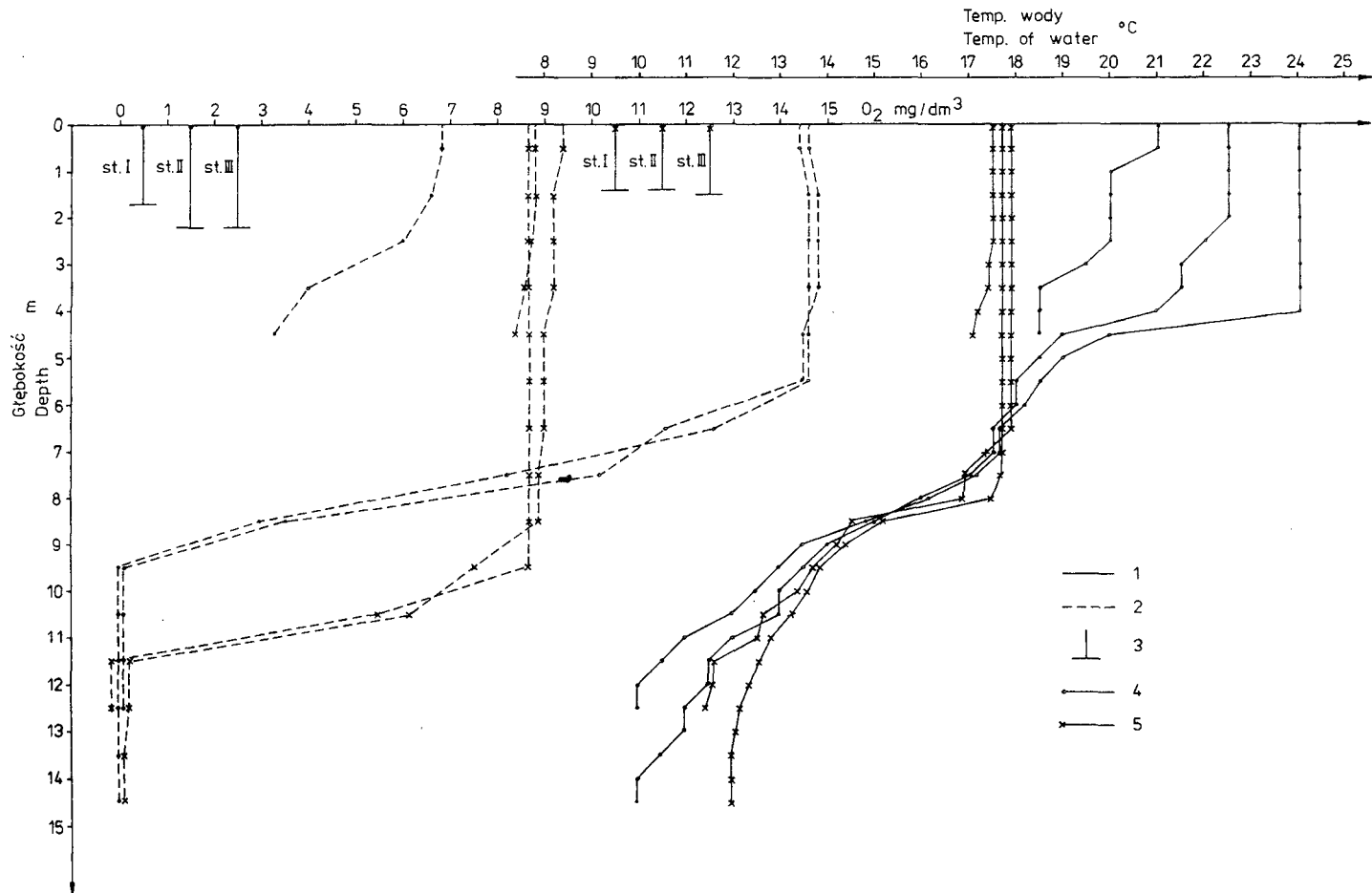
Własności fizyczne i skład chemiczny wody z Jeziora Lednickiego

Pelagial w poszczególnych częściach Jeziora Lednickiego, w których prowadzono badania, jest zróżnicowany zarówno pod względem głębokości, jak i pod względem miktycznym. Południowa część zbiornika (stan. I) jest płytka – polimiktyczna, środkowa (stan. II) i północno – zachodnia w zatoce (stan. III) głęboka – dimiktyczna. Występowanie tych dwóch typów miktycznych znalazło potwierdzenie w uzyskanych profilach termicznych i tlenowych (rys. 3 i 4).

Wiosną (kwiecień) i jesienią (koniec września i początek października) na wszystkich stanowiskach notowano dobre wymieszanie wody. Cyrkulacja wiosenna odbywała się wówczas przy temperaturze $7,0 - 9,0\text{ }^\circ\text{C}$. W zależności od panujących warunków atmosferycznych, głównie od terminu ustąpienia pokrywy lodowej oraz temperatury powietrza, pod koniec kwietnia 1986 roku (29 IV) na stanowisku II i III obserwowano początki formowania się letniej stratyfikacji, przy różnicy temperatury między powierzchnią a dnem wynoszącej 5°C . W tym samym, terminie w 1987 roku (28 IV), po długiej i bardzo mroźnej zimie temperatura wody była niższa i prawie wyrównana w całym profilu pionowym. W polimiktycznej części jeziora temperatura wody była zawsze nieco wyższa niż na stanowiskach II i III, średnio o $1,5$ do $2,5^\circ\text{C}$. Pełną cyrkulację jesienną stwierdzano już przy stosunkowo wysokich temperaturach, wynoszących około 13°C . Panowała wówczas całkowita homotermia na wszystkich stanowiskach, ale zawsze najniższą temperaturę notowano na stanowisku I (rys. 3).



Rys. 3. Profile termiczne (1) i tlenowe (2) oraz widzialność (3) w okresie cyrkulacji wiosennej (4) i jesiennej (5) w Jeziorze Lednickim



Rys. 4. Profile termiczne (1) i tlenowe (2) oraz widzialność (3) w okresie stagnacji letniej – sierpień 1986 (4) i sierpień 1987 (5) w Jeziorze Lednickim

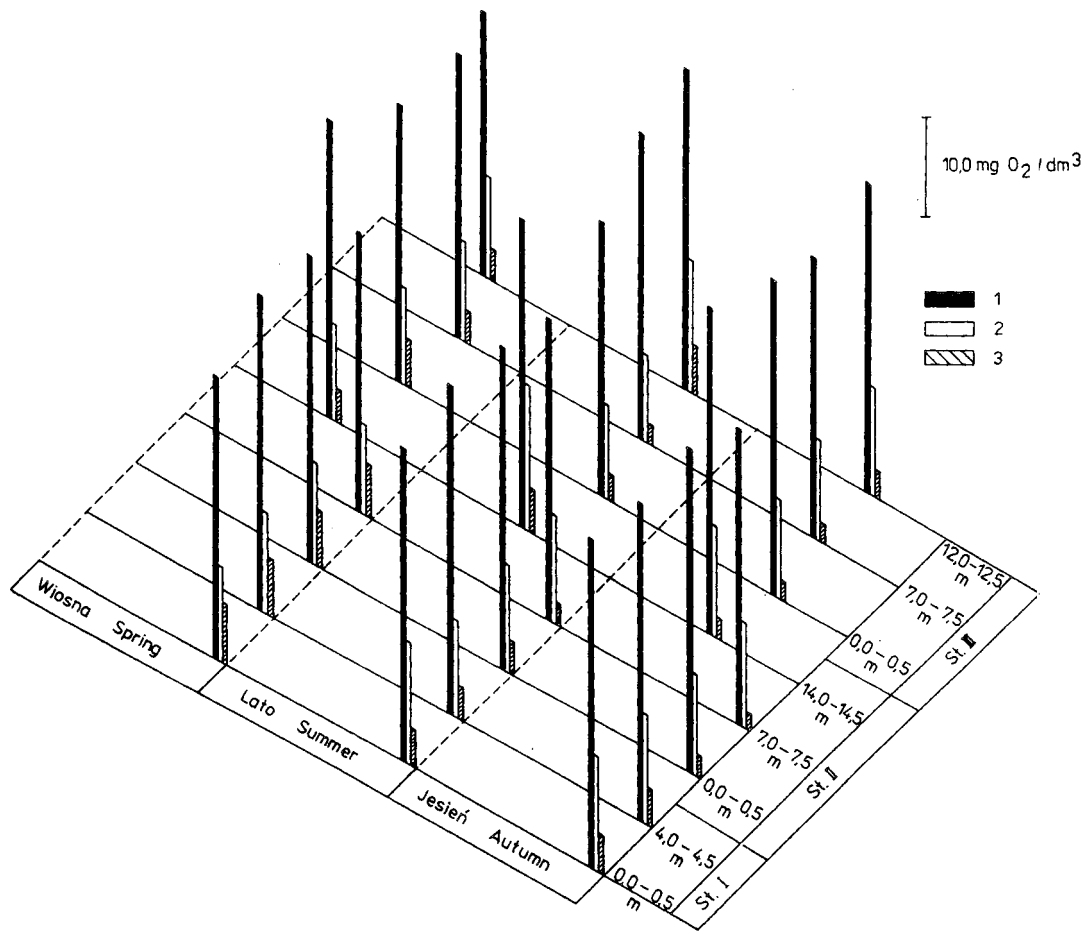
W okresie cyrkulacji wiosennej koncentracje tlenu rozpuszczonego zawsze były bardzo wysokie, od $13,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ na stanowisku I w kwietniu 1987 roku do $18,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ na stanowisku II w kwietniu 1986 roku. Woda w całym profilu pionowym na wszystkich stanowiskach była przesycona tlenem. Obliczone wartości nasycenia tlenem zawierały się w granicach od 120 do 165%. Na stanowiskach II i III w kwietniu 1986 roku, w związku z zakończoną cyrkulacją wiosenną, w głębszych, a szczególnie przydennych warstwach wody stężenie tlenu było już wyraźnie niższe niż w epilimnionie. Jesienią, przy panującej homotermii, również koncentracje tlenu były wyrównane w całym profilu pionowym. W polimiktycznej części jeziora notowano najwyższe stężenie tlenu, powodujące nieznaczne przesylenie wody, na stanowiskach stratyfikowanych występowały zawsze wyraźne deficyty tlenowe (rys. 3).

W okresie stagnacji letniej, na stanowiskach II i III obserwowano uwarstwienie termiczne i tlenowe (rys. 4). Miąższość warstwy epilimnionu uzależniona była od temperatury wody. Przy wysokich temperaturach wody ($22,5 - 24,0^\circ\text{C}$) – sierpień 1986 roku – epilimnion sięgał tylko do głębokości 4,0 m, natomiast przy temperaturze około 18°C – początek sierpnia 1987 roku – rozciągał się do głębokości 8,0 m. W związku z tym zmieniła się miąższość metalimnionu. Przy wyższych temperaturach wody panujących w epilimnionie, metalimnion obejmował warstwę około 5,0 m, przy chłodniejszym epilimnionie tylko około 1,0 m. Hypolimnion był zawsze stosunkowo ciepły – $10,0 - 12,0^\circ\text{C}$ i zalegał od głębokości 9,0 m do dna.

Pionowy rozkład koncentracji tlenu rozpuszczonego latem wiązał się ściśle z profilem termicznym (rys. 4). Zawsze ostro zarysowana oksykлина występowała około 1,5 m poniżej termokliny. Woda epilimnionu w całym sezonie letnim była dobrze natleniona, koncentracje tlenu zawierały się jednak w szerokich granicach od 8,8 do $14,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (nasycenie tlenem odpowiadało od 90 do 170%). Gwałtowne pogorszenie się warunków tlenowych następowało w metalimnionie, hypolimnion zawsze pozbawiony był zupełnie tlenu, a głębsze jego warstwy zawierały siarkowodor. W południowej – płytkiej części jeziora, warunki termiczne i tlenowe w ostatnich trzech latach podlegały dość dużym zmianom. Przy wyższych temperaturach wody i dobrym nasłonecznieniu obserwowano zarówno znaczne przesylenie wody tlenem w całym profilu, jak i dość wyraźne obniżanie się stężenia w kierunku dna, aż do wystąpienia silnych deficytów tlenowych.

Widzialność w omawianym okresie zawierała się w szerokim zakresie od 1,3 do 4,4 m, najczęściej jednak osiągała wartości od 1,5 do 2,5 m. Przeważnie wyższe wartości tego parametru notowano wiosną, a najniższe latem (rys. 3 i 4).

Jako kryterium określenia zawartości w wodzie substancji organicznej przyjęto używane wartości ChZT, utlenialności i BZT₅. Trzyletnie średnie sezonowe dla tych parametrów przedstawiono na rysunku 5. Uzyskane analityczne wartości ChZT, pozwalające na ocenę ilości całkowitej substancji organicznej, zawierały się w granicach od 25,3 do $37,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ i zawsze najniższe były wiosną, a najwyższe latem. Nie odnotowano znaczących różnic w uzyskanych wynikach pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. BZT₅, które określa zawartość substancji organicznej podlegającej biodegradacji, na wszystkich stanowiskach i wszystkich poziomach badawczych najwyższe było wiosną, latem na tym samym, stosunkowo wysokim poziomie (do $8,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$) utrzymywało się tylko w warstwie przydennej na stanowiskach stratyfikowanych i okresowo w poli-



Rys. 5. Średnie wartości ChZT (1), utlenialności (2) i BZT (3) w trzech sezonach badawczych, na poszczególnych stanowiskach i badanych głębokościach Jeziora Lednickiego

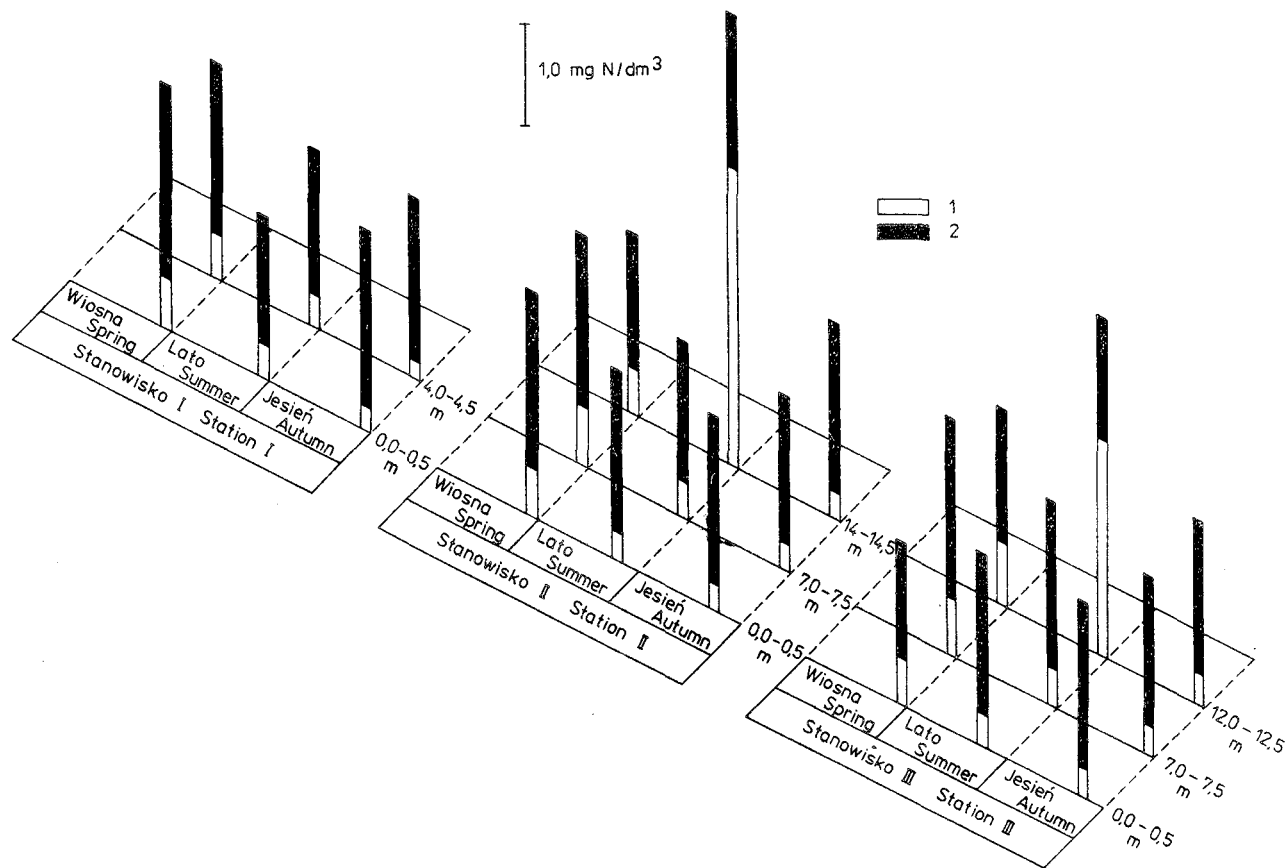
miktycznej części jeziora. Latem w epilimnionie stanowiska II i III notowano często najniższe wartości tego parametru. Bezwzględne wartości BZT₅ w trzyletnim okresie badawczym zawierały się w szerokim przedziale od 1,2 do 8,5 mg O₂/dm³, najbardziej zmienne były w sezonie letnim w całym przekroju na stanowisku I. Utlenialność od 8,5 do 28,0 mg O₂/dm³, zawsze najwyższa była latem w hypolimnionie na stanowiskach stratyfikowanych. W okresie cyrkulacji wiosennej i jesiennej następowało wyrównanie zawartości substancji organicznej w całym profilu i na wszystkich stanowiskach.

Koncentracje azotu ogólnego dla całego trzyletniego okresu badań zawierało się w granicach od 0,966 do 8,396 mg N/dm³, azotu mineralnego od 0,060 do 6,884 mg N/dm³, azotu organicznego od 0,840 do 2,128 mg N/dm³. Wiosną w azocie mineralnym zawsze zdecydowanie przeważał azot azotanowy, latem i jesienią azot amonowy. W najpłytszej, polimiktycznej części jeziora, w całym okresie badań, nie odnotowano znaczących różnic w koncentracjach azotu mineralnego i organicznego przy powierzchni i przy dnie (rys. 6). Najwyższe stężenie azotu mineralnego i organicznego stwierdzano zawsze wiosną, najniższe latem. Na stanowiskach stratyfikowanych, w czasie cyrkulacji wiosennej i jesiennej koncentracje azotu mineralnego oraz organicznego były prawie wyrównane w całym profilu pionowym. W okresie stagnacji letniej, w hypolimnionie tych stanowisk wyraźnie wzrastało stężenie azotu mineralnego (rys. 6). Spowodowane to było bardzo wysokimi koncentracjami azotu amonowego, uwalnianego w procesach biochemicznych z substancji organicznej zawartej w osadach dennych i kumulowanego w hypolimnionie jeziora. W tych próbach azot amonowy stanowił od 90 do 99% azotu mineralnego.

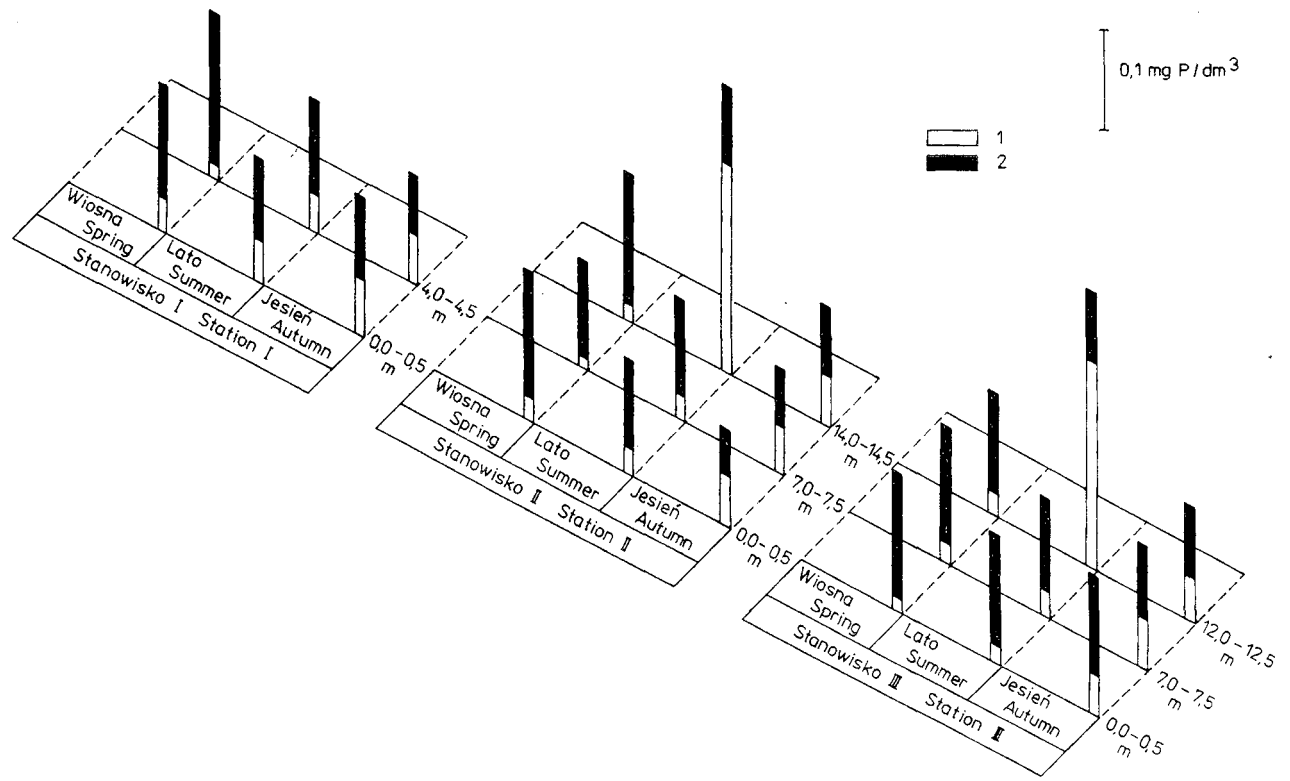
W wodzie Jeziora Lednickiego oznaczono od 0,050 do 0,390 mg P/dm³ fosforu ogólnego, w tym fosforu mineralnego od 0,000 do 0,390 mg P/dm³ i fosforu organicznego od 0,000 do 0,245 P/dm³. Wiosną na wszystkich stanowiskach i wszystkich poziomach średnie koncentracje mineralnych i organicznych związków fosforu były zbliżone (rys. 7). W fosforze ogólnym wyraźnie przeważały organiczne połączenia tego biogenu, które stanowiły od 77,3 do 92,1% fosforu ogólnego. W okresie stagnacji letniej, w polimiktycznej części jeziora średnie koncentracje fosforu ogólnego były nieco niższe niż wiosną, jednak udział ortofosforanów nieznacznie się zwiększał. Na stanowiskach stratyfikowanych, w hypolimnionie notowano bardzo wyraźny wzrost koncentracji ortofosforanów, które stanowiły średnio około 75% (w sierpniu 1986 roku na stanowisku II 100%) fosforu całkowitego. Na pozostałych poziomach badawczych koncentracje fosforu mineralnego i fosforu organicznego utrzymywały się na podobnym poziomie jak wiosną. W okresie cyrkulacji jesiennej stężenie fosforu ogólnego wyrównywało się w całym profilu pionowym, również zmniejszały się różnice między zawartością ortofosforanów i fosforu organicznego.

Skład jonorównoważnikowy makroelementów w wodzie Jeziora Lednickiego przedstawiono na rysunkach 8, 9, 10.

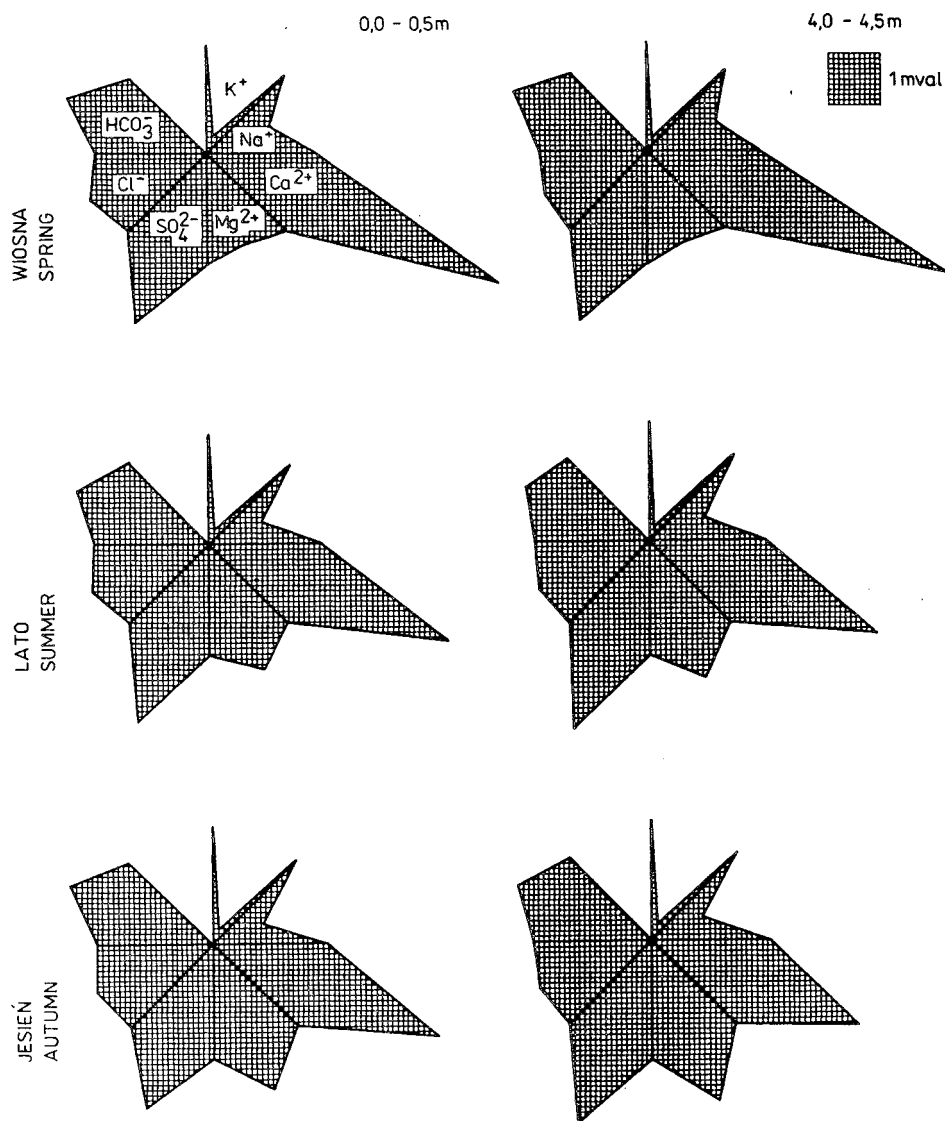
Wśród anionów zawsze przeważały siarczany, jedynie latem w hypolimnionie stanowisk stratyfikowanych na tym samym poziomie utrzymywały się także jony wodorowęglanowe. Wśród kationów wyraźnie dominował wapń. Na tej podstawie wodę badanego jeziora należy zaliczyć do typu siarczanowo-wapniowego. W Polsce generalnie jeziora nie zanieczyszczone zaliczane są do typu wodorowęglanowo-wapniowego (O.A. Alekin 1956; K. Starmach, S. Wróbel, K. Pasternak 1976).



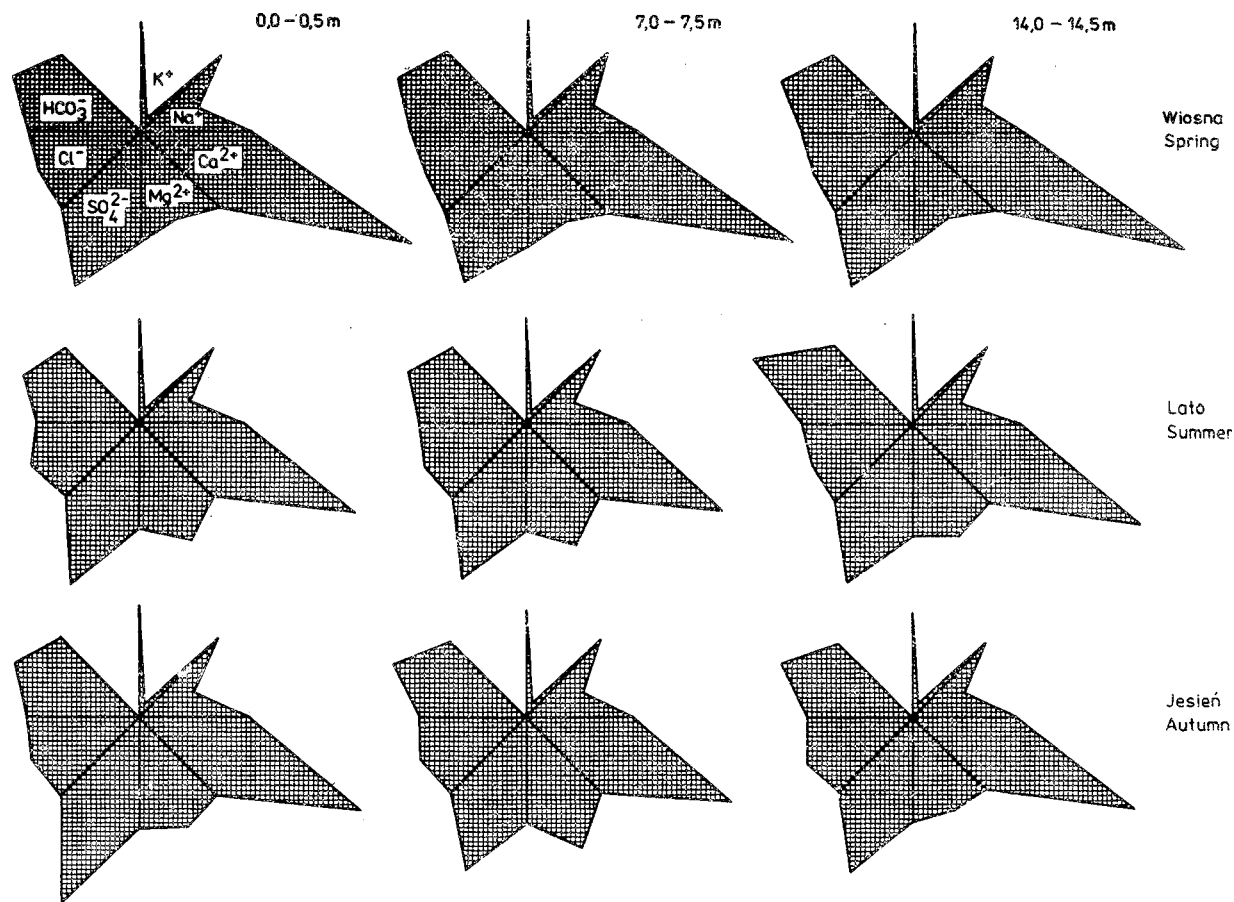
Rys. 6. Średnie koncentracje azotu mineralnego (1) i organicznego (2) w trzech sezonach badawczych, na poszczególnych stanowiskach i badanych głębokościach Jeziora Lednickiego



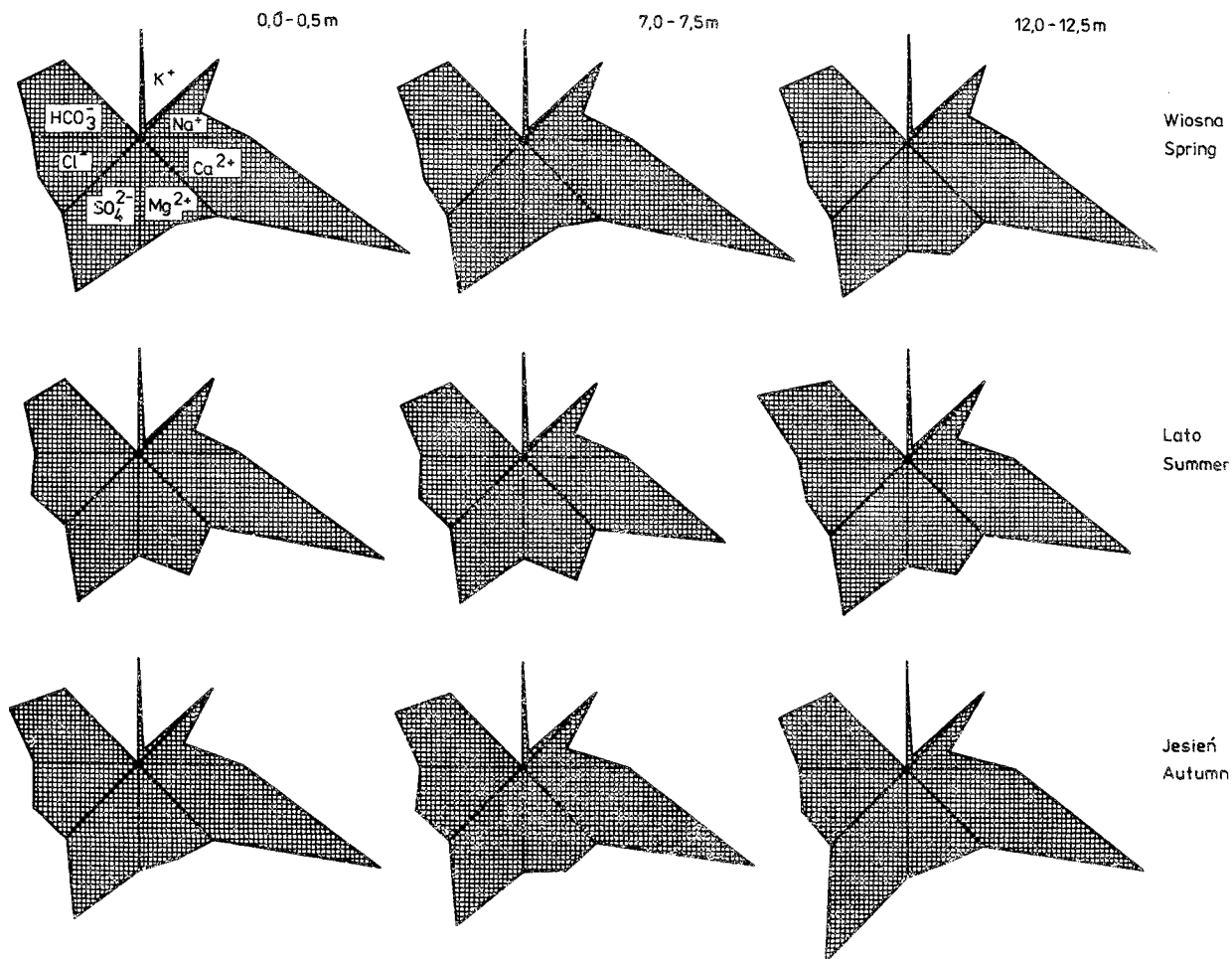
Rys. 7. Średnie koncentracje fosforu mineralnego (1) i organicznego (2) w trzech sezonach badawczych, na poszczególnych stanowiskach i badanych głębokościach Jeziora Łednickiego



Rys. 8. Bezwzględny skład jonowy wody Jeziora Łednickiego na stanowisku I



Rys. 9. Bezwzględny skład jonowy wody Jeziora Lednickiego na stanowisku II



Rys.10. Bezwzględny skład jonowy wody Jeziora Lednickiego na stanowisku III

DYSKUSJA

Wykorzystywanie jezior jako odbiorników ścieków powoduje w nich daleko idące zmiany, przyczynia się do naruszenia panującej tam równowagi biocenotycznej i najczęściej zwiększa intensywność produkcji pierwotnej. Mimo, że stosunkowo łatwo jest ustalić i zlikwidować punktowe źródła dopływu substancji biogenych, organicznych i toksycznych, nadal bardzo często są one przyczyną wzrostu trofii i saprobii jezior.

Typowo rolniczy charakter zlewni oraz nieuporządkowana gospodarka ściekowa w miejscowościach położonych na obrzeżu Jeziora Lednickiego i w jego zlewni stanowią zagrożenie dla wód tego zbiornika. Istnienie w większości gospodarstw wiejskich zwykłych dołów chłonnych oraz wywożenie nie oczyszczonych ścieków na pola uprawne otaczające jezioro powoduje stały dopływ do niego dużych ładunków zanieczyszczeń. Transport biogenów z terenów rolniczych do wód powierzchniowych odbywa się głównie za pośrednictwem wód drenażowych, spływów powierzchniowych oraz erozji gleb (G.W. Cooke, R.J. Williams 1970). Poza pierwiastkami biogenymi, z użytkowanych rolniczo terenów zlewni, do wód powierzchniowych dopływają często duże ilości jonów wapnia i magnezu, powodując wzrost twardości ogólnej wody. M. Misztal (1980 a) stwierdził, że jony wapnia i magnezu przedostają się do jeziora wraz ze spływem wód gruntowych, natomiast fosfor – z wodami spływającymi po powierzchni gleby.

Dodatkowym źródłem zanieczyszczenia omawianego jeziora są ścieki z mleczarni i gorzelnii w Lednogórze, które w stanie nie oczyszczonym lub słabo oczyszczonym odprowadzane są bezpośrednio do jeziora. Ścieki z ferm hodowlanych oraz z przemysłu spożywczego stanowią często wielokrotnie większe zagrożenie dla wód powierzchniowych niż ścieki bytowo-gospodarcze (G.W. Cooke, R.J. Williams 1973).

Silna antropopresja wywierana na Jezioro Lednickie powoduje stały wzrost jego żyzności i zanieczyszczenia, obserwowany wyraźnie na przestrzeni ostatnich 10 lat. Jak wykazały badania przeprowadzone w latach 1977-1978 przez Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska przy Urzędzie Wojewódzkim w Poznaniu (L. Kasowski i in., maszynopis), na podstawie uzyskanych wyników, wodę w całym profilu pionowym i w całym Jeziorze Lednickim generalnie można było jeszcze zaliczyć do I klasy czystości. Tylko nieliczne analizowane parametry, w pojedynczych próbach, przekraczały nieznacznie wartości obowiązujące dla I klasy, a jedynie latem, w południowej, płytkiej części jeziora, oznaczone koncentracje azotu organicznego sporadycznie mieściły się w III klasie. W tym okresie nie stwierdzono nigdy przesylenia wody tlenem w warstwie trofogenicznej ani warunków beztlenowych w warstwie trofalitycznej.

Przeprowadzone w latach 1985-1987 badania Jeziora Lednickiego wykazały, że jakość wody, w stosunku do lat 1977-1978, uległa wyraźnemu pogorszeniu. Wartości wszystkich parametrów były znacznie wyższe, charakterystyczne dla II, a bardzo często dla III klasy czystości wód. Latem na stanowiskach stratyfikowanych, w hypolimnionie notowano zawsze 100% deficyty tlenowe, a miąższość warstwy pozbawionej tlenu dochodziła do 5,0 m, podczas gdy w epilimnionie występowało przesylenie wody tlenem. Deficyty tlenu w hypolimnionie spowodowane były bardzo intensywnymi procesami biodegradacji substancji organicznej zdeponowanej w osadach dennych. W wyniku tych procesów, w hypolimnionie notowano wówczas wysokie koncentracje azotu amonowe-

go i ortofosforanów, świadczące o intensywnym, mikrobiologicznym i chemicznym ich uwalnianiu z osadów.

Całkowity brak tlenu w hypolimnionie w okresie stagnacji letniej był przyczyną wyraźnego obniżenia się koncentracji tego gazu w całym słupie wody w okresie cyrkulacji jesiennej.

Stosunkowo niskie wartości BZT₅ uzyskane latem i jesienią w strefie trofogenicznej mogły być spowodowane inhibitującym oddziaływaniem glonów na bakterie biorące udział w procesie biochemicznego utleniania substancji organicznej. Metabolity wydzielane przez glony mogą ograniczać liczebność bakterii oraz wpływać na obniżenie aktywności enzymatycznej. Liczebność mikroorganizmów i ich aktywność biochemiczna może być ograniczana również przez substancje chemiczne, mające własności bakteriostatyczne i bakteriobójcze, a dopływające do jeziora wraz ze ściekami bytowo-gospodarczymi, przemysłowymi oraz spływami powierzchniowymi (pestycydy, detergenty itp.).

Stały dopływ do Jeziora Lednickiego dużych ilości biogenów, warunkujących i stymulujących wielkość produkcji pierwotnej, będzie przyczyniał się do wzrostu koncentracji substancji organicznej wyprodukowanej w zbiorniku, co w konsekwencji prowadzi do wtórnego, autochtonicznego zanieczyszczenia jeziora. Ponadto punktowe i rozproszone dopływy ścieków, zawierających często bardzo złożone substancje organiczne, powodować będą dalszy wzrost saprobii zbiornika.

Ponieważ w Jeziorze Lednickim stwierdzono już w pewnym stopniu ograniczone zdolności do samooczyszczania się wody, w celu jego ochrony przed degradacją należy niezwłocznie odciąć wszystkie dopływy zanieczyszczeń oraz uporządkować gospodarkę ściekową na terenie całej zlewni.

LITERATURA

- Alekin O.A. 1956, *Podstawy hydrochemii*, Warszawa.
- Bnińska M., Hillbricht-Ilkowska A., Kajak Z., Węglińska T., Zdanowski B. 1976, *Influence in mineral fertilization on lake ecosystem functioning*, L 10, s. 255-267.
- Cooke G. W., Williams R.J. 1970, *Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural land*, Water Treat. Exam., 19, s. 253-276.
- 1973, *Significance of man-made sources of phosphorus; fertilizers and farming*, Wat. Res. 7, s. 19-33.
- Górski T., Rybak J.I. 1974, *Phosphorus run-off from the drainage basin to Mikołajskie Lake*, EP 22, s. 275-286.
- Grzywacz J., Korycka A. 1979, *Stan zanieczyszczenia jeziora Trląg*, Roczn. Nauk Roln. Seria H., 99, 3, s. 125-149.
- Januszkiewicz T. 1977, *Wpływ antropogenicznego zanieczyszczenia jezior na stabilność warstwową mas wodnych*, GW 8, s. 237-243.
- Kasowski L., Olejnik G., Kubiak B., Pawłowska A., Szulczyńska M. *Stan czystości wód jeziora Lednickiego w latach 1977-1978*, Komunikat nr 63, Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska przy U.W. w Poznaniu (maszynopis).
- Kasza H. 1977, *Inflow of nitrogen and phosphorus of the dam reservoir at Goczałkowice in the years 1973-1975*, AHy 21, s. 23-42.
- 1979, *Rainfall waters as a source of biogenous components for the reservoir at Goczałkowice*, AHy 21, s. 279-289.
- 1980, *The management of the catchment area of the Goczałkowice reservoir and its effect on the amount of nitrogen and phosphorus migration from it*, AHy 22, s. 37-53.

- Kostecka A., Kostecki M. 1977, *Opady atmosferyczne jako elementy bilansu biogenów*, GW 37, s. 48-49.
- Kowalczewski A., Rybak J.I. 1981, *Atmospheric fallout as a source of phosphorus for lake Warniak*, EP 29, s. 63-71.
- Misztal M. 1980 a, *Nutrient run-off from the catchment area to a small lake with no effluent*, AHy 22, s. 55-66.
- 1980 b, *Comparison of the chemical composition of the waters of the Lake Piaseczno (Łęczyńsko-Włodawskie Lake District) and of the shallow ground waters in its catchment area*, AHy 22, s. 239-247.
- Ohle W. 1955, *Die Ursachen der rasanten Seeneutrophierung*, Verh. Int. Verein. L 12, s. 373-382.
- Rich P.H., Pallotti B.L. 1977, *Potential contribution of atmospheric fallout to the phosphorus budget of Columbia Lake, Connecticut*, J. Fish. Res. Bd Can., 34, s. 692-697.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 1972, Washington, Am. Publ. Health Assoc.
- Starmach K., Wróbel S., Pasternak K. 1976, *Hydrobiologia*, Warszawa.
- Wojciechowski I. 1976, *Influence of the drainage basin of the eutrophication of the α -mesotrophic Lake Piaseczno and diseutrophication of the pond Lake Bikcze*, AHy 18, s. 23-52.
- Zdanowski B., Korycka A., Bnińska M., Sosnowska J., Radziej J., Zchwieja J. 1977, *Changes in dystrophic lake under the effect of fertilization*, Gidrobiol. Żurnał, XIII, 6, s. 32-38.

STRUKTUR VON ABIOTISCHEN ELEMENTEN DES ÖKOSYSTEMS DES LEDNICA SEES

Zusammenfassung

Der Lednica See liegt auf einem typisch agrarischen Zuflussgebiet; die Ackerfelder bilden ca. 90% der Fläche des Gebiets. Unmittelbar am Rande des Sees befinden sich 8 Dörfer (Abb. 2.), deren Abwässerwirtschaft völlig ungeordnet ist.

Die Düngung der Ackerfelder mit nicht gereinigten Wirtschaftsabwässern und mineralen Düngern verursacht eine ständige Erhöhung der Trophie und Saprobie des Sees, weil grosse Mengen der Biogene und organischer Substanz in den See zusammenfliessen. Eine zusätzliche Ursache der Verschmutzung des Sees sind ungereinigte Abwässer aus der Molkerei und Brennerei, sowie Inventarabwässer aus dem Volkseigenen Gut (PGR), die unmittelbar zum südlichen Teil des Sees abgeleitet werden. In der Arbeit werden Forschungsergebnisse aus den Jahren 1985-1987 dargestellt, die die physischen Merkmale sowie die chemische Zusammensetzung des Wassers im Lednica See betreffen.

Auf Grund der Bathymetrie des Sees und unterschiedlicher Wirkung des Zuflussgebiets auf einzelne Teile des Sees wurden drei probenentnahmestellen gewählt (Abb. 1.). In den Oberfläche und Bodenproben, sowie an den zusätzlich aus dem Metalimnion stratifizierten Stellen wurde eine völlige, in den Limnologischen Forschungen übliche physikalisch-chemische Analyse des Wassers ausgeführt.

Im Sommer und im Herbst notierte man an allen Stellen ein gutes Umrühren des Wassers; die Frühlingzirkulation fand bei der Temperatur von 7-9°C statt, die Herbstzirkulation - bei der Temperatur von ca. 13°C. In der Periode der Frühlingzirkulation waren die Sauerstoffkonzentrationen immer sehr hoch, 13,6 bis 18,0 mgO₂/dm³, das Wasser war im ganzen senkrechten Querschnitt mit Sauerstoff gesättigt. Im Herbst, bei herrschender Homothermie, waren auch die Konzentrationen des Sauerstoffs ausgeglichen, nur im polymiktischen Teil des Sees jedoch war das Wasser ein wenig mit dem Sauerstoff übersättigt; an den dimiktischen Stellen traten immer scharf ausgeprägte Sauerstoffdefizite auf. (Abb. 3.). In der Sommerstillstandsperiode, an den tieferen Stellen, trat eine merkliche Schichtung der Temperatur und des Sauerstoffs auf. Die senkrechte Einteilung der Sauerstoffkonzentration war mit dem thermischen Profil eng verbunden.

Das Wasser des Epilimnions war gut mit Sauerstoff gesättigt, eine plötzliche Verschlechterung der Sauerstoffbedingungen trat schon im Metalimnion auf; das Hypolimnion war immer frei von Sauerstoff - die Dichte der sauerstofflosen Schicht erreichte 5 m. Im tieferen Teil des Hypolimnions trat Schwefelwasserstoff auf.

Die starke, auf den Lednica See ausgeübte Anthropopression verursacht eine ständige Erhöhung der Verschmutzung und der Fruchtbarkeit des Sees. Die dreijährigen Mittelwerte des chemischen Sauerstoffbedarf

(ChZT), der Oxydationsfähigkeit und des biochemischen Sauerstoffbedarf wurden in der Abbildung 5 dargestellt. Diese drei Parameter bestimmen den Gehalt der totalen und biodegradablen organischen Substanz.

Der chemische Sauerstoffbedarf war in der ganzen Forschungsperiode im Bereich von 25,3 bis 37,8 mgO_2/dm^3 (Höchstwert im Sommer, Mindestwert im Frühling.). Der biochemische Sauerstoffbedarf (1,2-8,5 mgO_2/dm^3) erreichte den Höchstwert im Frühling; im Sommer war der BZT5 an der Stelle I und am Boden, an den stratifizierten Stellen ständig hoch. Ähnlich war die Oxydationsfähigkeit immer die höchste im Sommer im Hypolimnion an den Stellen II und III. (8,5-28,0 mgO_2/dm^3).

Die Konzentration des gesamten Stickstoffs betrug 0,966-8,396 mgN/dm^3 . Im Sommer, an den Stellen II und III im Hypolimnion waren die Konzentrationen des Ammoniumstickstoffs und der Orthophosphate deutlich höher. (Abb. 6 und 7). Diese Substanzen wurden in den biochemischen Prozessen aus der in den Bodensätzen deponierten organischen Substanz freigemacht. Die Ionäquivalenzzusammensetzung der Makroelemente (Abb. 8-10) bewies, dass das Wasser im Lednica See zum Sulphat-Kalziumtyp gehört.

ABBILDUNGEN

Abb. 1. Bathymetrische Karte des Lednica Sees mit den Probenentnahmestellen

Abb. 2. Zuflussgebiet des Lednica Sees

Abb. 3. Thermische Profile [1] und Sauerstoffprofile [2] und Sichtbarkeit [3] in der Periode der Sommerzirkulation [4] und der Herbstzirkulation [5] im Lednicaer See

Abb. 4. Thermische Profile [1] und Sauerstoffprofile [1] und Sauerstoffprofile [2] und Sichtbarkeit [3] in der Periode der Sommerstagnation - August 1986 [4] und der August 1987 [5] im Lednica See

Abb. 5. Mittelwerte des chemischen Sauerstoffbedarfs [1], der Oxydationsfähigkeit [2] und des biochemischen Sauerstoffbedarfs [3] den drei Forschungsaisonen, an den einzelnen Stellen und Tiefen des Lednica Sees

Abb. 6. Mittelwerte der Konzentration des Mineralstickstoffs und des organischen Stickstoffs [2] in den drei Forschungsaisonen, an den einzelnen Stellen und Tiefen des Lednica Sees.

Abb. 7. Mittelwerte der Konzentration des Mineralphosphors [1] und des organischen Phosphors [2] in den drei Forschungsaisonen, an den einzelnen Stellen und Tiefen des Lednica Sees

Abb. 8. Die absolute Ionenzusammensetzung des Wassers im Lednica See an der Stelle I.

Abb. 9. Die absolute Ionenzusammensetzung des Wassers im Lednica See an der Stelle II.

Abb. 10. Die absolute Ionenzusammensetzung des Wassers an der Stelle III.