

ZDZISŁAW KAJAK
Instytut Ekologii PAN
Dziekanów Leśny k. Warszawy

Potrzeby i możliwości badań w zakresie przeciwdziałania niekorzystnym skutkom eutrofizacji*

Needs and possibilities of studies on counteracting unfavourable effects of eutrophication*

Mówiąc o potrzebach badawczych w zakresie czystości wód trzeba sobie zdać sprawę z dwóch zasadniczo różnych części tego problemu:

A. Eutrofizacja, tzn. wzrost trofizmu, koncentracji soli mineralnych w wodach, wraz z jego biologicznymi i środowiskowymi konsekwencjami. Ten naturalny, właściwy wszystkim wodom powierzchniowym proces jest jedynie znacznie przyspieszany przez gospodarkę.

B. Zanieczyszczenia środkami chemicznymi obcymi przyrodzie, wytwarzanymi przez człowieka. Chodzi tu głównie o środki ochrony roślin, a także chemikalia używane w gospodarstwie domowym.

Wydaje się, że rola hydrobiologa w zakresie punktu B winna się ograniczać głównie do ostrzegania i zwalczania stosowania tych środków. Niewiele można zrobić z chwilą przedostania się ich do wód. Pożytecznym półśrodkiem przez długi jeszcze czas będzie stosowanie substancji łatwo i szybko się degradujących w przyrodzie, na miejsce trudno rozkładalnych.

Oczywiście najlepiej byłoby nie dopuszczać również do wód zanieczyszczeń objętych punktem A, a więc nie wpuszczać w ogóle lub wpuszczać wody odpadowe po trzecim stopniu oczyszczenia, tzn. pozbawione również soli mineralnych (ścieki po 2-stopniowym oczyszczeniu, bogate w sole mineralne, powodują bowiem masowy rozwój glonów stanowiących wtórne zanieczyszczenie), nie używać nawozów na polach, bądź zastosować środki (odpowiednie uprawy i odpowiednie typy gleb wokół wód naturalnych) przechwytyjące i wykorzystujące nadmiar soli mineralnych spływających z pól. Oczywiście zdajemy sobie sprawę, że ze względu na koszty i trudności organizacyjne, nie prędko zdołamy doprowadzić do tak korzystnej sytuacji. Skoro tak, to pozostaje stwierdzić, że zbiorniki wodne eutrofizować się będą i to w szybkim tempie, jak

* Referat wygłoszony na sympozjum na temat „Ochrona zbiorników wodnych przed zanieczyszczeniem” (Poznań, 21—22 V 1971 r.).

* This paper was presented at the symposium dealing with „Protection of water bodies against pollution” (Poznań, May 21—22, 1971).

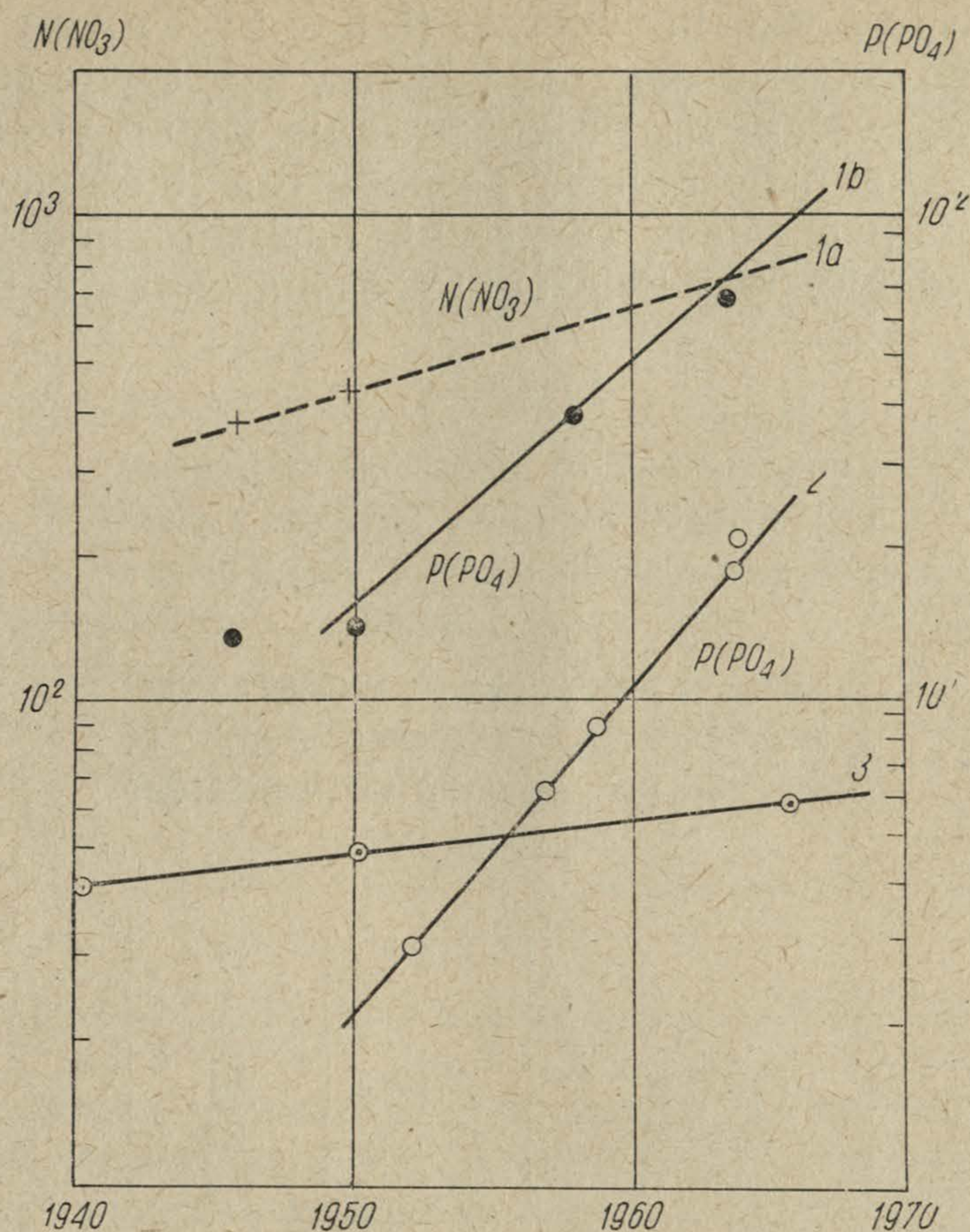


Fig. 1. Wzrost koncentracji biogenów (w mg/m^3) w jeziorach Zurychskim i Bodeńskim w ciągu 20 lat na tle wzrostu zagęszczenia ludności Szwajcarii (wg Vollenweidera 1968)

1a — Jezioro Zurychskie (głębokość 60 m), 1b — Jezioro Zurychskie (głębokość 0–10 m), 2 — Jezioro Bodeńskie, 3 — ludność Szwajcarii (1940 r. — 5 milionów)

Increase in nutrients concentration (mg/m^3) in Lakes Zurich and Constance over a period of 20 years in relation to increase in density of inhabitants of Switzerland (after Vollenweider 1968)

1a — Lake Zurich (depth 60 m), 1b — Lake Zurich (depth 0–10 m), 2 — lake Constance, 3 — Inhabitants of Switzerland (1940 — 5 millions)

o tym zresztą świadczą dane z krajów bardziej rozwiniętych (fig. 1, tab. I; szereg danych — także Milway 1970), których rozwój cywilizacyjny w pełni naśladujemy. Przy tym eutrofizacja rośnie i będzie rosła nawet przy zahamowaniu przyrostu ludności (fig. 1), na skutek wzrostu spożycia dóbr różnego rodzaju. Jeziora, których zmiany naturalne trwały tysiąclecia, zmieniają się obecnie na naszych oczach. Równoległe do zmian trofii (od poniżej 5 mg P całkowitego i poniżej 200 mg N nieorganicznego na m^3 w jeziorach ultraoligotroficznych, do powyżej 100 mg P i 1500 mg N na m^3 w politroficznych — wg Vollenweidera 1968) zmienia się produkcja pierwotna. Stanowi ona przy odpowiednio wysokich wartościach i określonym składzie jakościowym producentów, najczęstszy element zanieczyszczenia zbiorników wodnych, wahając się od 30 do 3000 $\text{mg C}/\text{m}^2/\text{dzień}$ i odpowiednio 7—700 $\text{g C}/\text{m}^2/\text{rok}$, od jezior oligotroficznych do zanieczyszczonych (Winberg 1960, Odum 1971).

Mamy już nieco danych o ilościach soli dopływających z różnych źródeł (tab. II i III, także dane u Vollenweidera 1968 i Milwaya 1970). Jednym z tych źródeł, które i u nas wkrótce zaczną odgrywać

rolę, jest intensywna hodowla zwierząt (L a w i B e r n a r d 1970). Zwykle w ściekach różnego rodzaju dominuje fosfor, w spływie ze zlewni — azot. Dane tego typu pozwalają na prognozowanie zmian w charakterze wód, w oparciu o planowane posunięcia gospodarcze (budowa obiektów przemysłowych, rozbudowa miast, turystyki, nasilenie hodowli i nawożenie gleb itd.) w ich rejonie. W powiązaniu z oceną zapasów biogenów w róż-

Tabela I

Zmiany rocznego obciążenia biogenami (całkowity P i N) jeziora Mendota w g/m^2 powierzchni jeziora na rok (wg Vollenweidera 1968)

Changes in yearly load of nutrients (total P and N) in Lake Mendota in g/m^2 of lake surface per year (after Vollenweider 1968)

	P	N
1945/1947	0,17	3,1
1948/1949	0,42	4,2
1965	0,54	6,4

nych elementach zbiornika (woda, osady denne, roślinność wyższa) pozwala to na sporządzenie bilansu biogenów i perspektyw jego zmian dla danego zbiornika. Jest to istotny pierwszy krok, niezbędne tło dla innych badań i propozycji rozwiązań w zakresie poprawy czystości wody. Takie bilansowe, całościowe spojrzenie na ekosystem jest m.in. zasługą Między-

Tabela II

Udział biogenów (%) z różnych źródeł w ogólnym dopływie biogenów do jeziora Mendota (wg Lee 1970b)

Percentage of nutrients from different sources in their total inflow to Lake Mendota (after Lee 1970b)

	N	P
Opady na powierzchnię jeziora Precipitation on lake surface	20	2
Wody gruntowe Ground waters	52	2
Wiązanie azotu Nitrogen fixation	0,4	—
Spływ powierzchniowy z pól Surface flow from fields	11	42
Miasta Towns	6	17
Ścieki komunalne i przemysłowe Urban and industrial wastes	10	36

Tabela III

Straty biogenów z różnych typów zlewni (kg/ha) przy opadach 750 mm/rok i spływie powierzchniowym 50 mm/rok (wg Biggar i Corey 1969)

Nutrients losses from different types of drainage basins (kg/ha) with precipitation of 750 mm/year and surface flow of 50 mm/year (after Biggar and Corey 1969)

	Łąki, pastwiska Meadows, pastures	Las Forest	Pola nawożone Fertilized fields
Azot nieorganiczny rozpuszczony Inorganic nitrogen, dissolved	0,06	0,03	3,0
Fosfor nieorganiczny rozpuszczony Inorganic phosphorus, dissolved	0,04	0,003	1,0
Jednostki względne N, P (przyjmując las=1)	2 13	1 1	100 300
Relative units N, P (taking forest=1)			

narodowego Programu Biologicznego, który doprowadził do uzyskania szeregu bilansów energetycznych ekosystemów i schematów przepływu energii (np. dla Jeziora Mikołajskiego — Kajak, Hillbricht-Ilkowska i Pieczyńska 1970). Dla celów czystości wód niezbędne są jednak dalsze badania, z uwzględnieniem bilansu biogenów (Krenkel et al. 1967, Vollenweider 1969, Bartsch 1970,

Tabela IV

„Dopuszczalne” i „niebezpieczne” obciążenie całkowitym azotem i fosforem w mg/m² powierzchni jeziora na rok (wg Vollenweidera 1968)

„Permissible” and „dangerous” load of total nitrogen and phosphorus in mg/m² of surface of lake per year (after Vollenweider 1968)

Średnia głębokość (m) do: Average depth (m) up to:	Dopuszczalne obciążenie do: Permissible load up to:		Niebezpieczne obciążenie ponad: Dangerous load over:	
	N	P	N	P
5	1,0	0,07	2,0	0,13
50	4,0	0,25	8,0	0,50
200	9,0	0,60	18,0	1,20

Likens et al. 1970, Ahl 1971, Ahlgren 1971, Likens i Bormann 1971, Solski 1971, Prohazkova w druku). Istotne w tym aspekcie są próby oceny dopuszczalnych i niebezpiecznych, z punktu widzenia czystości wody, spływów biogenów do zbiorników wodnych (tab. IV).

Jednym z ważnych elementów decydujących o koncentracji biogenów w zbiorniku jest niewątpliwie ich dopływ z osadów dennych, zależny od warunków tlenowych i przyspieszający znacznie eutrofizację zbior-

ników, które osiągnęły etap deficytów tlenowych w hypolimnionie (fig. 2). Zapasy fosforu w osadach wielokrotnie przewyższają ich ilości w wodzie (Lee 1970a). W świetle tego ogromnie ważne są badania nad intensywnością i warunkami wymiany soli mineralnych między osadami a wodą w warunkach naturalnych (Hasler 1957, Fitzgerald 1970, Gałusza i Rybak 1970).

Na tle przedstawionego wyżej, ogromnego tempa eutrofizacji, optymistycznym akcentem są udane próby bądź rokujące nadzieje usiłowania

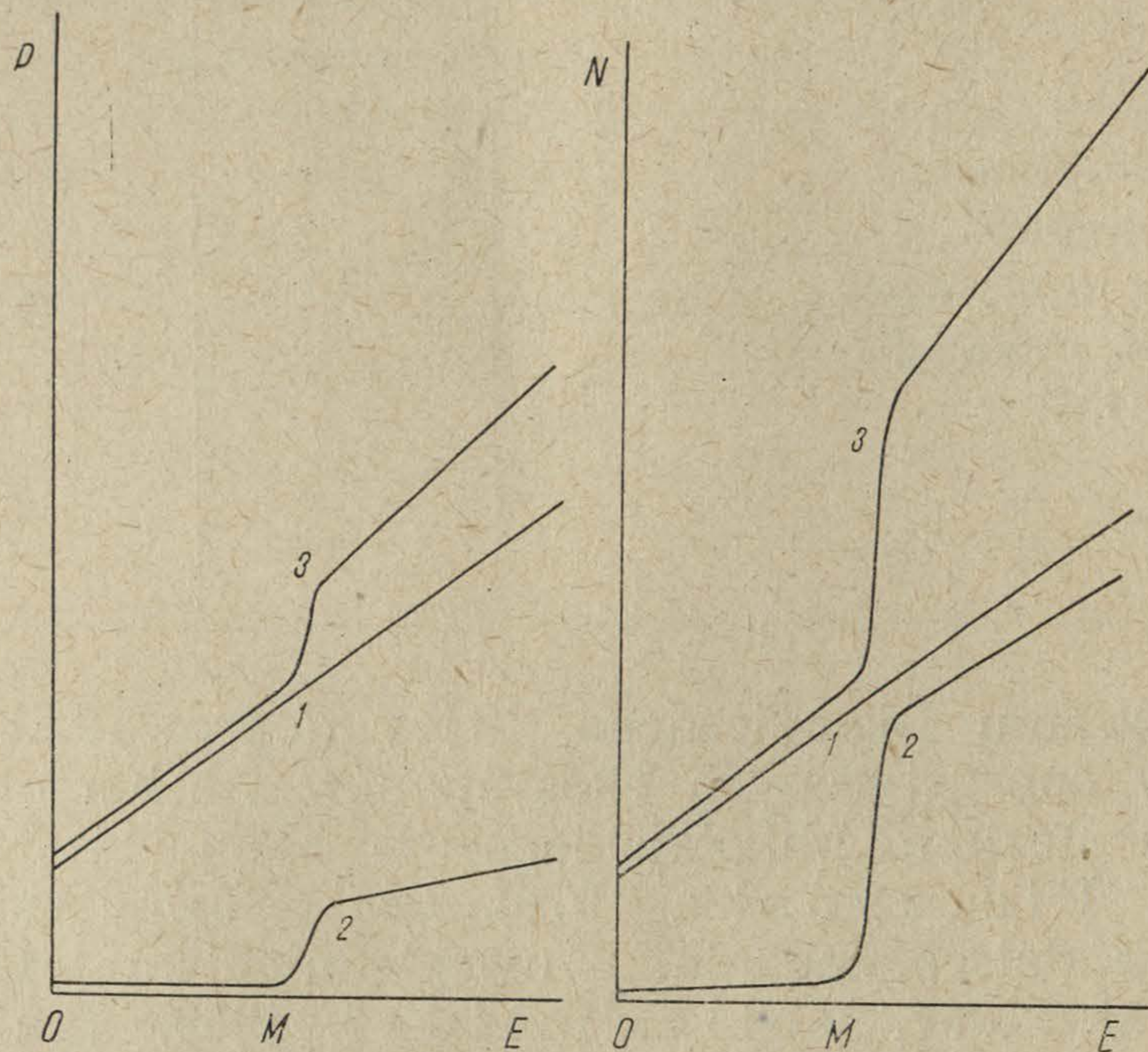


Fig. 2. Źródła biogenów w wodzie jezior ze wzrastającym obciążeniem zewnętrznym; w wyniku nasilającego się deficytu O_2 skokowo wzrasta wydzielanie biogenów z osadów dennych (wg Thomasa 1955)

1 — obciążenie zewnętrzne, 2 — biogeny z osadów, 3 — obciążenie całkowite, O — oligotrofia, M — mezotrofia, E — eutrofia

Sources of nutrients in water of lakes with increasing external load; increasing O_2 deficit results in increased emanation of nutrient from bottom sediments (after Thomas 1955)

1 — external load, 2 — nutrients in sediments, 3 — total load, O — oligotrophy, M — mesotrophy, E — eutrophy

restauracji jezior zanieczyszczonych. Szczególnie pocieszającym przykładem jest jezioro Washington, które samorzutnie wraca do pierwotnego stanu, w efekcie przerwania zrzutu ścieków (fig. 3). Pozytywne efekty uzyskano również w jeziorze Green (Oglesby 1969, Edmondson 1969, 1970) przez skierowanie doń dopływu czystej wody, w Jeziorze Kortowskim — przez systematyczne usuwanie bogatych wód hypolimnionu (Olszewski w druku), w zbiornikach zaporowych — przez usuwanie wód głębinowych z nagromadzonymi w nich w procesie sedymentacji okrzemkami (Uhlmann 1968). Nadzieje budzą eksperymenty z napowietrzaniem wód głębinowych (Schmitz i Hasler 1958, Ford 1963, Bryan 1965, Ridley 1969, Richey i Sollitt 1970, Lund 1971). W szczególnych przypadkach można myśleć o wiązaniu fosforu w osadach substancjami chemicznymi (Malhotra, Lee i Rohlich 1964, Rohlich 1969, Jernelov 1970), a nawet o restauracji prak-

tycznie zanikłych jezior przez usuwanie nagromadzonych osadów (Björk 1971).

Liczba środków tego typu, jak również liczba sytuacji, w których można je zastosować, jest jednak ograniczona, toteż warto chyba rozważyć inne teoretyczne podstawy walki z niekorzystnymi skutkami eutrofizacji. Podkreślam — z niekorzystnymi skutkami, gdyż przy tym samym stopniu trofii stan wtórnego zanieczyszczenia przez rozwój glonów może być różny (Fruh et al. 1966, Kuzmičeva 1969, Lund 1969, Shapiro, Chamberlain i Barret 1969, Sparling

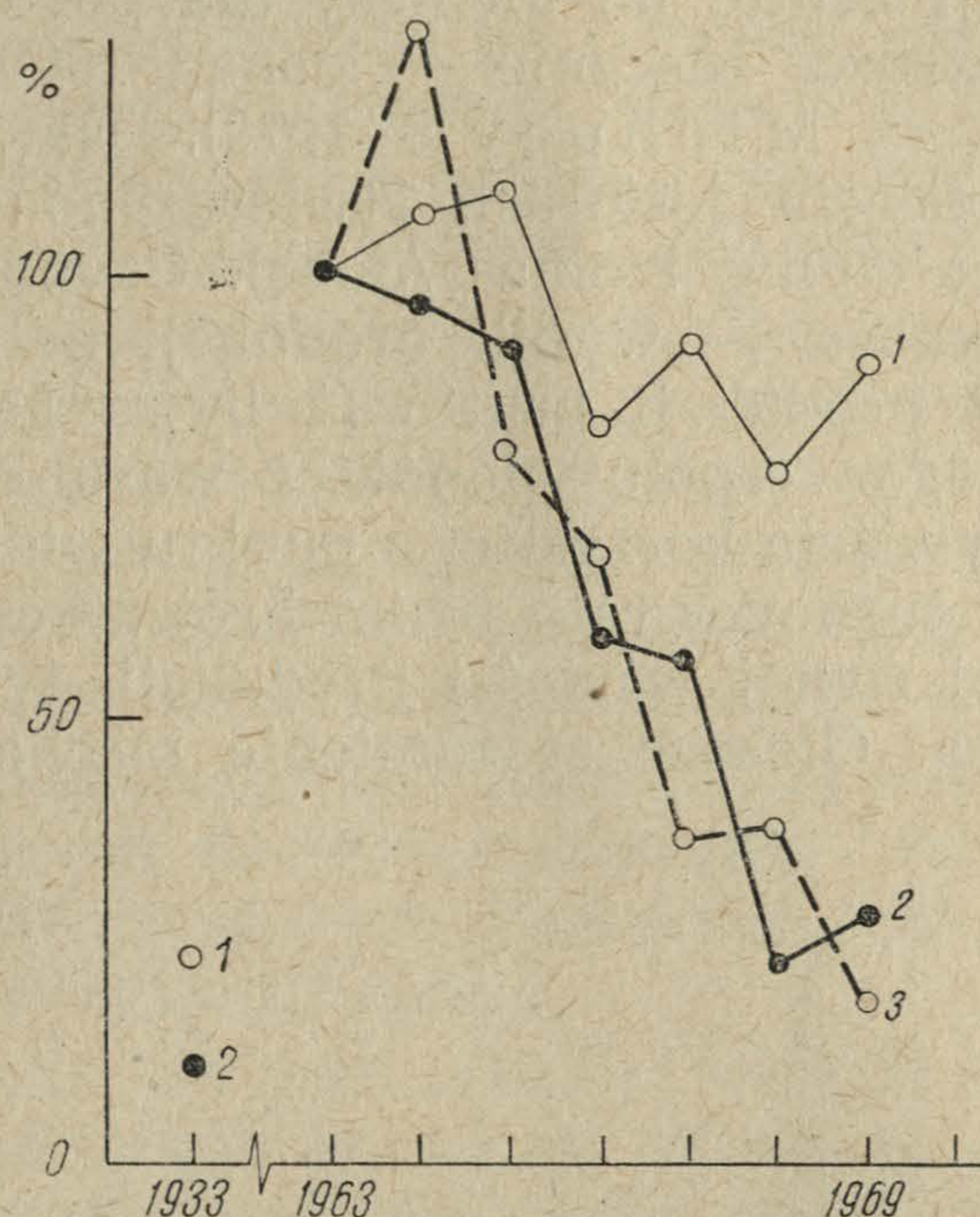


Fig. 3. Jezioro Washington — stan przed zanieczyszczeniem oraz restauracja po przerwaniu dopływu ścieków (stopniowo od 1963 r., aż do całkowitego w 1967 r.); średnie zimowe (styczeń—kwiecień) wartości $P(PO_4)$ i $N(NO_3)$ oraz średnie letnie (lipiec—sierpień) wartości chlorofilu w planktonie powierzchniowym (wg Edmondsona 1970)

1 — $N(NO_3)$, 2 — $P(PO_4)$, 3 — chlorofil
(wartości z 1963 r. przyjęto za 100%)

Lake Washington — state before pollution and restoration after elimination of waste inflow (gradually from 1963 until complete elimination attained in 1967); winter average values (January—April) of $P(PO_4)$ and $N(NO_3)$ and average summer values (July—August) of chlorophyll in surface plankton

(after Edmondson 1970)

1 — $N(NO_3)$, 2 — $P(PO_4)$, 3 — chlorophyll
(values for 1963 taken as 100%)

i Nalewajko 1970). Zależy to od składu jakościowego zespołów glonów planktonowych, stosunku produkcji netto do brutto, wartości turnover, stosunków konkurencyjnych i antybiotycznych, ubytków na drodze konsumpcji, sedymentacji, likwidacji przez pasożyty itd.

W zakresie czynników chemicznych niewątpliwie istotna jest kwestia, czy któryś z nich jest zdecydowanie ważniejszy niż inne dla zakwitów glonów. Głośny był, zwłaszcza na kontynencie amerykańskim, spór o rolę fosforu w eutrofizacji (Kuentzel 1969, Vallentyne 1970); nie wdając się w tę sprawę (z przytoczanych tu materiałów za

decydującą rolą fosforu przemawiają np. dane z jeziora Washington — fig. 3) można jednak chyba zgodzić się z postulatem zwolenników decydującego znaczenia fosforu, że jest on na pewno bardzo ważny, a przy tym stosunkowo łatwiejszy do kontroli niż inne elementy (Valentyne 1970). Niewątpliwie prócz samej koncentracji fosforu (i innych elementów) ważne jest ich tempo obiegu, wynikające zarówno z cech zbiornika (Patalas 1960a i b) jak i organizmów (Pomeroy 1970), oraz form występowania (Wetzel 1966, Stangenberg-Oporowska 1969, McCarty et al. 1970).

Stosunek produkcji brutto do biomasy dla poszczególnych gatunków glonów waha się bardzo znacznie — ponad 1000 razy (0,01—10,4 mg O₂/mg biomasy/dobę — Micheeva 1970). Nawet dla naturalnych zespołów w kilkudziesięciu jeziorach stwierdzono wahania ponad 300-krotne (0,1—33,3 mg O₂/mg biomasy/dobę). Czynnikiem zanieczyszczającym wody jest biomasa — wynik produkcji netto. Niska produkcja netto przy tej samej produkcji brutto (a bywa bardzo różna, zależnie od składu jakościowego zespołu glonów i warunków — Klimova 1970a i b) będzie oczywiście korzystna z punktu widzenia czystości wody. Podobnie im większy turnover rate — im krótszy czas życia produkowanych glonów przy tej samej wartości produkcji, tym niższa zanieczyszczająca wodę biomasa. Głębsze zrozumienie mechanizmów tych proce-

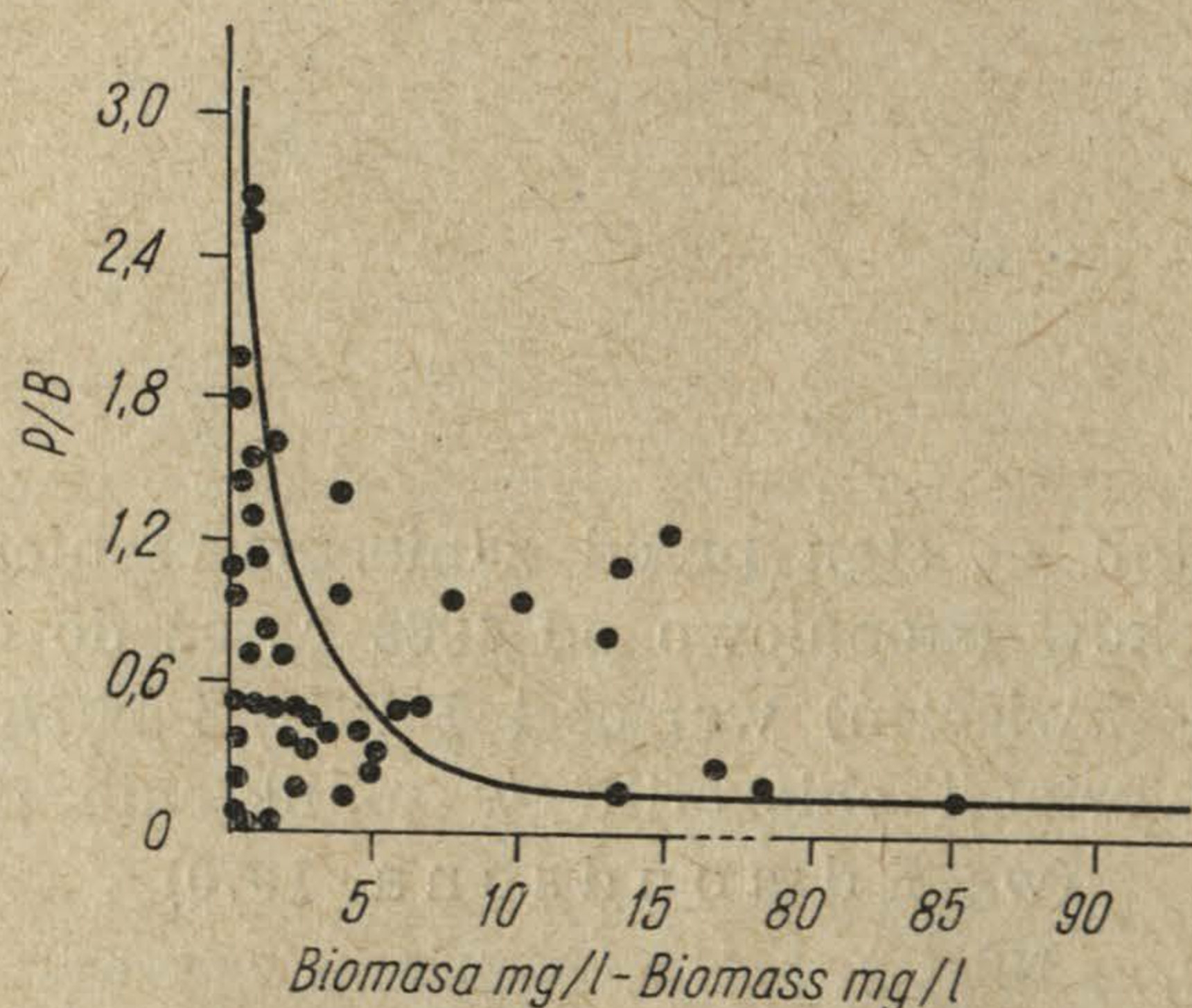


Fig. 4. Zależność wartości P/B od biomasy fitoplanktonu w jeziorach duńskich (wg Micheevej 1970)

P — fotosynteza, B — biomasa, P/B w mg O₂ na mg biomasy na dobę

Relation between P/B value and phytoplankton biomass in Danish lakes (after Micheeva 1970)

P — photosynthesis, B — biomass, P/B in mg O₂ per mg of biomass per day

sów mogłoby dać narzędzia do oddziaływania na stan czystości wody. Momentem optymistycznym jest tu malejący stosunek produkcji do biomasy przy wzroście tej ostatniej (fig. 4), jak również niższa efektywność produkcji sinic niż innych grup glonów (Hillbricht-Ilkowska i Spodniewska 1969).

Zasadniczą dla czystości wody sprawą jest niewątpliwie skład jakościowy fitoplanktonu; np. przy tej samej nawet biomacie nannofitoplankton może być nieszkodliwy, podczas gdy sinice — bardzo uciążliwe. Znając czynniki i mechanizmy decydujące o składzie jakościowym, czy

raczej układzie dominacji w obrębie fitoplanktonu należałoby więc stymulować rozwój nannoplanktonu i stwarzać niekorzystne warunki dla sinic. Niewątpliwie sprawa ta wymaga z jednej strony jeszcze wielu badań eksperymentalnych (w warunkach maksymalnie naturalnych!), z drugiej — większej liczby zbiorczych opracowań dotychczasowej rozproszonej wiedzy na ten temat, jak np. Rodhego (1948) — o wymogach glonów, Michееvej (1970) — o intensywności produkcji, Topačevskij'ego (1968, 1969) — o prawidłowościach i mechanizmach występowania sinic.

Pocieszające jest, że zaczynają się pojawiać próby interpretacji masowych pojawów glonów. Z jednej strony są to prace wykazujące generalną zależność zakwitów od trofizmu (np. Ljachnovič i Proszianik 1965, Topačevskij et al. 1969, Vollenweider 1969), z drugiej — analizy mechanizmów. Tak np. Provasoli (1969) jak również hydrobiolodzy radzieccy (przeгляд prac — Spodnievska 1971) sądzą, że krótkotrwałe deficyty tlenowe (na które sinice są bardziej odporne niż inne grupy glonów) oraz ubóstwo czy wyczerpanie azotu (co sinice potrafią sobie zrekompensować) prowadzą do zakwitów sinic, które po opanowaniu środowiska niełatwo już ustępują.

Abstrahując od powszechności tego mechanizmu można sądzić, że w sytuacjach gdy ma on miejsce, nieznaczna zmiana warunków (np. likwidacja deficytu tlenowego lub nieznaczne wzbogacenie w azot) mogłyby nie dopuścić do zakwitów sinic.

Wieloletnie badania Lunda (1971) rzucają światło na przyczyny licznych pojawów niektórych okrzemek. W niektórych sytuacjach potrafimy już z dużym prawdopodobieństwem określić, jaka będzie reakcja zespołów fitoplanktonu na zadziałanie określonymi czynnikami (Wolny 1967, Niewiadomska-Krüger 1970, Hagedorn 1971).

W przykładach tych odgrywają rolę zarówno właściwości glonów i ich autekologia, jak też zależności konkurencyjne. Jedne i drugie wymagają dalszych badań oraz podsumowującego zebrania dotychczasowych danych.

Sporo uwagi zwraca się ostatnio na pasożyty glonów (Canter i Lund 1966, 1969) jako potencjalne środki likwidacji zakwitów. Niestety, niewiele jeszcze wiadomo na temat okoliczności warunkujących ich efektywny wpływ na liczebność glonów.

Oprócz konkurencji w obrębie glonów, niewątpliwie duże znaczenie ma z jednej strony konkurencja, z drugiej — kooperacja, wzajemne odnawianie sobie warunków troficznych przez glony i bakterie. W tym zakresie bardzo obiecująca jest metoda badania aktywności bakterii (Parsons i Strickland 1962, Hobbie i Wright 1968, Hobbie i Crawford 1969, Allen 1969), stosowana w zmodyfikowanej postaci i na naszym terenie (Godlewska-Lipowa w druku), oraz prace Saundersa (Saunders 1969, Saunders i Storch 1971) i Chajlova (1971) nad rolą substancji organicznej rozpuszczonej i jej powiązaniem z glonami i bakteriami (przeгляд piśmiennictwa — Kuzmenko 1970, Ławacz 1971).

Niewątpliwie jednym z najistotniejszych mechanizmów regulujących liczebność i skład fitoplanktonu jest jego konsumpcja przez zoo-

plankton. Im więcej jest zjadane, tym mniej pozostaje i zanieczyszcza wodę. Jesteśmy więc zainteresowani w wysokich wartościach efektywności produkcji zooplanktonu, wysokim stosunku produkcji zoo- do fitoplanktonu, oraz poznaniu okoliczności o tym decydujących. Wiemy już sporo o wartościach i zmienności tego stosunku, np. *S tra ś k r a b a* i *S tra ś k r a b o v a* ((1969) w zestawieniu szeregu danych wykazali, że wysoka biomasa zooplanktonu (którą w „grubych” granicach dla analizowanych zbiorników można przyjąć za proporcjonalną do produkcji) może mieć miejsce zarówno przy niskiej jak i wysokiej produkcji pierwotnej (fig. 5). *Hillbricht-Ilkowska et al.* (1970) wykazali, że

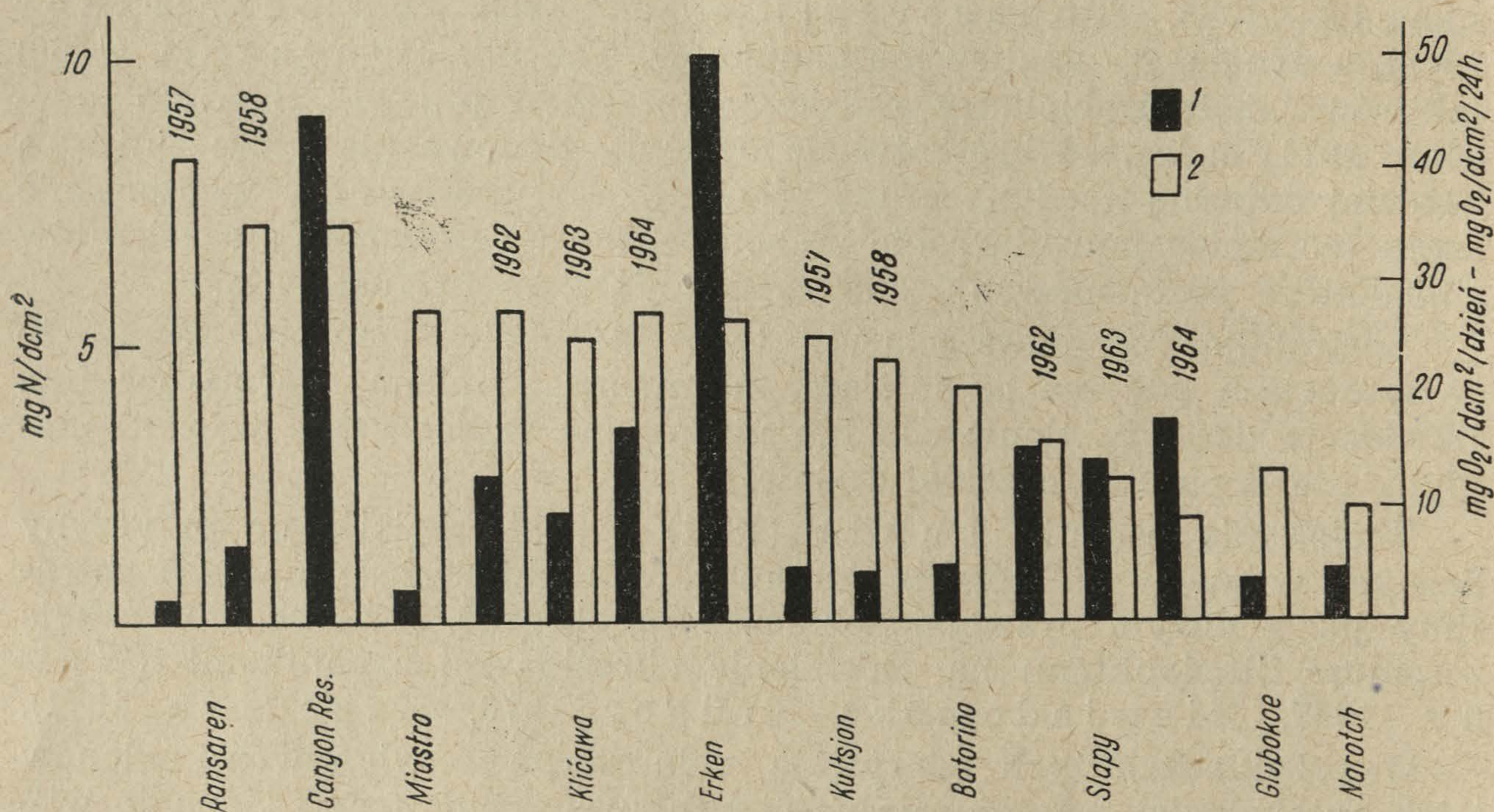


Fig. 5. Średnie wartości produkcji pierwotnej i biomasy zooplanktonu w różnych zbiornikach (wg *S tra ś k r a b a* i *S tra ś k r a b o v a* 1969)

1 — zooplankton, 2 — produkcja pierwotna

Average values of primary production and zooplankton biomass in different lakes (after *S tra ś k r a b a* and *S tra ś k r a b o v a* 1969)

1 — zooplankton, 2 — primary production

efektywność produkcji zooplanktonu w sąsiadujących jeziorach mazurskich waha się znacznie. Średnie wartości za sezon wegetacyjny wynosiły: dla Jeziora Mikołajskiego — 16% (przy wahaniach dla poszczególnych miesięcy 5—25%), dla jeziora Śniardwy — 5% (2—9), dla jeziora Flosek — 40% (1—140). (Te ostatnie wartości są niewątpliwie sztucznie podwyższone i wynikają prawdopodobnie z nieuwzględnienia innych, poza autochtoniczną produkcją pierwotną, źródeł pokarmu fitoplanktonu).

Bardzo zmienna i zróżnicowana jest efektywność produkcji, zarówno dla poszczególnych gatunków w różnych sytuacjach (*K r j u č k o v a*

1969, Klekowski 1970, Pečen-Finenko 1971), jak i całych zespołów zooplanktonu (Martin 1968, Galkovskaja 1970, Russel-Hunter 1970, Gliwicz i Hillbricht-Ilkowska w druku i inni). Wynika to oczywiście z bardzo wielu czynników i mechanizmów, zaś dobrym wskaźnikiem ogólnym jest stosunek oddychania całego zespołu do produkcji pierwotnej brutto (Hillbricht-Ilkowska i Spodnievska 1969, Duncan, Cremer i Andrew 1970 i inni).

Podobnie znaczne różnice wykazywała efektywność produkcji zooplanktonu drapieżnego; stosunek produkcji zooplanktonu drapieżnego do niedrapieżnego wynosił dla Jeziora Mikołajskiego — 30% (10—70), Śniardwy — 16% (9—30), Flosek — 11% (0,2—42) (Hillbricht-Ilkowska et al. 1970).

Aczkolwiek dalecy jesteśmy od takiego zrozumienia tych zagadnień, aby już myśleć o świadomym nimi kierowaniu, dysponujemy jednak garścią faktów, w których ten stosunek zmienił się w efekcie określonych zabiegów. Na przykład Goldman (1966) wprowadziwszy niewielkie ilości molibdenu do jeziora uzyskał 40% wzrost produkcji pierwotnej fitoplanktonu, ale aż 1000% wzrost liczebności zooplanktonu. W ogóle do mikroelementów przywiązuje się ostatnio dużą wagę (Goldman 1965, Lukowicz 1969, Hofmann 1970, Kowalski 1971, Malczewski 1971), a znaczenie ich może rosnać ze względu na zwiększenie ich stosowania w rolnictwie. Zmianę stosunków ilościowych produkcji wtórnej i pierwotnej uzyskano także w efekcie podgrzania wody w jeziorze (Patalas 1970).

Dość dobrze jest już poznany wpływ ryb planktonożernych (i nie tylko) na zooplankton. Z reguły pod presją ryb ustępują duże gatunki zooplanktonu, dominację uzyskują drobniejsze, które często osiągają przy tym wyższą płodność (Grygierek 1962, Brooks 1969, Hrbáček 1969, La Rue 1970).

Wpływ ryb jest zresztą często wielostronny — dotyczy ogólnie kształtowania środowiska i biocenozy, nie zaś tylko selektywnego wyżerania zooplanktonu (Hillbricht-Ilkowska 1964, Hrbáček 1969, Kajak et al. w druku). Grygierek (1970) uzyskała ostatnio interesujące fakty zależności układu dominacji zooplanktonu od przesiąkliwości dna stawów nawożonych. Są to wszystko fakty zbliżające nas do zrozumienia składu gatunkowego i stosunków ilościowych zooplanktonu.

Znacznie ostatnio wzrósł zasób wiedzy o odżywianiu się zooplanktonu (Krjučkova i Sladeček 1969, Saunders 1969, Hargrave i Geen 1970, Ivanova 1970, Pečen 1970, Perueva i Vilenkin 1970, Steele 1970 i in.). Przy tym obok dużej liczby prac mało przydatnych do zrozumienia procesów w naturze (ze względu na nieliczenie się z koncentracją, składem, zmiennością pokarmu i innych warunków), dysponujemy już całkiem pokaznym dorobkiem o odżywianiu się zooplanktonu w warunkach naturalnych lub bliskich naturalnym (Węgleńska 1968, 1971, Gliwicz 1969a, b, c, Saunders 1969, Rigler 1971 i in.). Wielką wagę ma wykazanie

prawidłowości w składzie pokarmu zależnie od typu troficznego jezior (większy udział fitoplanktonu w jeziorach oligotroficznym, bakterii w eutroficznym — Gliwicz 1969a, c) oraz wielkości cząstek pobieranego pokarmu przez różne gatunki zooplanktonu (fig. 6). Przytoczone

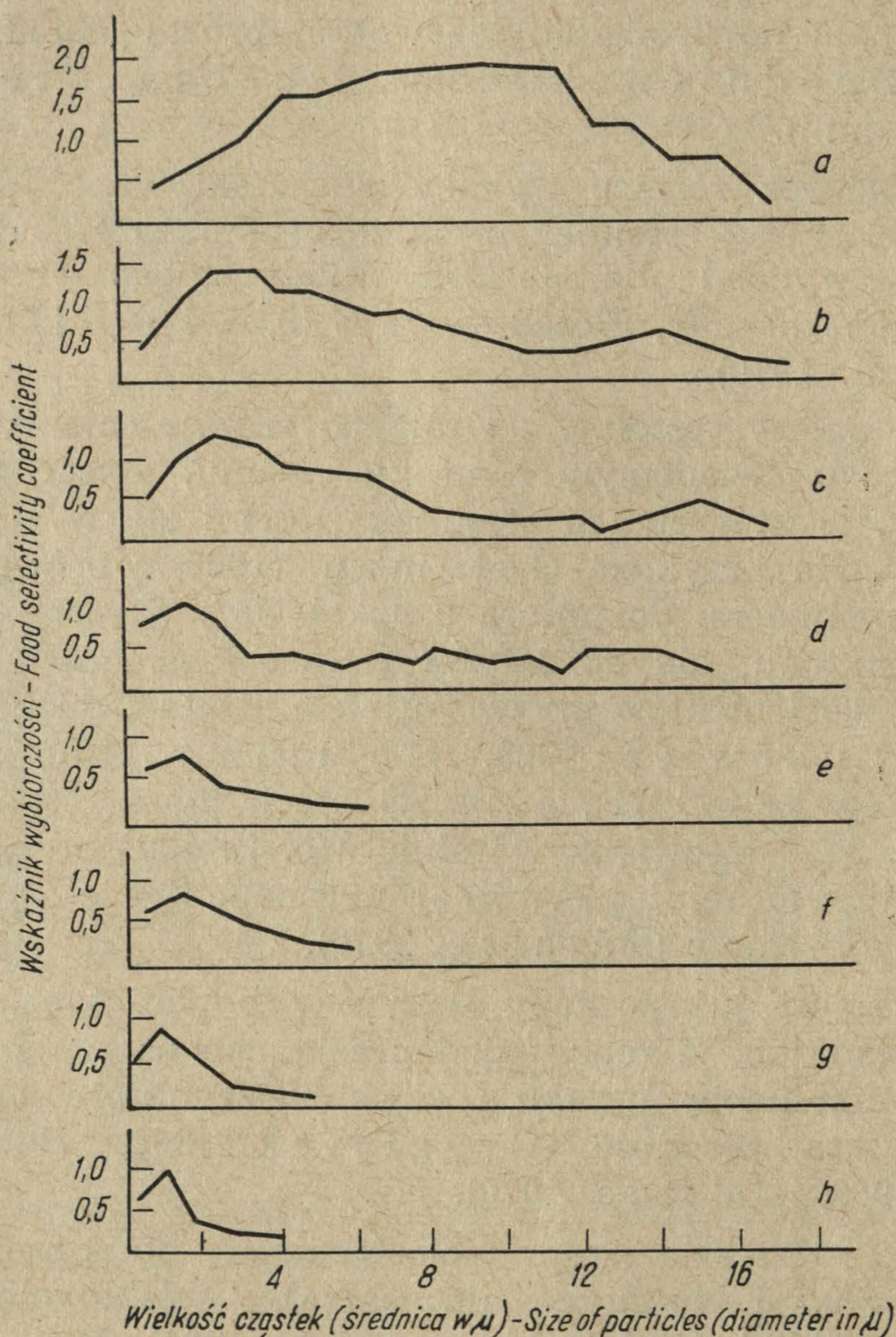


Fig. 6. Intensywność wyżerania cząstek różnej wielkości przez niektóre gatunki filtratorów i sedymentatorów (wg Gliwicza 1969a)

a — *Eudiaptomus graciloides*, b — *Diaphanosoma brachyurum*, c — *Daphnia cucullata*, d — *Bosmina coregoni*, e — *Chydorus sphaericus*, f — *Conochilus unicornis*, g — *Keratella quadrata*, h — *K. cochlearis*

Intensity of grazing the particles of various size by some filtrator and sedimentator species (after Gliwicz 1969 a)

przykłady wpływu z jednej strony ryb na zooplankton, z drugiej — wybiórczości pokarmowej zooplanktonu, która niewątpliwie oddziaływała na skład, stosunki ilościowe i obfitość fitoplanktonu, rodują nadzieję na możliwość świadomego i kierunkowego kształtowania zespołów planktonowych, a tym samym — czystości wody. W tym zakresie istotny wpływ mają zresztą również niektóre inne masowo występujące

organizmy, jak np. *Dreissena polymorpha*, filtrująca znaczne objętości wody (fig. 7).

Słabym punktem nadziei na kształtowanie czystości wody poprzez oddziaływanie na zooplankton jest niewątpliwie fakt, że nawet duże gatunki zooplanktonu konsumują raczej drobny fitoplankton, podczas gdy czynnikiem zanieczyszczającym są głównie duże formy fitoplanktonu. Pod tym względem duże nadzieje można wiązać z rybami fitoplanktonożernymi, jak tołpyga, które bezpośrednio usuwają fitoplankton różnej wielkości (Opuszyński 1964, Lupačeva 1969); z drugiej strony — warte zainteresowania są planktonowe drapieżce bezkręgowce, jako odżywiające się raczej drobniejszymi skorupiakami i tym samym mogące stymulować rozwój większych, odżywiających się większymi formami fitoplanktonu (Hillbricht-Ilkowska i Karabin 1970,

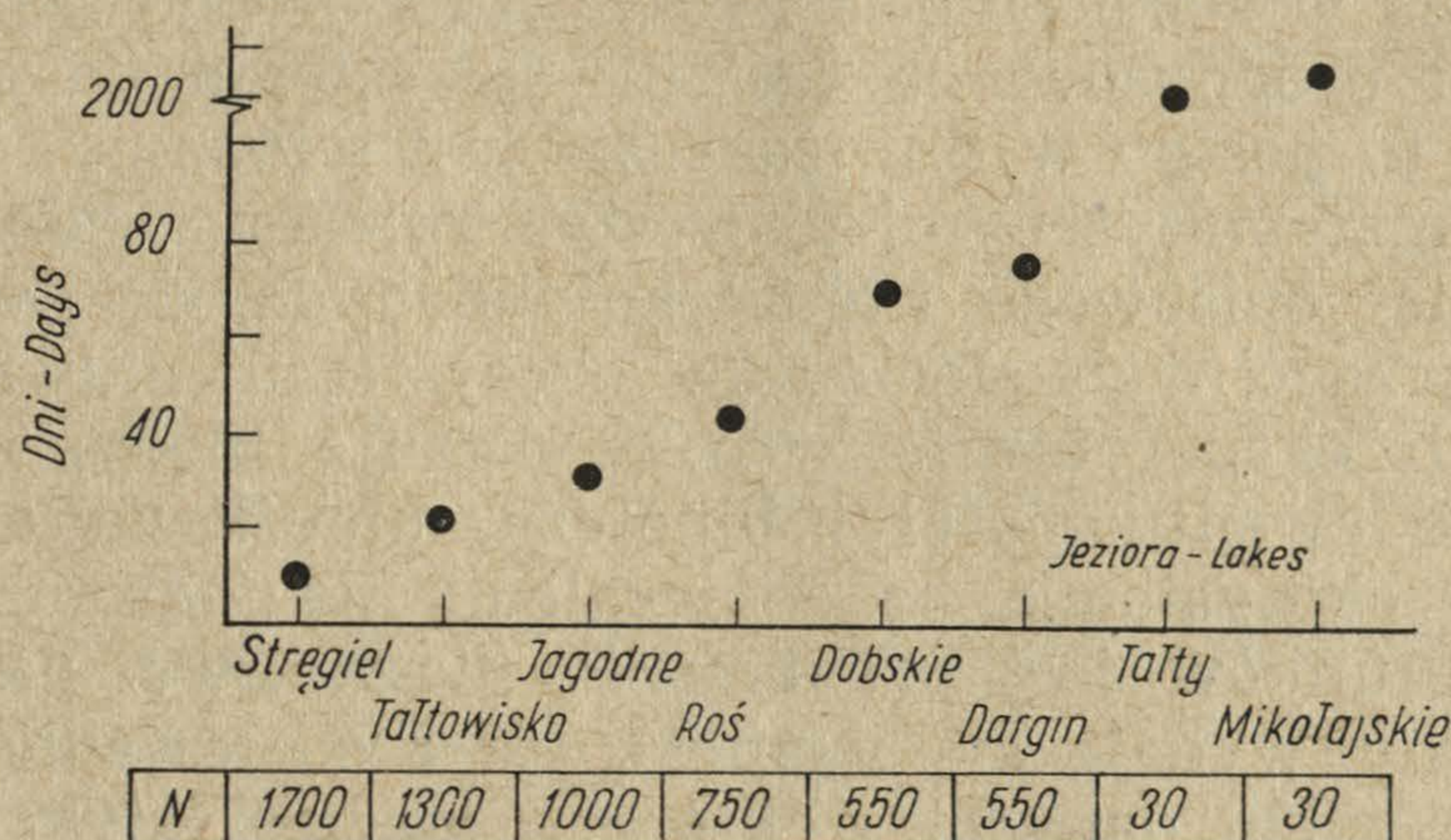


Fig. 7. Zagęszczenie populacji *Dreissena polymorpha* a okres w ciągu którego populacja może przefiltrować wodę epilimnionu w jeziorach (wg Stańczykowskiej 1968, nieco zmienione)

N — liczba osobników *D. polymorpha* na m² w strefie występowania

Population density of *Dreissena polymorpha* and period within which its population can filter the whole epilimnetic water in lakes (after Stańczykowska 1968, slightly modified)

N — number of individuals of *D. polymorpha* per m² in zone of occurrence

Kajak i Ranke-Rybicka 1970). Wybiórcze wyżeranie oczywiście wpłynie na skład zooplanktonu (Slobodkin 1962, Mały 1970), a to z kolei — na stosunki ilościowe w obrębie fitoplanktonu. Wprawdzie nawet duże formy zooplanktonu żywią się drobnymi glonami, jednakże powiązania i uzależnienia wzajemne w obrębie zespołów planktonowych są tak wielostronne i różnorakie, iż fakt wyżerania drobniejszych form fitoplanktonu przez zespół konsumentów zooplanktonowych nie świadczy bynajmniej, że nie wpłynie to na zanik lub zmniejszenie dominacji dużych form fitoplanktonu. Może to nastąpić poprzez łańcuch zależności troficznych, konkurencyjnych i antybiotycznych w skomplikowanym zespole: fitoplankton — bakterie — zooplankton, na tle warunków środowiskowych, włącznie z substancją organiczną rozpuszczoną. Mimo omówionego wyżej zaniku form dużych a stymulacji małych form zooplanktonu pod presją ryb, w określonych sytuacjach prowadzi to do wzrostu udziału nanoplanktonu (choć z prostych zależności troficznych należałoby się raczej spodziewać spadku obfitości nanoplanktonu, gdyż ryby stymulują rozwój drobnego zooplanktonu, konsumując

cego nannoplankton) i spadku produkcji pierwotnej, a więc wzrostu czystości wody (Kajak et al. w druku).

Tak więc nie znamy jeszcze różnorodnych powiązań i uzależnień w obrębie planktonu na tyle, aby móc przewidywać rozwój sytuacji i kierunkowo oddziaływać, znamy je jednak dostatecznie, aby przewidzieć, że każda zmiana w jednym ogniwie pociągnie za sobą zmiany innych. Wiedza nasza w tym zakresie stale szybko rośnie. Zależności te jednak są tak skomplikowane i jest ich tak wiele, że koniecznością wydaje się zastosowanie modeli i maszyn matematycznych, aby móc te wszystkie powiązania uwzględnić. Obserwuje się ostatnio nasilenie pracy na te tematy (Vollenweider 1969, Chen 1970, Fedorov 1970, Menšutkin i Umnov 1970a i b, Menšutkin 1971a i b, Odum 1971). Choć żadna z dotychczasowych prób nie jest jeszcze doskonała w sensie ujęcia ekosystemu w jego pełnej komplikacji oraz możliwości prognozowania reakcji ekosystemu na określone zmiany czy zabiegi, to postęp w tym zakresie jest widoczny. Przy tym praca nad modelami matematycznymi ekosystemów zmusza do bardziej funkcjonalnego, mniej opisowego traktowania danych, do powiązania przyczynowego poszczególnych elementów ekosystemu, ujawnia luki w materiale i danych eksperymentalnych, wykazuje błędy, pozwala szybko sprawdzić różne ewentualności i hipotezy, umożliwia analizę funkcjonowania całego ekosystemu, co ze względu na ogromną komplikację i zmienność stosunków jest praktycznie niemożliwe na innej drodze.

Bardzo istotny wydaje się moment, że modelowanie nie tylko pozwala powiązać wiele danych, w których inaczej łatwo się zgubić, ale także pomaga we właściwym ustawieniu eksperymentów, a więc w optymalizacji badań.

Wnioski

Na podstawie powyższego przeglądu stanu naszej wiedzy z punktu widzenia czystości wód stojących wydaje się, że najważniejsze są następujące zadania:

1) Ocena głównych źródeł eutrofizacji zbiorników wodnych (ścieki, spływ ze zlewni itd.) i perspektywy ich zmian; w oparciu o to oraz o bilans biogenów w zbiorniku — propozycje posunięć gospodarczych, jak np. zakaz zrzutu ścieków, odpowiednie zagospodarowanie zlewni i brzegów zbiorników w celu „przechwytywania” nadmiaru biogenów spływających ze zlewni itd.;

2) Ingerencja w funkcjonowanie ekosystemu drogą zabiegów technicznych (jak np. usuwanie wód hypolimnionu lub ich napowietrzanie) lub biologicznych (np. introdukcja ryb, zmiany warunków na początku zakwitów glonów itd.), z równoczesną analizą zmian zachodzących w ekosystemie oraz czynników i mechanizmów decydujących o tym;

3) Poszukiwanie prawidłowości zjawisk biologicznych, ze szczególnym uwzględnieniem zakwitów glonów, w powiązaniu z czynnikami środowiskowymi i biotycznymi. Warunkiem koniecznym jest tu duża liczba badanych w porównywalny sposób sytuacji;

4) Badanie mechanizmów (konsumpcja, antybioza, konkurencja, przekształcanie środowiska itd. — zwłaszcza w zespołach planktonowych, które decydują o czystości wody i mogą ją zagwarantować nawet w wa-

runkach wysokiej trofii. Ze względu na ogromną liczbę działających parametrów i powiązań, pożądana jest w tym zakresie równoczesna praca nad modelowaniem matematycznym ekosystemu.

Autor gorąco dziękuje dr E. Pieczyńskiemu za krytyczne przejście i redakcyjne opracowanie tekstu oraz E. Włodarczyk — za pomoc w technicznym przygotowaniu pracy.

Piśmiennictwo

- Ahl T. 1971 — Plant nutrients in Swedish lake and river waters — *Limnologorum Conventus XVIII* (Abstracts of Communications), Leningrad, 4—4.
- Ahlgren I. 1971 — Changes in lake Norrviken after sewage diversion — *Limnologorum Conventus XVIII* (Abstracts of Communications), Leningrad, 4—4.
- Allen H. L. 1969 — Chemo-organotrophic utilization of dissolved organic compounds by planktonic algae and bacteria in a pond — *Int. Rev. Hydrobiol.* 54: 1—33.
- Bartsch A. F. 1970 — Accelerated eutrophication of lakes in the United States: ecological response to human activities — *Environ. Pollut.* 1—2: 133—140.
- Biggar J. W., Corey R. B. 1969 — Agricultural drainage and eutrophication Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington, 404—445.
- Björk S. 1971 — Ecosystem studies in connection with the restoration of lakes — *Limnologorum Conventus XVIII* (Abstracts of Communications), Leningrad, 11—11.
- Brooks J. L. — 1969 — Eutrophication and changes in the composition of the zooplankton — Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington, 236—255.
- Bryan J. G. 1965 — Improvement in the quality of reservoir discharges through reservoir mixing and aeration — Public Health Service Publication No. 999.
- Canter H. M., Lund J. W. G. 1966 — The periodicity of planktonic desmids in Windermere, England — *Verh. int. Vereinig. Limnol.* 16: 163—172.
- Canter H. M., Lund J. W. G. 1969 — The parasitism of planktonic desmids by fungi — *Österr. Bot. Z.* 116: 351—377.
- Chajlov K. M. 1971 — *Ekologičeskij metabolizm w morie* — Kiev, 252 pp.
- Chen C. W. 1970 — Concepts and utilities of ecologic model — *J. San. Enging. Div.* 96: 1085—1097.
- Duncan A., Cremer G. A., Andrew T. 1970 — The measurement of respiratory rates under field and laboratory conditions during an ecological study on zooplankton — *Pol. Arch. Hydrobiol.* 17(30): 149—160.
- Edmondson W. T. 1969 — Eutrophication in North America — Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington, 124—149.
- Edmondson W. T. 1970 — Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage — *Science*, 169: 690—691.
- Fedorov V. D. 1970 — Pervičnaja produkcija kak funkcija struktury fitoplanktonnogo sobščestva — *Dokl. Akad. Nauk SSSR, ser. biol.* 192: 901—910.
- Ford M. E. 1963 — Air injection for control of reservoir limnology — *J. Amer. Water Works Assoc.* 55: 267—274.
- Fritzgerald G. P. 1970 — Aerobic lake muds for the removal of phosphorus from lake waters — *Limnol. Oceanogr.* 15: 550—556.

- Fruh E. G., Stewart K. M., Lee G. F., Rohlich G. A. 1966 — Measurements of eutrophication and trends — J. Water Poll. Control Federation, 1237—1258.
- Galkovskaja T. A. 1970 — Ob ispolzovanii pišči prudozym zooplanktonom — *Gidrobiol. Ž.* 6: 57—62.
- Gałusza R., Rybak J. I. 1970 — Zmiany zawartości biogenów w wodzie i osadach Jeziora Mikołajskiego — VIII Zjazd Hydrobiologów Polskich w Białymstoku. Streszcz. ref. 36—36.
- Gliwicz Z. M. 1969a — Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy — *Ekol. Pol. A*, 17: 663—708.
- Gliwicz Z. M. 1969b — Baza pokarmowa zooplanktonu jeziornego — *Ekol. Pol. B*, 15: 205—223.
- Gliwicz Z. M. 1969c — Wykorzystanie produkcji pierwotnej przez konsumentów planktonowych w zależności od długości łańcucha pokarmowego — *Ekol. Pol. B*, 15: 63—70.
- Gliwicz Z. M., Hillbricht-Ilkowska A. (w druku) — Efficiency of the utilization of nanoplankton primary production by communities of filter-feeding animals, measured in situ — *Verh. int. Vereinig. Limnol.* 18.
- Godlewska-Lipowa W. A. (w druku) — Proces eutrofizacji w aspekcie mikrobiologicznym — *Pol. Arch. Hydrobiol.*
- Goldman C. R. 1965 — Micronutrient limiting factors and their detection in natural phytoplankton populations — *Proc. I.B.P. Symp. on Primary Productivity in Aquatic Environments, Pallanza, Italy*, 123—135.
- Goldman C. R. 1966 — Molybdenum as an essential micronutrient and useful watermass marker in Castle Lake, California — *Proc. I.B.P. Symp. held in Amsterdam and Nieuwersluis*, 229—238.
- Grygierek E. 1962 — Wpływ zagęszczenia narybku karpia na faunę skorupiaków planktonowych — *Roczn. Nauk. roln. B*, 81: 189—210.
- Grygierek E. 1970 — Wstępne wyniki badań wpływu nawożenia stawów na zooplankton (porównanie działania węglanu i siarczanu amonu) — *Roczn. Nauk roln. H*, 91: 467—483.
- Hagedorn H. 1971 — Experimentelle Untersuchungen über den Einfluss des Thiamins auf die Natürliche Algenpopulation des Pelagials — *Arch. Hydrobiol.* 68: 383—399.
- Hargrave B. T., Geen G. L. 1970 — Effects of copepod grazing on two natural phytoplankton populations — *J. Fish. Res. Bd Can.* 27: 1395—1403.
- Hasler A. D. 1957 — Natural and artificially (air ploughing) induced movement of radioactive phosphorus from the muds of lakes — *UNESCO Int. Conf. on Radioisotopes*, 4: 658—675.
- Hillbricht-Ilkowska A. 1964 — The influence of the fish population on the biocenosis of a pond, using *Rotifera* fauna as an illustration — *Ekol. Pol. A*, 28: 453—503.
- Hillbricht-Ilkowska A., Karabin A. 1970 — An attempt to estimate consumption, respiration and production of *Leptodora kindtii* (Focke) in field and laboratory experiments — *Pol. Arch. Hydrobiol.* 17(30): 81—86.
- Hillbricht-Ilkowska A., Spodniewska I. 1969 — Comparison of the primary production of phytoplankton in three lakes of different trophic type — *Ekol. Pol. A*, 14: 241—261.
- Hillbricht-Ilkowska A., Spodniewska I., Węgleńska T., Karabin A. 1970 — The variation of some ecological efficiencies and production rates in plankton community of several lakes of different trophy — *IBP-UNESCO Symp. „Productivity Problems of Freshwaters”*, 1: 134—143.

- Hobbie J. E., Crawford C. C. 1969 — Bacterial uptake of organic substrate: new methods of study and application to eutrophication — Verh. int. Vereinig. Limnol. 17: 725—730.
- Hobbie J. E., Wright R. T. 1968 — A new method for the study of bacteria in lakes. Description and results — Mitt. int. Vereinig. Limnol. 14: 64—71.
- Hofmann J. 1970 — Magnesium — ein wichtiger Nährstoff auch in der Teichwirtschaft — Allgem. Fisch. Zeitg. 95: 1—53.
- Hrbaček J. 1969 — Relation of productivity phenomena to the water quality criteria in ponds and reservoirs — „Advances in water pollution research”, IV Conf. intern. Assoc. Water Poll. Res., 717—724.
- Ivanova M. V. 1970 — Influence of food concentration upon the rate of filtration in *Cladocera* — Ž. Obšč. Biol. 31: 721—731.
- Jernelov A. 1970 — Phosphate reduction in lakes by precipitation with aluminium sulphate — Water Res. 1: 1—5.
- Kajak Z., Ranke-Rybicka B. 1970 — Feeding and production efficiency of *Chaoborus flavicans* Meigen (*Diptera, Culicidae*) larvae in eutrophic and dystrophic lake — Pol. Arch. Hydrobiol. 17(30): 225—232.
- Kajak Z., Hillbricht-Ilkowska A., Pieczyńska E. — 1970 — Production in several Masurian lakes — IBP-UNESCO Symp. „Productivity Problems of Freshwaters”, 1: 173—189.
- Kajak Z., Hillbricht-Ilkowska A., Dusoge K., Pieczyński E., Prejs A., Spodniewska I., Węgleńska T. (w druku) — Influence of the artificially increased fish stock on the lake biocenosis — Verh. int. Vereinig. Limnol. 18.
- Klekowski R. Z. 1970 — Bioenergetic budgets and their application for estimation of production efficiency — Pol. Arch. Hydrobiol. 17(30): 55—80.
- Klimova A. K. 1970a — Vlijanie temperatury vody na intensivnost fotosintezy i dychanija vodoroslej — Vopr. fizjol. i populac. ekol., 17—21.
- Klimova A. K. 1970b — Nekotorye faktory vlijajuščie na intensivnost fotosinteza rukovodjaščich grup planktonnych vodoroslej Volgogradskogo vodočhranilišča — Trudy kompleksnoj ekspedicii Saratovskogo Universiteta po izučenii Volgogradskogo i Saratovskogo vodočhranilišč, 1: 111—115.
- Kowalski A. 1971 — Wpływ niektórych mikroelementów na produkcję pierwotną zbiorników — Gosp. rybna, 23: 12—13.
- Krenkel P. A. et al. 1967 — Badania rzek — Świat. Org. Zdr. Projekt FS ONZ, 2: 62—76.
- Krjučkova N. M. 1969 — Ispolzovanie zooplanktonom pišči na rost — Z. Obšč. Biol. 30: 418—425.
- Krjučkova N. M., Sladeček V. 1969 — Quantitative relations of the feeding and growth of *Daphnia pulex obtusa* (Kurz) Scourfield — Hydrobiol. 33: 47—64.
- Kuentzel L. E. 1969 — Bacteria, carbon dioxide, and algal blooms — J. Water Poll. Control Federation, 41: 1737—1747.
- Kuzmenko M. I. 1970 — Rol. ograničeskogo pitaniya v produktivnosti vodoroslej — Gidrobiol. Ž. 6: 109—123.
- Kuzmičeva V. I. 1969 — Pervičnaja produkcija pri raznyh metodach udobrenija nagulnych prudov azotom i fosforom — Trudy VNIPIRCh, 16: 46—55.
- La Rue W. 1970 — Effects of alewife predation on zooplankton populations in lake Michigan — Limnol. Oceanogr. 15: 556—565.
- Law J. P. Jr., Bernard H. 1970 — Impact of agricultural pollutants on water users — Trans. ASAE, 474—478.

- Lee G. F. 1970a — Factors affecting the transfer of materials between water and sediments — Eutrophication Information Program, Literature Review No. 1.
- Lee G. F. 1970b — Eutrophication — Eutrophication Information Program, Occasional Paper No. 2.
- Likens G. E., Bormann F. H. 1971 — An experimental approach to nutrient hydrologic processes in new England Landscapes — *Limnologiae Conventus XVIII* (Abstracts of Communications), Leningrad, 61—61.
- Likens G. E., Bormann F. H., Johnson N. M., Fischer D. W., Pierce R. S. 1971 — Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook Watershed Ecosystem — *Ecol. Monogr.* 40: 23—47.
- Ljachnovič V. P., Prošianik L. V. 1965 — Razvitie sinezelenych vodoroslej v prudach raznoj produktivnosti Belorusskoj SSR — *Ekologija i fiziologija sinezelenych vodoroslej*, 139—144.
- Lukowicz M. 1969 — Düngungsversuche mit dem Spurenelementdünger Excello auf verschiedenen Teichböden des Kischgrundes — *Fischwirt.* 19: 224—227.
- Lund J. W. G. 1969 — Phytoplankton — *Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”*, Washington, 306—330.
- Lund J. W. G. 1971 — An artificial alteration on the seasonal cycle of the plankton diatom *Melosira italica* subsp. *subarctica* in an English lake — *J. Ecol.* 59: 521—533.
- Lupačeva L. I. 1969 — O pitanii belogo tolstolobika v prudach Cjurupinskogo nerestogo-vyrostnogo chozjajstva — *Ryb. Choz.*, Kiev, 9: 35—36.
- Ławacz W. 1971 — Substancje organiczne rozpuszczone w wodzie, ich pochodzenie i udział w krążeniu materii — *Wiad. ekol.* 17: 147—156.
- Malczewski C. 1971 — Nawożenie stawów karpowych — *Gosp. rybna*, 23: 7—8.
- Malhotra S. K., Lee G. F., Rohlich C. A. 1964 — Nutrient removal from secondary effluent by allumm flocculation and lime precipitation — *Int. J. Air Wat. Poll.* 8: 487—500.
- Maly E. J. 1970 — The influence of predation on the adult sex ratios of two copepod species — *Limnol. Oceanogr.* 15: 566—573.
- Martin J. H. 1968 — Phytoplankton-zooplankton relationships in Narragansett Bay. III. Seasonal changes in zooplankton excretion rates in relation to phytoplankton abundance — *Limnol. Oceanogr.* 13: 63—71.
- McCarty P. L. et al. 1970 — Chemistry of nitrogen and phosphorus in water — *J. Amer. Water Works Assoc.* 62: 127—141.
- Menšutkin V. V. 1971a — Modelirovanie vzaimodejstvija promysla ryby s ekologičeskoj sistemoj vodoema — *Vopr. Ichtiol.* 11: 195—203.
- Menšutkin V. V. 1971b — Funkcionalnaja model ozernoj ekologičeskoj sistemy — *Ž. Obšč. Biol.* 32: 163—168.
- Menšutkin V. V., Umnov A. A. 1970a — Matematičeskaja model prostejšej vodnoj ekologičeskoj sistemy — *Gidrobiol. Ž.* 62: 28—35.
- Menšutkin V. V., Umnov A. A. 1970b — Energetičeskaja model ekosistemy pelagiali ozera Dalnogo — *Gidrobiol. Ž.* 7: 11—17.
- Micheeva T. M. 1970 — Ocenka produkcionnych vozmožnostej edinicy biomassy fitoplanktona — *Trudy vsesojuz. gidrobiol. Obšč.* 15: 50—70.
- Milway C. P. 1970 — Eutrophication in large lakes and impoundements — *Uppsala Symposium, Paris*, 560 pp.
- Niewiadomska-Krüger D. 1970 — Wpływ nawożenia na zmiany ilościowe mikroflory w stawach typu przesadek I — *Roczn. Nauk roln. H*, 92: 111—126.
- Odum E. P. 1971 — *Fundamentals of ecology* — Philadelphia, London, Toronto, 574 pp.

- Oglesby R. T. 1969 — Effects of controlled nutrient dilution on the eutrophication of a lake — Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington, 483—493.
- Olszewski P. (w druku) — Fünfzehn Jahre Experiment am Kortowo-See — Verh. int. Vereinig. Limnol. 18.
- Opuszyński K. 1964 — Nowe możliwości zwiększenia produkcji stawowej — aklimatyzacja ryb roślinożernych — Ekol. Pol. B, 10: 202—214.
- Persons T. R., Strickland J. D. H. 1962 — On the production of particulate organic carbon by heterotrophic processes in sea water — Deep-Sea Res. 8: 211—222.
- Patalas K. 1960a — Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa — Rocz. Nauk roln. B, 77: 223—242.
- Patalas K. 1960b — Punktowa ocena pierwotnej produktywności jezior okolic Węgorzewa — Rocz. Nauk roln. B, 77: 299—326.
- Patalas K. 1970 — Primary and secondary production in a lake heated by thermal power plant — Proceedings of the 1970 Annual Technical Meeting of the Institute of Environmental Sciences, Boston, 267—271.
- Pečen G. A. 1970 — Duration of development, fecundity and growth of *Daphnia hyalina* depending on the conditions of feeding — Ž. Obšč. Biol. 31: 710—721.
- Pečen-Finenko G. A. 1971 — Efektivnost usvoenija pišči plantonnymi rako-obraznymi — Ekologija, 2: 64—72.
- Perueva E. G., Vilenkin B. J. 1970 — Nutrition of *Calanus glacialis* (Jashnov) under different concentration of algae — Dokl. Akad. Nauk SSSR, 194: 943—945.
- Pomeroy L. R. 1970 — The strategy of mineral cycling — Ann. Rev. Ecol. Syst. 1: 171—190.
- Procházková L. (w druku) — Agricultural losses to water — Verh. int. Vereinig. Limnol. 18.
- Provasoli L. 1969 — Algal nutrition and eutrophication — Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington, 574—593.
- Richey E. P., Sollitt C. K. 1970 — Pneumatic destratification of density layers — Fish. Res. Papers, Washington, 3: 37—52.
- Ridley J. E. 1969 — Artificial destratification of waterworks impoundment for the control of algal blooms — British phycol. J. 4.
- Rigler F. H. 1971 — Zooplankton (In: „A manual methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters”, IBP Handbook No 17) — Oxford and Edinburgh, 228—256.
- Rodhe W. 1948 — Environmental requirements of fresh water plankton algae — Symb. bot. upsaliens. 10.
- Rohlich G. A. 1969 — Engineering aspects of nutrient removal — Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington, 371—382.
- Russel-Hunter W. D. 1970 — Aquatic productivity. An introduction to some basic aspects of biological oceanography and limnology — New York, Toronto, 306 pp.
- Saunders G. W. 1969 — Some aspects of feeding in zooplankton — Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington, 556—573.
- Saunders G. W., Storch T. A. 1971 — Coupled oscillatory control mechanism in a planktonic system — Nature New Biol. 230: 58—60.
- Schmitz W. R., Hasler A. D. 1958 — Artificially induced circulation of lakes by means compressed air — Science, 128: 1088—1089.
- Shapiro J., Chamberlain W., Barret J. 1969 — Factors influencing phosphate use by algae — Advances in water pollution research, 149—160.

- Slobodkin L. B. 1962 — Predation and efficiency in laboratory populations. The exploitation of natural animal populations — British Ecol. Soc. Symp. No. 2.
- Solski A. 1971 — Rola fosforu w eutrofizacji zbiornika lubachowskiego — Inst. Gosp. Wod., Mat. Bad. Nr 8, 24 str.
- Sparling J. H., Nalewajko C. 1970 — Chemical composition and phytoplankton of lakes in southern Ontario — J. Fish. Res. Bd Can. 27:1405—1428.
- Spodniewska I. 1971 — Zakwity sinic — aktualny problem hydrobiologii — Wiad. ekol. 17:155—163.
- Stangenberg-Oporowska K. 1969 — Problemy fosforowe stawów karpowych — Ekol. Pol. B, 15:99—117.
- Stańczykowska A. 1968 — Możliwości filtracyjne populacji *Dreissena polymorpha* Pall. w różnych jeziorach jako czynnik wpływający na obieg materii w jeziorze — Ekol. Pol. B, 14:265—270.
- Steele J. H. (Ed.) 1970 — Marine food chains — Edinburgh, 552 pp.
- Straškraba M., Straškrabová V. 1969 — Eastern European lakes (Geographical concepts of eutrophication) — Proc. Symp. „Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives”, Washington.
- Thomas E. A. 1955 — Stoffhaushalt und Sedimentation im oligotrophen Aegerisee und im eutrophen Pfäffiker und Greifensee — Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Suppl. 8:357—465.
- Topačevskij A. V. (Red.) 1968 — Cvetenie vody. I — Kiev, 386 pp.
- Topačevskij A. V. (Red.) 1969 — Cvetenie vody. II — Kiev, 267 pp.
- Topačevskij A. V., Braginskij L. P., Sirenko L. A. 1969 — Massovoe razvitie sinezelenych vodoroslej kak proizvodnoe ekologičeskoj sistemy vodočhranilišča — Hidrobiol. Ž. 5:5—16.
- Uhlmann D. 1968 — Modellversuche über die Abhängigkeit der planktischen Bioaktivität von der Verweilzeit des Wassers — Int. Rev. Hydrobiol. 53:101—139.
- Vallentyne J. R. 1970 — Phosphorus and the control of eutrophication — Can Res. Development, 36—42.
- Vollenweider R. A. 1968 — Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication Paris, 154 + 34 + 61 pp.
- Vollenweider R. A. 1969 — Possibilities and limits of elementary models concerning the budget of substances in lakes — Arch. Hydrobiol. 66.
- Wetzel R. G. 1966 — Productivity and nutrient relationships in marl lakes of northern Indiana — Verh. int. Vereinig. Limnol. 16:321—332.
- Węgleńska T. 1968 — Wpływ naturalnego pokarmu na rozwój i produkcję zooplanktonu — Ekol. Pol. B, 14:271—277.
- Węgleńska T. 1971 — The influence of various concentrations of natural food on the development, fecundity and production of planktonic crustacean filters — Ekol. Pol. 19:427—473.
- Winberg G. G. 1960 — Pervičnaja produkcija vodoemov — Mińsk, 329 pp.
- Wolny P. 1967 — Fertilization of warm-water fish ponds in Europe — FAO Fish. Rep. 44(III), 64—81.

Summary

Within the scope of the problem of water pollution it is necessary to distinguish two main matters: A. Intensification of the natural process of eutrophication as the result of human activities; B. pollution by chemical substances foreign to natural conditions. Every effort should be made to prevent or to limit to the greatest possible degree pollution of type B; in respect of type A it is possible in addition to resort to ecological means of counteracting pollution.

An optimistic accent here is the success achieved in counteracting excessive eutrophication of water by technical means: by completely cutting off waste inflow (Lake Washington), cleaning by a through flow of pure water (Lake Green), removal of hypolimnion waters rich in mineral salts (Kortowo Lake). Operations such as aerating the hypolimnion, management of the drainage basin in order to reduce inflow into the lake, chelating of phosphorus in sediments, and in extreme cases restoration of lakes by removal of bottom sediments afford hopes of success. The above operations are however only possible in certain situations. It is therefore important to search for ways of improving the purity of water despite its high trophic character which, in the majority of cases, will undoubtedly intensify with the passage of time.

The first condition and basis for planning means of solving this problem must be to obtain a thorough knowledge of the situation — defining the various components of the nutrients balance — their inflow from drainage basin, their percentage in the water, bottom sediments, macrophytes, seasonal dynamics and forecasting changes on the basis of information on intended economic operations (intensification of fertilization in agriculture, increase of the amount of wastes and others).

In stagnant waters we are usually concerned with secondary pollution — excessive development of algae. A knowledge of the processes and mechanisms determining their development should therefore provide guidance as to possible ways of counteracting such pollution.

There are many theoretical premises:

In the field of algae ecology — with the same value of gross primary production the purity of water depends on qualitative composition, including size (the smaller the better) and species composition, on ratio of net production to gross production (the lower the more advantageous), on ratio of production to biomass (the higher the better). An understanding of the habitat factors and mechanisms determining the development of different groups of algae under natural conditions would often permit to modify these conditions in order to obtain the required effects. The ratio of production to biomass for different species varies within limits of 1000 times as much, and for whole associations — more than 300 times as much (Micheeva 1970).

In the field of factors reducing algae abundance, intensity of consumption, the problem of competition and antibiosis (both these matters — in relation to algae and also between algae and bacteria), the question of sedimentation rate (and elimination in this way from the water of both biomass and mineral salts) are important.

An important problem is effectiveness of secondary production — the ratio of secondary production (particularly of zooplankton) to primary production (the higher the more advantageous for water purity), which varies greatly (Straškraba and Straškrabova 1969, Hillbricht-Ilkowska et al. 1970) and which hopefully can be influenced. Goldman (1965), for instance,

obtained increase of several times over in this ratio by introducing small amounts of molybdenum into a lake. The results so far obtained by studies in different countries on the effect of fish on functioning of ecosystems (Grygierek 1962, Hillbricht-Ilkowska 1964, Kajak et al. in press) give promise of the possibility of using this means to improve water purity, since considerable changes were obtained in the composition and production value of both crustaceans and plankton algae under the influence of fish; consideration may also be given to the possibilities of acting in this direction of invertebrate plankton predators.

The recent progress in obtaining a knowledge of the feeding habits of aquatic organisms, particularly zooplankton, and their interrelations guarantee all-round effect of operations in one or more of the links in this ecosystem. The direction most promising, as being the quickest and most suitable in practice (control of the unfavourable effects of increasing eutrophication) is that of intervention in the ecosystems (removal or aeration of hypolimnion waters, introduction of fish etc.) and simultaneous studies on changes in functioning of the ecosystem.

On account of the great variety of connections between different elements of the ecosystem, an undoubtedly interesting trend is mathematical modelling of ecosystems, which has greatly developed of late, and involves the necessity for functional analysis, and not only a description of the state, facilitating finding the most important links and also gaps in our knowledge, making it possible quickly to check a large number of hypotheses, and finally making it possible to grasp the ecosystem as a whole.

To sum up it would seem (with the current state of knowledge and of control the purity of lakes and reservoirs) most important to:

- 1) Assess the nutrients balance and forecast its changes as a basis for proposing certain organizational and economic steps (cutting off waste inflow, introduction of fish, management of drainage basin etc.).
- 2) Carry out experimental intervention in ecosystems on the basis of the present knowledge, with simultaneous studies of the ecosystem reaction.
- 3) Analyse regularities in the occurrence of algae in connection with habitat and biotic factors, for a large number of water bodies.
- 4) Examine the mechanisms of functioning of ecosystems (food, competition and antibiotic relations etc.) determining water purity, with simultaneous studies on mathematical models of ecosystems.