

Zdzisław Kajak

Zakład Hydrobiologii
Instytut Ekologii PAN
Dziekanów Leśny k. Warszawy
05-150 Łomianki

Skuteczność różnych metod rekultywacji jezior w celu poprawy czystości ich wód

Effectiveness of various methods of recultivation of lakes for purity of their waters

1. Wstęp

Pojęcie rekultywacji jezior może obejmować rzeczy bardzo różne jak: poprawę czystości wód, usuwanie substancji toksycznych, usuwanie makrofitów, pogłębianie itd. Ograniczę się tu do omówienia tylko pierwszego z tych zagadnień — poprawy czystości wód — usuwania uciążliwych konsekwencji nadmiernej eutrofizacji, poli- czy hypertrofizacji zbiorników wodnych, przejawiającej się m.in. nasileniem zakwitów fitoplanktonu, a w przypadku saprotrofii — także przyduchami, nieprzyjemnymi zapachami, a nawet konsekwencjami sanitarnymi.

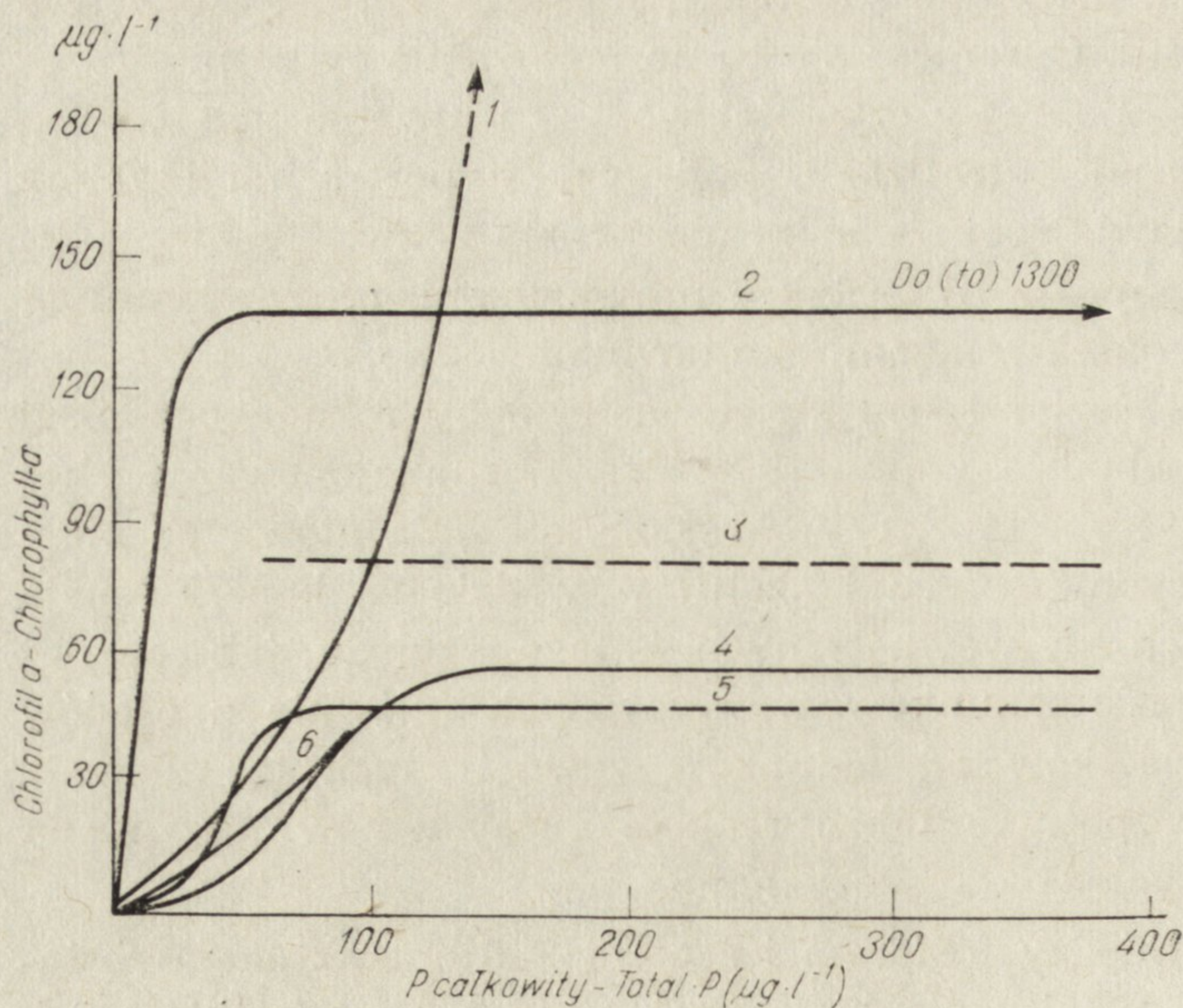
Przez rekultywację jezior sensu stricto należałoby rozumieć zabiegi w samym jeziorze. Jednakże z punktu widzenia funkcjonowania ekosystemu jeziornego jest obojętne, czy określone stężenia głównych pierwiastków eutrofizujących (fosforu i azotu) w wodzie są konsekwencją ładunków zewnętrznych czy wewnętrznych. Z tego względu, jak również ze względu na zależność ładunków wewnętrznych (głównie z osadów dennych) tych pierwiastków od ładunków zewnętrznych (ze zlewni), wydaje się słuszne rozpatrzyć także reakcje ekosystemów na zmiany ładunków dopływających spoza ekosystemu.

Oprócz zależności między fosforem i azotem a fitoplanktonem zostaną również omówione powiązania biotyczne w ekosystemach, które jak się wydaje, mogą w istotnym stopniu modyfikować zależność ilościową fitoplanktonu od tych pierwiastków.

Niecelowe byłoby dokonywać tu przegląd wszelkich metod rekultywacji, gdyż było to już wielokrotnie zrobione (Hine i Dyer 1974, Kajak 1979, Björk 1980). Ograniczę się więc do omówienia niektórych, ciekawszych moim zdaniem aspektów tej sprawy i ich powiązań z funkcjonowaniem ekosystemu, oraz przeprowadzenia niektórych prostych przeliczeń porównawczych.

2. Reakcje jezior na zmniejszenie ładunku

Powszechność pozytywnej korelacji biomasy glonów i stężenia fosforu, a także stężenia fosforu w wodzie zbiorników i jego ładunku ze zlewni (Straškraba 1978, Kajak 1979, Hillbricht-Ilkowska 1980) narzucają wniosek, że zmniejszenie ładunku ze zlewni zmniejszy odpowiednio w zbiorniku zarówno stężenie fosforu jak i koncentrację fitoplanktonu. Schindler (1978) i Vollenweider (1979) stwierdzają generalną zgodność ładunku zewnętrznego fosforu i azotu i występowania glonów „z wyjątkiem odchyłeń statystycznych”. Trzeba tu jednak zrobić kilka zastrzeżeń: (1) Rozrzut i odchylenia poszczególnych danych (dla konkretnych zbiorników) są ogromne. Można by zaryzykować stwierdzenie, że odchylenia od prawidłowości są tak duże i tak częste, iż w celach praktycznych — poprawy jakości wody, jak również teoretycznych — rozumienia funkcjonowania ekosystemów, należy się z nimi liczyć nie mniej niż z „grubą” ogólną prawidłowością. (2) Biomasa fitoplanktonu zależy od stężenia fosforu tylko do pewnej jego wartości (rys. 1). Wynika z tego, że zmniejszenie stężenia fosforu



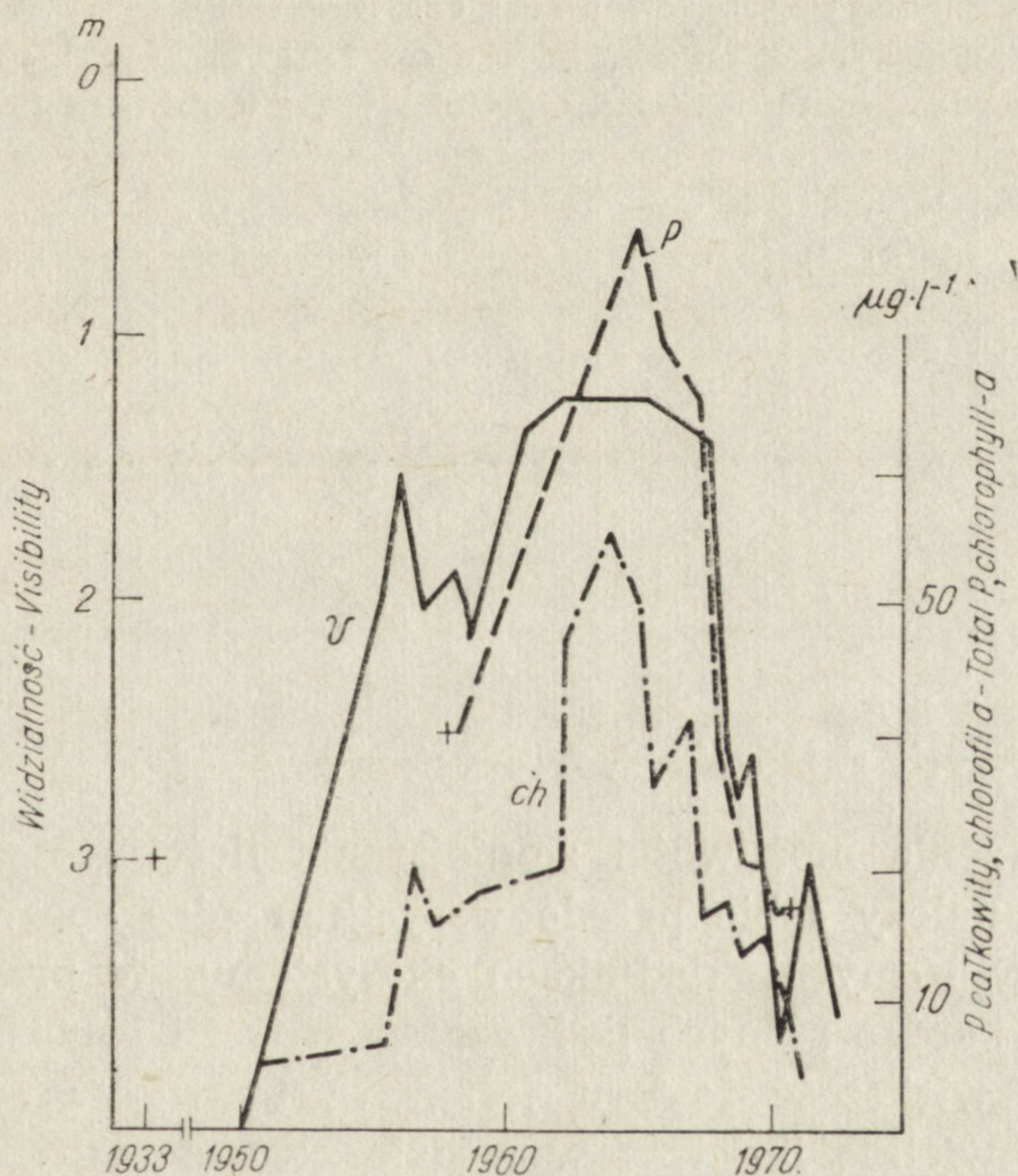
Rys. 1. Zależność biomasy fitoplanktonu (wyrażonej chlorofilem) od stężenia P wg danych różnych autorów (wg Straškraby 1978)

1 — bardzo płytkie jeziora stanu Iowa, VII—VIII, 2 — płytkie rzeki i jeziora angielskie, 3 — stawy CSRS, IV—IX, 4 — jeziora Florydy, I—XII, 5 — jeziora strefy umiarkowanej, IV—IX, 6 — jez. Washington, IV—IX

Dependence between phytoplankton biomass (expressed as chlorophyll) and phosphorus, after several authors (after Straškraba 1978)

1 — very shallow Iowa lakes, July—Aug., 2 — shallow English rivers and lakes, 3 — Tschechoslovak ponds, Apr.—Sept., 4 — Florida lakes, Jan.—Dec., 5 — lakes of temperate zone, Apr.—Sept., 6 — Lake Washington, Apr.—Sept.

w pewnym zakresie, powyżej tej wartości, nie będzie miało wpływu na biomasę fitoplanktonu. Rzeczywiście, w wielu wypadkach zaprzestanie zrzutu ścieków lub jego zasadnicze zmniejszenie (np. przez oczyszczanie trzeciego stopnia) powoduje odpowiednie zmniejszenie biomasy glonów (rys. 2, tab. I), jednakże w wielu innych poprawa czystości wody nie następuje (Forsberg i in. 1978, przegląd piśmiennictwa — Kajak 1979) lub jest bardzo powolna (Larsen i in. 1975).



Rys. 2 Zmiany stężeń fosforu (**P**) i chlorofilu (**ch**) oraz widzialności (**V**) w jeziorze Washington w okresie dopływu ścieków (wartości wzrastające) i po jego przerwaniu. Zaprzestanie zrzutu ścieków miało miejsce w latach 1963—1969. Stężenie fosforu i chlorofilu zmniejszało się mniej więcej równolegle; stężenie azotu zmniejszało się minimalnie i nie miało istotnego wpływu na zmiany stężenia chlorofilu (Edmondson wg Kajak 1979)

Changes of phosphorus (*P*) and chlorophyll (*ch*) concentrations and visibility (*V*) in Lake Washington during the period of sewage inflow (up to 1963 — increasing values) and its gradual decrease (1963—1969). Diminishing of phosphorus and chlorophyll concentrations were parallel, while concentration of nitrogen decreased very little and had no influence on chlorophyll (Edmondson after Kajak 1979)

Niekiedy brak reakcji ekosystemu na zmniejszenie ładunku zewnętrznego może wynikać z faktu, że zmniejszenie to jest niedostateczne, nadal przekracza poziom dopuszczalny wg kryteriów Vollenweidera (Hamm 1978). Często wystarczająco duży jest ładunek wewnętrzny, zwykle głównie z osadów dennych (przegląd literatury — Kajak 1979, Hill-

bricht-Ilkowska 1980), niekiedy efekty redukcji zrzutów punktowych są zmniejszane przez znaczne ładunki fosforu i azotu od kapiących się (Pechlaner i Schulz 1973).

Tabela I

Poprawa stanu czystości wody w zatoce Gravenhurst jez. Muskoka w wyniku zmniejszenia (począwszy od 1972 r.) ładunku fosforu o 60%. Przed uruchomieniem oczyszczalni 3. stopnia ładunek wynosił $2,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{r}^{-1}$, a więc przewyższał kilkunastokrotnie poziom niebezpieczny (Dillon, Nicholls i Robinson 1978)

Improvement of water purity in Gravenhurst Bay, Lake Muskoka due to decrease (since 1972) of phosphorus load by 60%. Before purification of sewage, the load was $2.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$, so it was about 15 times higher than the "dangerous" one (Dillon, Nicholls and Robinson 1978)

Lata Years	Widzialność Visibility (m)	P całkowity Total P ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)	N min. ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)	N org. ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)	Chlorofil Chlorophyll ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)	Zużycie O_2 w hypolimnionie O_2 consumption in hypolimnion ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	N/P
1969—1971	1,9—3,1	39—52	65—88	384—527	5,1—13,8	0,47—0,53	11,1—14,7
1972—1975	2,7—3,9	20—35	144—257	320—399	5,0—8,1	0,25—0,43	17,8—35,2

3. Zawartość fosforu w różnych składnikach ekosystemu

Przechodząc do rozpatrzenia możliwości zmniejszania ilości fosforu krążącego w ekosystemie, należy sobie przede wszystkim zdać sprawę z ilości tego pierwiastka w różnych składnikach ekosystemu. W przykładowo dobranych trzech bardzo różnych pod względem trofii i morfometrii jeziorach ogromna większość fosforu jest zawarta w osadach dennych, a stosunkowo niewielkie ilości — w wodzie z sestonem, makrofitach, rybach (tab. II). Nie jest ciągle jasne, jaka warstwa osadów dennych bierze udział w wymianie fosforu z wodą przydenną; przyjęto warstwę 10 cm. Zawartość fosforu w osadach tak znacznie jednak przewyższa jego zawartość w innych składnikach, że nawet jeśli przyjąć warstwę 3 cm, a nie 10 cm, nadal zawartość w niej fosforu będzie wynosić bardzo dużo — ok. 90% ogólnej zawartości w zbiorniku. Oczywiście ważna jest nie tylko zawartość, ale i możliwość oraz tempo uwalniania fosforu do wody z osadów dennych; będzie to omówione w dalszej części artykułu.

W sytuacjach skrajnego przeżyźnienia oraz w jeziorach głębokich zawartość fosforu w hypolimnionie (pochodzącego głównie z osadów dennych) może jednak również stanowić istotną część całkowitej zawartości w ekosystemie.

Na przykład w jeziorze o średniej grubości warstwy hypolimnionu 8 m z bardzo wysokim stężeniem fosforu — $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, zawartość fosforu w hypolimnionie pod 1 m^2 wynosi $8 \text{ m} \times 10^3 \text{ l} \cdot \text{m}^{-3} \times 1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} = 8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; w 10-centymetrowej warstwie osadu o ciężarze właściwym $1,1 \text{ kg} \cdot \text{l}^{-1}$, zawartości suchej masy 5%

i fosforu w suchej masie 0,4‰, znajduje się $100 \text{ l} \times 1,1 \text{ kg} \cdot \text{l}^{-1} \times 0,05 \times 0,004 = 0,022 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} = 22 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ fosforu. W tym wypadku zawartość fosforu w wodzie hypolimnionu stanowi więc ilość pokaźną — ok. 1/3 zawartości w 10-centymetrowej warstwie osadu, a mniej więcej tyle, co w warstwie 3-centymetrowej.

Tabela II

Udział (%) fosforu w poszczególnych składnikach ekosystemu trzech jezior. Z osadów dennych wzięto pod uwagę 10-centymetrową warstwę powierzchniową, z makrofitów — części nadziemne (wg Kajaka 1978b)

Share (%) of phosphorus in particular components of the ecosystem of three lakes. In bottom deposits 10 cm surface layer, and in macrophytes — aboveground parts have been taken into account (after Kajak 1978b)

Składniki Components	Jezioro* Lake		
	Mikołajskie	Warniak	Trummen
Osady denne Bottom deposits	89,6	93,0	95,2
Woda z sestonem Water with seston	7,6	0,3	0,5
Makrofity Macrophytes	1,3	6,4	3,3
Ryby Fish	1,5	0,3	1,0

* Jez. Mikołajskie — eutroficzne, 460 ha, głęb. maks. 27,8 m, głęb. śr. 11,0 m, litoral stanowi 19% całkowitej powierzchni jeziora. Jez. Warniak — eutroficzne, stawowe, 38 ha, głęb. maks. 3,7 m, głęb. śr. 1,2 m, pokryte roślinnością zanurzoną na całej powierzchni. Jez. Trummen — hypertroficzne (stan przed rekultywacją) 100 ha, głęb. maks. 2,2 m, głęb. śr. 1,1 m, silny rozwój roślinności.

Lake Mikołajskie — eutrophic, 460 ha, max. depth 27.8 m, av. depth 11.0 m, littoral makes up 19% of total lake area. L. Warniak — eutrophic natural pond 38 ha, max. depth 3.7 m, av. depth 1.2 m, completely overgrown by submerged macrophytes. L. Trummen — hypertropic (status before recultivation), 100 ha, max. depth 2.2 m, av. depth 1.1 m, great area overgrown by macrophytes

Usuwanie wody hypolimnionu stanowiłoby więc poważne zubożenie całego ekosystemu w fosfor. Jest to jednak wypadek skrajny, przy tym oczywiście im płytsze jezioro i cieńsza warstwa hypolimnionu, tym mniejsza w nim część fosforu w stosunku do jego zawartości w całym ekosystemie, zwłaszcza w osadach dennych.

Trzeba też wziąć pod uwagę, że w jeziorach, w których nagromadzenie fosforu w osadach dennych (w sensie zarówno stężenia jak i grubości warstwy osadów) jest bardzo duże, stosunek ilości fosforu w wodzie hypolimnionu do ilości w osadach będzie odpowiednio mniejszy. Trzeba również uwzględnić, że w miarę usuwania fosforu z jeziora (w przypadku jezior głębokich), jego stężenia w hypolimnionie i osadach dennych będą maleć, ale w efekcie ilość usuwana będzie się również zmniejszać, a więc proces obniżania trofii ulegnie spowolnieniu. Zjawisko będzie miało taki przebieg do momentu zaniku deficytów (tlenowych w hypo-

limnionie, co zasadniczo zahamuje wydzielanie fosforu z osadów dennych do wody i spowoduje gwałtowne obniżenie stanu trofii. W jeziorach polimiktycznych proces obniżania trofii powinien zachodzić stopniowo, bez gwałtownych skoków, z malejącą intensywnością.

4. Sedymentacja a trofia

Jednym z istotnych mechanizmów zmniejszających efekty dużych ładunków substancji biofilnych dopływających do wód, powodujących, że zostaje ich w obiegu znacznie mniej niż dopłynęło do zbiornika, jest proces sedymentacji.

Niekiedy sedymentacja fosforu w stosunku do jego ładunku zewnętrznego może osiągać wartości bardzo wysokie — 60—90%, a nawet więcej (Larsen i Mercier 1976, Fiala i Vojta 1977, Jones i Bachmann 1978, Kloet 1978, KostECKI 1978, Ahlgren wg Baricy i Mura 1980, przegląd piśmiennictwa — także Kajak 1979). Zależy ona oczywiście od wielu czynników, takich jak wielkość ładunku, czas retencji wody, głębokość zbiornika i innych (Benndorf 1979, Uhlmann i Benndorf 1980). Zależności te są wykorzystywane w praktyce przez budowę „wstępnych zbiorników zaporowych” w celu zmniejszenia stężeń fosforu w zbiornikach głównych.

Procesy sedymentacji są nasilane przez substancje sorbujące fosforany (Jones i Bachmann 1978, Dobolyi wg Baricy i Mura 1980, Gunatilaka 1980). Zasadnicze znaczenie ma również charakter metalimnionu; metalimnion o ostrym gradiencie termicznym zmniejsza sedymentację do hypolimnionu, zwiększa zasób substancji biofilnych w epilimnionie (Gliwicz wg Baricy i Mura 1980). Tłumaczy to w pewnym stopniu różnice biomasy fitoplanktonu w danym zbiorniku w różnych latach lub w różnych zbiornikach o podobnym ładunku zewnętrznym substancji biofilnych.

Substancje sorbujące fosforany (takie same jak przy trzecim stopniu oczyszczania ścieków, np. $AlSO_4$ lub $Ca(OH)_2$) bywają również celowo stosowane do sedymentacji fosforu w zbiornikach wodnych (Cooke i Kennedy 1978, Cervenka wg Baricy i Mura 1980). Prawdopodobnie efektywność ich jest większa w jeziorach głębokich; w zbiornikach płytkich dopływ substancji z dna w obrębie epilimnionu może likwidować skutki sedymentacji (Cooke i Kennedy 1978, Fee 1979). W jeziorze West Twin zastosowanie siarczanu glinu spowodowało spadek stężenia fosforu o ponad 60%, ale już w następnym roku różnica uległa zmniejszeniu do 40%. Poza tym jest to zabieg kosztowny i kłopotliwy — w West Twin, mającym powierzchnię 30 ha trzeba było zastosować 100 t alunu. To samo dotyczy dodawania do zbiorników zawiesin mineralnych (glin, pyłów itp.) celem sedymentacji zarówno sestonu jak i rozpuszczonych związków fosforu i innych.

Z sedymentacją wiąże się również wytruwanie (a zarazem osadzanie) zakwitów glonów substancjami toksycznymi oraz próby walki biologicz-

nej z zakwitami (przegląd piśmiennictwa — K a j a k 1979). Niejasna jest trwałość efektów tych zabiegów, na pewno niepożądane jest działanie toksyczne nie tylko na glony, ale i inne składniki biocenozy (K a j a k 1979).

Teoretycznie znacznej sedymentacji sestonu można oczekiwać w postaci fekaliiów filtratorów zooplanktonowych, bentosowych (*Dreissena polymorpha*, *Chironomidae* i inne), a także ryb odżywiających się sestonem, zwłaszcza przy ich dużych zagęszczeniach (K a j a k 1978a, 1979). Nie mamy jednak jasnego rozeznania co do dalszego losu tych fekaliiów (w tym różnic losu fekaliiów poszczególnych grup konsumentów, znaczenia składu pokarmu itp.). W obrębie epilimnionu, gdzie wydzielanie fosforu z osadów dennych do wody wydaje się odbywać głównie na drodze rozkładu biologicznego, będą one prawdopodobnie stymulować proces wydzielania. W obrębie odtlenionego hypolimnionu, gdzie dominuje uwalnianie chemiczne, obniżanie trofii jeziora przez sedymentację fekaliiów może być bardziej efektywne.

5. Usuwanie substancji biofilnych poza ekosystem lub z obiegu w jeziorze

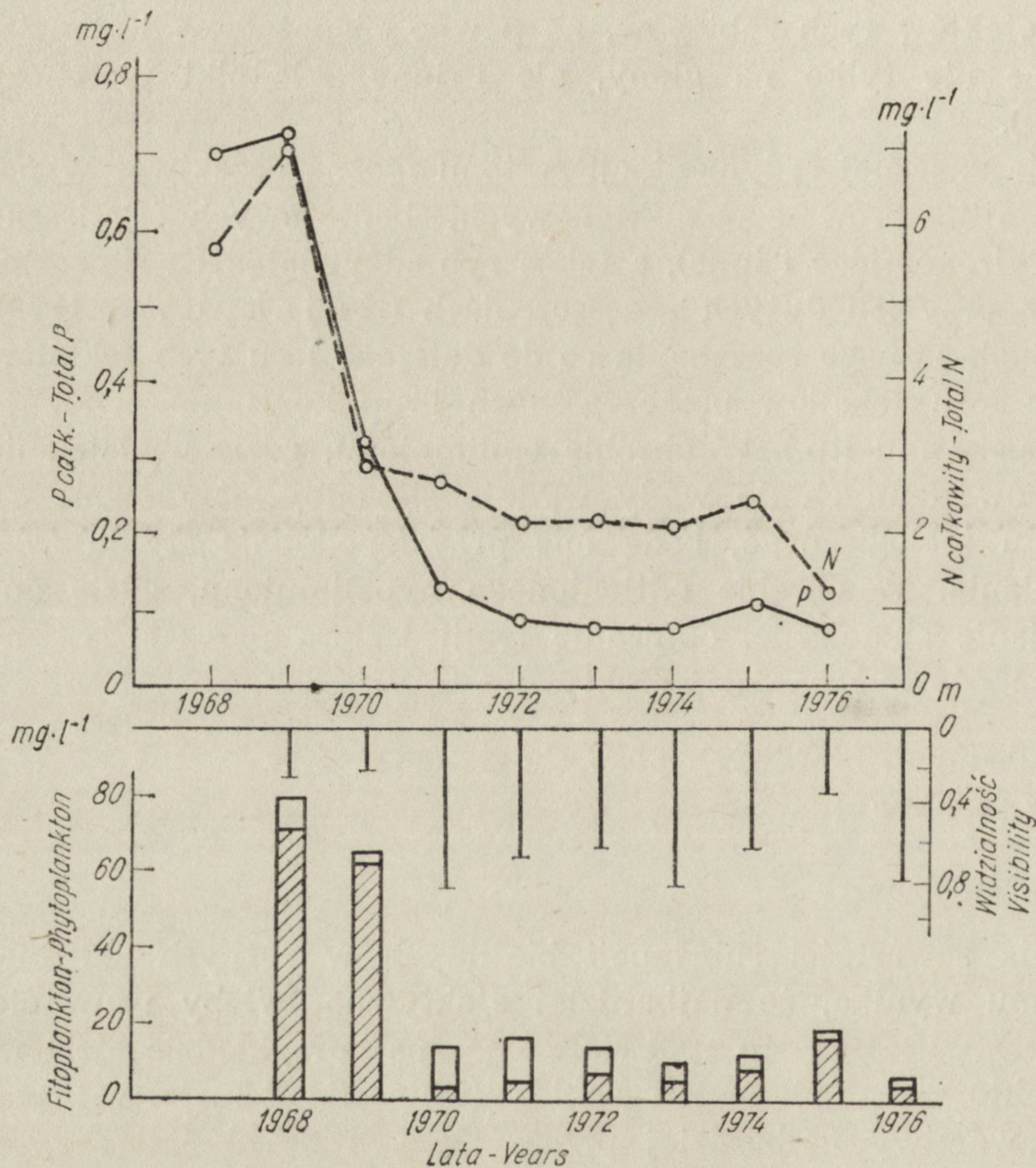
5.1. Usuwanie osadów dennych

Z omówienia zawartości substancji biofilnych w różnych składnikach ekosystemu wynika, że najbardziej efektywne byłoby usuwanie osadów dennych. Zostało to potwierdzone na przykładzie jeziora Trummen, w którym dopiero ten zabieg (usunięcie 1-metrowej powierzchniowej warstwy najbardziej przeżyźnionych osadów) doprowadził do poprawy czystości jeziora (rys. 3), podczas gdy samo przerwanie dopływu ścieków nie dało efektów. Zabieg ten jest kosztowny i skomplikowany organizacyjnie, toteż należy sądzić, że będzie stosowany jedynie w skrajnych sytuacjach, gdy wszelkie inne sposoby nie rokują nadziei.

5.2. Usuwanie wód hypolimnionu

Znacznie prostsze jest usuwanie wód hypolimnionu, kumulujących fosfor wydzielany z osadów dennych w okresach stagnacji. Metodę tę można stosować jedynie w jeziorach odpływowych, przy czym wielkość odpływu musi być na tyle duża, aby umożliwiała usunięcie z ekosystemu ilości fosforu dostatecznie zmniejszającej jego zawartość i stężenie w wodzie zbiornika z uwzględnieniem dopływów fosforu z zewnątrz, o ile nie zostały one przerwane lub zasadniczo zmniejszone. Usuwanie wód epilimnionu jest tyle razy mniej efektywne, ile razy mniejsze jest w nich niż w hypolimnionie stężenie fosforu.

Intensywne wydzielanie fosforanów z osadów dennych jest jednym z podstawowych czynników opóźniających obniżenie trofii jeziora po



Rys. 3. Znaczne obniżenie trofii i poprawa stanu czystości wody jez. Trummen w efekcie usunięcia 1-metrowej powierzchniowej warstwy przeżyźnionych osadów dennych w latach 1969—1970 (wg Björka 1980)

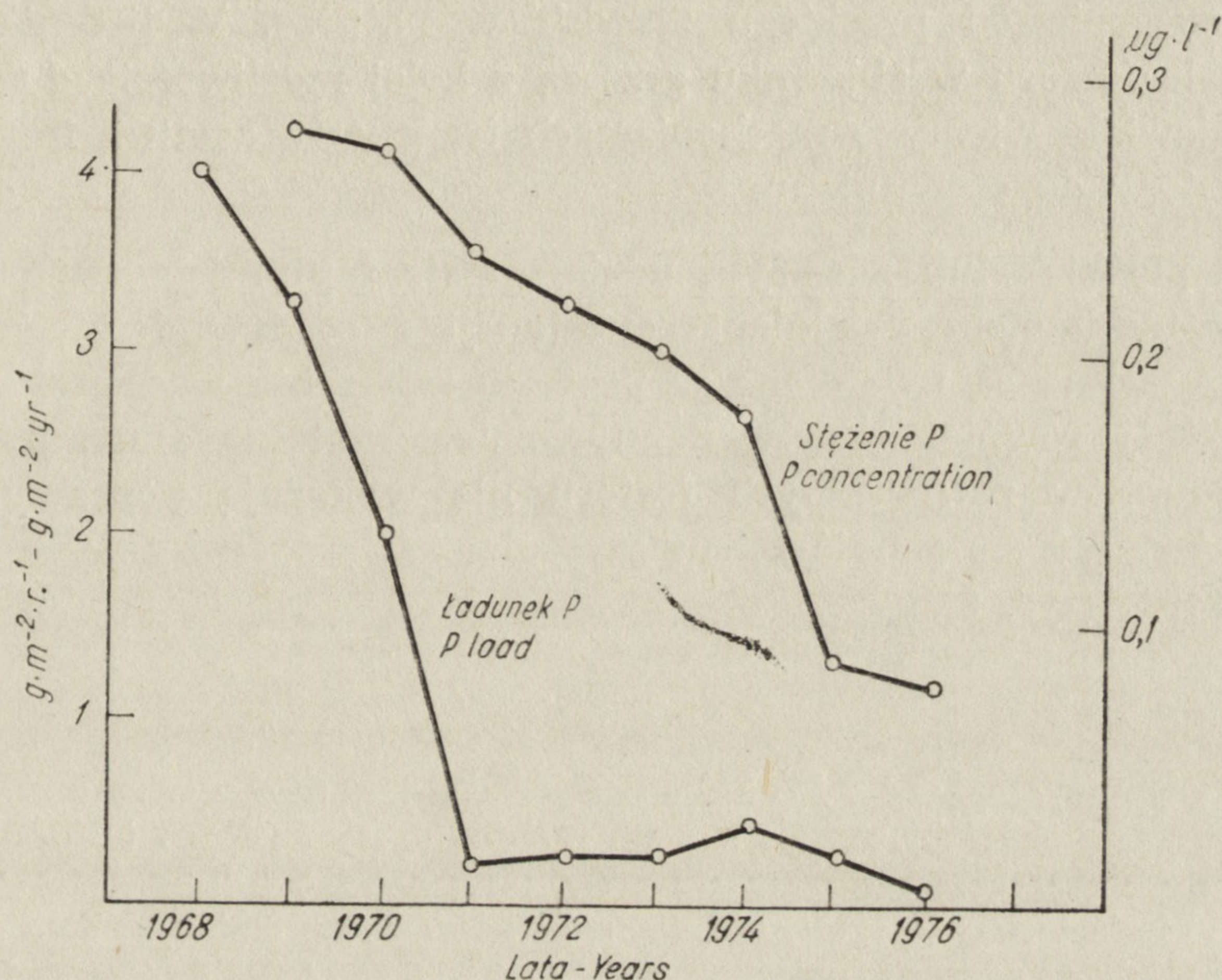
Zakreskowana część słupków — sinice

Great decrease of trophic state and improvement of Lake Trummen water purity due to removal of 1 m surface layer of bottom deposits, during 1969/1970 (after Björk 1980)

Striped area of columns — blue-greens

przerwaniu dopływu ścieków (rys. 4, tab. III, IV). (Także Larsen i in. 1975 stwierdzili powolną reakcję jeziora Shagawa na przerwanie dopływu ścieków). Oczywiście uwalnianie z osadów dennych zależne od deficytów tlenowych w hypolimnionie jest, przy umiarkowanej eutrofii, związane z ładunkiem zewnętrznym fosforu. Znaczne ładunki zewnętrzne fosforu powodują zakwity fitoplanktonu, których sedimentacja pociąga za sobą deficyty O_2 w hypolimnionie.

Ilości PO_4-P uwalnianego z osadów dennych bywają bardzo duże — w warunkach beztlenowych do kilkudziesięciu, a nawet kilkuset $mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$. Jeśli przyjąć $100 mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ (co może mieć miejsce przy bardzo intensywnym uwalnianiu



Rys. 4. Opóźnienie spadku stężenia P całk. w wodzie (wartości średnie za VI—IX) w stosunku do ładunku P całk. ze zlewni; Jez. Norrviken (wg G. Ahlgrena 1978, J. Ahlgrena 1978) Delay in the decrease of total P concentration in water (average values for June—Sept.) in relation to the external load of total P; Lake Norrviken (after G. Ahlgren 1978, I. Ahlgren 1978)

fosforu), to otrzymamy $10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ w ciągu 100 dni nasilonej stagnacji. Jest to ładunek znacznie (ok. 100-krotnie) przewyższający obciążenie niebezpieczne zbiorników wg kryteriów Vollenweidera i bliski najwyższym spotykanym obciążeniom zewnętrznym (Kajak 1979).

Przy okresowych deficytach tlenowych (stężeniach tlenu przy dnie $< 1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) (Stevens i Gibson 1976), związki fosforu przesuwają się z głębszych warstw osadów dennych ku ich powierzchni. Efektem tego są duże stężenia fosforu w warstwach powierzchniowych osadów (Prentki 1979). Sprzyja to wydzielaniu fosforu do wody, zwiększając szanse rekultywacji zarówno metodą usuwania wód przydennych jak i powierzchniowych warstw osadów dennych. Prognozując poprawę stanu czystości jeziora trzeba jednak wziąć pod uwagę, że w miarę zmniejszania zawartości fosforu w osadach dennych intensywność jego uwalniania do wody będzie maleć, tempo poprawy czystości jeziora będzie się również zmniejszać.

Mimo znacznej ostatnio liczby prac na temat wydzielania fosforu z osadów dennych do wody (Gächter 1976, Ryding i Forsberg 1976, Osborne i Philips 1978, przegląd danych — Kajak 1979) ciągle jeszcze nie ma dostatecznego rozeznania tej sprawy. Rozrzut danych jest bardzo duży. Wyniki badań laboratoryjnych prawdopodob-

nie odbiegają znacznie od przebiegu zjawisk w naturze. Wyliczenia oparte na bilansie fosforu w zbiorniku grzeszą z kolei możliwością dużych błędów. Niewiele wiemy o mechanizmach transportu azotu i fosforu z hypolimnionu do epilimnionu.

W jeziorach płytkich lub z dużym udziałem stref płytkich zasadniczy jest inny mechanizm uwalniania substancji z osadów dennych do wody. Substancje te są uwalniane w procesie mieszania wód przydennych, a niekiedy również osadów dennych. Jeziora takie długo po zmniejszeniu ładunków zewnętrznych fosforu nie wykazują poprawy czystości, duża jest też zmienność stanu czystości ich wód zależnie od wiatrów i falowania (rys. 5).

Tabela III

Zmiany w budżecie fosforu ($\text{gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{r.}^{-1}$) jez. Södra Bergundasjön przy spadku ładunku zewnętrznego (uruchomienie oczyszczalni 3. stopnia w latach 1973—1974) (wg Rydinga i Forsberga 1976)

Changes in phosphorus budget ($\text{gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$) of Lake Södra Bergundasjön during the decreasing of external load (3. degree purification plant set going in 1973—1974) (after Ryding and Forsberg 1976)

Przy bardzo dużym ładunku ze zlewni (1973 r.) większość ładunku zostaje w osadach dennych, zaś część zwiększa trofię wód jeziora. Zmniejszenie ładunku (lata 1974—1976) powoduje ubytek fosforu w osadach dennych, a niekiedy także w wodzie jeziora (1975 r.) i przewagę wynoszenia nad dopływem fosforu do jeziora

At big load from watershed (1973) most of the load remained in bottom deposits, and the rest increased the lake water trophic status. Decreased load (1974—1976) resulted in the phosphorus decrease in bottom deposits and sometimes (1975) also in lake water and in greater outflow than inflow of phosphorus to the lake

	Lata Years			
	1973	1974	1975	1976
Dopływ Inflow	8,81	2,11	0,41	0,24
Odływ Outflow	4,22	3,75	2,91	1,49
Różnica: dopływ—odływ Difference: inflow—outflow	4,59	—1,64	—2,50	—1,25
Przyrost w wodzie Increase in water	1,05	0,05	—1,52	0,32
Przyrost w osadach dennych Increase in bottom deposits	3,54	—1,69	—0,98	—1,57

Sprawy te docenił już P a t a l a s (1960), a ostatnio wznowił F e e (1979), uwzględniając udział dna w obrębie epilimnionu w ocenie żywności jezior. Nie jest jasne, czy fosfor uwalniany do wody pochodzi głównie z wód interstycjalnych, czy też z cząstek zawiesiny. W wyniku

tych procesów jeziora polimiktyczne często wykazują wzrost stężenia fosforu całkowitego latem w stosunku do wiosny, podczas gdy jeziora dimiktyczne — spadek.

Tabela IV

Liczba lat niezbędna do zmniejszenia zawartości fosforu w osadach dennych jez. Södra Bergundasjön do stanu sprzed okresu intensywnego zanieczyszczenia

Uwzględniono różną grubość warstwy osadów (5—25 cm) i różną intensywność uwalniania fosforu ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{r.}^{-1}$). *a* — 2,15 (z budżetu jeziora), *b* — 3,0—7,3 (z eksperymentu laboratoryjnego w warunkach aerobowych), *c* — 14,4 (w warunkach anaerobowych) (wg Björka 1980)

Number of years necessary for decreasing phosphorus contents in bottom deposits of Lake Södra Bergundasjön to the status before intensive pollution

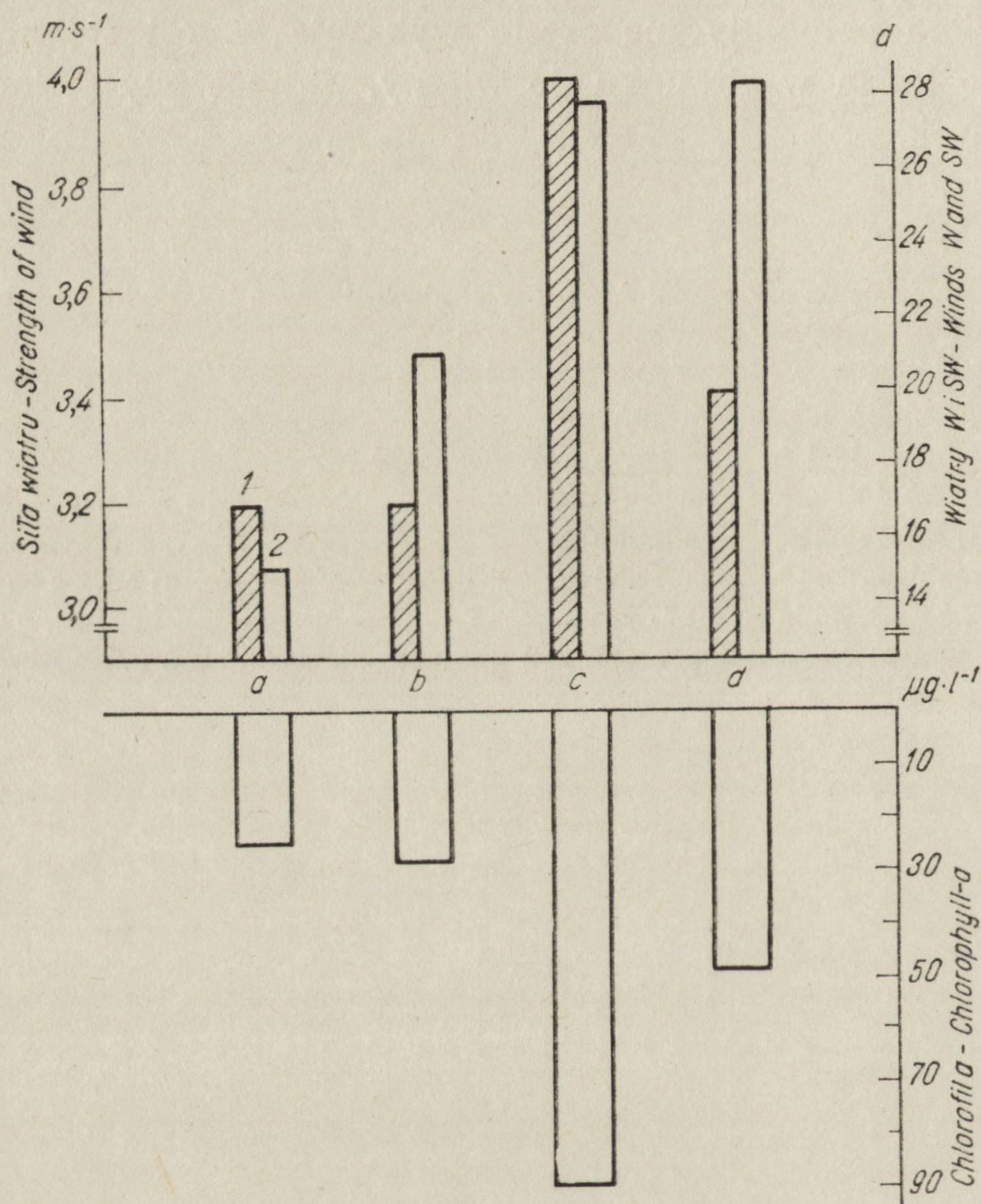
Various thickness of bottom deposite (5—25 cm) and various intensity of phosphorus release have been taken into account (the release in $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$). *a* — 2.15 (from the budget in lake), *b* — 3.0—7.3 (lab. experiment in aerobic conditions), *c* — 14.4 (in anaerobic conditions) (after Björk 1980)

Warstwa osadu Layer of sediments (cm)	Liczba lat przy różnej intensywności uwalniania P Number of years at various intensity of P-release		
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
0—5	7	5—2	1
0—10	13	10—4	2
0—15	17	12—5	2,5
0—20	20	14—6	3
0—25	25	18—7	4

5.3. Napowietrzanie hypolimnionu i natlenianie osadów dennych

Dobrze natlenione osady denne wydzielają mniej fosforu niż osady odtlenione (przegląd piśmiennictwa — K a j a k 1979), mimo że w pierwszych obfitsza jest fauna denna, która silnie stymuluje procesy wydzielania substancji. W świetle tego w celu zmniejszenia zasobów fosforu w wodzie zbiorników korzystne jest natlenianie osadów dennych metodą napowietrzania hypolimnionu bez burzenia stratyfikacji, bądź też zastosowaną ostatnio metodą wprowadzania azotanów do osadów dennych (rys. 6) (R i p l 1976, Leonardson wg B a r i c y i M u r a 1980, B j ö r k 1980). Obie metody wydają się skuteczne, aczkolwiek informacji w tym zakresie ciągle jeszcze mamy dość mało, zwłaszcza o metodzie azotanowej.

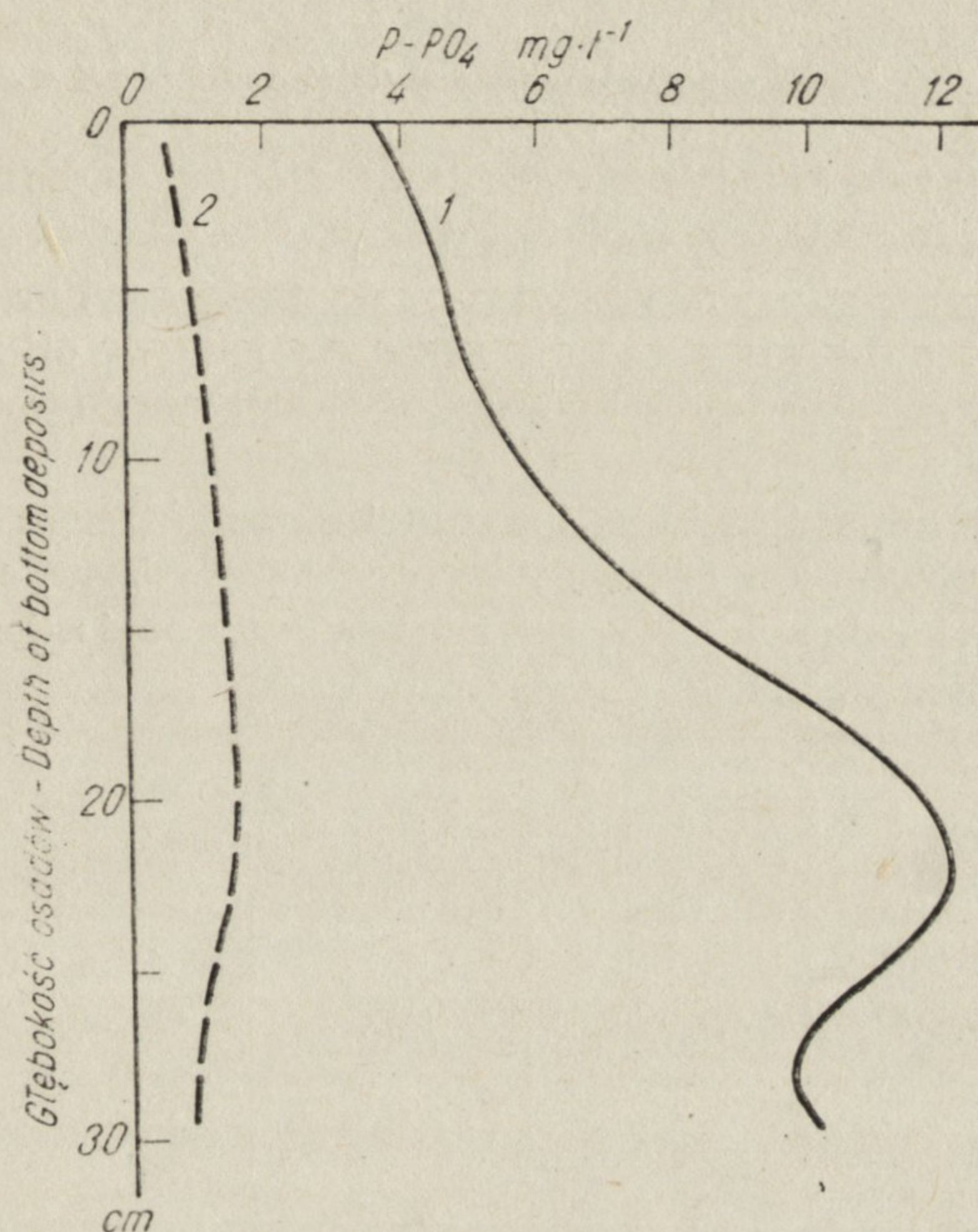
Napowietrzanie z jednoczesnym burzeniem stratyfikacji wywołuje bardzo różne, nie zawsze wyłącznie pozytywne efekty (H y n e s 1975, L o s s o w i M i e n t k i 1976; przegląd piśmiennictwa — B j ö r k 1980). Wywołuje ono wzrost trofii przez ładunek substancji biofilnych



Rys. 5. Zależność stężenia chlorofilu w wodzie od wiatru
 Dane średnie za VII—IX. Jez. Uttran, 278 ha, głęb. maks. 5,4 m; ładunek P całk. po przerwaniu dopływu ścieków — $0,09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{r}^{-1}$, a—d — różne lata, 1 — siła wiatru, 2 — wiatry W i SW (wg Rydinga i Forsberga 1976)
 Dependence of the chlorophyll concentration in water on the wind
 Average values for July—Sept. Lake Uttran, 278 ha, max. depth 5.4 m. Load of total P, after complete stopping of sewage inflow was $0.09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$, a—d — various years, 1 — strength of wind, 2 — winds W and SW (after Ryding and Forsberg 1976)

z hypolimnionu, wzrost mineralizacji przez podwyższenie temperatury, zmiany stosunków biocenotycznych przez pogłębienie warstwy bytowania organizmów, zmiany ruchów wody, warunków świetlnych itd. Shapiro (wg Baricy i Mura 1980) sądzi, że zwiększenie grubości warstwy epilimnionu zmniejsza presję ryb na zooplankton (przez zmniejszenie kontaktów wzajemnych dzięki rozproszeniu w większej masie wody); w wyniku liczebność *Daphnia* wzrastała niekiedy dziesięciokrotnie.

Obniżenie pH na skutek napowietrzania przez dopływ CO_2 z hypolimnionu (a także ewentualnie z atmosfery) jest niekorzystne dla sinic



Rys. 6. Stężenie $\text{PO}_4\text{-P}$ w wodzie interstycjalnej w jeziorze Lillesjön przed (1) i po (2) traktowaniu azotanami osadów dennych; spadek stężenia w wyniku dodania azotanów do osadów

Stężenie średnie: 1 — $8,07 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$, 2 — $1,16 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ (wg Björka 1980)

$\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in the interstitial water of Lake Lillesjön before (1) and after (2) treatment of bottom deposits with NO_3 , which resulted in the decrease of $\text{PO}_4\text{-P}$

Average concentrations: 1 — $8.07 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$, 2 — $1.16 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ (after Björk 1980)

(które potrafią efektywniej niż zielenice wykorzystywać CO_2 przy wysokim pH), może powodować spadek ich biomasy i przejęcie dominacji przez zielenice (Shapiro wg Baricy i Mura 1980). Nierzadko zabieg napowietrzania jest kombinowany z dodawaniem substancji wytrącających fosforany i niektóre inne związki (siarczan glinu, bentonit) (przegląd piśmiennictwa 4 Björk 1980).

5.4. Eksploatacja roślinności wyższej i ryb

Z rozmieszczenia fosforu w różnych składnikach ekosystemu (tab. II) wynika, że usuwanie go z makrofitami i rybami nie może być tak efektywne jak z osadami dennymi lub przeżyźnionymi wodami hypolimnionu. W stosunku do ładunku fosforu dopływającego ze zlewni ilości fosforu usuwane z makrofitami i rybami są także stosunkowo niewielkie

Tabela V

Usuwanie P całkowitego rocznie z obiegu w Jez. Mikołajskim. Ładunek P całk. —3,600 kg · r.⁻¹ (=0,78 g · m⁻² · r.⁻¹), w tym 94,4% ze ścieków (wg Kajaka 1978b)

Removal total P annually from the circulation in Lake Mikołajskie. Annual load of total P —3.600 kg (=0.78 g · m⁻²), most (94.4%) of it from sewage (after Kajak 1978b)

Przy przerwaniu dopływu ścieków eksploatacja ryb i trzciny prowadziłaby do zmniejszenia zasobów fosforu w jeziorze, a więc do oligotrofizacji. Oczywiście ten sposób kalkulacji jest tylko orientacyjny, w zasadzie nieprawidłowy, gdyż przy mniejszym ładunku fosforu i niższym stopniu trofii mniejsza byłaby produkcja i możliwość eksploatacji ryb, zwłaszcza mniejsza sedimentacja

If sewage inflow was stopped, exploitation of fish and reed would lead to decrease of P-store in lake, that is to its oligotrophication. Obviously this way of calculation is only approximate, essentially improper, because at the smaller load and resulting lower trophic status, the production, sedimentation and possibilities of fish exploitation would be lower

Składniki usuwane Components removed	kg · r. ⁻¹ kg · yr ⁻¹	% ładunku % of load		% zasobów % of store	
		całkowitego total	bez ścieków without sewage	całkowitych total	bez osadów dennych without bottom deposits
Trzcina Reed	94	2,8	46,6	0,18	1,8
Ryby Fish	185	5,4	91,7	0,36	3,5
Trwale osady denne Permanent bottom deposits	773	22,8	383,4	1,50	14,4
Razem Total	1052	31,0	521,8	2,04	19,7

(tab. V) (Peterson, Smith i Malueg 1974, Loenen i Koridon 1978, Kajak 1979). Oczywiście ich stosunek do ładunku ze zlewni jest tym mniejszy, im większe wartości ładunku zlewniowego.

Trzeba oczywiście uwzględnić, że zarówno makrofity jak i ryby nie tylko kumulują substancje biofilne, ale są także czynnymi składnikami ekosystemu o wielorakim znaczeniu i powiązaniach. Makrofity np. mogą tworzyć warunki do częściowego zatrzymywania zawieszin pochodzenia allo- i autochtonicznego i w ten sposób okresowo zmniejszać ilości substancji krążących w epilimnionie. Z drugiej strony makrofity pobierają te substancje głównie z podłoża, a nie z wody i wydzielają nawet przyzyciowo znaczne ich ilości do wody (Bole i Allan 1978, Prentki, Gustafson i Adams 1978, Szczepański 1978, Prentki 1979, przegląd piśmiennictwa — Kajak 1979), zwiększając w ten sposób ogólną ich zawartość w ekosystemie, a w tym w toni wodnej.

Występowanie makrofitów w jeziorach ulega istotnym zmianom ze wzrostem trofii (Wetzel i Hough 1973), co również ma pewne znaczenie dla kumulacji i krążenia substancji w jeziorze.

5.5. Usuwanie sestonu

W świetle przytoczonych danych o ilości fosforu zawartego w sestonie w stosunku do całej jego ilości w ekosystemie (tab. II) usuwanie sestonu z jeziora nie wydaje się być zabiegiem efektywnym.

Jednakże przy wyjątkowo intensywnych zakwitach czy w strefach przybrzeżnych i zatokach, w których masy glonów są nagromadzone przez wiatr, ilości fosforu w sestonie mogą być połączne. Tak np. przy suchej masie glonów $20 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ (co Sirenko i Gavrilenko 1978 podają jako przeciętną dla stref przybrzeżnych kremenczugskiego zbiornika zaporowego) i przy zawartości 0,7% fosforu w glonach, można tą drogą usunąć $0,14 \text{ g P} \cdot \text{l}^{-1}$. Ponieważ przy tych koncentracjach glonów są one zgromadzone w górnej (załóżmy, że 3 dcm) warstwie powierzchniowej, otrzymamy: $3 \text{ dcm} \times 100 \text{ dcm}^2 \times 0,14 \text{ g P} \cdot \text{dcm}^{-3} = 42 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$. Jest to ilość ogromna, przekraczająca parokrotnie najwyższe obserwowane (Kajak 1979) ładunki fosforu dopływające do zbiorników wodnych. Możliwe, że ilość ta jest jeszcze wyższa, gdyż warstwa masowego występowania glonów przewyższa przyjęte 3 dcm. Są to jednak sytuacje wyjątkowe i dotyczą znikomych fragmentów powierzchni zbiorników. Jeśli uwzględnić, że średnia biomasa (świeża masa) glonów w zbiorniku kremenczugskim w okresie zakwitów wynosi nawet $60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ i przyjmując takie jej zagęszczenie w całym epilimnionie, np. w warstwie 7-metrowej, oraz zakładając, że sucha masa stanowi 10% świeżej masy uzyskamy: $6 \text{ mg} \times 7000 \text{ l} \cdot 0,7\% \text{ P} = 0,29 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$. Jest to ilość dość duża, przewyższająca obciążenie niebezpieczne zbiornika. Oczywiście nie jest jednak realne usunięcie sestonu z całego epilimnionu i całej olbrzymiej powierzchni zbiorników zaporowych. Usuwanie sestonu (z równoczesnym jego wykorzystaniem gospodarczym) jest jednak lansowane w zbiornikach zaporowych Dniepru (Sirenko i Gavrilenko 1978).

Znaczne są ilości sestonu konsumowanego przez zooplankton; może on przefiltrować całą wodę epilimnionu w ciągu kilku dni (Andronikova 1978), a niekiedy także filtratory bentosowe i ryby (Kajak 1979). Zooplankton odfiltrowuje kilkadziesiąt razy więcej sestonu niż ryby filtrujące pokarm¹ (jeśli dla jezior eutroficznych orientacyjnie przyjąć $200\text{-}300 \text{ kg ryb} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $6\text{-}8 \text{ mg zooplanktonu} \cdot \text{l}^{-1}$; Kajak 1979). Ilość fekaliów jest w szerokich granicach proporcjonalna do konsumpcji. Należy jednak uwzględnić, że większość substancji z fekaliów wraca do obiegu. Gdyby fekalia ulegały trwałej sedymentacji, byłyby istotnym czynnikiem oligotrofizacji powierzchniowych warstw zbiornika. Sedymentacji ulegają np. fekalia tołpygi białej oraz *Copepoda*. W przypadku braku zwrotu substancji z fekaliów (które uległy sedymentacji) do wód powierzchniowych rzeczywiście ulegają one oligotrofizacji (Kajak 1978a, 1979).

¹ Wyliczanie to należy traktować jako teoretyczne. W naszych wodach naturalnych ryby odżywiające się drobnym sestonem przez jego filtrację nie występują. Prowadzone są natomiast udane próby introdukcji sestonożernei tołpygi białej.

6. Procesy biocenotyczne a czystość wód; „biomanipulacja”

6.1. Wpływ ryb na czystość wód

Oprócz wyżej omówionych zależności czystości wód od ładunku i stężenia substancji biofilnych, zwłaszcza fosforu, pewne nadzieje budzi możliwość oddziaływania na czystość wody poprzez mechanizmy biocenotyczne.

Ostatnio nagromadzają się przesłanki świadczące o „eutrofizującej” roli ryb (Shapiro wg Baricy i Mura 1980). Wykazano to m.in. eksperymentalnie, w zagrodach *in situ*, z większym niż zwykle spotykane w przyrodzie zagęszczeniem ryb (tab. VI, VII). Fott (wg Baricy

Tabela VI

Eutrofizacja spowodowana przez ryby

Zagrodzenia eksperymentalne (o powierzchni 3 m²) w jeziorze Trummen w okresie czerwiec—wrzesień, stan z września. Różnice były bardzo duże przez cały czas eksperymentu, maksymalne w okresie sierpień—wrzesień (Andersson i in. 1978 wg Björka 1980)

Ichthyoeutrophication

Limnocorrals (3 m² each) in Lake Trummen, during June—September, state in September. Differences were great during the whole experimental period, and maximal during August—September (Andersson et al. 1978 after Björk 1980)

Parametry Parameters	Zagrodzenia Limnocorrals	
	bez ryb without fish	z rybami* with fish
Widzialność (m) Visibility	1,9	0,2
pH	8,6	10,6
P całk. (μg · 1 ⁻¹) Total P	62	400
Chlorofil (μg · 1 ⁻¹) Chlorophyll	20	440
<i>Daphnia</i> (osob. · 1 ⁻¹) (ind. · 1 ⁻¹)	52	0

* Zagęszczenie ryb (bentoso- i planktonożernych) — 900 kg · ha⁻¹.
Density of fish (bentho-and planktophagous) — 900 kg · ha⁻¹.

i Mura 1980) stwierdził wzrost trofii stawów rybnych w kolejnych latach ich użytkowania w związku ze wzrostem ryb i zwiększającą się ich biomasa, a Opuszyński (wg Baricy i Mura 1980) w stawach ze wzrostem obsady ryb. Wydaje się, że „ichtioeutrofizacja” ma większe znaczenie w zbiornikach polimiktycznych, gdzie istotną rolę odgrywa mieszanie przez ryby osadów dennych oraz gdzie opadające na dno fekalia są niezwłocznie powtórnie włączone do obiegu.

Tabela VII

Eutrofizacja spowodowana przez ryby

W zagrodzeniach bez ryb (oraz przed introdukcją ryb) występowały duże gatunki *Daphnia*. W odróżnieniu od sytuacji z tabeli VI, stężenie P całk. w obu wariantach jest takie same, natomiast stężenie chlorofilu w wariacie bez ryb znacznie niższe niż z rybami, a $PO_4\text{-P}$ częściowo nie wykorzystany (Shapiro wg Baricy i Mura 1980)

Ichthyoeutrophication

In limnocorrals without fish (and before fish introduction) big species of *Daphnia* occurred. In contradiction to the situation in Table VI total P concentration in both variants is the same, whilst the chlorophyll concentration in the variant without fish is much lower, and $PO_4\text{-P}$ is partly unused (Shapiro after Barica and Mur 1980)

Parametry Parameters	Zagrodzenia Limnocorrals	
	bez ryb without fish	z rybami with fish
P-całk. ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) Total P	104	106
Chlorofil ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) Chlorophyll	3	42
P- PO_4 ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)	26	3
Widzialność (m) Visibility	2	1,1

Mechanizmy oddziaływania ryb na trofię zbiornika niewątpliwie są wielorakie, jak np. (1) nasilanie wymiany między osadami dennymi a wodą, (2) wydzielanie fosforu i azotu przez ryby, (3) wyżeranie sestonu przez ryby odżywiające się sestonem, jego sedymentacja w postaci fekaliiów (K a j a k 1979), (4) selektywne wyżeranie dużego zooplanktonu i pośrednie oddziaływanie na seston (w tym fitoplankton) przez: (a) zmiany jakościowe i ilościowe konsumpcji sestonu przez zooplankton, (b) zmiany ilości substancji biofilnych wydzielanych przez zooplankton drogą zmian jego ilości (Bartell i Kitchell 1978) i jakości (formy drobniejsze wydzielają znacznie więcej niż formy duże), (c) zmiany procesów sedymentacji w wyniku zmian jakościowych sestonu. Zatrzymam się przy niektórych tylko z tych punktów.

Ad. 1 i 4. Aczkolwiek ilość fosforu i azotu wydzielana przez ryby może przekroczyć dopuszczalny ładunek dopływający do zbiorników wodnych (L a m a r r a 1975), trzeba sobie zdać sprawę, że jest ona znikoma w porównaniu z ilością wydzielaną przez zooplankton (N a k a s h i m a i L e g e t t 1980).

Biomasa ryb jest na ogół znacznie mniejsza niż biomasa zooplanktonu. Wydaje się racjonalne przyjęcie dla jezior eutroficznyc 200 kg ryb \cdot ha $^{-1}$, czyli 20 g \cdot m $^{-2}$. Jeśli przyjąć 8 mg \cdot l $^{-1}$ zooplanktonu (łącznie wszystkich grup taksonomicznych) i 7-metrową warstwę jego występowania, uzyskamy 8 mg \cdot l $^{-1}$ \times 7000 l (w warstwie 7 m pod 1 m 2) = 56 g \cdot m $^{-2}$. Przy tych założeniach biomasa zooplank-

tonu jest więc prawie trzy razy większa niż ryb (oczywiście jeszcze znacznie większe różnice między zooplanktonem a rybami są w produkcji).

200 kg ryb na 1 ha wydziela $2,18 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (Lamarra 1975). W ciągu 120 dni sezonu wegetacyjnego daje to $261,6 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-2} = 0,26 \text{ g P} \cdot \text{m}^{-2}$ (są to prawdopodobne wartości sztucznie podwyższone, obejmujące również pośrednie działanie ryb poprzez osady dennie i zooplankton; w innych wariantach eksperymentu uzyskiwano wartości do 3 razy niższe).

Jeśli przyjąć, że zespół zooplanktonowy wydziela średnio $1 \mu\text{g P}$ na 1 mg suchej masy w ciągu godziny (na podstawie licznych źródeł piśmiennictwa: Ganf i Blažka 1974, Peters 1975, Gutelmacher 1977, Ejsmont-Karabinie publ.), co przy 10% suchej w stosunku do mokrej masy daje $0,1 \mu\text{g P}$ na 1 mg lub $0,1 \text{ mg P}$ na 1 g mokrej masy zooplanktonu na godzinę, uzyskamy (przyjmując cztery miesiące pełni sezonu wegetacyjnego): $56 \text{ g mm} \cdot \text{m}^{-2} \times 0,1 \text{ mg P} \cdot \text{g}^{-1} \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1} \times 24 \text{ h} \times 120 \text{ d} = 16,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sezon}^{-1}$. Jest to ilość odpowiadająca najwyższym notowanym ładunkom spływającym ze zlewni do zbiorników wodnych (Kajak 1979). Tak więc ilość fosforu wydzielana przez zooplankton przewyższa ponad 70 razy (a może kilkakrotnie więcej) ilość wydzielaną przez ryby. Są to oczywiście dane orientacyjne, właściwe dla przyjętych wyżej biomas i przeciętnego stanu jakościowego zooplanktonu. Przy innym składzie jakościowym i wielkościowym (np. dominacji drobnych wrotków i pierwotniaków) i innych wartościach biomasy wyniki będą inne. Z reguły jednak ilość fosforu wydzielana przez zooplankton jest wielokrotnie większa niż przez ryby.

Powodując pewne zmiany w liczebności zooplanktonożernych ryb możemy spowodować pośrednio ogromne zmiany w ilości wydzielanego przez zooplankton i dostępnego fosforu. Oczywiście należy uwzględnić, że jest to fosfor krążący w ekosystemie, a więc nie równoważny dopływającemu ze zlewni i zwiększającemu zasoby ekosystemu, niemniej dla fitoplanktonu jest on ogromnie ważny. Przy braku zooplanktonu i wydzielanego przezeń fosforu, zasoby fosforu w epilimnionie mogłyby szybko ulec wytrącaniu do osadów dennych.

Przy bardzo silnej eliminacji zooplanktonu przez ryby, znacznemu spadkowi ulegnie automatycznie ilość sestonu eliminowana przez zooplankton. Z drugiej strony zmniejszyć się może znacznie produkcja sestonu (fitoplanktonu) w efekcie spadku ilości substancji biofilnych wydzielanych przez zooplankton.

Bezpośrednie wyżeranie sestonu (oprócz zooplanktonu) przez ryby może mieć istotne znaczenie tylko przy obfitym występowaniu ryb sestonożernych, co w naszych wodach jest jeszcze rzadkością, przy tym nie jest jasne, jakie byłyby losy i wpływ na ekosystem sedymentujących fekaliów tych ryb (Kajak 1979).

Liczebność ryb można regulować łatwiej niż innych składników ekosystemu. Oprócz samorzutnego („przyduchy”) lub sztucznego zmniejszania zagęszczenia ichtiofauny (np. przez odłowy, wytruwanie rotenonem) praktykuje się (i jest to niewątpliwie najbardziej racjonalne przyrodniczo) regulację zagęszczenia ryb niedrapieżnych przez drapieżne (Hrbáček, Desortova i Popovsky 1978).

6.2. Zooplankton a czystość wód

Zooplankton bynajmniej nie zawsze musi obniżać biomasę fitoplanktonu, lecz może działać i w kierunku jej zwiększenia (Kajak 1979) np. przez: umiarkowaną konsumpcję, stymulującą produkcję fitoplanktonu; stymulację produkcji form niejadalnych dzięki selektywnemu wyjadaniu form jadalnych; wydzielanie fosforu i azotu; umożliwianie kumulacji substancji biofilnych przez niektóre formy fitoplanktonu przy ich przechodzeniu przez przewody pokarmowe konsumentów.

Przykłady te dowodzą zarazem ogromnej złożoności zależności w ekosystemach wodnych. Złożoność ta jest zapewne jedną z głównych przyczyn tak częstego braku prostej zależności ładunku substancji biofilnych, a nawet ich stężenia w wodzie, i biomasy fitoplanktonu.

Selektywne wyżeranie i zanik dużych gatunków zooplanktonu pod presją ryb są już bogato udokumentowane (Bernardi i Giussani 1978, Stenson i in. 1978, przegląd piśmiennictwa — Kajak 1979, Sreenivasan wg Baricy i Mura 1980). Ostatnio natomiast zwiększa się także liczba faktów świadczących o tym, że z występowaniem dużych gatunków zooplanktonu wiąże się większa czystość wody. Na przykład w jez. Trummen przed rekultywacją zwykle nie występowały duże gatunki wioślarek, a biomasy fitoplanktonu były duże, bowiem osiągały ponad $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Gdy w wyniku „przyduchy” wyginęły ryby, a w konsekwencji licznie wystąpiły *Daphnia cucullata* i *D. longispina*, biomasa fitoplanktonu spadła do $12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Andersson i in. wg Björka 1980). Analogiczną sytuację stwierdzono w jeziorze Severson, gdzie przed „przyduchą” widzialność wynosiła 0,5 m, a biomasa fitoplanktonu dochodziła do $60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Po „przydusze” pojawiły się duże gatunki *Daphnia*, widzialność wzrosła do 5,5 m, a biomasa fitoplanktonu spadła do poniżej $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Schindler i Comita 1972). Niskie biomasy fitoplanktonu często notuje się przy wysokich stężeniach fosforu całkowitego, a także stosunkowo wysokich stężeniach $\text{PO}_4\text{-P}$, co świadczy o niedopuszczaniu przez zooplankton do pełnego wykorzystania przez fitoplankton $\text{PO}_4\text{-P}$.

Oprócz faktów wyżej przytoczonych, sytuację taką obserwowano w jez. Norrviken (G. Ahlgren 1978, I. Ahlgren 1978, Shapiro wg Baricy i Mura 1980), gdzie już w rok po przerwaniu dopływu ścieków, gdy stężenie fosforu było jeszcze wysokie ($250 \mu\text{g P całk.} \cdot \text{l}^{-1}$), szczególny układ warunków (silny przepływ wiosną, niskie temperatury i niestała stratyfikacja, a w związku z tym rozproszenie ryb w większej masie wody i ich mniejsza presja na zooplankton) spowodował rozwój mniejszych form fitoplanktonu (*Chrysophyta*, *Chlorophyta*, *Cryptophyta*), kontrolowanych przez zooplankton. Zarówno w poprzednich jak i w szeregu następnych lat biomasy fitoplanktonu były znacznie większe i dominowały sinice.

Interesująca sytuacja zaistniała ostatnio w jeziorze Washington. To mezotroficzne jezioro wykazywało stałą poprawę stanu czystości wody od momentu przerwania dopływu ścieków, jednakże skokowa poprawa nastąpiła od czasu licznego pojawu dużych *Daphnia*. Liczebność *Daphnia* wzrosła od poniżej 1 do 35 osob. · l⁻¹, zaś widzialność odpowiednio z 3—6 do 4,5—12 m. Przyczyny ich pojawu nie są jasne, możliwe że wiąże się on z załamaniem się występowania *Neomysis* (które żerują m.in. na zooplanktonie) w związku z liczniejszym występowaniem pewnych ryb pelagicznych (Edmondson, inf. ustna).

Niekiedy duże *Cladocera* wydają się być ograniczane ilościowo (co powoduje silniejszy rozwój fitoplanktonu) nie przez ryby, a przez drapieżne *Cyclopidae* (Lampert 1978).

Zarysowuje się prawidłowość ogólna: silna presja ryb—skorupiaki planktonowe o małych rozmiarach—obfity fitoplankton (nierzadko z dominacją sinic) i odwrotnie — brak lub bardzo mało ryb—skorupiaki planktonowe o dużych rozmiarach—skąpy fitoplankton o drobnych rozmiarach.

Trzeba przy tym podkreślić, że ta druga sytuacja może występować zarówno przy małych stężeniach P całk., jak również przy dużych stężeniach, którym zwykle towarzyszą stosunkowo duże stężenia nie wykorzystanego przez fitoplankton PO₄-P (Hrbaček 1977, Hrbaček, Desortova i Popovsky 1978, Shapiro wg Baricy i Mura 1980). Niewątpliwie mechanizmy powodujące te efekty są różne. W wypadku glonów o niewielkich rozmiarach, utrzymywanie ich na niskim poziomie przez konsumpcję zooplanktonu jest zrozumiałe, nie są natomiast jasne mechanizmy nie dopuszczające do rozwoju dużych glonów, w tym kolonialnych sinic, przy występowaniu dużych gatunków zooplanktonu.

6.3. Możliwości wykorzystania znajomości autekologii i zależności konkurencyjnych

Prób wpływu na czystość wód przy wykorzystaniu autekologii organizmów jest jeszcze niewiele, ale liczba ich powinna rosnać w miarę wzbogacania się wiedzy w tym zakresie. Można tu zaliczyć próby zwalczania zakwitów, w szczególności zakwitów sinic, dzięki znajomości ich biologii. Tak np. wiadomo, że kombinacja wysokich stężeń N i P, płytkość i zastoiskowość środowisk sprzyjają rozwojowi sinic (Olrik 1978, Sirenko i Gavrilenko 1979, Olafsson wg Baricy i Mura 1980), zaś przetlenienie — hamuje ich zakwity (Leonardson, Shindler i in., Coulombe, wg Baricy i Mura 1980). Zwiększenie stężenia CO₂ sprzyja rozwojowi zielenic, a tym samym może spowodować ograniczenie sinic (Shapiro wg Baricy i Mura 1980). Oczy-

wiście te ostatnie grupy zabiegów są bardziej racjonalne ekologicznie niż wytruwanie, jednakże efekty wszystkich zabiegów doraźnej likwidacji zakwitów są mniej lub bardziej krótkotrwałe. Niewątpliwie ważniejsze jest stosować metody, których rezultatem jest trwale mała biomasa fitoplanktonu i duża czystość wód.

Zupełnie nie rozpoznane, a godne zainteresowania jest znaczenie stosunków konkurencyjnych. Czy np. usunięcie (przez wytrucie, sedymentację itp.) dominanta fitoplanktonowego umożliwi przejęcie dominacji przez inne formy i niedopuszczenie poprzedniego dominanta do ponownego opanowania środowiska.

Mówiąc o autekologii należy wspomnieć o niejednakowej wrażliwości różnych gatunków na zanieczyszczenie. Tak np. niepokojącym zjawiskiem jest szczególnie mała odporność dużych gatunków *Daphnia* na pestycydy, a więc dopływ pestycydów do wód może być dodatkowym czynnikiem sprzyjającym zakwitom fitoplanktonu (Shapiro wg Baricy i Mura 1980).

7. Uwagi ogólne

Przy wszystkich zabiegach rekultywacyjnych nie można zapominać o mechanizmach autoeutrofizacji — zwiększania trofii lub jej niekorzystnych efektów na drodze procesów zachodzących wewnątrz ekosystemu (niektóre z nich omówiono wyżej). Należą do nich: „ichtioeutrofizacja”; wzmożone wydzielanie substancji biofilnych z osadów dennych; „pompowanie” substancji biofilnych do zbiornika przez makrofity (których obfitość rośnie do pewnego, dość wysokiego stopnia trofii); wzmożone wydzielanie substancji biofilnych przez zooplankton, w związku z jego rosnącą często ze wzrostem trofii biomasą, a malejącą wielkością osobniczą (w pewnym stopniu może się to wiązać z rosnącą presją ryb); wysokie pH związane z wysoką produkcją fitoplanktonu, korzystne dla sinic, a niekorzystne dla niektórych innych grup fitoplanktonu, mogące przy tym powodować śmiertelność niektórych gatunków zooplanktonu (w konsekwencji zmniejszenie jego presji na fitoplankton).

Przy usuwaniu substancji biofilnych z ekosystemu prognozowanie poprawy czystości wód jest stosunkowo proste, oparte na bilansie tych substancji. Efektywność rekultywacji tego rodzaju można ocenić porównując ilość substancji usuwanych (poza zbiornik oraz trwale do osadów dennych) z ilością dopływającą ze zlewni. O ile pierwsza przewyższa drugą, stan trofii powinien się stopniowo obniżać. Tempo tego procesu będzie zależało od uwalniania zasobów substancji biofilnych w zbiorniku, przede wszystkim z jego osadów dennych. Sprawy te mają szczególnie duże znaczenie w zbiornikach bardzo silnie przeżyźnionych. Pomocne są w tym zakresie modele matematyczne, uwzględniające wpływ

morfometrii zbiornika, odpływu, sedymentacji, uwalniania z osadów dennych (Imboden i Gächter 1978).

W zakresie „biomanipulacji” w grę wchodzi więcej niewiadomych. Mimo to kierunek ten jest chyba zachęcający, już choćby ze względu na fakt, że zmiana wielkości a w poziomie troficznym n powinna wywołać zmianę wielkości $10a$ w poziomie $n-1$ a $100a$ w poziomie $n-2$ (procent zmiany będzie w każdym poziomie troficznym podobny, ale łatwiej niewątpliwie wyłowić 10 kg ryb niż $100 \times 10 = 1000$ kg fitoplanktonu). Zmiany w wydzielaniu fosforu i azotu będą znacznie większe. Wydzielanie na jednostkę biomasy przez ryby, jak wyżej omówiono, będzie nie dziesięć, a co najmniej kilkadziesiąt razy mniejsze niż przez zooplankton. Warto więc chyba zająć się również tym aspektem rekultywacji, tym bardziej, że badania z nim związane pozwalają zarazem na głębsze poznanie funkcjonowania, powiązań i zależności wzajemnych w ekosystemach. „Biomanipulacja” jest przy tym znacznie tańsza i prostsza niż wszelkie techniczne zabiegi rekultywacyjne; próby „biomanipulacji” można przeprowadzić w sytuacjach, w których zabiegi techniczne nie wchodzi w grę.

Piśmiennictwo

- Ahlgren G. 1978 — Response of phytoplankton and primary production to reduced nutrient loading in Lake Norrviken — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 840—845.
- Ahlgren I. 1978 — Response of Lake Norrviken to reduced nutrient loading — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 846—850.
- Andronikova K. 1978 — Estimation of the role of zooplankton in the processes of selfpurification — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 1022—1025.
- Barica J., Mur L. (Red.) 1980 — Hypertrophic ecosystems (W: Developments in hydrobiology, 2.) — W. Junk bv Publishers, The Hague, Boston, London, ss. 348.
- Bartell S. M., Kitchell J. F. 1978 — Seasonal impact of planktivory on phosphorus release by Lake Wingra zooplankton — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 466—474.
- Bengtson L. 1978 — Effects of sewage diversion in Lake Södra Bergundäsion. I. Nitrogen and phosphorus budgets — Vatten. 1—9.
- Benndorf J. 1979 — A contribution to the phosphorus loading concept — Int. Rev. ges. Hydrobiol. 64: 177—188.
- Bernardi R., de, Giussani G. 1978 — Effect of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small Italian Lake (Lago di Annona) — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 1045—1048.
- Björk S. 1980 — Restoration of degraded lake ecosystems (W: MAB, project 5 workshop. Land use impacts on lake and reservoir ecosystems. Red. N. Duncan, J. Rzóska) — Facultas Verlag, Wien, 196—219.
- Bole J. B., Allan J. R. 1978 — Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata* — Wat. Res. 12: 353—358.
- Carlson R. E. 1977 — A trophic state index for lakes — Limnol. Oceanogr. 22: 361—369.

- Cooke G. D., Kennedy R. H. 1978 — Effects of a hypolimnetic application of aluminium sulphate to a eutrophic lake — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 486—489.
- Dillon P. J., Nicholls K. M., Robinson G. W. 1978 — Phosphorus removal at Gravenhurst Bay, Ontario: an eight year study on water quality changes — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 263—271.
- Fee E. J. 1979 — A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole lake eutrophication experiments — Limnol. Oceanogr. 24: 401—416.
- Fiala L., Vojta F. 1977 — The chemical background of eutrophication in the Skalka reservoir — Acta hydrochim. hydrob. 5: 437—454.
- Forsberg C., Ryding S. O., Forsberg A., Claesson A. 1978 — Research on recovery of polluted lakes. I. Improved water quality in Lake Boren and Lake Ekoln after nutrient reduction — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 825—832.
- Ganf G. G., Blažka P. 1974 — Oxygen uptake, ammonia and phosphate excretion by the zooplankton of a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda) — Limnol. Oceanogr. 19: 313—325.
- Gächter R., Von 1976 — Die Tiefenwasserableitung beim Weg zur Sanierung von Seen — Schweiz. Z. Hydrol. 38: 1—18.
- Gunatilaka A. 1980 — Role of seston in the phosphate removal in Neusiedler See — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 986—991.
- Gutelmacher B. L. 1977 — Količestvonnaja ocenka roli zooplanktona v kru-govorote fosfora v vodoeme — Ž. obšč. Biol. 38: 914—922.
- Hamm A. 1978 — Nutrient load and nutrient balance of some subalpine lakes after sewage diversion — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 975—984.
- Hillbricht-Ilkowska A. 1980 — Ecological indices of the aquatic ecosystems changes (W: MAB, project 5 workshop. Land use impacts on lake and reservoir ecosystems. Red. N. Duncan, J. Rzóška) — Facultas Verlag, Wien, 35—66.
- Hine R. L., Dyer W. (Red.) 1974 — Survey of lake rehabilitation techniques and experiences — Techn. Bull. 75, Dept. Nat. Res., Madison, 1—179.
- Hrbaček J. 1977 — Competition and predation in relation to species composition of freshwater zooplankton, mainly *Cladocera* (W: Aquatic microbial communities. Red. J. Cairns, jr) — 305—353.
- Hrbaček J., Desortova B., Popovský J. 1978 — Influence of the fish-stock on the phosphorus chlorophyll ratio — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 1624—1628.
- Hynes R. C. 1975 — Some ecological effects of artificial circulation on a small eutrophic lake with particular emphasis on phytoplankton. II. Kazar Lake experiment, 1969 — Hydrobiologia, 46: 141—170.
- Imboden G. R., Gächter R. 1978 — A dynamic lake model for trophic state prediction — Ecol. Model. 4: 77—98.
- Jones J. R., Bachmann R. N. 1978 — Phosphorus removal by sedimentation in some Iowa reservoirs — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 1576—1580.
- Kajak Z. 1978a — On possibilities of fish (especially silver carp — *Hypophthalmichthys molitrix* Val.) application against water blooms in temperate water bodies — Symp. Biol. Hung. 19: 77—86.
- Kajak Z. 1978b — The characteristics of a temperate eutrophic dimictic lake (Lake Mikołajskie, Northern Poland) — Int. Rev. ges. Hydrobiol. 63: 451—480.
- Kajak Z. 1979 — Eutrofizacja jezior — PWN, Warszawa ss. 233.
- Kloet W. A., de 1978 — Study of the phosphorus loading and retention in IJsselmeer — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 1619—1623.

- Kostecki M. 1978 — Dynamika przemian oraz wstępny bilans podstawowych form azotu i fosforu w zbiorniku zaporowym w Pławniowicach — Arch. Ochr. Środow. 1: 57—85.
- Lamarra V. 1975 — Digestive activities of carp as a major contributor to nutrient loading of lakes — Verh. int. Verein. Limnol. 19: 2461—2468.
- Lampert W. 1978 — A field study on the dependence of the fecundity of *Daphnia* sp. on food concentration — Oecologia, 36: 363—369.
- Larsen D. G., Malueg K. W., Schults D. W., Brice R. M. 1975 — Response of eutrophic Shagawa Lake, Minnesota, U.S.A., to point-source phosphorus reduction — Verh. int. Verein. Limnol. 19: 884—892.
- Larsen D. P., Mercier H. T. 1976 — Phosphorus retention capacity of lakes — J. Fish. Res. Bd Can. 33: 1742—1750.
- Loenen M., Koridon A. H. 1978 — Role of the littoral vegetation in the phosphorus and nitrogen balance of the Lake Drontermeer — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 935—938.
- Lossow K., Mientki C. 1976 — Przeciwdziałanie degradacji dwóch jezior okolic Olsztyna (W: Jeziora Ziemi Lubuskiej, ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami) — Zielona Góra, Towarzystwo Naukowe Organizacji i Kierownictwa, 323—332.
- Nakashima B. S., Legett W. C. 1980 — The role of fishes in the regulation of phosphorus availability in lakes — Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1540—1549.
- Olrik K. 1978 — *Cyanophyceae* and environmental factors in 15 Danish lakes — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 690—695.
- Osborne P. L., Philips G. L. 1978 — Evidence for nutrient release from the sediments of two shallow and productive lakes — Verh. int. Verein. Limnol. 20: 654—658.
- Patalas K. 1960 — Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa — Roczn. Nauk roln. B, 77: 223—242.
- Pechlaner R., Schulz N. 1973 — Die Restaurierung eines eutrophiertes Badesees (Reither See, Tirol, Österreich) — Ber. naturw.-med. Ver. Innsbruck, 60: 183—201.
- Peters R. H. 1975 — Orthophosphate turnover in central European lakes — Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 32: 297—311.
- Peterson S. A., Smith W. L., Malueg K. W. 1974 — Full scale harvest of aquatic plants: nutrient removal from a eutrophic lake — J. Wat. Pollut. Control, 46: 697—707.
- Porter R., Fitzimons D. W. (Red.) 1978 — Phosphorus in the environment: its chemistry and biochemistry — Elsevier, Associated Scientific Publishers, Amsterdam, Oxford, New York, ss. 320.
- Prentki R. T. 1979 — Depletion of phosphorus sediment colonized by *Myriophyllum spicatum* L. (W: Proceedings of conference „Aquatic plants, lake management and ecosystem consequences of lake harvesting”) — Univ. Wisconsin, Madison, 161—176.
- Prentki R. T., Adams M. S., Carpenter S. M., Gasith A., Smith C. S., Weiler P. R. 1979 — The role of weedbeds in internal loading and interception of allochthonous materials in Lake Wingra, Wisconsin, USA — Arch. Hydrobiol., Suppl. 57: 221—250.
- Prentki R. T., Gustafson T. D., Adams M. S. 1978 — Nutrient movements in lakeshore marshes — Freshwater Wetlands, As. Press, 169—193.
- Ripl W. 1976 — Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate, a new lake restoration method — Ambio, 5: 132—135.

- Ryding S. O., Forsberg C. 1976 — Six polluted lakes — a preliminary evaluation of the treatment and recovery processes — *Ambio*, 5: 151—156.
- Schindler D. W. 1978 — Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the worlds freshwaters — *Limnol. Oceanogr.* 23: 478—486.
- Schindler D. W., Comita G. W. 1972 — The dependence of primary production upon physical and chemical factors in small senescing lake, including the effects of complete winter oxygen depletion — *Arch. Hydrobiol.* 69: 413—451.
- Sirenko L. A., Gavrilenko M. L. 1978 — Cvetenie vody i evtrifirovanie — *Naukova Dumka*, Kiev, ss. 231.
- Stenson J. A. E., Bohlin T., Hennntson B., Nillson B. E., Nyman H. G., Oscarson H. G., Larsson P. 1978 — Effects of fish removal from a small lake — *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 794—801.
- Stevens R. J., Gibson C. E. 1976 — Sediment release of phosphorus in Lough Neagh, Northern Ireland (W: SIL Symposium. Interactions between sediments and freshwaters. Red. H. L. Golterman) — Amsterdam, 343—343.
- Straškraba M. 1978 — Theoretical considerations on eutrophication — *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 2714—2720.
- Szczepański A. 1978 — Ecology of macrophytes in wetlands — *Pol. ecol. Stud.* 4: 45—94.
- Uhlmann D., Benndorf J. 1980 — The use of primary reservoirs to control eutrophication caused by nutrient inflows from non point sources (W: MAB, project 5 workshop. Land use impact on lake and reservoir ecosystems. Red. N. Duncan, J. Rzóška) — *Facultas Verlag*, Wien, 152—188.
- Vollenweider R. A. 1979 — Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren — *Z. Wass. Abw. Forsch.* 12: 46—56.
- Wetzel R. G., Hough A. R. 1973 — Productivity and role of aquatic macrophytes in lakes — *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20: 9—19.

Summary

In general, allochthonous loading of phosphorus to lakes is positively correlated with concentrations of phosphorus and of phytoplankton in waters. However, the dispersion of data for particular lakes is quite large (Fig. 1). The improvement of water quality of moderately rich lakes can be achieved by decreasing the external loading of phosphorus to the value of "permissible loading" acc. to Vollenweider. This should decrease the concentration of total phosphorus, and in consequence also of phytoplankton below blooming level. However, if a lake is rich to an extent when the internal loading results in too high concentration of phosphorus in water (Fig. 4, Tables III, IV), decreasing the external loading of phosphorus would not improve the quality of water. Thus, the control of external loading is not always sufficient, but always necessary for improvement of water quality with any kind of recultivation method.

The main pool of lake phosphorus, about 90%, is cumulated in bottom sediments (if only 10 cm surface layer is taken into account), its content in water with seston and in macrophytes as well as in fish does not exceed few percent of phosphorus in the whole ecosystem (Table II).

The main pool of lake phosphorus, about 90%, is cumulated in bottom sediments; 90% or more of allochthonous phosphorus may be sedimented. The construction of settling reservoirs, where the majority of phosphorus and suspended matter is trapped above the main reservoir results in better quality of water in

the latter. Sedimentation of phosphorus from surface waters by chemical means (compounds of iron, aluminium, calcium) or physical means (clay), although theoretically possible, is difficult and expensive in application. A large part of seston and phosphorus contained in it sediments by itself (in form of faeces or as dead organisms and inorganic particles), but at present this process can not be controlled.

The removal of top layers of bottom sediments (usually with the highest phosphorus content) improves sufficiently quality of waters, but it is complicated, expensive and seldom applied method. The removal of hypolimnion waters, also rich in phosphorus, is much simpler and quite efficient. The removal of a 8 m layer of hypolimnion with concentration of phosphorus $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ will result in removal of 22 g of $\text{P} \cdot \text{m}^{-2}$, thus about 1/3 of its content in 10 cm layer of sediments with 95% of water content and 0.4% of phosphorus in the dry mass. Such an amount is of the order of magnitude of the highest annual loading from the drainage basins. However, oligotrophication by the removal of hypolimnetic waters lasts longer than in the case of sediments removal, because with decreasing phosphorus concentration in sediments and in near bottom water, smaller and smaller amount of phosphorus are removed from a lake.

The through-flow polymictic lakes, even very rich, will gradually turn toward lower trophy after stoppage of external loading, as phosphorus from sediments will intensively migrate to waters (Fig. 5) and will be exported from the lake.

Aeration of hypolimnion and of bottom sediments efficiently precipitates and stores phosphorus in sediments if the applied method does not warm up the hypolimnion causing various processes of phosphorus liberation. A method of oxygenation of sediments by nitrates (Fig. 6) is very interesting, but was proved till now in only few situations.

The amounts of phosphorus which can be removed by exploitation of macrophytes and fish are rather small (Tables II, V).

Removal of seston does not seem promising from the point of recultivation. Assuming 60 mg of seston $\cdot \text{l}^{-1}$ in 7 m of epilimnion, its complete removal (with 10% of dry weight in fresh weight and 0.7% of P in its dry weight) would result in the removal of 0.3 g $\text{P} \cdot \text{m}^{-2}$, thus relatively not much. The technical means of such an operation are not real, especially for large lakes.

Filtrators feeding on seston (crustaceans and rotifers) are very efficient, but they remove only small (up to about $30 \mu\text{m}$) particles, and this matter quickly returns to the cycle. Theoretically, there is a certain hope in seston-feeding fish (those feeding on the large, most troublesome seston particles), especially in stratified lakes, where sinking faeces stay on the bottom.

There is also a certain hope in influencing the purity of waters by biocenotic relations. For an example, advancing trophy accompanied by a rising stock of nonpredatory fish was found in many cases of shallow lakes (Tables VI, VII); increasing stock of predatory fish which control the nonpredatory fish causes an improvement of water quality. This is often related with numerous occurrence of large filtering crustaceans: lower the pressure of fish feeding on zooplankton — more large forms of zooplankton — lower phytoplankton biomass. The influence of fish on the quality of water is quite differentiated; e.g. by mixing the sediments they increase the rate of chemical exchange between sediments and water. The seston-feeding fish may deplete the epilimnion resources due to sedimentation of faeces. Fish feeding on zooplankton cause indirectly changes of phytoplankton consumption by zooplankton; changing the relations among various size groups of zooplankton they cause major changes of the amounts and of the ratio of

phosphorus and nitrogen excreted by zooplankton, and in consequence — of phytoplankton development, etc. Numerous development of large forms of zooplankton accompanied by poorly developed phytoplankton can occur in high concentrations of total phosphorus (usually in such cases there are also high concentrations of not utilized $\text{PO}_4\text{—P}$), but also in low concentrations of total phosphorus. All those problems need much deeper studies.