

TENDENCJE ZMIAN WYBRANYCH PARAMETRÓW  
FIZYCZNO-CHEMICZNYCH WODY W DYSTROFICZNYM JEZIORZE  
SMOLAK (KRAINA WIELKICH JEZIOR MAZURSKICH) W CIĄGU 27 LAT  
OD ZAKOŃCZENIA WAPNOWANIA I NAWOŻENIA MINERALNEGO

*A. Hutorowicz, J. Hutorowicz*

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. St. Sakowicza, ul. Oczapowskiego 10, 10-719 Olsztyn, Polska  
e-mail: ahut@infish.com.pl

**S t r e s z c z e n i e.** Przeprowadzono analizę tendencji zmian parametrów fizyczno-chemicznych wody (widzialność krążka Secchiego, odczyn i przewodność elektryczną wody, stężenia wapnia, azotu i fosforu całkowitego oraz utlenialność – ChZT<sub>Mn</sub>) w dystroficznym jeziorze Smolak (5,3 ha, 5,1 m głębokości), które w latach 1971-1974 było wapnowane i nawożone mineralnie. Badania potwierdziły sugerowane w literaturze ustabilizowanie się przewodności elektrycznej i koncentracji wapnia w wodzie, jednak na wyższym poziomie niż w okresie przed wapnowaniem i nawożeniem. W latach 1998-2001 zaobserwowano znaczne wahania odczynu wody, zawartości materii organicznej (ChZT<sub>Mn</sub>), przezroczystości wody oraz stężeń azotu całkowitego.

**S ł o w a k l u c z o w e:** jezioro dystroficzne, warunki fizyczne i chemiczne, wapnowanie i nawożenie, wieloletnie tendencje zmian

#### WSTĘP

Wapnowanie jezior jest powszechnie stosowanym zabiegiem, którego celem jest ograniczenie skutków wywołanych poprzez kwaśne deszcze, m.in. zachowanie gatunków zagrożonych przez zakwaszenie wody. Szczególnie ważne jest określenie trwałości zmian wywołanych wapnowaniem [3,7] oraz tempa ponownego zakwaszania się wapnowanych jezior [11,13].

Wapnowanie jezior w Polsce prowadzone było raczej jedynie eksperymentalnie, a w opracowaniach naukowych omówione zostały efekty wapnowania jedynie dwóch jezior humusowych: Flosek i Smolak [3,7]. Po 23 latach od zakończenia wapnowania i nawożenia jeziora Smolak zaobserwowano zanikanie tendencji do obniżania się przewodności elektrycznej i stężeń wapnia w wodzie. Było to

związane najprawdopodobniej z osiągnięciem nowego stanu równowagi w jeziorze. W pierwszej połowie lat 90. dostrzeżono też oznaki gwałtownej eutrofizacji jeziora (wzrost stężenia azotu ogólnego, utlenialności, odczynu wody oraz całkowitą przebudowę struktury fitoplanktonu), zapoczątkowanej najprawdopodobniej przez introdukcję ryb oraz trwałe obniżenie się poziomu wody [7]. W celu potwierdzenia tych przypuszczeń przeanalizowano dalsze zmiany tych parametrów w Smolaku.

#### MATERIAŁ I METODY

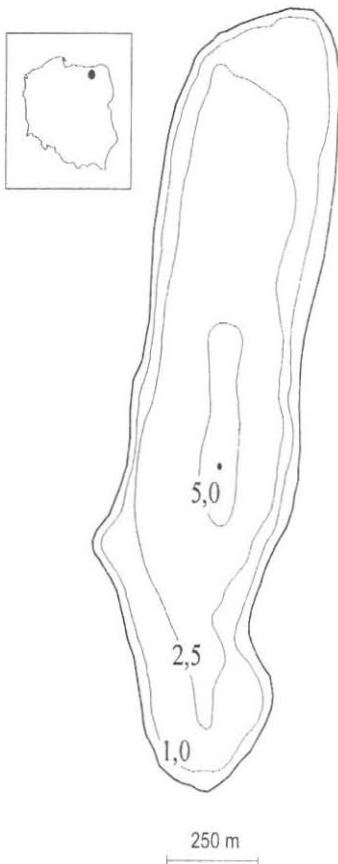
W latach 1971-1974 położone na obszarze Krainy Wielkich Jezior Mazurskich, dystroficzne, średnio zasobne w mineralne formy azotu, zawierające małe ilości substancji humusowych i mineralnych form fosforu, kwaśne [7,9] jezioro Smolak (5,3 ha, gł. 5,1 m), było intensywnie wapnowane ( $3960 \text{ kg ha}^{-1}$  35% wapna łąkowego w ciągu roku) i nawożone nawozami mineralnymi azotu ( $48,2 \text{ kg ha}^{-1}$  34% saletry amonowej trzykrotnie w roku), fosforu ( $19,5 \text{ kg ha}^{-1}$  28% super-tomasyny trzykrotnie w roku) i potasu ( $245 \text{ kg ha}^{-1}$  50% soli potasowej w ciągu roku) [14]. Zabiegi te spowodowały dwukrotne obniżenie się przezroczystości, wzrost odczynu (pH z 4,8 do 7,3) oraz prawie sześciokrotny wzrost przewodności elektrycznej wody [7,14,15]. W okresie wapnowania stężenie wapnia w wodzie powierzchniowej wzrosło ponad dwudziestokrotnie [14]. Wyraźny wzrost koncentracji fosforu całkowitego w warstwie przydennej jeziora obserwowano jedynie w pierwszym roku, a azotu całkowitego - w pierwszym i drugim roku eksperymentu. Bardzo podobnie zmieniała się także zawartość materii organicznej [7,15]. Jezioro w tym okresie upodobniło się do zeutrofizowanych jezior szeregu harmonicznego [7].

Bezpośrednio po zakończeniu wapnowania i nawożenia rozpoczął się proces szybkiego obniżania się przewodności elektrycznej wody oraz stężeń wapnia. Tendencja ta utrzymywała się aż do połowy lat osiemdziesiątych. W tym czasie średnia przewodność obniżyła się prawie trzykrotnie, a stężenia wapnia – ponad dwukrotnie [7]. Później obserwowano wyraźne osłabienie tej tendencji, chociaż utrzymywała się ona aż do 1997 roku, kiedy to dostrzeżono pewne oznaki jej zanikania [7].

Po ukończeniu eksperymentu stężenie azotu całkowitego w warstwie przydennej jeziora szybko obniżyło się do poziomu sprzed nawożenia i wapnowania. W latach 1990-1997 zaobserwowano jednak dość znaczne wahania stężeń azotu w tej warstwie wody. Początkowo stężenia azotu całkowitego były zbliżone do poziomu z okresu nawożenia. W 1992 roku obniżyły się ponad dwukrotnie. Następnie aż do 1997 roku obserwowano ponowny wzrost koncentracji tej formy azotu [7].

W latach 1976-1997 nie zanotowano natomiast istotnych zmian stężeń fosforu całkowitego. Systematycznie zwiększała się natomiast zawartość materii organicznej ( $\text{ChZT}_{\text{Mn}}$ ). Nieprzerwanie utrzymywał się lekko zasadowy odczyn wody. W latach 1992-1997 obserwowano wyraźną tendencję do obniżania się przezroczystości wody [7].

Badania fizycznych i chemicznych właściwości wody jeziora Smolak przeprowadzono w latach 1998-2001. Próby do analiz pobrano w kwietniu, czerwcu, sierpniu, październiku i grudniu 1998 r., w lutym, kwietniu, maju, czerwcu, sierpniu, wrześniu i październiku 1999 r., a w latach 2000-2001 w dwumiesięcznych odstępach od kwietnia do listopada. Stanowisko poboru prób usytuowano w centralnej części jeziora (Rys. 1). W terenie przy pomocy krążka Secchiego



**Rys. 1.** Usytuowanie stanowiska badawczego w jeziorze Smolak

**Fig. 1.** Location of the sampling station in the Lake Smolak

określano przezroczystość wody. Oznaczenia innych parametrów fizyczno-chemicznych wykonano w Zakładzie Hydrobiologii IRS posługując się standardowymi metodami [2,10]. Odczyn wody oznaczano elektrometrycznie elektrodą Orion typu ROSS, przewodność elektryczną – za pomocą konduktometru WTW DIGI 610, wapń – metodą kompleksometryczną z wersenianem dwusodowym, azot całkowity – kolorymetrycznie (EPOLL-20 ECO) po wstępnej mineralizacji mikrofalowej, fosfor ogólny – po mineralizacji kolorymetrycznie metodą molibdenianową, a utlenialność ( $\text{ChZT}_{\text{Mn}}$ ) – metodą miareczkową z nadmanganianem potasu. W opracowaniu wykorzystano wcześniej opublikowane dane [6,8,14,15].

Analizę trendów zmian przeprowadzono posługując się metodą analizy niesystematycznych danych [6,7].

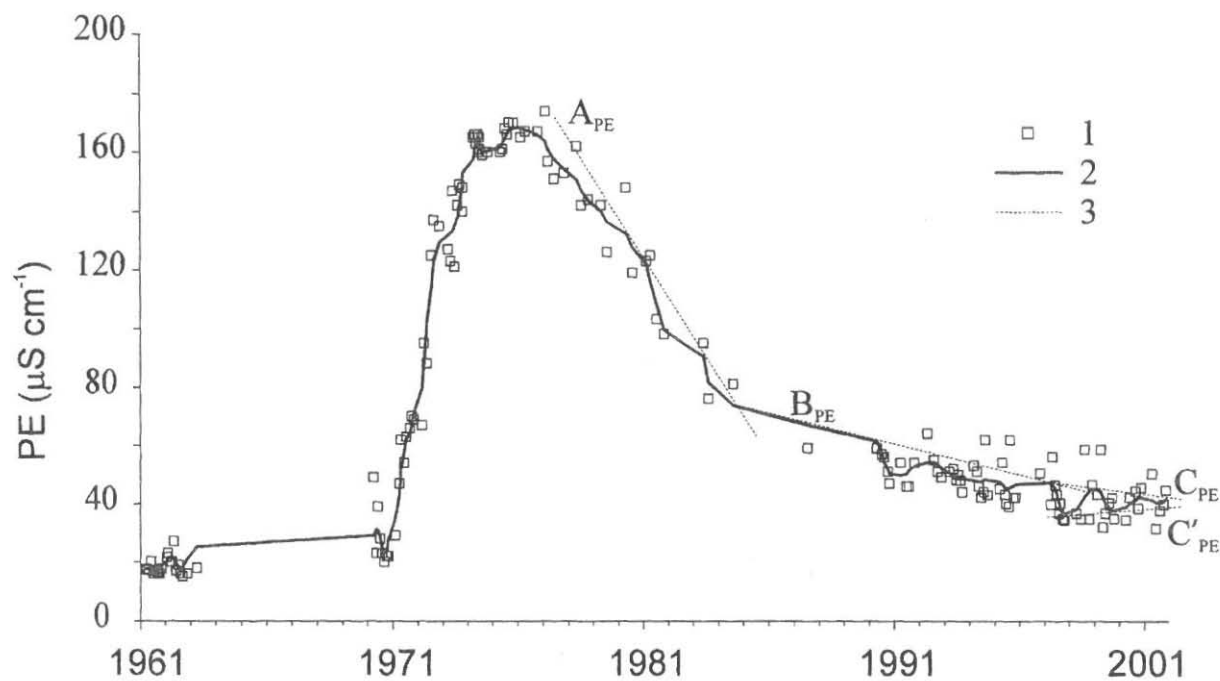
## WYNIKI I DYSKUSJA

W latach 1998-2001 przewodność elektryczna w warstwie pod powierzchnią zwierciadła wody wahała się w granicach  $31,4-58,6 \mu\text{S cm}^{-1}$  i była prawie dwukrotnie wyższa (o  $19 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) niż w okresie przed wapnowaniem i nawożeniem mineralnym. Jednak na przełomie 1998 i 1999 roku linia opisująca systematyczny składnik zmian szeregu danych przekroczyła linię trendu  $B_{\text{PE}}$ , która odzwyczyniała panującą od połowy lat osiemdziesiątych słabą tendencję do obniżania się przewodności elektrycznej wody (Rys. 2). Zgodnie z teorią metody oznaczało to modyfikację wieloletniej tendencji. Zarysowała się nowa tendencja do stabilizowania się przewodności elektrycznej. Obrazował ją tzw. tunel, wyznaczony przez linie trendu  $C_{\text{PE}}$  i  $C_{\text{PE}}$ , w obrębie których mieściły się wahania linii systematycznego składnika zmian. Tym samym potwierdziły się wcześniejsze przypuszczenia, wysunięte na podstawie analizy przebiegu linii systematycznego składnika zmian do 1997 roku, o osłabieniu się wieloletniej tendencji [7].

Wraz ze stabilizacją przewodności elektrycznej zaobserwowano również analogiczne wyhamowanie tendencji do obniżania się stężeń jonów wapnia (Rys. 3). Krzywa obrazująca systematyczny składnik zmian przekroczyła linię wieloletniego trendu  $B_{\text{Ca}}$ , a linie zmodyfikowanego trendu  $C_{\text{Ca}}$  i  $C_{\text{Ca}}$  utworzyły tunel wskazujący na wytworzenie się bardzo słabej tendencji do wzrostu stężeń jonów wapnia. Wyhamowanie tendencji spadkowej nastąpiło na poziomie około pięciokrotnie wyższym niż w okresie przed wapnowaniem (średnie stężenie jonów wapnia w wodzie powierzchniowej w latach 1998-2001 było wyższe o  $5,1 \text{ mg Ca dm}^{-3}$ ).

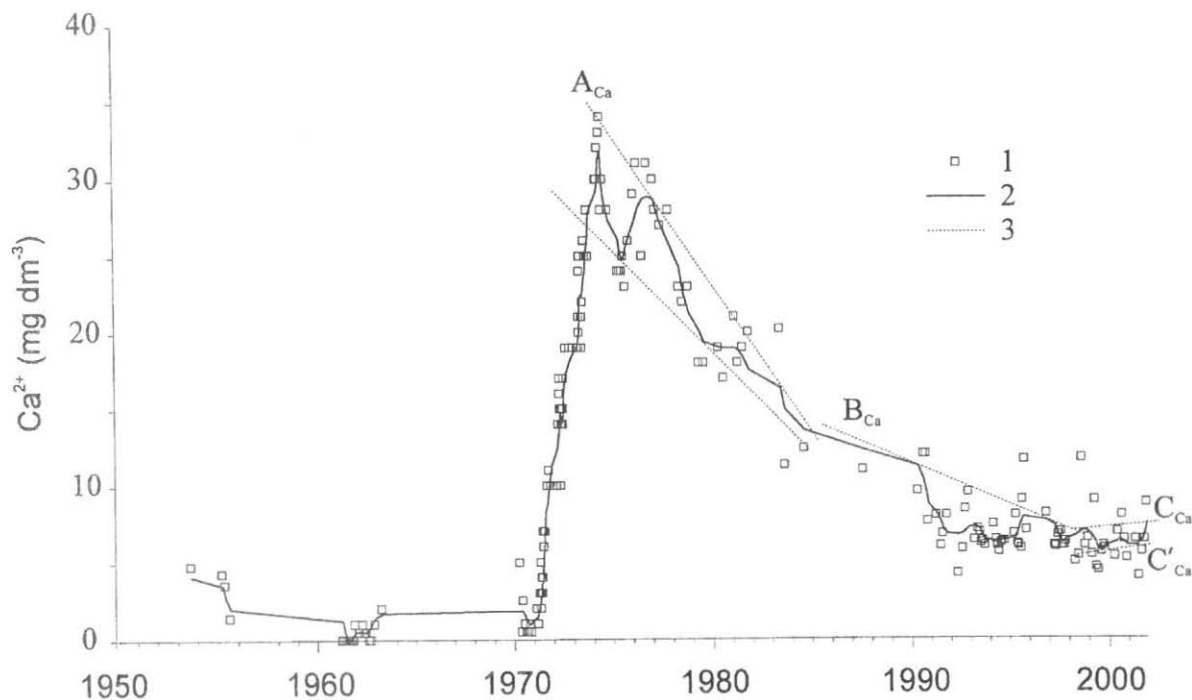
W latach 1996-2001 obserwowano natomiast dość duże wahania odczynu wody w warstwie powierzchniowej jeziora. Zapoczątkował je duży wzrost pH latem 1996 roku aż do 9,5. Podobne wartości notowano jeszcze w maju 1997 (pH 9,6) i kwietniu 1998 roku (pH 9,3). Spowodowały one silne wybiecie krzywej obrazującej systematyczny składnik zmian i zakończenie, trwającej od 1990 roku, średniookresowej tendencji do bardzo wolnego obniżania się odczynu wody (Rys. 4). W latach 1996-2001 zarysowały się naprzemiennie trzy krótkookresowe tendencje do wzrostu (linia trendu  $B_{\text{pH}}$ ), spadku (linia trendu  $C_{\text{pH}}$ ) i ponownego wzrostu (tunel wyznaczony liniami trendu  $D_{\text{pH}}$  i  $D_{\text{pH}}$ ) odczynu wody. W tym okresie pH wody w warstwie powierzchniowej zawierało się w zakresie 6,3-9,3, średnio 7,2 i było o ponad dwie jednostki wyższe niż w okresie przed wapnowaniem i nawożeniem jeziora.

Podobny typ długookresowych zmian obserwowano również w dystroficznym jeziorze Flosek, w którym wapnowanie spowodowało około ośmiokrotny wzrost



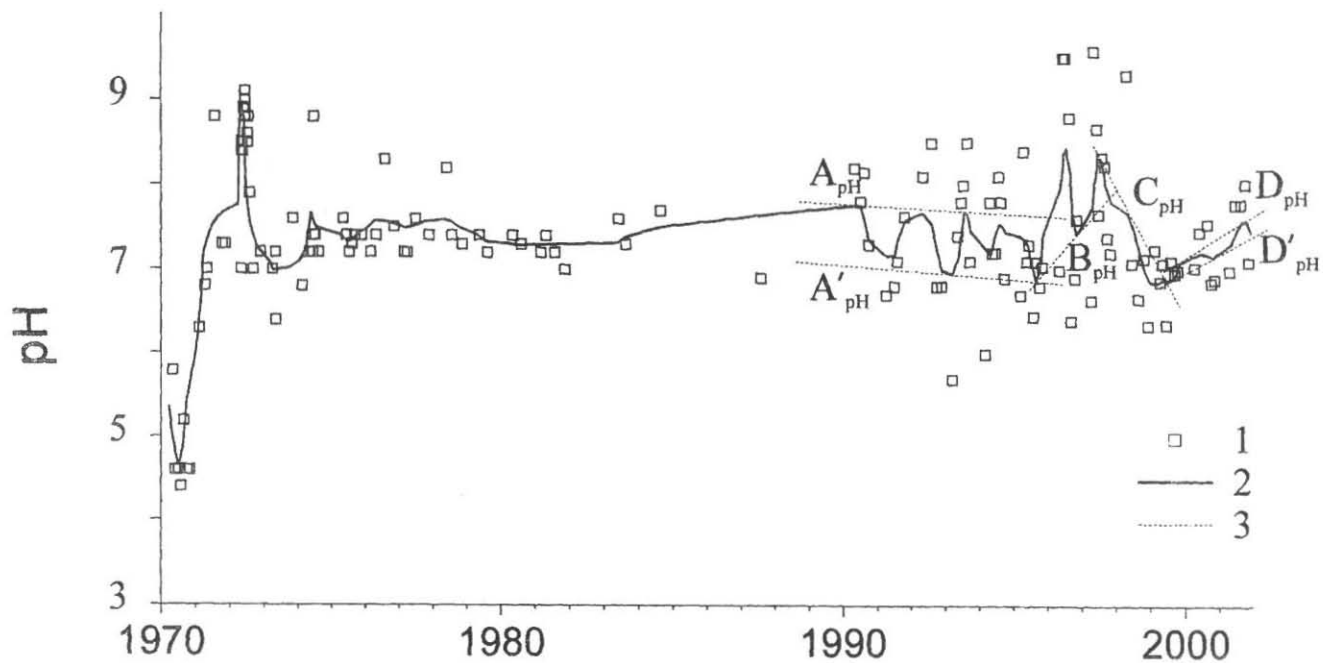
**Rys. 2.** Przewodność elektryczna wody w warstwie powierzchniowej jeziora Smolak w latach 1961-2001, gdzie: 1 – dane zmierzone, 2 – systematyczny składnik zmian, 3 – linie trendu. Dane: 1961-1962 [8]; 1970-1975 [14]; 1976-1995 [15]; 1996-1997 [7]

**Fig. 2.** Electrolytic conductivity in surface water layer in the Lake Smolak in 1961-200: 1 – measured data; 2 – systematic component of variations; 3 – trends. Data: 1961-1962 [8]; 1970-1975 [14]; 1976-1995 [15]; 1996-1997 [7]



**Rys. 3.** Stężenia wapnia w powierzchniowej warstwie wody jeziora Smolak w latach 1953-2001. Opisy jak na Rys. 2 Dane: 1953 i 1955 wg [7]; 1961-1962 [8]; 1970-1975 [14]; 1975-1995 [15]; 1996-1997 [7]

**Fig. 3.** Concentration of calcium in surface water layer in the Lake Smolak in 1953-2001. Explanations see Fig. 2. Data: 1953 i 1955 [7]; 1961-1962 [8]; 1970-1975 [14]; 1975-1995 [15]; 1996-1997 [7]



**Rys. 4.** Odczyn wody (pH) w powierzchniowej warstwie wody jeziora Smolak w latach 1970-2001. Opisy jak na Rys. 2. Dane: 1970-1974 [14]; 1993-1995 [15]; 1975-1992 i 1996-1997 [7]

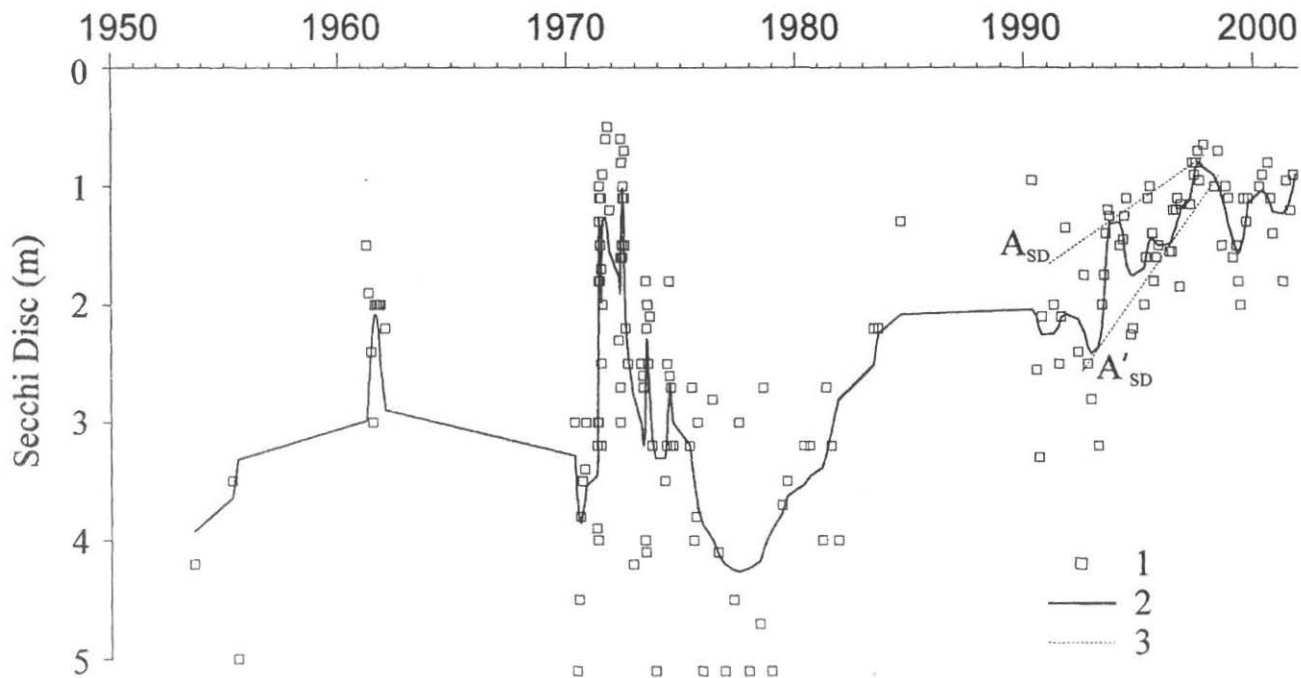
**Fig. 4.** Water reaction in surface water layer in the Lake Smolak in 1970-2001. Explanations see Fig. 2. Data: 1970-1974 [14]; 1993-1995 [15]; 1975-1992 and 1996-1997 [7]

stężenia wapnia w wodzie powierzchniowej [3]. Po 23 latach poziom wapnia pozostał nadal kilkakrotnie wyższy niż w okresie przed nawożeniem. W tym samym czasie utrzymywał się zasadowy odczyn wody (7,0-8,0). Również w szkockim jeziorze Loch Fleet stężenie wapnia po siedmiu latach od zakończenia wapnowania wrzosowiska stanowiącego jego bezpośrednią zlewnię było co najmniej dwukrotnie wyższe niż przed zabiegiem. W tym samym czasie odczyn wody, który na skutek wapnowania wzrósł od 4,5 do 6,5, obniżył się do 5,5 [5]. Nieco inaczej przebiegał proces powrotu norweskiego jeziora Store Hovvatn po wapnowaniu zimą jego brzegu. Początkowo koncentracja wapnia wzrosła od 0,4 do 2,5 mg dm<sup>-3</sup>, czyli ponad sześciokrotnie, a odczyn wody od 4,4 do 6,2. Natomiast w ciągu zaledwie siedmiu lat po zabiegu stężenie wapnia obniżyło się do ok. 1 mg Ca dm<sup>-3</sup>, a pH do wartości mniejszej niż 5,0 [4]. Można przypuszczać, że różnica pomiędzy poziomem, na którym obserwuje się stabilizację przewodności elektrycznej, stężenia wapnia i odczynu wody a stanem sprzed wapnowania, jest tym mniejsza im mniejszy był wzrost stężenia wapnia i odczynu wody jaki wywołał zabieg. Na wielkość tej różnicy ma także najprawdopodobniej wpływ stężenie kwasów humusowych w wodzie jeziora, oraz wielkość ładunku substancji humusowych ze zlewni. Istotne może też być całkowite zobojętnienie lub doprowadzenie do zasadowego odczynu wody w wyniku wapnowania.

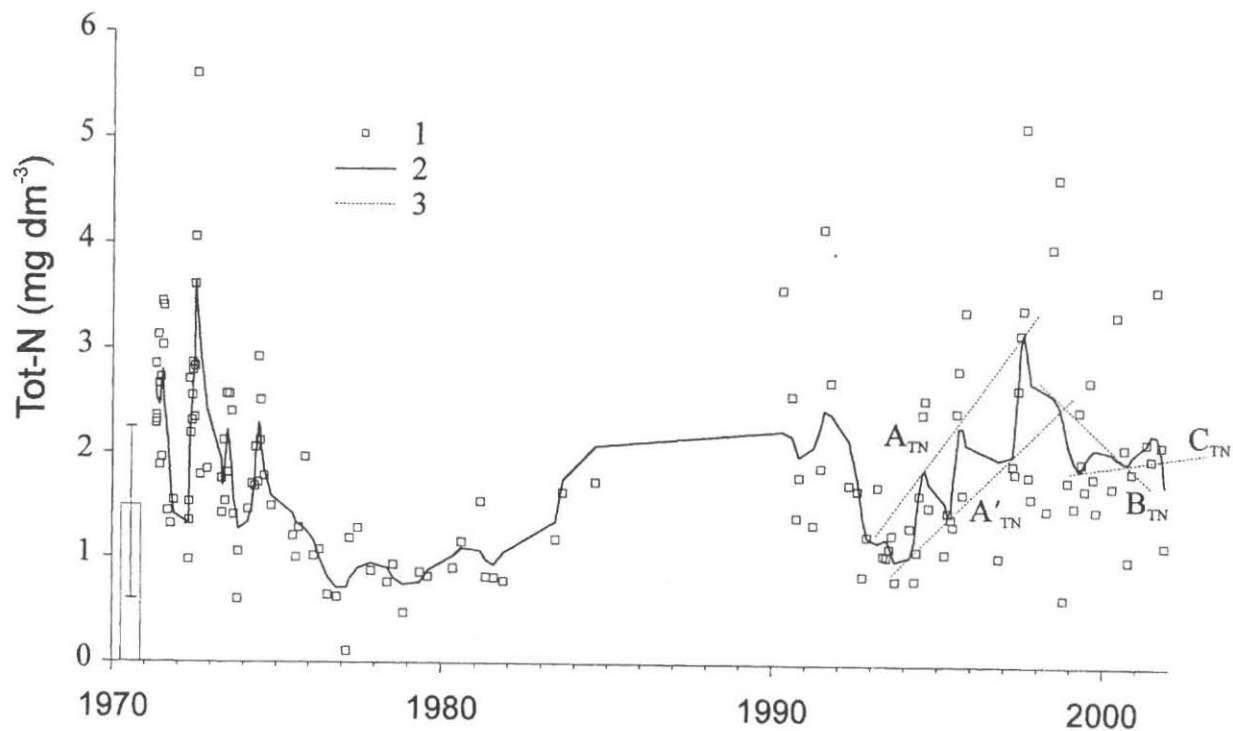
Analiza parametrów świadczących o stanie trofii wykazała natomiast niestabilność systemu jeziora. W 1998 roku zakończyła się średniookresowa tendencja do zmniejszania się przezroczystości wody (Rys. 5). Krzywa obrazująca systematyczny składnik zmian przekroczyła linię trendu  $A_{SD}$ , rozpoczynając okres dość dużych wahań widzialności krążka Secchiego w wodzie jeziora. Zakres zmienności tego parametru w latach 1998-2001 zawierał się w granicach 0,8-2,0 m, a średnia wartość wynosiła 1,2 m i była o ponad 2,5 m mniejsza niż w 1970 roku tj. w okresie kontrolnym przed eksperymentem.

Podobnie zmieniało się też stężenie azotu całkowitego w warstwie nad dnem jeziora. Odnotowany już w literaturze [7] szczyt koncentracji w 1997 roku, zakończył średniookresową tendencję wzrostu. Na wykresie zostały to wyrażone przekroczeniem linii trendu  $A_{TN}$  przez krzywą systematycznego składnika zmian w 1998 roku (Rys. 6). W następnych latach obserwowano dwukrotną zmianę tendencji rozwoju zjawiska (linie trendu  $B_{TN}$  i  $C_{TN}$ ). W tym okresie stężenie azotu nad dnem jeziora wahało się w bardzo szerokim zakresie od 0,640 do 3,599 mg dm<sup>-3</sup>, ale wartość średnia była zaledwie o 0,439 mg mniejsza niż maksymalne średnie roczne stężenie azotu w okresie nawożenia i wapnowania. Wahania zawartości materii organicznej i fosforu przedstawiają Rys. 7 i 8.



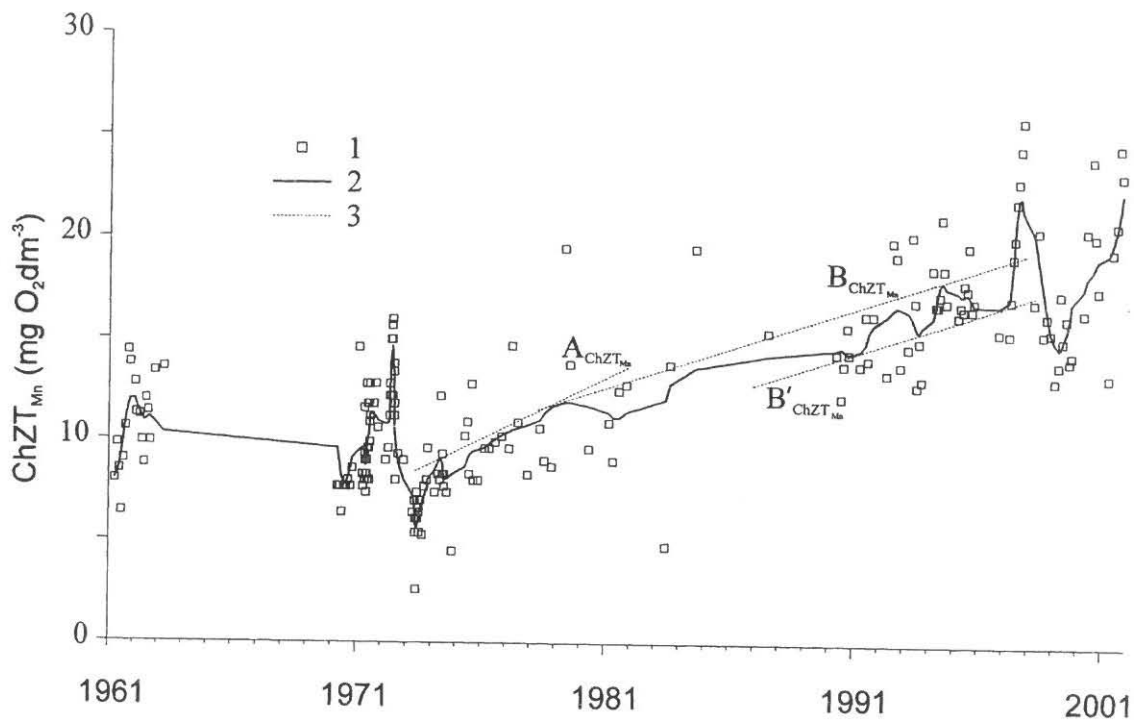


Rys. 5. Widzialność krążka Secchiego w wodzie jeziora Smolak w latach 1953-2001. Opisy jak na rys. 2. Dane jak na Rys. 3  
 Fig. 5. Visibility of the Secchi disc in the water of the Lake Smolak in 1953-2001. Explanations see fig. 2. Data see Fig. 3

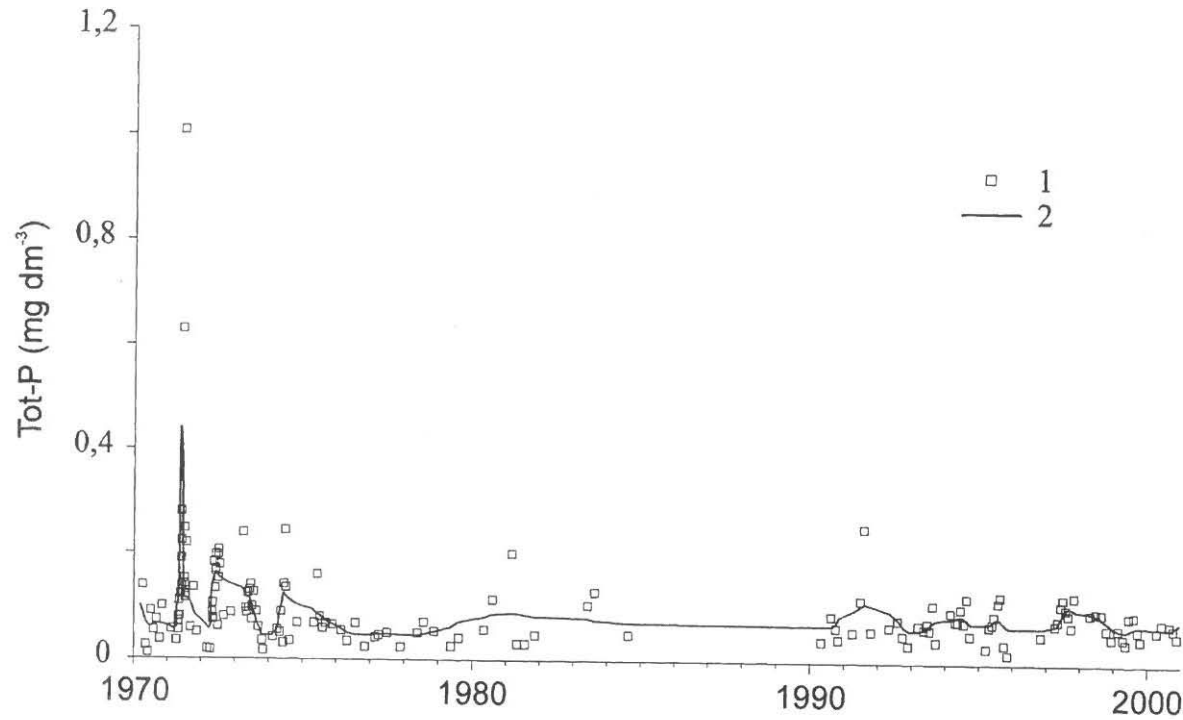


**Rys. 6.** Azot całkowity w przydennej warstwie wody jeziora Smolak w latach 1970-2001. Opisy jak na Rys. 2. Dane: 1970-1975 [14]; 1976-1995 [15]; 1996-1997 [7]

**Fig. 6.** Concentration of total nitrogen in bottom water layer in the Lake Smolak in 1970-2001. Explanations see Fig. 2. Data: 1970-1975 [14]; 1976-1995 [15]; 1996-1997 [7]



Rys. 7. Utlenialność (ChZT<sub>Mn</sub>) w powierzchniowej warstwie wody jeziora Smolak w latach 1961-2001. Opisy i dane jak na Rys. 2  
Fig. 7. Dissolved organic mater (COD<sub>Mn</sub>) in surface water layer in the Lake Smolak in 1961-2001. Explanations and data see Fig. 2



Rys. 8. Fosfor całkowity w przydennej warstwie wody jeziora Smolak w latach 1970-2001. Opisy jak na Rys. 2. Dane jak na Rys. 6

Fig. 8. Concentration of total phosphorus in bottom water layer in the Lake Smolak in 1970-2001. Explanations see Fig. 2. Data see Fig. 6

Stwierdzono również bardzo duże wahania zawartości łatwo utleniającej materii organicznej w wodzie ( $\text{ChZT}_{\text{Mn}}$ ). Zapoczątkował je gwałtowny wzrost utleniałości w 1997 roku do nie notowanej dotąd w tym jeziorze wartości  $25,9 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$  (Rys. 7). Zakończył on, trwającą właściwie aż od 1972 roku, długookresową tendencję wzrostu wartości tego parametru. W 1998 i 1999 roku utleniałość była zdecydowanie mniejsza (odpowiednio o ok. 20 i 30%) niż w 1997 roku, ale w następnych dwóch latach ponownie obserwowano tendencję do szybkiego wzrostu tego parametru.

W latach 1998-2001 stężenie fosforu całkowitego w warstwie nad dnem jeziora wahało się w granicach  $0,042\text{-}0,141 \text{ mg dm}^{-3}$  (Rys. 8). Ten zakres zmian był podobny do notowanego w roku poprzedzającym eksperyment ( $0,012\text{-}0,138 \text{ mg dm}^{-3}$ ). Również średnie stężenie w latach 1998-2001 było zaledwie o  $0,010 \text{ mg dm}^{-3}$  większe od średniej z 1970 roku.

Znaczne wahania wielu parametrów wody określających żyzność jeziora mogły być spowodowane, zarybieniami, a szczególnie wprowadzeniem do jeziora ryb spokojnego żeru – karpia i leszcza [3,6,15]. Ryby bentosożerne w okresach większej obsady mogły wydatnie wspomagać proces wewnętrzny wzbogacania w związki biogenne z osadów dennych. Nieracjonalne zarybienia mogły być wystarczające do wywołania zmian w strukturze zooplanktonu [1,12]. W konsekwencji w jeziorze dały się zaobserwować duże zmiany obfitości i struktury fitoplanktonu [6].

## WNIOSKI

1. Analiza tendencji zmian warunków fizycznych i chemicznych w jeziorze wykazała, że wyhamowanie tendencji do obniżania się przewodności elektrolitycznej i stężenia wapnia nastąpiło po 24 latach od zakończenia wapnowania i nawożenia.

2. Duże wahania stężeń azotu i fosforu całkowitego oraz zawartości materii organicznej ( $\text{ChZTMn}$ ) i przezroczystości wody, obserwowane po 1992 roku, mogły być spowodowane różnymi czynnikami antropogenicznymi (nieracjonalne gospodarowanie rybackie, obniżenie poziomu wody w jeziorze).

## PIŚMIENNICTWO

1. **Ejsmont-Karabin J.:** Abundance and structure of rotifer community in a humic Lake Smolak twenty years after the experimental mineral fertilization. Arch. Ryb. Pol., 6, 233-245, 1998.
2. **Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido E., Koziorowski B.:** Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. Arkady, Warszawa, 1976.
3. **Hillbricht-Ilkowska A., Dusoge K., Ejsmont-Karabin J., Jasser I., Kufel I., Ozimek T., Rybak J.I., Rzepecki M., Węgleńska T.:** Long-term effects of liming in a humic lake: ecosystem

- processes, biodiversity, food web functioning (Lake Flosek, Masurian Lakeland, Poland). *Pol. J. Ecol.* 46, 347-415, 1998.
4. **Hindar A., Rosseland B.O.:** Liming strategies for Norwegian lakes. In: *International lake and watershed liming practices* (Eds H. Olem, R. K. Schreiber, R. W. Brocksen, D. B. Porcella). The Terrene Institute, Washington, 161-172, 1991.
  5. **Howells G., Dalziel T.R.K.:** A decade of studies at Loch Fleet, Galloway (Scotland): A catchment liming project and restoration of a brown trout fishery. *Frehswat. Forum*, 5, 4-38, 1995.
  6. **Hutorowicz A.:** Zmiany i zmienność sezonowa wybranych parametrów fizycznych i chemicznych wody w jeziorze przykład analizy niesystematycznych danych. *Toruńskie Seminarium Ekologiczne Zmiany a zmienność 23-25 czerwca 2000, Toruń, streszczenia wystąpień*, 2000.
  7. **Hutorowicz A.:** Fitoplankton humusowego jeziora Smolak na tle zmian warunków fizykochemicznych wywołanych wapnowaniem i nawożeniem. *Idee Ekologiczne T. 14 Seria Zeszyty 7*, 2001.
  8. **Korycka A.:** Seasonal changes in water chemical composition in seven lakes. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 16, 1-29, 1969.
  9. **Patalas K.:** Charakterystyka składu chemicznego wody 48 jezior okolic Węgorzewa. *Roczn. Nauk. Rol., Ser. B.*, 77, 106-222, 1960.
  10. **Rand M. C., Greemberg A. E., Taras M. J. (red.):** Standard methods for examination of water and wastewater. *Am. Publ. Health Ass.*, Washington, 1975.
  11. **Sverdrup H., Warfvinge P.:** A reacidification model for acidified lakes neutralized with calcite. *Water Resour. Res.*, 21 (9), 1374-1380, 1985.
  12. **Węgleńska T.:** Abundance and structure of planktonic crustacean community of a humic Lake Smolak twenty years after the experiment mineral fertilization. *Arch. Ryb. Pol.*, 6, 219-232, 1998.
  13. **Warfvinge P., Sverdrup H.:** Soil liming as a measure to mitigate acid runoff. *Water Resour. Res.*, 24 (5), 701-712, 1988.
  14. **Zdanowski B., Bnińska M., Korycka A., Sosnowska J., Radziej J., Zachwieja J.:** The influence of mineral fertilization on primary productivity of lakes. *Ekol. Pol.*, 26, 153-192, 1978.
  15. **Zdanowski B., Hutorowicz A.:** Long-term effects of liming and fertilization in an acid dystrophic Lake Smolak. *Arch. Ryb. Pol.* 6, 159-185, 1998.

TRENDS IN SELECTED PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS OF WATER  
IN THE DYSTROPHIC LAKE SMOLAK (NE POLAND) FOR 27 YEARS AFTER  
STOPPING ITS LIMING AND MINERAL FERTILIZATION

*A. Hutorowicz, J. Hutorowicz*

The Stanisław Sakowicz Inland Fisheries Institut, Oczapowskiego 10 str., 10-719 Olsztyn, Poland  
e-mail: ahut@infish.com.pl

**S u m m a r y.** The dystrophic Lake Smolak (area 5.3 ha, max. depth 5.1 m) was limed and fertilized in 1971-1974. The subsequent monitoring of Secchi depth, water pH, conductivity, calcium, total nitrogen and phosphorus levels, and CODMn has shown that conductivity and calcium concentrations has gradually stabilized, but at a higher level than before liming and fertilization. This confirms the predictions found in literature. In 1998-2001 marked changes in water pH, CODMn, Secchi depth and total nitrogen were observed.

**K e y w o r d s:** dystrophic lake, physico-chemical condition, liming and fertilization, long-term trend of changes