

P. 509

INSTYTUT BIOLOGII DOŚWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

Tom XI (XXIV)

Nr 2

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1963

<http://rcin.org.pl>



SPIS TREŚCI — СОДЕРЖАНИЕ — CONTENTS

S. Bernatowicz	
Dynamika flory naczyniowej w Jeziorze Arklickim	145
M. Prószyńska	
Cladocera and Copepods of small water bodies of Tatra Mountains and Podhale Region. Some remarks on typology of pools	157
S. Rakusa-Suszczewski	
Thermics and chemistry of shallow fresh water pools in Spitzbergen	169
J. Póltoracka	
Plankton roślinny jezior okolic Węgorzewa na tle ich właściwości środowiskowych	189
R. Z. Klekowski	
Water balance and osmoregulation in the snail <i>Coretus corneus</i> (L.) under conditions of desiccation and in diluted sea water	219
R. Z. Klekowski	
The influence of low salinity and desiccation on the survival, osmoregulation and water balance of <i>Littorina littorea</i> (L.) (<i>Prosobranchia</i>)	241
I. Biernacka	
Zmiany w zespole organizmów planktonowych w Jeziorze Rożnowskim	251
Recenzje	
Ruttner, Grundriss der Limnologie. Der Rezensent M. Stangenberg	261

Adres Redakcji: Instytut Biologii Doświadczalnej im. M. Nenckiego, Warszawa, ul. Pasteura 3.

W sprawach prenumeraty i nabywania poszczególnych tomów Polskiego Archiwum Hydrobiologii należy zwracać się do Przedsiębiorstwa „Ruch” Warszawa, ul. Wileza Nr 46.

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

ПОЛЬСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ИНСТИТУТ ОПЫТНОЙ БИОЛОГИИ им. НЕНЦКОГО

ПОЛЬСКИЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АРХИВ

бывший

АРХИВ ГИДРОБИОЛОГИИ И РЫБОЛОВСТВА

ТОМ XI (XXIV)

№ 2

ВАРШАВА 1963

POLISH ACADEMY OF SCIENCES

NENCKI INSTITUTE OF EXPERIMENTAL BIOLOGY

POLISH ARCHIVES OF HYDROBIOLOGY

formerly

ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTHYOLOGIE

Vol. XI (XXIV)

No. 2

WARSAW 1963

INSTYTUT BIOLOGII DOSWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

Tom XI (XXIV)

Nr 2

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1963

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

jest kontynuacją

ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA

Komitet redakcyjny

Redaktor M. BOGUCKI

Członkowie

K. DEMEL, J. KONDRACKI, J. MIKULSKI,
L. PAWŁOWSKI, M. STANGENBERG

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE — WARSZAWA 1963

Nakład 700 + 100. Ark. wyd. 9. Ark. druk. 7,75. Papier druk. sat. 70 g, V kl.
70 × 100/16. Przekazano do składu 9.XI.62. Druk ukończono w kwietniu 1963.

Cena zł 27.—

Drukarnia im. Rewolucji Październikowej w Warszawie. Zam. nr 1760/62. L-41

S. Bernatowicz

Dynamika flory naczyniowej w Jeziorze Arklickim

Z Zakładu Gospodarki Jeziorowej IRS w Giżycku

Otrzymano 10.VII.1962

Wstęp

Jak wynika z przeglądu literatury przedmiotu, flora naczyniowa w jeziorach w pewnych przypadkach ulega gwałtownym zmianom zarówno pod względem jakościowym, jak też i ilościowym.

Boruckij (1949) w Jeziorze Białym w Kosinie zaobserwował dużą zmienność makrofitów w okresie 50 lat. Jako przyczynę tego zjawiska podaje różny stopień zasłonięcia jeziora od wiatru, wahania poziomu wody i w pewnych okresach silny rozwój glonów. Podkreśla przy tym szczególnie ujemny wpływ działania wiatru na roślinność wodną. Podobnie Schiemenz (1957) ruchom wody pod wpływem wiatru przypisuje decydującą rolę w kształtowaniu się szaty roślinnej jeziora Steinhuder. Wskutek dużego falowania woda jest tak silnie zmacona, że przezroczystość jej wynosi tylko 25 cm. Dno jest przeważnie piaszczyste i prawie zupełnie bez roślinności. Spotyka się tam tylko w paru miejscach drobną ilość *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. lucens*, *P. natans* i *Polygonum amphibium*. Roślinność naczyniowa w większych ilościach występuje tylko na mulistym dnie w postaci bogatych skupisk *Myriophyllum spicatum*. Natomiast w sztucznie utworzonych basenach przy jeziorze z tą samą wodą jeziorową licznie występuje *Elodea canadensis*, *Potamogeton lucens* i *P. perfoliatus*.

Cytowany autor przytacza interesujące dane odnośnie gwałtownej zmiany szaty roślinnej w jeziorze Steinhuder w latach 1910—1919. W tym okresie cała powierzchnia dna jeziora została pokryta roślinnością. Rośliny odizolowały osady denne od falowania, woda stała się przezroczysta (widoczność sięgała do dna).

Tak, jak roślinność w dużych ilościach niespodziewanie pojawiała się, tak po dziesięciu latach nagle zniknęła i jezioro wróciło do poprzedniego stanu.

Przyczynę tych zjawisk S c h i e m e n z (l.c.) upatruje w działaniu wiatru, którego skutki szczególnie są duże z powodu rozległości jeziora Steinhuder i małej jego głębokości względnej.

Zaobserwowana przez B e r n a t o w i c z a (1959) zmienność flory naczyniowej w Jeziorze Arklickim (pow. 59,1 ha, maks. głęb. 2,0 m), w latach 1953—1956 w pierwszej fazie dotyczyła zaniku *Myriophyllum spicatum*. Na powstałych wskutek tego dużych połączeniach dna zupełnie pozbawionych roślinności naczyniowej zaczęły pojawiać się nowe rośliny, dotychczas nie spotykane w tym jeziorze. Są to: *Charales*, *Sagittaria sagittifolia*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *P. compressus* i *Nymphaea alba*. *Sagittaria sagittifolia*, nie utrzymała się i po roku zupełnie znikła. Pozostałe nowe gatunki dla tego jeziora utrzymały się przez pewien czas i rozszerzyły zasięg swego występowania. *Batrachium circinatum* stwierdzone w niedużych ilościach w 1953 roku, w 1957 opanowało całe jezioro występując masowo.

Liczne pojawienie się *Charales* w miejscach zupełnie pozbawionych roślinności nosi charakter pionierski — zgodnie ze spostrzeżeniami W o o d a (1950) i D o b r o c h o t o w e j (1953).

Jako przyczynę zmian szaty roślinnej Jeziora Arklickiego B e r n a t o w i c z (l.c.) podaje przemarzanie wody do dna na dużych przestrzeniach pływacz przybrzeżnych, całkowity zanik tlenu, duże ilości siarkowodoru i metanu pod lodem.

Obserwacje własne

W oparciu o dotychczasowe dane florystyczne Jeziora Arklickiego (B e r n a t o w i c z — l.c.) autor przeprowadził dalsze szczegółowe obserwacje nad składem gatunkowym roślinności naczyniowej w tym jeziorze. Prace terenowe wykonywano w okresie pełnej wegetacji (24.VII.1958, 21.VII.1959, 25.VIII.1961) metodą opracowaną przez B e r n a t o w i c z a (1960).

W porównaniu ze stanem z 1956 w 1958 roku wyraźnie zmalała ilość ramienic (*Charales*) na pływaczach przy brzegu NW i włosienicznika krążkolistnego (*Batrachium circinatum*) w południowej części jeziora. Przy brzegu SW pojawiła się znaczna ilość grążela żółtego (*Nuphar luteum*), grzybienia białego (*Nymphaea alba*), rdestnicy grzebieniastej (*Potamogeton pectinatus*), r. pływającej (*P. natans*), a w centralnej części jeziora osoki aloesowatej (*Stratiotes aloides*) (rys. 1).

W następnym, 1959 roku, obraz florystyczny jeziora uległ dalszym zmianom. Na pływaczach przybrzeżnych na północ od cypla przy brzegach W i N obserwuje się dalsze cofanie ramienic, które występują tu już tylko kępami. Wskutek tego znaczna powierzchnia dna jest zupełnie pozbawiona roślinności. Osoka aloesowata w tej części jeziora zwiększyła zasięg występowania. W śródzięzierzu zmalała ilość rdestnicy ściśnionej (*Potamogeton compressus*), i r. grze-

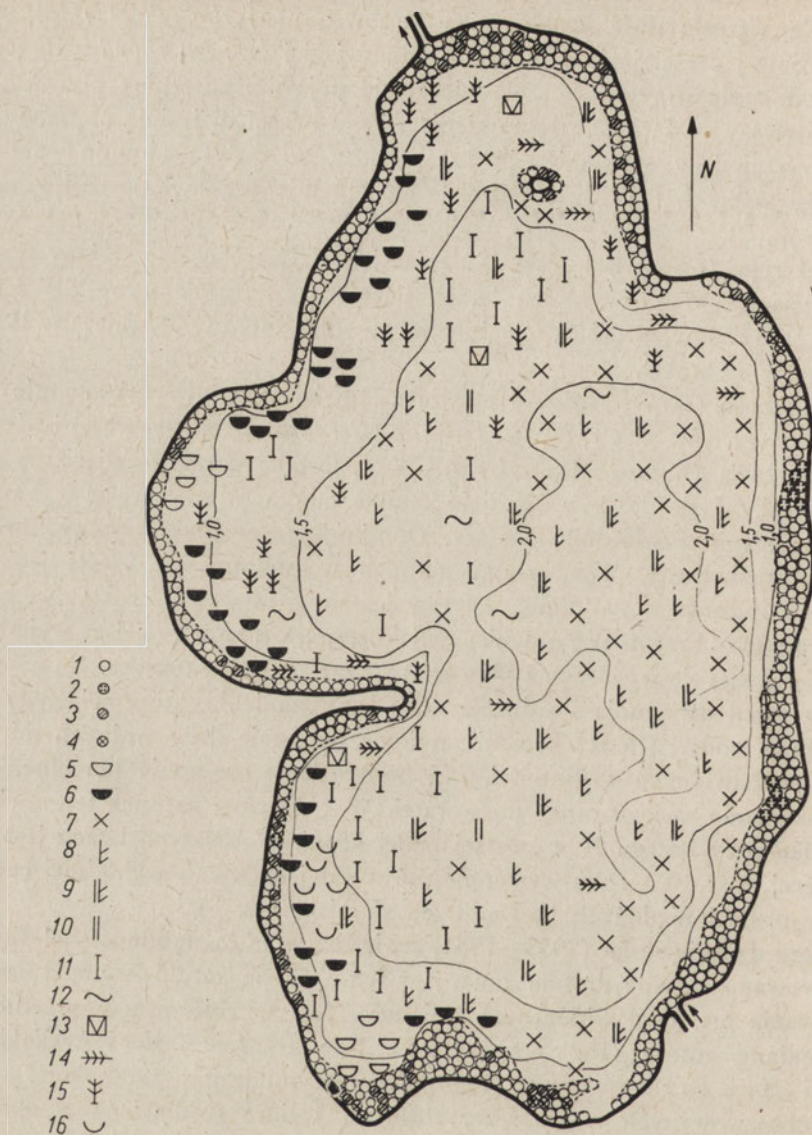
bieniastej, a wzrosła ilość wywłócznika kłosowego (*Myriophyllum spicatum*) i w południowej części jeziora moczarki kanadyjskiej (*Elodea canadensis*). Na południe od cypla przy brzegu W więcej się pojawiło rdestnicy pływającej i po raz pierwszy stwierdzono tu ramienice. Przy brzegu E jeziora poprzednio masowo występujący włosienicznik krążkolistny w dużym stopniu zanikł. Powstały tu wskutek tego duże połacie dna zupełnie pozbawione roślinności miękkiej (rys. 2).

W 1961 roku (po upływie dwu lat) zaistniały dalsze wyraźne zmiany szaty roślinnej jeziora. W poprzednich latach licznie występujące nowe dla tego jeziora gatunki roślin: rdestnica ściśniona, r. grzebieniasta i r. pływająca w 1961 roku całkowicie zanikły.

Na głębokości 2 m roślinność prawie całkowicie wyginęła. Występuje tu tylko w śladowych ilościach rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum*) i rdestnica kędzierzawa (*Potamogeton crispus*). W pozostałej części śródzieżerza na głębokości od 1,5 do 2,0 m całkowicie zanikła moczarka kanadyjska i prawie całkowicie ustąpił wywłócznik kłosowy. Dominuje tu rogatek sztywny i włosienicznik krążkolistny. Ten ostatni gatunek w południowej części jeziora rozwinął się masowo — podobnie, jak to miało miejsce w 1957 roku. Na północ od cypla przy brzegu W ramienice nadal ustępują, a na ich miejsce wyjątkowo bujnie rozwija się wywłócznik kłosowy tworząc rozległe skupiska. Na północ od wyspy nadal utrzymują się duże zwarte kępy ramienic, które osiągnęły tu powierzchnię wody. Między kępami ramienic pozostaje dużo wolnych miejsc zupełnie pozbawionych roślinności. Na podkreślenie zasługuje powolne, ale stałe rozszerzanie zasięgu osoki aloesowatej. W 1953 roku gatunek ten stwierdzono tylko przy brzegu N w postaci małej kępki. W dalszych latach jest jej coraz więcej, a w 1961 roku występuje już w całej północno-zachodniej części jeziora w postaci niedużych podwodnych skupisk (rys. 3).

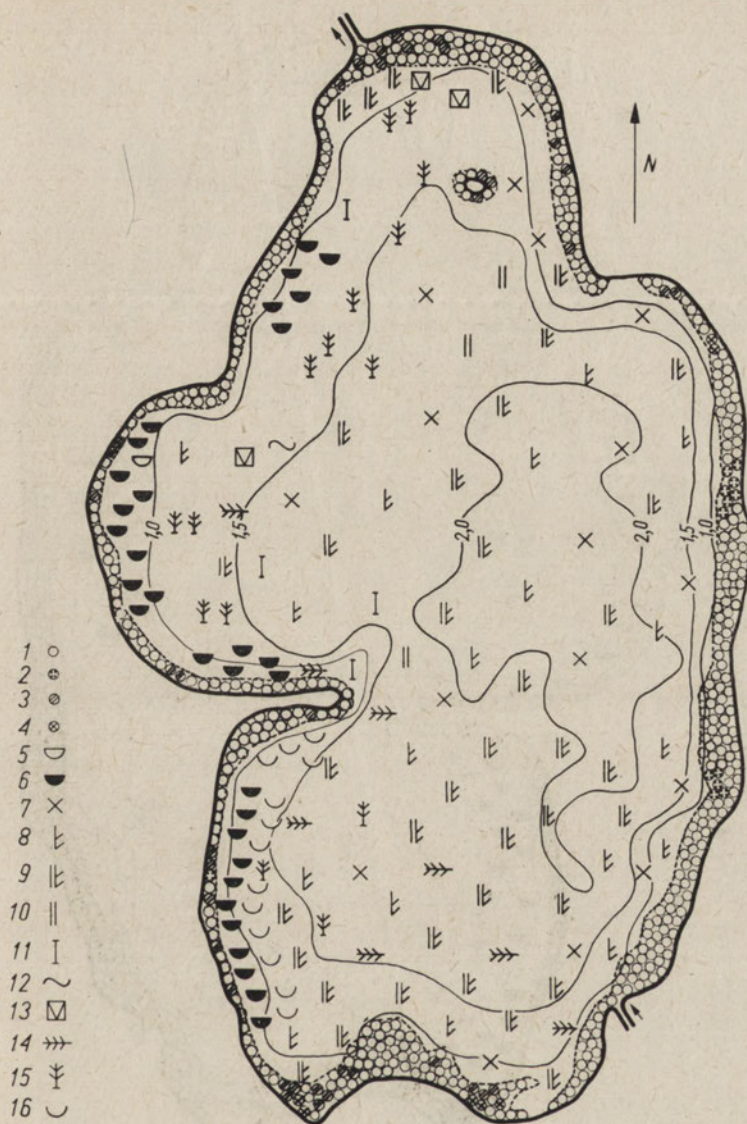
W ciągu dziewięciu lat (1953—1961) stwierdzono dużą stabilność helofitów. Zaobserwowano jedynie drobne zmiany w ich składzie gatunkowym, a zasięg występowania nie uległ widocznym zmianom. Jest to zbieżne z poprzednimi stwierdzeniami autora (Bernatowicz l.c.) odnośnie Jeziora Arklickiego i danymi Szczerbakowa (1950) dotyczącymi jeziora Głubokoje.

Z zaobserwowanych zmian szaty roślinnej Jeziora Arklickiego w okresie 1953—1961 wylaniają się już oznaki stabilizacji, tj. coraz wyraźniejszy powrót do stanu wyjściowego z 1953 roku. Mówi o tym postępujące zasiedlenie śródzieżerza przez rogatek sztywny, a wygrzanych w lecie pływacz przy brzegu W (na północ od cypla) przez wywłócznik kłosowy. Jako novum należy wymienić ustabilizowanie się w znacznych ilościach grążela żółtego przy brzegach W, w śródzieżerzu rdestnicy kędzierzawej, zwiększenia ilości i rozszerzanie zasięgu występowania osoki aloesowatej w północno-zachodniej części jeziora, wzmożony rozwój ramienic przy brzegu N i masowe występowanie włosieniczka krążkolistnego w południowej części jeziora.

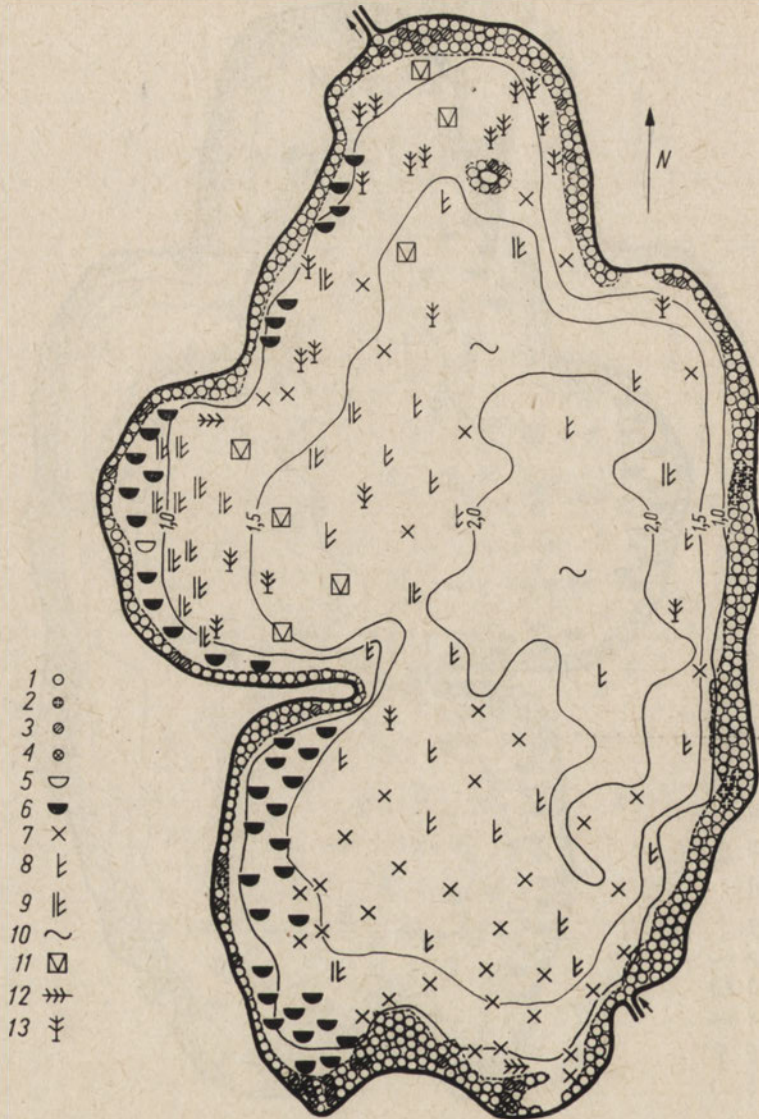


Rys. 1. Rozmieszczenie roślinności w Jeziorze Arklickim 24.VII.1958

1 — *Phragmites communis* Trin. 2 — *Scirpus lacustris* L. 3 — *Typha latifolia* L. 4 — *Equisetum palustre* L. 5 — *Nymphaea alba* L. 6 — *Nuphar luteum* (L) Sibth. 7 — *Batrachium circinatum* (Sibth) Fr. 8 — *Ceratophyllum demersum* L. 9 — *Myriophyllum spicatum* L. 10 — *Potamogeton compressus* L. 11 — *Potamogeton pectinatus* L. 12 — *Potamogeton crispus* L. 13 — *Stratiotes aloides* L. 14 — *Elodea canadensis* Rich. 15 — Charales. 16 — *Potamogeton natans* L.



Rys. 2. Rozmieszczenie roślinności w Jeziorze Arklickim 21.VII.1959
Objaśnienia jak na rys. 1



Rys. 3. Rozmieszczenie roślinności w Jeziorze Arklickim 25.VIII.1961

- 1 — *Phragmites communis* Trin. 2 — *Scirpus lacustris* L. 3 — *Typha latifolia* L. 4 — *Equisetum palustre* L. 5 — *Nymphaea alba* L. 6 — *Nuphar luteum* (L) Sibth. 7 — *Batrachium circinatum* (Sibth). Fr. 8 — *Ceratophyllum demersum* L. 9 — *Myriophyllum spicatum* L. 10 — *Potamogeton crispus* L. 11 — *Stratiotes aloides* L. 12 — *Elodea canadensis* Rich. 13 — Charales

Pojaw nowych gatunków roślin — strzałka wodna (*Sagittaria sagittifolia*), rdestnica ściśniona i r. grzebieniasta — okazał się w zasadzie efemeryczny.

W poszukiwaniu przyczyn zmienności szaty roślinnej Jeziora Arklickiego autor przeanalizował okresowe wahania zawartości soli biogenicznych rozpuszczonych w wodzie, przezroczystość i temperaturę wody, siłę i kierunek wiatrów oraz działanie zwierząt.

Jak wynika z bezpośrednich obserwacji i danych z literatury, jeziora o dużej zmienności flory naczyniowej charakteryzują się stosunkowo małą objętością wody. Z reguły są to jeziora albo rozległe i bardzo płytkie, np. jezioro Steinhuder (S c h i e m e n z — l.c.), lub głębsze, ale wtedy o niedużej powierzchni, np. jezioro Białe w Kosinie (B o r u c k i j — l.c.). Wreszcie mogą to być jeziora małe o nieznacznej głębokości, jak np. Jezioro Arklickie (B e r n a t o w i c z — l.c.). W związku z małą masą wody i bogatą roślinnością w pewnych wypadkach mogłoby zachodzić okresowo silne wyczerpywanie przez rośliny soli biogenicznych rozpuszczonych w wodzie, ograniczając w ten sposób rozwój flory. Na przykład według B e r n a t o w i c z a (1960) moczarka kanadyjska nie występuje w wodach o niższej zawartości K_2O niż 3 mg/l.

Jak wynika z tabeli I, zawartość w wodzie wapnia i azotu w okresie badanych lat była przeciętna dla jezior, chociaż ilość wapnia w lecie 1958 i 1959 roku przejściowo znacznie się obniżyła. Natomiast ilość potasu w różnych latach, wahająca się w granicach od 2,9 do 5,9 mg/l jest niewątpliwie wysoka. Zaslugują przy tym na podkreślenie przeważnie wyższe zawartości potasu w lecie, mimo pełnej wegetacji roślin, niż w zimie, ew. wiosną przed wegetacją. Zdaje się to wskazywać na wyjątkowo dużą zasobność jeziora w potas, którego poziomu nie może obniżyć nawet bogata szata roślinna mimo stosunkowo małej masy wody.

Tabela I

Zawartość soli mineralnych w wodzie w mg/l
Mineral composition of water mg/l.

Data Date	Ca	K	N/NH ₃	N/NO ₃
17.IV.1957	55	4,8	0,18	0,04
16.VIII.1957	38	4,3	0,36	0,23
12.VIII.1958	12	2,9	0,09	0,00
11.IV.1959	56	3,3	0,23	0,01
21.VII.1959	16	4,1	0,10	0,05
14.IV.1960	47	4,8	0,12	0,24
29.VII.1960	42	5,9	0,29	0,06
27.III.1961	59	4,8	0,15	0,03
5.VIII.1961	43	5,4	0,24	0,30

Zawartość więc wymienionych soli biogenicznych w wodzie nie ogranicza rozwoju makrofitów w Jeziorze Arklickim. Trudno jest także przypuścić, by jezioro to cierpiało na niedobór innych soli mineralnych, gdyż występujące tam rośliny są zazwyczaj wyjątkowo dorodne, produkcja rybacka wysoka, szybkie tempo przyrastania ryb i dobra ich kondycja.

Przeźroczystość wody w śródziejerzu Jeziora Arklickiego (mierzona krążkiem Secchiego) w różnych latach wahała się od 0,4 m (29.VII.1960) do dna, tj. 2,0 m przez cały 1957 i 1958 rok. Istnieje także duża zmienność przeźroczystości wody w czasie jednego sezonu wegetacyjnego (tab. II).

Tabela II

Przeźroczystość wody
Transparency of water

Data — Date	m	Data — Date	m
17.IV.1957	do dna	14.IV.1960	1,0
21.V.1957	„ „	7.VI.1960	0,8
18.VI.1957	„ „	29.VII.1960	0,4
16.VIII.1957	„ „	21.IX.1960	0,9
19.XII.1957	„ „		
29.V.1958	do dna	27.III.1961	1,8
12.VIII.1958	„ „	3.V.1961	1,5
5.IX.1958	„ „	7.VI.1961	1,8
24.X.1958	„ „	5.VII.1961	1,2
		4.VIII.1961	1,1
22.VI.1959	0,60	5.IX.1961	1,0
21.VII.1959	0,90	7.XI.1961	1,7

W latach 1957—1958, o najwyższej przeźroczystości wody, obserwuje się w śródziejerzu dużą ekspansję rdestnicy grzebieniastej, r. ściśnionej, r. kędzierzawej i moczarki kanadyjskiej. W dalszych latach (1959—1961) spadkowi przeźroczystości wody towarzyszy zmienność szaty roślinnej. W 1959 roku roślinność w śródziejerzu jest jeszcze bardzo bogata, ale wyraźnie zmalała ilość rdestnicy grzebieniastej, r. ściśnionej i r. kędzierzawej. W 1961 roku, po roku (29.VII.1960) najniższej przeźroczystości wody (0,4 m), na głębokości 2 m roślinność prawie zupełnie ustąpiła — spotyka się tu jedynie w śladowych ilościach rogatek sztywny i rdestnicę kędzierzawą. Wskazuje to, iż zakres wahań przeźroczystości wody w Jeziorze Arklickim w decydujący sposób wpływa na florę naczyniową śródziejerza.

Na pływaczach przybrzeżnych z powodu małej masy wody o występowaniu roślinności miękkiej w pewnych wypadkach mogą decydować warunki termiczne wody. Przykładem tego może być rozległa pływaczka Jeziora Arklickiego przy brzegu W (na północ od cypla). Ta część jeziora jest zasłonięta od wiatrów z trzech stron wysokimi drzewami i wystawiona na silną insolację. Zanotowano tu w lecie (21.VII.1959) temperaturę wody 28,1°C. Można więc przypuszczać, że w dniu upalne ciepłota wody może tu znacznie przekraczać 30°C. Stwarza

to dość specjalne warunki środowiskowe, które mogą sprzyjać jedynie ciepłolubnym roślinom, jak np. wywłócznik kłosowy. Przemarzanie jednak wody do dna w mroźne zimy, jak to miało miejsce na przełomie 1953/54 roku, całkowicie likwiduje ten gatunek na kilka lat. Później, po ustąpieniu roślin pionierskich (*Charales*) i innych przygodnych w tym miejscu (rdestnica grzebieniasta, r. kędzierzawa i moczarka kanadyjska), ten teren ponownie zaczyna opanowywać wywłócznik kłosowy.

Jak wynika ze szczegółowej analizy kierunków i siły wiejących wiatrów w okresie wegetacyjnym (maj—sierpień), w czasie pięciu lat (1957—1961) przeważały wiatry z kierunków W i E, tj. wzdłuż krótszej (700 m) osi jeziora. Biorąc przy tym pod uwagę silne zadrzewienie wysokopiennymi drzewami brzegu W i częściowo brzegu E należy sądzić, że działanie wiatru na Jezioro Arklickie jest słabe. Nie może więc on wywierać poważniejszego wpływu na kształtowanie się flory naczyniowej w tym jeziorze.

W pewnych wypadkach niektóre zwierzęta mogą wpływać na występowanie hydrofitów. Ogólnie jest znane zanikanie trzciny pospolitej, sitowia jeziornego i innych roślin wodnych wskutek wyjadania ich przez bydło domowe w miejscach, gdzie pastwiska są położone nad brzegami wód. Do Jeziora Arklickiego bydło ma dostęp tylko w dwu miejscach (wodopoje) przy brzegu N i S. Roślinność wynurzona w tych miejscach zupełnie nie występuje, a zanurzona pojawia się z dala od brzegu na głębokości 1,0 m, tj. tam, gdzie bydło nie ma dostępu. Według obserwacji Wolnego (1956) w stawach karpionych pogłowie kaczek złożone z 200 sztuk na 1 ha spowodowało zupełny zanik następujących gatunków roślin: salwinia pływająca (*Salvinia natans*), rukiew wodna (*Nasturtium palustre*), rzęsa drobna (*Lemna minor*), strzałka wodna oraz tojeść rozeszłana (*Lysimachia nummularia*) i kropidło wodne (*Oenanthe phelandrium*). Natomiast takie gatunki, jak: manna mielec (*Glyceria aquatica*) i rdestnica połyskująca (*Potamogeton lucens*) ustępowały częściowo. W płytkich partiach stawu (do 60 cm), w granicach zasięgu nurkujących kaczek, dno stawu zostało pozbawione zwartej darni mchów (*Drepanocladus fluitans*, *Calliergon cuspidatum* i *Amblystegium riparium*) oraz ponikła igłowatego (*Heleocharis acicularis*). Na Jeziorze Arklickim mało jest domowego ptactwa wodnego i z tego względu nie może ono wywierać poważniejszego wpływu na makrofity. Natomiast okresowo dzikiego ptactwa bywa bardzo dużo. Trzyma się ono przeważnie płycizny przy brzegu NW na północ od cypla, to jest tych miejsc, gdzie obserwuje się największą zmienność flory naczyniowej. W związku z badaniami Wolnego (l.c.) jest bardzo prawdopodobne, że na całkowity zanik przy tym brzegu strzałki wodnej, rdestnicy grzebieniastej i r. kędzierzawej wpłynęło dzikie ptactwo wodne.

Podobnie Tryon (1954) podaje, że karpie w jeziorze Pymatuning wpływają ograniczająco na występowanie rdestnicy kędzierzawej, r. grzebieniastej i rogatka sztywnego. Jako przyczynę tego stanu rzeczy cytowany autor podaje

mącenie wody przez karpie, ale zastrzega się, że to nie jest jedyną przyczyną. Ponieważ w Jeziorze Arklickim nie ma tak wielkich ryb jak karpie, żerujących przy dnie, trudno jest przypuścić, by ryby średniej wielkości (lin, karaś i płoć) mogły wywierać widoczny wpływ na makrofity.

Zestawienie wyników

W oparciu o dotychczasowe dane florystyczne Jeziora Arklickiego (Bernatowicz 1959) przeprowadzono dalsze szczegółowe obserwacje w latach 1958, 1959 i 1961.

1. W 1958 roku wyraźnie zmalała ilość ramienic i włosienicznika krążkolistnego. Pojawiła się znaczna ilość grążela żółtego, grzybienia białego, rdestnicy grzebieniastej, r. pływającej i osoki aloesowatej (rys. 1).

2. W 1959 roku obserwuje się dalsze cofanie ramienic. Zmalała ilość rdestnicy ściśnionej, r. grzebieniastej i włosienicznika krążkolistnego (rys. 2).

3. W poprzednich latach licznie występujące, nowe dla Jeziora Arklickiego gatunki roślin: rdestnica ściśniona, r. grzebieniasta i r. pływająca w 1961 roku całkowicie zanikły. Na głębokości od 1,5—2,0 m całkowicie zanikła moczarka kanadyjska i prawie całkowicie wywłócznik kłosowy, a dominuje rogatek sztywny. Na głębokości 2,0 m roślinność prawie zupełnie zanikła — występuje tu tylko w śladowych ilościach rogatek sztywny i rdestnica kędzierzawa (rys. 3).

4. Jako novum dla jeziora należy wymienić ustabilizowanie się w znacznych ilościach grążela żółtego, zwiększenie ilości i rozszerzenie zasięgu osoki aloesowatej i dalsze masowe występowanie włosienicznika krążkolistnego.

5. Pojawianie się nowych gatunków roślin: rdestnicy ściśnionej i r. grzebieniastej w Jeziorze Arklickim okazało się przejściowe.

6. Spośród rozpatrywanych czynników (zawartość w wodzie soli biogenicznych, przezroczystość, termika, falowanie i działanie zwierząt) na dynamikę makrofitów w Jeziorze Arklickim wpływają: wahanie przezroczystości i temperatury wody oraz wpływ bydła domowego w okolicy wodopojów.

7. Helofity w okresie prowadzonych badań nie uległy widocznym zmianom.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bernatowicz S., 1960. Charakterystyka jezior na podstawie roślin naczyniowych. Roczn. Nauk Roln. 77-B: (1) 89—103.
2. Bernatowicz S., 1960. Metody badania roślinności naczyniowej w jeziorach. Roczn. Nauk Roln. 77-B: (1) 61—78.
3. Bernatowicz S., 1959. Zmienność flory naczyniowej w Jeziorze Arklickim. Pol. Arch. Hydrob. V(XVIII), (2): 121—130.
4. Boruckij E. W., 1949. Изменения зарослей макрофитов в Белом озере в Косинь с. 1888 по 1938 г. Труды всесоюз. гидробиол. общ. I: 44—56.
5. Доброхотова К. В., 1953. Характеристика в ценозах гидромacroфитов. Труды всесоюз. гидробиол. общ. V: 258—263.

6. Schiemenz F., 1956. Die Flachheit als entscheidende Ursache für die Eigenart eines Sees. Ztschr. f. Fischerei N. F. V: 581—584.
7. Szerbakow A. P., 1950. Produktivnost pribriežnych zaroslej makrofitow Głubokogo oziara. Trudy wsiesojuz. gidrob. obszcz. II: 69—78.
8. Tryon C. A. Jr., 1954. The effect of carp exclosures on growth of submerged aquatic vegetation in Pymatuning Lake. Pennsylvania. The Journal of Wildlife Management. 18 (2).
9. Wolny P., 1956. Wpływ stada kaczek na biocenozę stawów karpowych. Biuletyn Zakładu Biologii Stawów PAN. 3: 47—67.
10. Wood R., 1950. Stability and zonation of Charales. Ecology 31, 4.

С. Бернатович

Динамика сосудистых растений в Арклицком Озере

Резюме

Основываясь на полученных до сих пор флористических данных Арклицкого Озера (Бернатович 1959), автор провел дальнейшие подробные наблюдения в 1958, 1959 и 1961 г.

Обнаружено быструю изменчивость состава погруженной растительности и растительности с плавающими листьями, в то время как гелофиты не подверглись в исследуемом периоде заметным изменениям. По сравнению с 1957 г., отчетливым образом уменьшилось количество *Charales* и *Batrachium circinatum*. Появилось значительное количество *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton pectinatus*, *P. natans* и *Stratiotes aloides* (рис. 1). В 1959 г. обнаружено дальнейшее уменьшение количества *Charales*. Уменьшилось также количество *Potamogeton compressus*, *P. pectinatus* и *Batrachium circinatum* (рис. 2). Многочисленные в прежние годы новые для Арклицкого Озера виды растений: *Potamogeton compressus*, *P. pectinatus* и *P. natans* совершенно исчезли в 1961 г. На глубине 1,5—2,0 м совершенно исчезла *Elodea canadensis* и почти полностью исчез *Myriophyllum spicatum*. Доминировал *Ceratophyllum demersum*. На глубине 2,0 м растительность исчезла почти полностью — выступали здесь лишь в небольших количествах *Ceratophyllum demersum* и *Potamogeton crispus* (рис. 3).

Среди рассматриваемых факторов (сочержание в воде биогенных солей, прозрачность, температура, движение волн, воздействие животных) на динамику макрофитов Арклицкого Озера влияние оказывают: колебания прозрачности и температуры воды, а также воздействие домашнего скота на водопоях.

Список рисунков

1. Распределение растительности в Арклицком озере 24.7.1958
2. Распределение растительности в Арклицком озере 21.7.1959
3. Распределение растительности в Арклицком озере 25.7.1961

S. Bernatowicz

The dynamics of the vascular flora in the Arklickie Lake

Summary

As a development of previous work (Bernatowicz 1959), further observations on the flora of Lake Arklickie were carried out during the years 1958, 1959 and 1961.

Great changes were found to have occurred both among the submerged plants and those with floating leaves but not in the helophytes during the period of observation.

In comparison with the situation in 1957, the amount of *Charales* and *Batrachium circinatum* had clearly declined in 1958, and considerable quantities of *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba*, *Potamogeton pectinatus*, *P. natans* and *Stratiotes aloides* had made their appearance (Fig. 1).

In 1959, a further decrease in the amount of *Charales* had occurred and there was also a decline in the quantities of *Potamogeton compressus*, *P. pectinatus* and *Batrachium circinatum* (Fig. 2).

In 1961, the following plant species, *Potamogeton compressus*, *P. pectinatus* and *P. natans*, all new records for Lake Arklickie from previous years, had entirely disappeared. At a depth of 1,5—2,0 m, all the *Elodea canadensis* and almost all the *Myriophyllum spicatum* had vanished and *Ceratophyllum demersum* had now become the dominant. At a depth of 2,0 m, the flora was nearly non-existent, consisting only of small amounts of *Ceratophyllum demersum* and *Potamogeton crispus* (Fig. 3).

Of the factors examined (the concentration of biogenic salts in the water, transparency, temperature, changes in water level and the animal life), those influencing the dynamics of the macrophytes of Lake Arklickie are the fluctuations in water transparency, water temperature and cattle in the neighbouring watering places.

List of figures

1. Distribution of vascular plants in the Arklickie Lake in 24.VII.1958.
2. Distribution of vascular plants in the Arklickie Lake in 21.VII.1959.
3. Distribution of vascular plants in the Arklickie Lake in 25.VIII.1961.

M. Prószyńska

**Cladocers and Copepods of small water bodies
of Tatra Mountains and Podhale Region.
Some remarks on typology of pools**

Institute of Zoology of the Polish Academy of Science Warsaw

Received 1.VIII.1962

The fauna of Cladocers and Copepods in small water bodies of Tatra mountains and Podhale region* is hardly known. There are no studies devoted to this subject save for a few remarks in works on other water bodies. This paper has for its purpose, apart from forming a list of species living in Tatra pools, to compare the fauna of Copepods and Cladocers occurring in the lowland and highland water bodies.

Separating pools out of other kinds of water bodies I based on the definition according to which "... by a pool we understand an astatic water body where diurnal convective currents reach to the bottom, and vegetation — if any — grows in mosaic form" (Prószyńska 1962).

Material

As the material for this work I used apart from a few samples collected by me in 1954, the collection of plancton kept in the Institute of Zoology of the Polish Academy of Science in Warsaw, namely 90 samples collected by Gajl in 1924—25, 35 samples collected by Wolski in 1923, 1936, 1937 as well as one sample collected by Milicer in 1934. My thanks are due here to Mr. Wojnarowicz who was so kind as to, let me benefit from 12 samples collected by him in 1959. In general I had to my disposal 141 samples from 99

* „Podhale” is the area situated within following geographical parameters from 49°17' to 49°30' northern latitude and from 19°40' to 20°20' eastern longitude, it borders with Tatra mountains from the south, with Gorce and Babia Góra mountains from the north, with Spiska Orawa (river) from the west and Pieniny mountains from the east.

water bodies. Samples from Tatra region were collected mainly in June (17 samples), in July (18 samples) and in August (22 samples) — only 2 samples were from April and 4 from September. Those from Podhale region were collected in June (4 samples), July (43 samples), August (16 samples), and September (17 samples).

Table I

**Species of Cladocera and Copepods found in Tatra Mountains small water bodies
(according to data of literature)**

Water bodies	Capki	Pool at Hala Kalatówki	Pool at Kopienica	Pool near Stoły	Pool near Morskie Oko	Pool	Dwojsiaki at Hala Gąsienicowa	Pool near Białe Kieżmarskie	Pool of Wielicki Stream	Pool near Zadni from Pięć Stawów Polskich
Height above sea level in m	900	1150	1212	1400	1404	1450	1600	1614	1821	1890
Author	Lityński 1914 Minkiewicz 1914	Wolski 1931	Lityński 1914 Minkiewicz 1914, 1917a, b.	Lityński 1914	Wierzejski 1881, 1882, 1883 Minkiewicz 1914, 1917a, b.	Lityński 1914	Wierzejski 1882, 1883 Lityński 1914 Minkiewicz 1914, 1917a, b.	Wierzejski 1883	Minkiewicz 1914, 1917a, b.	Wierzejski 1882
Species										
1) <i>Daphnia pulex</i> (De Geer)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2) „ <i>longispina</i> O. F. Müller	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3) <i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller)	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
4) <i>Moina rectirostris</i> (Leydig)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
5) <i>Acroperus harpae</i> (Baird)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6) <i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müller)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7) „ <i>affinis</i> (Leydig)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8) <i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller)	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+
9) <i>Macrocyclops fuscus</i> (Jurine)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
10) <i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-
11) <i>Acanthocyclops viridis</i> (Jurine)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12) „ <i>vernalis</i> (Fischer)	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-
13) <i>Diaptomus taticus</i> Wierzejski	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-

Basing on the conclusions of my former paper (Prószyńska 1962) where I have stated that the highest stability of species composition as well as greatest richness of species occurs in small water bodies in July and August, it can be assumed that these samples collected in the best period of time, are representa-

tive for examined pools. They are sufficient for the review of the fauna of this environment and enable to perform comparisons of different water bodies.

Short remarks on the fauna of Tatra mountains pools I found in some papers (Wierzejski 1881, 1882, 1883, Lityński 1914, Minkiewicz 1914, 1917a, b, Wolski 1931). These remarks cover ten water bodies situated at various levels from 900 up to 1890 m. where the presence of 13 species of Cladocera and Copepoda was observed (Table I).

My own studies covered 26 water bodies situated at 900 m. up to ± 1750 m. above sea level. Sometimes I considered groups of several pools as one (Capki or Dwościaki and Trościaki pools on Hala Gąsienicowa) due to very limited data of labels making impossible a detailed identification of particular pools. Moreover, pools in these groups were of great faunistic similarity or were even identical.

Results

A common feature for all water bodies examined is a fairly limited variety of plancton crustacean, observed also by the authors of works mentioned above (Table I). In 61 samples from 26 pools I found the presence of only 13 species of Cladocera and Copepoda (Table II). The greatest number of species in one water body did not surpass six, varying most frequently from one to three. I noticed there the presence of eurytopic species, common and fairly numerous in lowland water bodies. The most frequently met was *Chydorus sphaericus* (O.F.M.) (in 65% of ponds), *Acanthocyclops vernalis* (Fisch.) (in 50% of ponds). Much less frequent was *Daphnia pulex* (de Geer) the presence of which I noticed only in 27% of pools. The only interesting exception was a mountain species of *Diaptomus tatricus* Wierzejski which I found only in a few samples from the pools situated higher (Dwościaki ± 1600 m., Trościaki ± 1600 m., Siwy Stawek Dolny 1750 m. above sea level).

Out of all species found by me typical for Tatra mountains small water bodies four have been never mentioned before in studies on this environment, namely *Alona guttata* Sars, *Alona rectangula* Sars, *Alonella excisa* (Fischer), *Acanthocyclops languidus* (Sars). On the other hand I did not succeed in stating the occurrence of four other species mentioned in bibliography (Minkiewicz 1914, 1917a, 1917b, Wierzejski 1882, 1883, Wolski 1931), namely *Daphnia longispina* O.F.M., *Moina rectirostris* (Leydig), *Alona affinis* (Leydig) and *Acanthocyclops viridis* (Jurine). Generally we know now 17 species of Cladocera and Copepoda from 34 water bodies (Table I and II). It seems that for the majority of them the upper limit of their occurrence is more or less at the level of 1600 m. Above this limit occurs only *Alona quadrangularis* (O.F.M.) *Chydorus sphaericus* (O.F.M.) and *Diaptomus tatricus* Wierz. (Table II). This limit is less certain for Cyclopoida generally more resistant on low temperature and other unfavourable conditions of environment, and that is why they some-

Species of Cladocera and Copepods found in Tatra Mountains

Species	Height above sea level (in m.)	Number of samples	Water Bodies																			
			Zakopane. Pits at Kościeliska Street and behind the Market 5 i 11. VI. 24. VIII. 26. VIII. 1924. leg. Gajl	Capki 10. VIII. 1923 leg. Wołski 2, 9, 11. VI. 1924; 24 VIII 1924 leg. Gajl; 13. IV 1936 leg. Wołski	Oleza 10. VI. 1959 leg. Wojnarowicz	Roztoka at Wodogrzmoty 20. VI. 1959 leg. Wojnarowicz	Psia Trawka 17. VI. 1959 leg. Wojnarowicz	Gubałowska 20. IX. 1924 leg. Gajl	Przymrczyński 12. VI. 1959 leg. Wojnarowicz	A Cleaning near Wołoszyn 19. VI. 1959 leg. Wojnarowicz	Hala Pyszna											
	900	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	900	16	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1000	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1031	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1100	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1123	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1226	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1250	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1300	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1300	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1300	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1300	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

times pass it. This was stated by Minkiewicz (1914, 1917a, b) and Wierzejski (1882) for three species: *Eucyclops serrulatus* (Fischer), *Acanthocyclops viridis* (Jurine) and *Ac. vernalis* (Fischer) (Table I).

The limit of 1600 m. in small water bodies is not surpassed by *Daphnia pulex* (De Geer), *Daphnia longispina* (O.F.M.), *Acroperus harpae* (Baird), *Moina rectirostris* (Sars), *Alona guttata* Sars and *Acanthocyclops languidus* (Sars). Three other species fairly common in the lowland reach only 900 m. *Simocephalus vetulus* (O.F.M.), *Alona rectangula* Sars and *Macrocyclus fuscus* (Jurine).

Table II

small water bodies (in Materials collected from 1923 to 1959)

Pool in a Valley Kondratowa 13. VI. 1959 leg. Wojnarowicz		Shallow small pond above Hala Kondratowa, rush, Calitr. verna. 24. VIII. 1923 leg. Wołski		Small water body in the forest 12. VIII. 1923 leg. Wołski		Small pool in the forest ±100 m above the Hala 12. VIII. 1923 leg. Wołski		Solisko 7. VIII leg. Wojnarowicz		Hala Gąsienicowa		Near Siwa Przelecz		Percentage of pools containing a given species
±1350	±1350	1400	1500	1500	±1600	±1600	±1600	1600	±1700	1750	1750	1750	1900	
1	1	1	1	1	1	10	3	1	1	1	2	2	1	27
-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	4
-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	4
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11
+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7

Small ponds in Tatra mountains in the contrary to lowland water bodies are longlasting ones and don't seem to change for years. Their faunistic composition appears also to be a fairly stable one and repeats every year. This stability for all Tatra water bodies was already noticed by Li tyń ski (1917, 1923) but he limited himself only to a general statement without any examples.

At present there exist many faunistic data from different years for four Tatra pools the most extensive ones being for Dwoiściaki pool on Hala Gąsienicowa (±1600 m.) Fauna of these pools was first described by W i e r z e j s k i (1882)

then Lityński (1914) and Minkiewicz (1914, 1917a, b). Apart from these I worked out the samples collected by Gajl in 1924—25 (Table III). After 43 years the faunistic composition of these pools appeared to be identical with the data published by Wierzejski (1882). Each time four species are mentioned: *Daphnia pulex* (de Geer), *Alona quadrangularis* (O.F.M.), *Chydorus sphaericus* (O.F.M.) and *Diaptomus tatricus* (Wierzejski). Apart from these there occur also in samples specimens of less numerous species such as *Acroperus harpae* (Baird), *Eucyclops serrulatus* (Fischer) and *Acanthocyclops vernalis* (Fischer).

Table III

Occurrence of Cladocers and Copepods in Small Water Bodies
Dwościaciaki at Hala Gąsienicowa (± 1600 m above sea level)

Species	Materials	Literature, date			Samples worked out by the author	
		Wierzejski 1882, 1883	Lityński 1914	Minkiewicz 1914 1917a, b	leg. Gajl 8.VII, 3.VIII 15. IX. 1924	leg. Gajl 4. VII. 1925
<i>Daphnia pulex</i> (de Geer)		+	+	+	+	+
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)		-	-	+	+	-
<i>Alona quadrangularis</i> (O. F. Müller)		+	-	+	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller)		+	-	+	+	+
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)		-	-	+	-	-
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer)		-	-	-	+	-
<i>Diaptomus tatricus</i> Wierzejski		+	-	+	+	+

From Siwe Stawki near Siwa Przełęcz (± 1750 m.) I worked out the samples of Wolski (1923) and Wojnarowicz (1959). Between collecting both series of these samples 36 years passed. In Siwy Stawek Dolny both samples appear to contain the same two species: *Alona quadrangularis* (O.F.M.) and *Chydorus sphaericus* (O.F.M.). In sample from 1959 there occurred also *Diaptomus tatricus* Wierzejski. In Siwy Stawek Górny I found in both samples *Chydorus sphaericus* (O.F.M.) and in the sample from 1959 *Alona quadrangularis* (O.F.M.). These slight differences don't seem of particular importance since fauna of these two pools is very poor in number, only single specimens being found in the samples which creates possibility of missing some species.

Pools called Capki (± 900 m. above sea level) have also fairly detailed data, the latter unfortunately being useless as the illustration of the subject in question. In the paper by Lityński (1914) and Minkiewicz (1914) the full list of Cladocers and Copepods in this pools has not been given. The composition of samples collected by Wolski (1924) and Gajl (1925) is repeated while the period of time between collecting was only one year (Table IV). Finally the last samples of Wolski from 1936 were taken on April 13, i.e. in the period when Cladocers still don't appear in small pools of Tatra

region, while the composition of Copepods was analogical to that of the former samples.

However even these data confirm to some extent the theory of faunistic stability of small water bodies in the mountains. The material from Podhale region was collected from near Bukowina, Jurgów, Szaflary, Nowy Targ, Ludzimierz, Bór na Czerwonem, Raba Wyżna, all these places being situated at the level varying from 550 m. to 900 m. I worked out 80 samples from 73 pools and found 32 species of Cladocers and Copepods (Table V).

Differently from Tatra water bodies the fauna of Podhale pools is much richer (32 species) while not so numerous as the fauna of lowland water bodies (44 species) (Prószyńska 1962).

Table IV

Occurrence of Cladocers and Copepods in Small Water Bodies „Capki”
(± 900 m above sea level)

Species	Materials	Literature date		Samples worked out by the author		
		Lityński 1914	Minkiewicz 1914	leg. Wolski 10.VIII.1923	leg. Gajl 2—11. VII, 24.VII.1924	leg. Wolski 13.IV.1936
<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller)		+	+	+	+	-
<i>Alona guttata</i> Sars		-	-	+	+	-
<i>Alona rectangula</i> Sars		-	-	+	+	-
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jurine)		-	+	+	+	+
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)		-	-	+	+	+

As compared with the fauna of Cladocers and Copepods of pools of Mikołajki (Masurian district) we can observe a considerable number of species common for both these groups of water bodies (22 species). Faunistic differences, though numerous appear in species occurring only from time to time and in small number. However the occurrence of some species stresses the difference of these three regions. A fairly common and numerous for Mikołajki region *Acanthocyclops bicuspidatus* (Claus) as well as *Microcyclus bicolor* (Sars) were not found in any pool of Tatra mountains and Podhale region. On the other hand *Simocephalus serrulatus* (Koch) and *Streblocerus serricaudatus* (Fischer) was only found in Podhale pools as in Tatra mountains *Diaptomus taticus* Wierzejski.

Particularly interesting is the change in occurrence of the following four species: *Alona rectangula* Sars, *Alona guttata* Sars, *Alona quadrangularis* (O.F.M.) and *Acroperus harpae* (Baird). All these species occur in the lowland in ponds, avoiding typical small water bodies. In Podhale pools *Alona rectangula* Sars and *Alona guttata* Sars appear to be fairly numerous while in Tatra mountains we can find all four species mentioned, *Alona rectangula* Sars living already at the lowest level (900 m.). *Alona guttata* Sars and *Acroperus harpae* (Baird)

Table V

Cladocera and Copepods in Pools of Podhale Region and Frequency of Species Occurrence in Particular Groups of Pools

Water bodies		Forrestal and turf pools	Meadow pools	Clay pits	Others water bodies
Species	Number of water bodies	16	15	21	21
<i>Acantholeberis curvirostris</i> (O.F. Müller)	a	—	—	—	—
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müller)	E	—	—	—	—
<i>Alonella excisa</i> (Fischer)	D	—	—	a	—
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fischer)	D	D	—	—	—
<i>Alona guttata</i> Sars	D	F	—	a	—
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer)	c	a	—	a	a
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch)	b	b	—	a	—
<i>Paracyclops affinis</i> (Sars)	b	b	—	—	—
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Müller)	a	b	—	—	—
<i>Alona rectangularis</i> Sars	a	c	—	a	—
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jurine)	—	H	—	a	a
<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller)	—	G	—	c	c
<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer	—	F	—	b	b
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine)	—	E	—	c	a
<i>Mesocyclops dybowskii</i> (Lande)	a	D	—	c	—
<i>Acanthocyclops viridis</i> (Jurine)	—	D	—	c	b
<i>Eucyclops macruroides</i> (Lilljeborg)	—	D	—	b	b
<i>Moina brachiata</i> (Jurine)	a	—	—	b	a
<i>Daphnia longispina</i> (O. F. Müller)	a	a	—	c	a
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer	—	a	—	D	a
<i>Mesocyclops lauckarti</i> (Claus)	—	a	—	E	—
<i>Peracantha truncata</i> (O. F. Müller)	—	—	—	c	a
<i>Diaptomus gracilis</i> Sars	—	—	—	b	—
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller)	H	H	—	E	a
<i>Daphnia pulex</i> (De Geer)	b	D	—	E	b
<i>Microcyclus minutus</i> (Claus)	a	—	—	—	a
<i>Ceriodaphnia megops</i> (Sars)	—	a	—	a	—
<i>Moina macrocopa</i> Straus	—	—	—	a	a
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine)	—	—	—	a	a
<i>Alonella exigua</i> (Lilljeborg)	—	—	—	a	—
<i>Simocephalus expinosus</i> (Koch)	—	—	—	a	—
<i>Acanthocyclops bisetosus</i> (Rehberg)	—	—	—	—	a

— 0%, a — 0—10%, b—10—20%, c—20—30%, D—30—40%, E—40—50%, F—50—60%, G—60—70%, H—70—100%

ubiquist

incidental

up to 1600 m. and *Alona quadrangularis* (O.F.M.) above 1600 m. above sea level. My observations are also proved by faunistic literature where these species, if mentioned in small water bodies, are always found in mountain pools only (Hemsen 1952, Herr 1921, Pesta 1936, 1939, Schäffer 1934, Wawrik 1954, Wolski 1935, Zinovev 1933), or in some exceptional cases they were brought there from the ponds (Sládeček 1953) which doesn't contradict my opinion.

While the fauna of Podhale pools is close to that of small water bodies at the lowland the differences pointed out above permit us to consider it as a transitory one between mountain and lowland pools.

Typology of small water bodies

In up to now studies (P r ó s z y ń s k a 1962, 1963) I could not observe any differences of Cladocera and Copepoda fauna in pools which would enable to differentiate the types of small water bodies analogically to the types of lakes. May be this was due to the limited number of material. Working out the data from Podhale region I saw the possibility of this differentiation which might create for the future the possibility of distinguish various types of small water bodies.

Out of 73 Podhale pools discussed in this paper, 16 are of forestal and turf type, 15 was situated in the meadows, 21 were clay pits, and finally 21 were various types of ditches, pits and abandoned river beds. The forestal, turf and meadow types can be undoubtedly considered as small water bodies which is proved by the labels on samples as well as by the character of their fauna. On the other hand the two remaining groups, particularly clay pits may also include apart from typical small water bodies also bigger ones of pond type. The poor data on the labels did not allow me to differentiate here ponds from pools, however their faunistic composition points to their heterogenous character (Table V). Meadow pools are similar as far as their fauna is concerned to those of Mikołajki region (P r ó s z y ń s k a 1962). Samples taken from these pools contained from 3 to 11 species, most frequently 7. The number of species found in this group of pools is 20. Most frequently met species are as follows: *Chydorus sphaericus* (O.F.M.), *Macrocyclus fuscus* (Jurine), *Simocephalus vetulus* (O.F.M.), *Eucyclops serrulatus* (Fischer), *Alona guttata* Sars, *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine), *Daphnia pulex* (de Geer), *Streblocerus serricaudatus* (Fischer), *Mesocyclops dybowskii* (Lande), *Acanthocyclops viridis* (Jurine), *Eucyclops macruroides* (Lillj.) (Table V, column 2).

Forestal and turf pools ought to be considered separately since they strongly differ from the others. The number of species living there is smaller (16 species) than that of the meadow pools. So is the number of species in particular samples which varies from 1 to 7, most frequently being 2—3. Such species as *Acantholeberis curvirostris* (O.F.M.), *Scapholeberis mucronata* (O.F.M.), *Alonella excisa* (Fischer) and *Acanthocyclops vernalis* (Fischer) appear to be typical for them. Apart from these *Chydorus sphaericus* (O.F.M.), *Streblocerus serricaudatus* (Fischer) and *Alona guttata* Sars are also very frequent there. On the other hand many species common in meadow pools do not exist there or they are very rare (Table V, column 1).

These differences in faunistic composition are of so essential character that they seem to prove the existence of a separate type of small water bodies which can be temporarily determined as turf-forestal ones. Unfortunately descriptive data on that type of water bodies are rather poor and of general character insufficient for their closer characterization. We know however

that all these pools have a fairly great number of humus substances and acid reaction of water ($\text{pH} < 7$).

The fauna of clay pits (Table V, column 3) comprise on one hand species common for the meadow pools discussed above and on the other species typical for ponds (Prószyńska 1963) such as *Mesocyclops leuckarti* (Claus), *Macrocyclops albidus* (Jurine), *Diaptomus gracilis* (Sars), *Peracantha truncata* (O.F.M.) and others. Their heterogenous character is proved by a relatively great number of species (26) in line with a relatively low percentage of particular species (maximum 50% on the average 10%—20%).

The pools of the fourth group (Table V) have a mixed fauna of pond and pool species. Their fauna is poor, and the number of species in each water body exceedingly low as for lowland water bodies (from 0 to 6 most frequently 2). Their biocenosis is probably poor (e.g. in abandoned river beds due to the floods of rivers (or underdeveloped) e.g. freshly flooded pits by water).

And so the water bodies of the third and fourth group can not be taken under consideration in typological studies, while on the other hand the analysis of pools of the first two groups presents some favourable perspective.

REFERENCES

1. H e m s e n J., 1952. Ergebnisse der Osterreichischen Iran Expedition 1949/50 Cladoceren und Freilebenden Copepoden der Kleingewässer und des Kaspisees. SB. Akad. Wiss., 161: 585—644.
2. H e r r O., 1921. Hydrobiologische Beobachtungen aus dem Riesengebirge. Zool. Anz., 53: 12—16.
3. L i t y ń s k i A., 1914. Revision der Cladocerenfauna der Tatra Seen. I Teil *Daphnidae*. Bull. int. Acad. pol. Cl. math.-nat 1913: 566—622.
4. L i t y ń s k i A., 1917. Die Tatra-Seen und ihre Cladocerenfauna. Spraw. Kom. fizjogr., 51: 1—88.
5. L i t y ń s k i A., 1923. Etude critique sur la repartition des Cladocères dans le Tatra. Ann. Biol. lacustre, 11: 241—278.
6. M i n k i e w i c z St., 1914. Przegląd fauny jezior tatrzańskich. Spraw. Kom. fizjogr., 48: 114—137.
7. M i n k i e w i c z St., 1917a. Skorupiaki jezior tatrzańskich. Rozpr. Wydz. mat.-przyr. P.A.U., ser. B, 56: 389—447.
8. M i n k i e w i c z St., 1917b. Die Crustaceen der Tatra-seen. Bull. int. Acad. pol. Cl. math.-nat. 1916: 262—278.
9. P e s t a O., 1936. Kleingewässerstudien in den Ostalpen. Arch. Hydrobiol., 29: 296—345.
10. P e s t a O., 1939. Alpine Tümpel und ihre limnologische Kennzeichnung. SB. Akad. Wiss., 148: 7—10.
11. P r ó s z y ń s k a M., 1962. The annual cycle in occurrence of *Cladocera* and *Copepoda* in small water bodies. Pol. Arch. Hydrobiol., 10.
12. P r ó s z y ń s k a M., 1963. The Problem of Differentiating Cladocera and Copepoda Fauna in Ponds and Small Water Bodies in the Light of Present Faunistic Literature. Pol. Arch. Hydrobiol., 11.
13. S c h ä f f e r H. W., 1934. Entomotrakenfunde aus dem Riesengebirge. Archiv. Hydrobiol. 27: 271—276.

14. Sládeček V., 1953. Studies of the zooplankton of the ponds of Padrt (Bohemia) with special reference to the cladoceran *Holopedium gibberum*. Bull. int. Acad. (Prague) 51^o: 177—202.
15. Wawrik F., 1954. Limnologische Studien an Hochgebirgs — Kleingewässern im Arlberggebiet I. SB. Akad. Wiss. 163, 4—5: 277—296.
16. Wierzejski A., 1881. O faunie jezior tatrzańskich. Pam. Tow. Tatr. 6: 99—110.
17. Wierzejski A., 1882. Materyjały do fauny jezior tatrzańskich. Spraw. Kom. fizjogr. 16: 215—239.
18. Wierzejski A., 1883. Zarys fauny stawów tatrzańskich. Pam. Tow. Tatr. 8: 95—123.
19. Wolski T., 1931. *Moina rectirostris* (F. Leydig) eine für das Tatra Gebirge neue Cladoceren Art. Fragm. faun. 1: 292—295.
20. Wolski T., 1935. Cladocera in „Contributions à la faune du Massif de Czarnohora (carpathes Orientales Polonaises)”. Rozpr. Spraw. Inst. bad. Las. państw. (A) 8: 17—22.
21. Zinovev A. P., 1933. Periodyčeskie vodoemy Troickogo lesostepnogo zapovednika i ego okrestnostej. Izv. biol. Inst. (Perm) Molotow 8: 319—360.

St. Rakusa-Suszczewski

Thermics and chemistry of shallow fresh water pools in Spitzbergen

Department of Hydrobiology, Warsaw University

Received 16.VI.1962

Introduction

The occasional and not very exact temperature measurements of fresh water pools in Spitzbergen carried out by Olofsson in the Eisfiord area during the summer of 1918 and the work of Thienemann (1938), which included the thermal and chemical problems of two small ponds in Northern Sweden, do not give a sufficiently clear picture of the thermal conditions prevailing in the small ponds of the Arctic region.

This work is an attempt to characterise some of the shallow ponds of the tundra using physico-chemical methods. This was desirable because of a planned paper on the fauna of these ponds and because protozoological investigations had previously been carried out there.

In view of the impossibility of conducting continuous thermal observations throughout the summer, the 24 hour measurement method was used during the three summer months. This method also enabled us to compare the daily thermal cycles occurring in the arctic climate with the daily thermal cycles of small ponds in the temperate and mediterranean climate, as known from literature.

My sincere thanks are due to Prof. Dr. Z. Raabe, the Director of the Institute of Zoology of the Warsaw University and to Prof. Dr. J. Lambo, the Director of the Polish Hydrological and Meteorological Institute for making it possible for me to take part in the Polish Spitzbergen Expedition in 1960. I am deeply grateful to Prof. Dr. M. Gieysztor for his scientific direction during my work. I also wish to thank here Dr. J. Paschalski for his kind advice and for making the chemical analyses in the Experimental Hydrobiological Department of the Nencki Institute. Lastly I consider it my pleasant duty to thank Dr. S. Siedlecki and all the members of the expedition for their exceptional kindness and help in the realisation of the aims of my journey.

Method

Water temperature was measured by means of a laboratory thermometer in metal casing with reservoir. The scale of the thermometer with 0.1°C accuracy enabled readings with accuracy up to 0.05°C . The temperature of the air was measured over the edge of the pond at a height of 120 cm. by means of a laboratory thermometer without shield. In July the measurements of water temperature were taken hourly between 13 hours Central European Time on 18th and 12 hours on 19th at a depth of 5, 10, 20, 40 and 80 cm., the latter being the maximum depth of the pond at this point. At the same time water temperatures were recorded at places of 5 and 10 cm maximum depth, the thermometer being placed at the bottom, and at another place, where the maximum depth was 28 cm., the thermometer being placed at a depth of 5 cm, referred to further as the water surface. In August, hourly measurements were made from a dinghy at depths of 5, 10, 20, 40 and 75 cm. between 10.30 (—) a. m. on 25th and 9.30 (—) a. m. on 26th. Simultaneously measurements were taken at a place of 15 cm maximum depth, the thermometer being placed at the bottom. In September the measurements were taken on 4th and 5th at the depth of 5, 10, 20, 40 and 80 cm. and at a place of maximum depth 15 cm., at the same hours as during the August experiment.

A plan of the pond was made by the polygonal traverse method. The thickness of the layer of detritus was established on the basis of the difference between the depth of the rock basin and the depth of the water. The altitude over sea level was measured with the altimeter "Paulina,..". Water samples for chemical analyses were taken in the middle of September, just before leaving for home. The analyses were carried out between 10th and 20th November and comprised: pH., conductivity and the existence of HCO_3 , SO_4 , Cl, PO_4 , Ca, Mg, Fe, Al, Na and K ions and of soluble + colloidal silicose. Because of the time lapse between the taking of the water samples and the analyses, the results should be treated as approximate.

In the choice of ponds the following considerations were taken into account: Water samples were taken from the Duck Pond (no. 3 in Table II) because it had already been studied from the thermal point of view and from the three adjoining ponds situated in the Western part of the so called Fuglebergsletta territory (Fig. 1), about 150—200 m. inland. In the ponds marked No 1 and No 2, with a maximum depth of 50 cm.; the different character of the bottom was noted. It was not covered by a detritus layer, lacked *Daphnia pulex middendorffiana* and there was a marked scarcity of *Lepidurus articus*. Judging also by the lack of feathers on the shores, these ponds were rarely visited by birds, whose important role in fertilising some of the ponds was underlined by Doroszewski (1958). Pond No 2, which was called by Doroszewski (1959) "the Tern Pond", seemed to be similar to the Duck Pond as

far as the character of the floor, depth and size are concerned. The enclosed results of the water analyses (Table III), made by Doroszewski in 1957 include three ponds situated in the Fuglebergsletta territory. Pond No. 5 is the Tern Pond and corresponds to No. 2 in the 1960 analysis.

Situation and origin of the ponds under study

The coastal strip between the base of the Polish Expedition on the Isbjørnhamm Bay and the Warenskiold glacier moraine is a tundra belt of over 18 km. in length and rising 500—1000 m. inland to a height of 25 m. above sea level (Fig. 1).

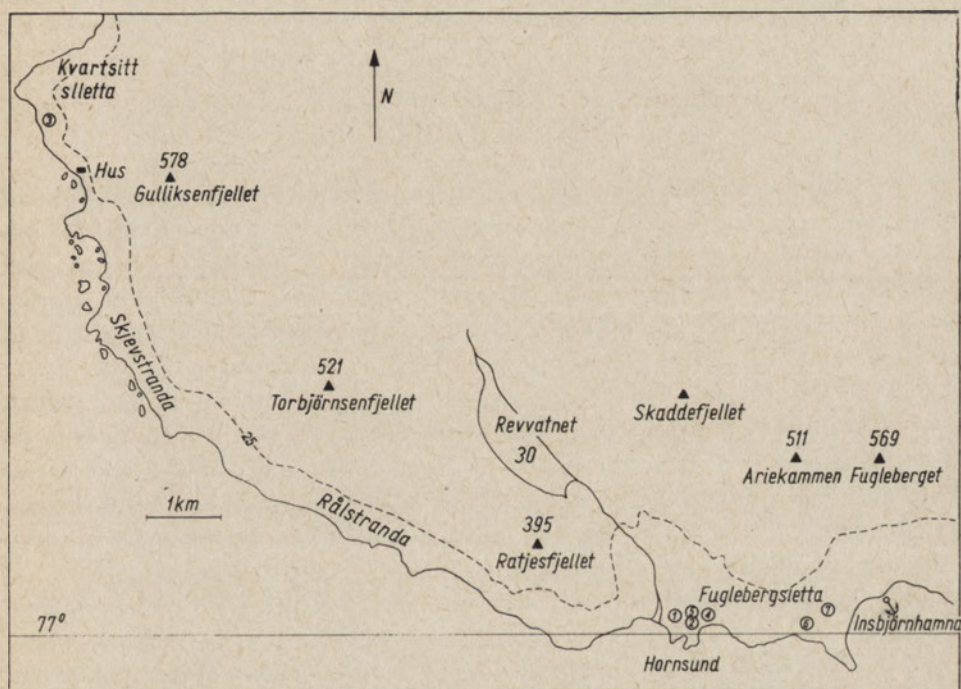


Fig. 1. North-West coast of Hornsund fiord — area on which observations were carried out
1—7 — number of ponds

The situation and origin of the existing there fresh water pools is connected with the particular morphology of this terrain. The storm ridges (Birkemajer 1958 Jahn, Szczepański 1958) form natural barriers for melt-waters flowing down in summer from higher parts of the land. The observed decrease in the water level of the ponds and the stop in outflow in the late summer period is caused by the lack of inflowing water from the snows, which by then have reached maximum melting, combined with loss of water by soakage through

the gravel and stony floor. Evaporation plays here only a minor role because of the high humidity of this area, ranging from 70% to 100% in relation to the saturation point. The amount of rain fall at that period does not make up for the water deficit in the ponds. In sufficiently big ponds, this loss of water does not cause complete drying up, with the result that they become slowly more and more shallow due to the deposits of various remains of autochthonic and allochthonic origin. If we assume the possibility that the ponds and the process of depositing plant remains on their floor started at the same time as the ridge, then determining the age of the storm ridge would also give the approximate age of the pond, and determining of the age of the pond deposits could confirm the age of the storm ridge. The majority of the ponds in this area are situated at altitudes not exceeding 10 m. over sea level. In the first days of September, 15 of them still contained water.

Characteristics of the pond which will be referred to further as the Duck Pond

The examined pond is situated on the Kwartsiltsletta plain at a height of 6 m, above sea level (Fig. 2). It has an area of 7357 m² and capacity of 1004 m³.

The following floor zones were distinguished: 1) stones, 2) detritus with stones clearly visible, 3) detritus covering the stony floor. The ridge separating the pond from the sea is 7 m. high, allowing us to establish the age of the pond at about 300 years (Birkenmajer 1958).

In the NW the storm ridge changes into a rocky elevation 4 m, high, which drops abruptly to the pond in the E. In the South the storm ridge falls to its lowest height of 6 m. and at this point there is an outflow, 20 cm. wide and 10 cm. deep at its maximum. The South, East and North banks are low, water-logged and covered with moss. In the NE, for a distance of 40 m. the shore is rocky and rises gradually in E to rocks 8 m. high.

The following points were selected for carrying out thermal measurements:

Point No. 1 — situated at a distance of 1 m. from the NW shore, where the pond was 80 cm. deep, the floor being covered by a layer of detritus 60 cm. thick.

Point No. 2 — situated in the stony South-Eastern part of the pond, 2 m. from the shore, with maximal depth of 10 cm.

Point No. 3 — also situated in the stony part in the SE of the pond, at a place of 5 cm. maximum depth.

Point No. 4 — in the NE part of the pond, at a distance of 6 m. from the shore, with maximum depth of 28 cm. The floor there was covered with a layer of detritus, 40 cm. thick. To the West of this point and parallel to the shore — the bottom formed an elevation, separating this deeper basin from the main body and maximal depths of the pond.

Point No. 5 — was chosen at the mid-point of the pond. In August the maximum depth there was 75 cm., and in September, when the water level became still lower — 68 cm.; this was also the maximum depth of the pond. The floor was covered with a layer of detritus — 70 cm. thick.

Point No. 6 — was situated in the stony part, near the E shore. The maximum depth there was 15 cm.



Fig. 2. Izobates of the rocky floor and zones of bottom distinguished in the Duck Pond
 a — stones, b — detritus between stones, c — detritus covering stony floor, 1—6 — points where thermal measurements were taken

Results of the thermal measurements

Between 13.00 hours on 18.VII and 12.00 hours on 19.VII, in neither of the depths under examination in point No. 1 was the maximal temperature amplitude greater than 0.6°C ; the minimal amplitude being 0.5°C . Nevertheless a thermal stratification was noticeable throughout the whole 24 hour period, except at 6.00 hours on the 19th, when homothermy appeared.

Table I

Summer thermal changes of air and water in the Duck Pond

18—19.VII.1960						25—26.VIII.1960						4—5.IX.1960					
Measurement point	Depth in cm	Maximum	Minimum	Mean	Amplitude	Measurement point	Depth in cm	Maximum	Minimum	Mean	Amplitude	Measurement point	Depth in cm	Maximum	Minimum	Mean	Amplitude
1	5	10.6	10.1	10.32	0.5	5	5	6.95	5.85	6.4	1.1	5	5	5.7	4.85	5.3	0.85
	10	10.65	10.15	10.4	0.5		10	7.0	5.9	6.5	1.1		10	5.7	4.85	5.31	0.85
	20	10.7	10.15	10.41	0.55		20	7.0	5.9	6.5	1.1		20	5.7	4.85	5.27	0.85
	40	10.7	10.1	10.39	0.6		40	7.0	5.9	6.49	1.1		40	5.7	4.85	5.29	0.85
	80	10.6	10.1	10.36	0.5		75	6.95	6.0	6.49	0.95		68	5.7	4.9	5.34	0.8
2	10	11.8	9.55	10.6	2.25	6	15	7.05	5.7	6.11	1.35	6	15	5.95	3.9	5.26	2.05
3	5	11.7	9.6	10.6	2.1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
4	5	10.7	9.0	9.9	1.7	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
T° of the Air		9.8	5.0	6.9	4.8	T° of the Air		6.0	2.0	3.65	4.0	T° of the Air		5.8	2.5	3.87	3.3

The course of the temperature curves as drawn on Fig. 3 and a comparison of the mean daily temperature at the depth of 5, 10, 20, 40 and 80 cm. (Table I) show that the lowest temperature occurs at the water surface, where the daily mean is 10.32°C . At a depth of 80 cm. the mean daily temperature is a little higher, being 10.36°C . in spite of an identical daily amplitude of 0.5°C . The air temperatures throughout the whole 24 hour period remained below the temperature of the water, the maximum air temperature differing from the maximum temperature of the water surface by 0.8° . The difference of the minima was 5.1°C . Between 24.00 hours and 5.00 hours the weather was fair and sunny; for the rest of the period there were heavy clouds and the sky was completely overcast. The maximum height of the sun which could be observed in that period was 33.5° , the lowest position corresponded to the angle of 8.4° .

The time lapse between the highest visible position of the sun and the

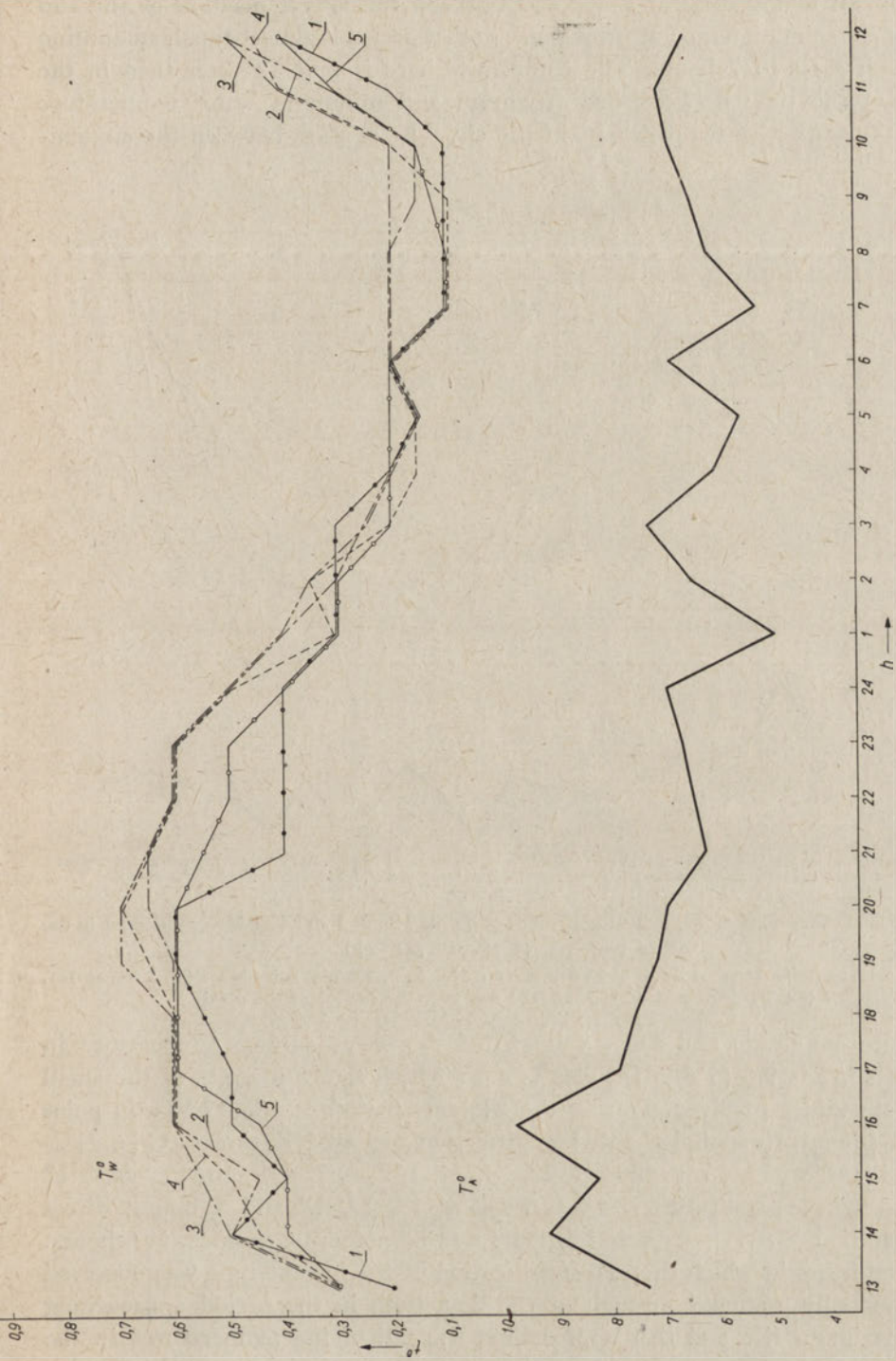


Fig. 3. Daily variations of temperatures of water at point No. 1, observed at different depths in the 24 hour period 18—19.VI.1960
 T_w — temperature of water at a depth of: (1), 5 cm. (2), 10 cm. (3), 20 cm. (4), 40 cm. (5); T_A — temperature of air 120 cm. over the surface of the pond

maximum temperature of water and between the lowest position of the sun and the minimum temperature of water in that period is almost equal, amounting in both cases to 7 hours. The conformity here is much greater than in the case of the time between the maximum and minimum water temperature and the respective temperatures of the air. The relation between the air tem-

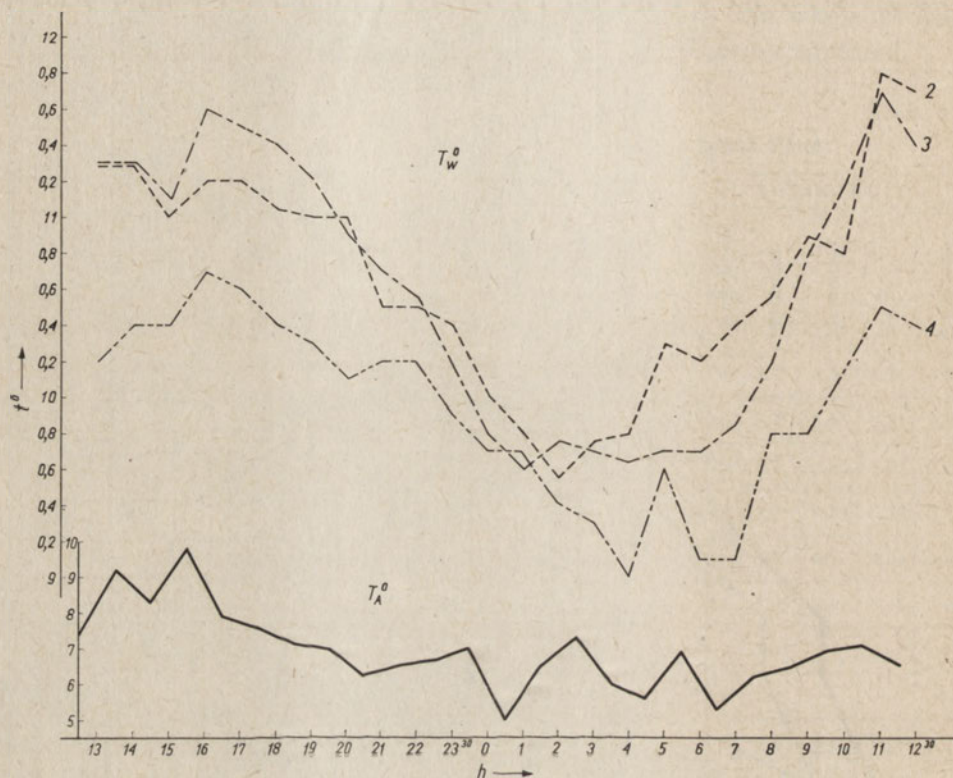


Fig. 4. Daily variations of temperatures of water at points No. 2, 3 and 4 at different depths in the 24 hour period 18—19.VII.1960

T_w^o — temperature of water at depth of 10 cm. at point No. 2 (2), 5 cm. at point No. 3 (3), 5 cm. at No. 4 (4); T_A^o — temperature of air 120 cm. over the surface of the pond

perature amplitude and the amplitude of the water surface temperature in point No. 1 is 9.6 (Table I). This is a very high figure in spite of the small absolute values involved. During the 24 hour period of 18—19.VII in point No. 1 (Fig. 3) the poikilothermal stratification appeared 17 times (G i e y s z t o r 1934) at 15, 16, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 1, 2, 4, 7, 8, 9, 10, 11 and 12 hours; inverse stratification — 4 times — at 13, 17, 18 and 5 hours; direct stratification — twice, at 14 and 3 hours and homothermy — once, at 6 hours.

The hours in which thermal stratification of the inverse type was observed are randomly scattered throughout the day, both in the period approaching the maximum rise and that approaching the fall of the temperatures in the

pond. The near-the-bottom temperatures were in this period for the most part lower than the temperatures at a depth of 40, 20 and 10 cm. and their mean daily temperature is next to the lowest mean daily temperature of the surface (Table I) as a result of frequently occurring poikilothermy. The reason for the lower temperatures at the bottom may be due to the existence of a layer of detritus, which warms slower. This detritus layer may however serve at the same time as an insulation against the influence of permafrost to a degree that while not resulting in thermal stratification of the direct type, lowers nevertheless the near-bottom temperatures, causing poikilothermy.

The temperature readings in points No. 2 and 3 (Fig. 4) show daily amplitudes of 2.25° and 2.1° respectively. The mean daily temperature in these points, which is 10.6° , is 0.19° higher than the maximum mean of point No. 1; a value bigger than the figure representing the maximum differences of vertical stratification at point No. 1. The maximum temperatures of points No. 2 and 3 appear at the time of the highest visible position of the sun. The conformity between the position of the sun and the amplitude of the water temperature was much greater than that between the amplitudes of water and air temperatures. The curve of changes of temperature at point No. 4 (Fig. 4) shows a maximum temperature of 10.7° ; it corresponds thus to the maximum temperature of point No. 1. The minimum temperature of 9° is the lowest as compared with that of other points. The maximum and minimum temperatures of this point occur $4\frac{1}{2}$ hours after the maximum and minimum height of the sun. The thermal conditions of this point show features characteristic to all the three previously discussed sites, the daily amplitude being similar to the one observed in point No. 2 and 3. The above data show that the differences between temperatures recorded near the shores of the pond, at small depths of from 5 to 10 cm, and the surface temperatures at a place with maximal depth of 80 cm, are much greater than those between surface and bottom temperatures at point No. 1. This is undoubtedly connected with the depth and the rocky floor, which becomes well heated when the sun is at its highest as a result of radiation and then cools considerably when the sun goes down.

The daily measurements in point No. 5 (Fig. 5, Table I) recorded on 25 and 26.VIII show an increase in amplitude to 1.1° at the surface and at depths of 10, 20 and 40 cm., and a decrease of the amplitude of the bottom temperature to 0.95° . The maximum temperature of the water (7°) is higher than the temperature of the air, which oscillates between 6° and 2° . The minimum water temperature is higher than the minimum temperature of the air by 3.85° . The drop of the mean daily temperature of water in point No. 5 by 3.4°C as compared with the mean daily temperature recorded on 18—19.VII corresponds to the simultaneous 3.25° drop of the mean daily temperature of the air. On 25—26.VIII the visible height of the sun oscillated between a maximum angle of 23.6° and an angle of -2.3° corresponding to the real height

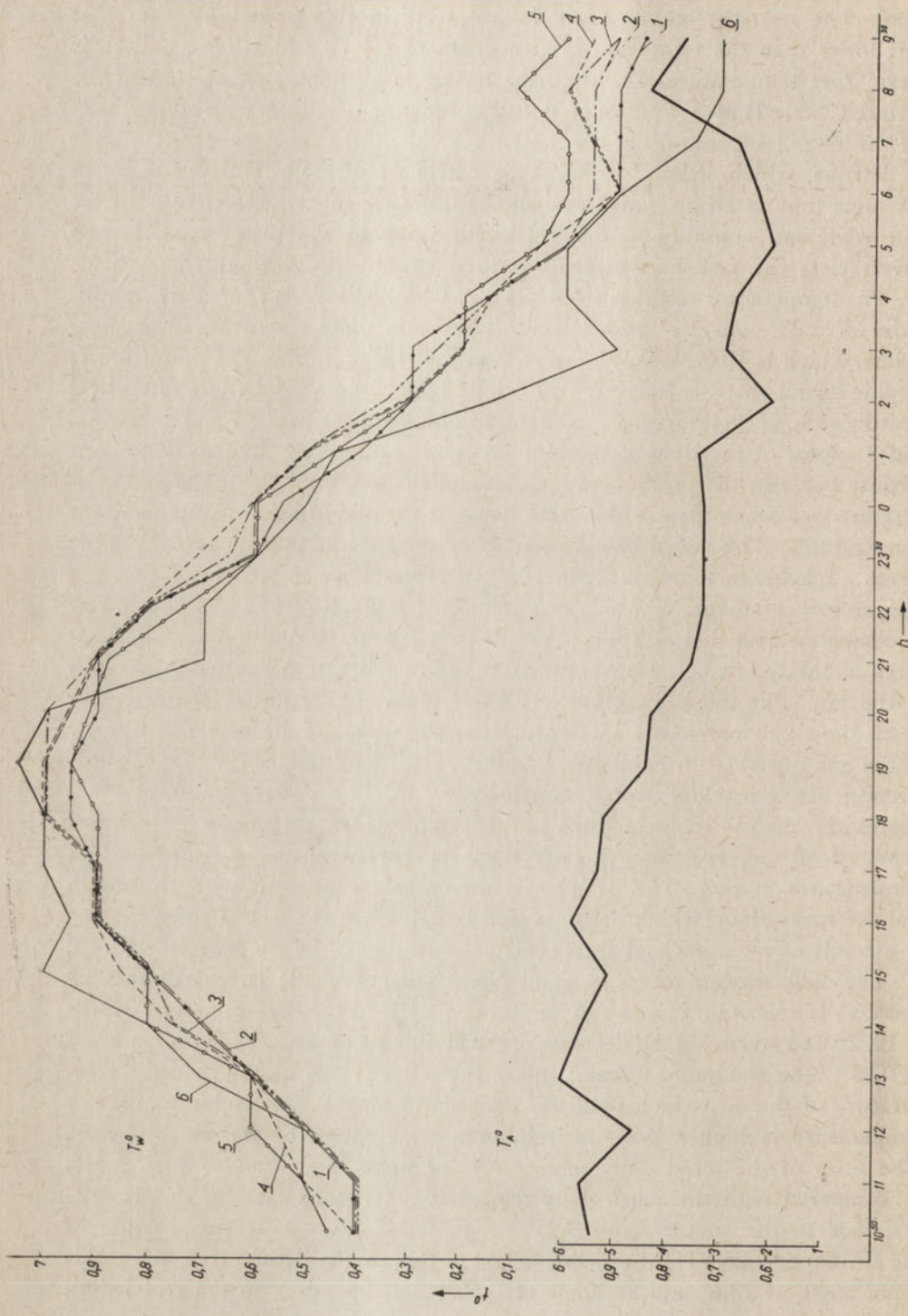


Fig. 5. Daily variations of temperatures of water at points No. 5 and 6 at different depths in the 24 hour period 25—26.VIII.1960
 T_w^o — temperature of water at a depth of 5 cm. (1), 10 cm. (2), 20 cm. (3), 40 cm. (4), 75 cm. (5), 15 cm. at point No. 6 (6); T_A^o — temperature of air
 120 cm. over the surface of the pond

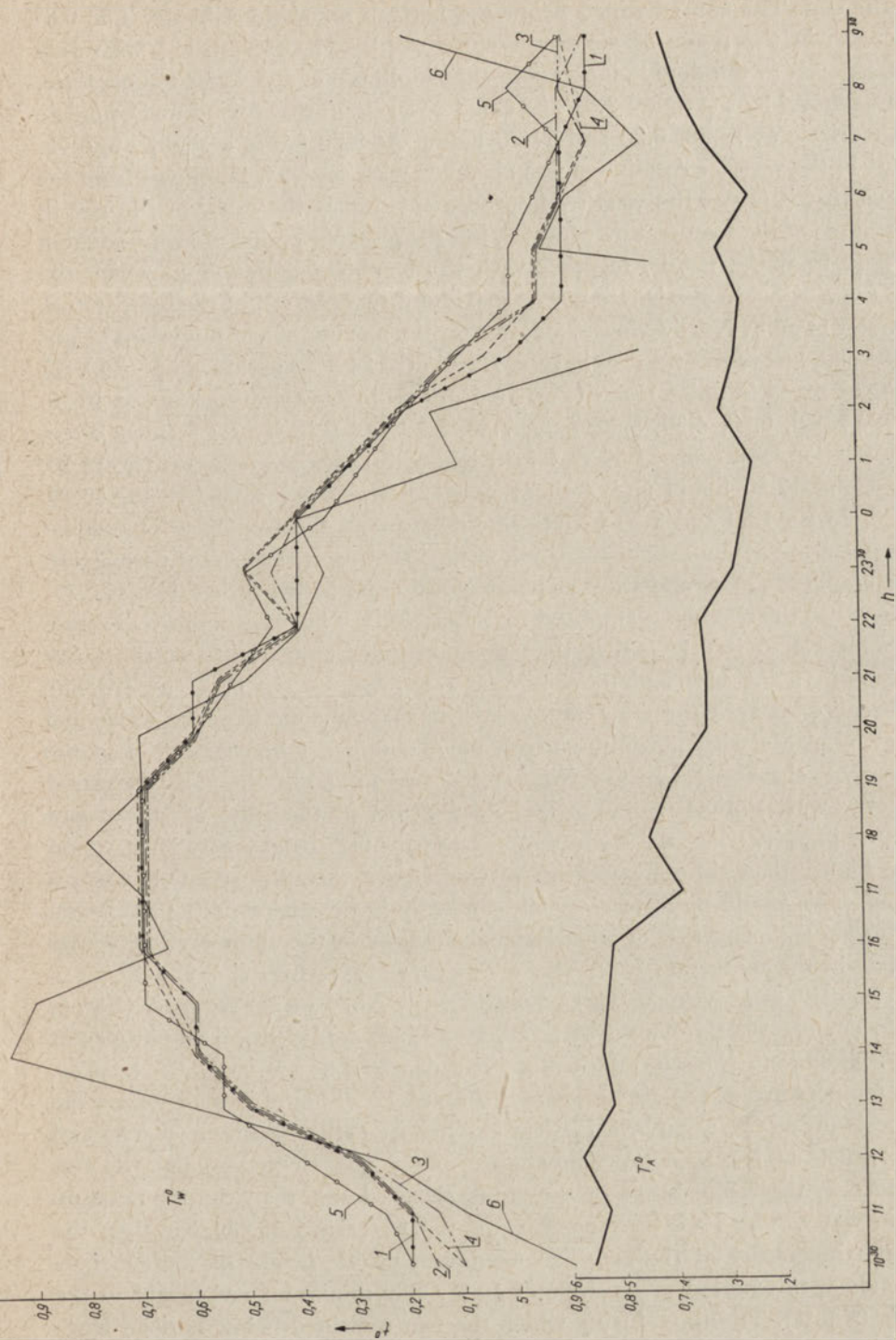


Fig. 6. Daily variations of the temperatures of water at points No. 5 and 6 at different depths in 24 hour period 4—5.IX.1960
 T_w^o — temperature of water at a depth of 5 cm. (1), 10 cm. (2), 20 cm. (3), 40 cm. (4), 68 cm. (5), 15 cm. at point No. 6 (6); T_A^o — temperature of air
 120 cm. over the surface of the pond

of the sun. The sun remained below the horizon for about 4 hours. The 0.8° decrease in the range of air temperature amplitude as compared with July corresponds to the double increase in the amplitude of the water temperature, characterised by the figure 3.6. The cloud covering in that period was complete with drizzle at 16.30, 0.30 and 11.30 hours. At 9.30 hours a slight improvement in the weather conditions was observed with sky "9". It follows from the above that it is not the weather improvement that is the cause of the rise in amplitude of the temperature of water, but the growing period of back-radiation of heat from the ponds, together with the lengthening period in which the sun remains below the horizon. The maximum rise and fall of the temperature of water in point No. 5 follows 7 hours after the maximum and minimum height of the sun, just as was the case in July. During the 24 hour period of 25—26.VIII there occurred in point No. 5 (Fig. 5): 10 times inverse stratification, at 10.30, 11.30, 12.30, 0.30, 4.30, 5.30, 6.30, 7.30, 8.30 and 9.30 hours; 3 times direct stratification, at 21.30, 22.30 and 3.30 hours; 3 times homothermy, at 13.30, 16.30 and 17.30 hours and 7 times poikilothermy — at 15.30, 18.30, 19.30, 20.30, 23.30, 1.30 and 2.30 hours. The decrease in the frequency of poikilothermal stratification may be the result of the lowering of the level of permafrost. The amplitude of temperature at point No. 6 (Fig. 5) which is 1.35° , is 0.25° higher than the maximum amplitude at point No. 5. The maximum temperature of point No. 6 is 0.1° higher than the maximum temperature of the water surface in point No. 5. The minimum temperatures are 0.15° lower. The differences between the temperatures of the shallow zone near the shore and those of places with maximum depth of 75 cm. are much greater than the differences characterising the vertical stratification in point No. 5. As compared however with similar measurements carried out in the zone of stones and detritus in July, when the mean temperatures in the shallow part of the pond were higher than the temperatures of the deeper part, the situation was reversed. This would point to a certain similarity in thermal conditions between the littoral zone and that of open lake encountered in the summer and winter periods in the temperate zone (Gieysztor 1958, Fig. 6, 7 and 8).

The daily measurements carried out in point No. 5 on the 4—5.IX (Fig. 6, Table I) show for the depths of 5, 10, 20 and 40 cm. identical amplitudes of 0.85° . The fluctuations of temperature at a depth of 68 cm. are 0.05° smaller. The temperature of the air between 10.30 and 12.30 hours is higher than the temperature of the water. At 12.30 it reaches its daily maximum of 5.8° and is then 0.4° higher than the temperature of the water (Fig. 6). For the rest of the day, the temperature of the air is always lower than the temperature of the water. The lowest temperature of the water is 2.35° higher than the lowest temperature of the air. The maximum visible height of the sun corresponds at this period to an angle of 19.9° . The minimum real height of the sun is (-6.1°). The time during which the sun remained below horizon leng-

Table II

Results of chemical analysis of water from 4 ponds from Kvartsiltsletta area (No. 3) and from Fuglebergsletta area (No. 1, 2, 4) in mg/l.

No.	pH	$K_{1.8 \times 10^{-4}}$	HCO ₃	SO ₄	Cl	PO ₄	Ca	Mg	Mn	Fe	Al	Na	K	solublet colloidal silicose
1	7.3	1.22	88.46	trace	15.0	trace	32.21	0.89	—	—	trace	6.0	1.8	trace
2	6.5	0.983	57.95	trace	19.0	trace	21.63	0.59	—	—	trace	8.0	1.7	trace
3	6.8	0.888	54.91	trace	22.0	trace	14.42	3.58	—	—	trace	11.0	1.8	trace
4	7.4	1.26	85.41	trace	16.5	trace	33.65	1.19	—	—	trace	6.5	1.8	trace

Table III

Results of chemical analysis of water taken in 1957 (Doroszewski) from 3 ponds in Fuglebergsletta (No. 5, 6, 7) in mg/l.

No.	$K_{1.8 \times 10^{-4}}$	Cl	SO ₄	hardness in german degr.
5	1.86	14.0	5.2	3.6
6	1.50	10.0	trace	2.2
7	1.09	2.0	trace	1.9

thened in that period to eight hours. The sky was fully overcast with clouds, with drizzle between 16.30 and 20.30 hours and between 0.30 and 1.30 hours; between 5.30 and 6.30 a slight improvement in the weather was observed with sky „9”. During the 24 hour period of 4—5.IX there appeared in point No. 5 (Fig. 6): 10 times inverse stratification — at 12.30, 13.30, 15.30, 22.30, 23.30, 4.30, 5.30, 6.30, 8.30 and 9.30 hours; 7 times homothermy — at 16.30, 17.30, 18.30, 19.30, 20.30, 1.30 and 2.30 hours; 3 times direct stratification — at 14.30, 21.30 and 0.30 hours; 4 times poikilothermy — at 10.30, 11.30, 3.30 and 7.30 hours. Stratification of the inverse type appears most frequently in the period approaching the highest water temperatures and also during the maximum daily decrease of temperatures of the pond. It is now more often the result of the differences between the bottom temperatures and those at the depth of 40 cm. A homothermy, lasting over two hours was observed in the period when the temperature was the highest. The amplitude of the water surface temperatures in the pond follows the amplitude of the air temperatures to a lesser degree than in July. The thermal amplitude of point No. 6 (Fig. 6) in the 4—5.IX period is 2.05°; the mean daily temperature of 5.26° is 0.08° lower than the maximum mean temperature of point No. 5. The thermal relations between points No. 6 and No. 5 are similar to those observed in August.

Discussion

Comparison of thermal amplitudes of air and water in the shallow pools in Spitzbergen, Lapland, Poland and Cairo

The amplitudes of the surface temperatures of the Duck Pond in points No. 1 and 5 are smallest in July, they increase to twice that size in August and decrease again in September (Table I). Notwithstanding this, the relation between the amplitude of the temperature of the air and of the water surface, while being constantly high, decreases from 9.6 in July to 3.6 in August and 3.8 in September. The Amplitudes of air and water temperatures in two ponds in Northern Sweden, beyond the Polar Circle, at an altitude of 370 m. and 390 m. above sea level, observed between 25th May and 11th June (Thienemann 1938) shows: „Aber, wie aus Spalte 13 hervorgeht, sind die täglichen Temperaturschwankungen bald im Wasser, bald in der Luft grösser". The basic difference between the results described in this paper and the measurements obtained by Thienemann in the ponds of Northern Sweden lies in the absolute values representing the amplitude of air and water and in the relation between the variations of the air and water surface temperatures. The amplitude of water surface temperature of the Duck Pond is always smaller than the air temperature amplitude. The marked decrease in water temperature fluctuations in Spitzbergen should in the first place be associated with altitude and with the accompanying considerable dampness of the terrain and the lowering of both the mean temperature of the air and its amplitude. The length of light exposure of the pond and the height of the sun in both Abisco and Spitzbergen are rather similar and may play only a secondary role as compared with the factors mentioned above.

The relations between the amplitude of air temperature and of water temperature in two ponds in Poland are: 2.0 in the period of 1—2.V; 1.5 on 31.VI—1.VII and 1.4 on 24—25.VI. The means of amplitudes of the air and water surface temperatures in these ponds in the period between 1.VII and 13.XI (Gieysztor 1934, Fig. 6) also show a greater conformity between the air temperature amplitude and the amplitude of the surface water and these relations never attain the values observed in Spitzbergen. Also the mutual relation between the amplitude of the air temperature and the amplitude of the water surface temperature of a small water pool in Cairo (Klimowicz 1961) established on the base of means calculated from the measurements carried out on 15—16.VI, 29—30.VI and 6—7.VII is slightly higher than „1". It follows from the above that the marked difference between the amplitude of the air temperature and of the surface water temperature observed in Spitzbergen, in spite of their small value in absolute figures is very great indeed. It seems to be characteristic for this region.

The temperature of the air, always lower than the temperature of the water, has a cooling influence on the surface layer of water. In consequence it influences the type of thermal stratification, the relation between the amplitude of the air temperature and that of the surface water and also the relation between the temperatures of the surface and at the bottom.

**A comparison of the amplitudes of surface water
and of bottom temperatures in Spitzbergen,
Central Europe and Cairo**

The relation between the amplitudes of water surface temperatures and those near the bottom in the Duck Pond was: „1” on 18—19.VII; „1.1” on 25—26.VIII and „1.05” on 4—5.IX. According to Pichler (1938), in Central European ponds of a depth not exceeding 0.6 m. (Tümpel) the relation in summer between the amplitudes of the surface temperatures and of the temperatures near the bottom is „3”, and in ponds 1 m. deep (Weiher) — it increases to „5”. The relation between the amplitudes of surface temperature and the temperatures near the bottom observed in Cairo is „4” (Klimowicz 1961). For the Lynceus pond in Poland, between 30.VI—1.VII this relation is „1.1” (Gieysztor 1934). The resemblance between these relations in the Duck Pond and in the Lynceus Pond (30.VI—1.VII) results from the similar course of the curve of daily air temperature, which in both cases is always lower than the curve of the temperature of the water. The increase in the amplitude of air temperature during the 24 hour period of 24—25.VII over the Lynceus Pond is responsible for the increase in the relation between the amplitudes of surface temperature and the temperature of the bottom to 1.4. Comparing both the relations between the amplitudes of air and surface water temperatures and the relations between the amplitudes of surface temperatures and those near the bottom, we observe the following dependence:

The decrease of the amplitude and of the fall of the mean air temperature below the temperature of the water is accompanied by a decrease in the differences between the temperatures of the surface and of the bottom water. In these conditions the amplitude of the air temperature may several times exceed the amplitude of the water surface temperature.

Similar relations to those observed in Spitzbergen should be observed in late autumn in small ponds in the temperate climate, but no such investigations have yet been carried out. A certain similarity to the described fluctuations of air and surface water temperatures in the daily cycle in the Duck Pond was noted in the shallow littoral of the Mikolajskie Lake during the 24 hour period of 22—23.XII (Gieysztor 1960, Fig. 8).

**Comparison of the cycle of daily thermal changes
in Spitzbergen and in Poland**

A typical thermal stratification of the Duck Pond in July, August and September is inverse stratification, lasting in principle throughout the whole 24 hour period. We do not observe here the daily cycle of changes characteristic to the small ponds of the temperate climate described by Gieysztor (1934): „Wir hätten somit in kleinen Wasserbecken im allgemeinen mit einem täglichen Temperaturverlauf zu tun haben, wie er in gemässigten Seen in Laufe eines Jahres konstatiert wurde. Die Nacht wurde dem Winter, der Tag — dem Sommer, der Morgen und der Abend—der Frühjahrs und Herbstzirkulation entsprechen”.

The lack of a daily cycle of thermal stratifications in the Duck Pond seems to confirm the above statement of Gieysztor about the similarity of daily thermal changes in the small ponds to the changes of temperature in the yearly cycle of a lake, and in this case to the lack of cycle of changes as compared with the great polar lakes.

Comparison of the maximum mean daily temperatures of water in points No. 1 and 5 of the Duck Pond (at a depth of 20 cm.) in July, August and September with the mean daily temperatures of the air in the same period shows a drop of both the air and water temperatures between the July and September measurements in approximately the same proportion. The main daily temperature of the air in September is higher as compared with August and the mean daily temperature of the water is constantly dropping. The considerably greater variability of the temperatures of the air as compared with those of the water serves in this case as explanation for the unbalancing of the proportion between the drop of the mean temperatures of air and water.

It may be interesting to note that the drop in the mean temperature of water is proportional to the difference in the height of the sun between July, August and September, the relation here being: 0.3° drop in temperature corresponding to 1° drop in the height of the sun. Assuming the constancy of this relation in the Duck Pond throughout the whole summer period, with accuracy to 0.1°C , one may expect that the mean daily temperature for points 1 and 5 should reach its maximum with the highest visible position of the sun of 36.3° , and that this maximum should be 11.2°C . This seems very probable, taking into account the mean daily temperature in July, which in point No. 1 was as maximum 10.7° . This calculation is of course not strictly accurate, it is however true enough for approximate maximum summer temperature. The mean temperature of water as measured by Olofsson (1918) in the named ponds (Taich) is over 10°C . „In der grösseren Wassersäulungen die ich untersucht habe, steigt die Temperatur während der heissesten Zeit auf $+10^\circ$ bis $+12^\circ$. In kleiner seichten Wassersäulungen habe ich eine Maxi-

maltemperatur von $+16^{\circ}\text{C}$ gefunden". The fact that the mean daily temperatures of the water in the small ponds beyond the Polar Circle are higher than the means for the air was observed by Olofsson (1918) and by Thienemann (1918). It is also confirmed by the results of this work.

It is very interesting to compare the mean temperatures of the small polar ponds with the temperature of the polar lakes. In the Duck Pond the maximum temperature noted in point No. 1 in July was 10.7° and on the base of the above calculations the maximum all year temperature (11.2°) may be expected there already at the end of June. On the other hand the Revvatnet Lake, with

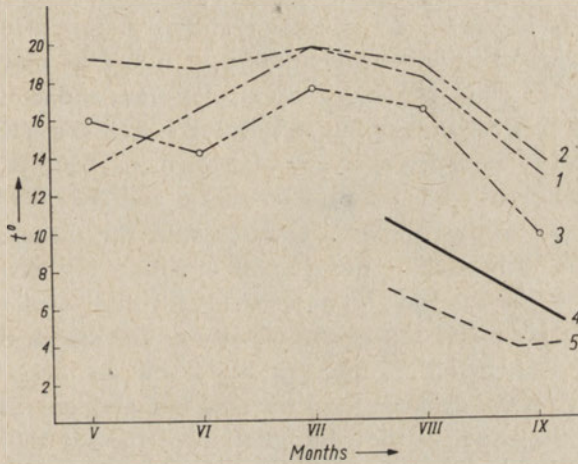


Fig. 7. Comparison of curves of air and water temperatures variations in small ponds and lakes in the moderate and arctic climate in Summer

- 1 — Average monthly temperature of water of the Lynceusowy pond in Poland (Gieysztor, 1934). 2 — Average monthly temperature of water of Wigry lake in Poland (Gieysztor, 1934). 3 — Average monthly temperature of air in Poland (Gieysztor, 1934). 4 — Average daily temperature of water of the Duck Pond in July, August and September (Spitzbergen). 5 — Average daily temperature of air over the Duck Pond (Spitzbergen)

the maximum depth 30 m. was still in 8/10 covered with ice on the 9th July; it could therefore be assumed that the temperatures there did not exceed one degree. According to the generally accepted classification of the polar lakes (Welch 1952), the water surface temperatures there do not exceed 4° . The temperatures in the Duck Pond and in the Revvatnet Lake may get equal only in the second half of September. The arctic lakes and small ponds offer then a completely different picture of thermal conditions than the lakes and small ponds of the temperate climate (Fig. 7).

In polar regions the smaller the pond, the warmer it gets, and with small amplitudes the daily means will always be higher there than the temperatures

of the arctic lakes. It also follows from Fig. 7 that the high mean temperatures in the Duck Pond in full summer are closer to the mean temperatures of the small ponds and of large lake surfaces of the temperate climate than to the temperatures prevailing in the polar lakes. Taking as a base Alekin's classification, the chemical composition of the water of the investigated ponds shows it to belong to the hydrocarbonic class, calcium group and to type III, characteristic of waters strongly mineralized with preponderance of the sum of Ca and Mg ions over the sum of HCO_3 and SO_4 ions with at the same time domination of the Cl ions over the Na ions. While the relation of ions shown by the analyses is characteristic for type III as classified by Alekin, the mineralisation and character of the water is different, this being the results of specific local conditions. The small number of SO_4 ions may be due to the preponderance of Cl ions over SO_4 in water from rain and snow falls observed in the Northern regions and in the vicinity of sea shores (Köhler 1937, Drischel 1940, Rankama and Sahama 1950, Alekin 1956). From the investigations of Dobrokłonski and Wawilow it follows that the amount of salt in the air decreases with the distance from the sea shore to 17% for 50 m., taking the amount observed at a distance of 20 m. from the shore as 100%. Yoshimura (1936) finds an increased number of Cl ions in the lakes situated in the vicinity of the sea as the result of the „salt breeze” and attributes the number of Cl ions in these lakes to be dependent not only on the distance from the sea, but also on: „1) the direction and strength of the wind, 2) the configuration of the sea shore, 3) the topography of the region between the sea and the shore, 4) the geology of the alimantation area of the lake, 5) the hydrology of the mean depth of the lake”

In spite of the short distance from the sea, the number of the Cl and Na ions in the investigated ponds is comparatively small which apart from the factors deciding for their number as stressed by Yoshimura, may be connected with the low salinity of sea water in the vicinity of the fiord as result of the considerable amount of glacier ice. The mineral composition of the water shows a similarity to the mineral composition of silico — carbohydrate surface waters of the tundra (Garmonow 1948) distinguished for the North-Eastern part of the USSR, beyond the Polar Circle.

The analysis of two ponds investigated by Thiennemann (1938) in Northern Sweden beyond the Polar Circle shows an increased contents of Si ions with a very small amount of Ca ions. The difference then between these ponds and the Spitzbergen ones consists in the considerably greater number of Ca ions in the latter.

The total hardness of the water (as sum of Ca and Mg ions expressed in mg — equivalents) shows that ponds No. 2 and 3 belong to very soft waters and ponds No. 1 and 4 — to soft waters. It may be assumed that the values under consideration refer to the maximum conditions of mineralisation and

hardness, because the samples were taken in the period when the water — level in the ponds was at its lowest, that is when there was no inflow of water from the melting snow, which has smaller mineralisation and hardness. The differences in both the ions composition and the value of pH of ponds No. 1 and 4 confirm their difference as compared with ponds No. 2 and 3. The results of the analysis of water made in 1957 are, as far as the mineral composition and hardness of water is concerned, similar to those obtained from the analyses of water taken in 1960.

BIBLIOGRAPHY

1. Alekin, 1956. Podstawy hydrochemii, PWN, Warszawa.
2. Birkenmajer K., 1958. On the raised marine features and isostatic land-uplift in Hornsund, (preliminary report). *Przegl. Geofiz. III/XI* 2 : 153—161.
3. Dobroklonskij S. i Wawilow P. B., 1938. K woprosu o wynosie solej na suszu z bryzgami morskoj wody. *Izw. AN ZSRR, ser. geograf i geofiz. 1*.
4. Doroszewski M., 1958. About studies on Hornsund protozoa. *Przegl. Geofiz. III (XI)* 2 : 187—189.
5. Doroszewski M., 1959. *Paramecium arcticum* sp. nov. *Bull. de L'Acad. Polon. des scien. VII. 2* : 73—78.
6. Drischel H., 1940. Chlorid, — Sulfat, und Nitratgehalt der atmosphärischen Niederschläge in Bad Rainerz und Oberschreiberbau im Vergleich zu bisher bekannten Werten anderer Orte. *Balneolog. 7* : 321—334.
7. Garmonow I. W., 1948. Zonalność gruntowych wód europejskoj czasti ZSRR. *Trud. lab. Hydrogeol. prob. im. Sawarenskowo. III*.
8. Gieysztor M., 1934. Limnologische Untersuchungen an einigen Kleingewässer. *Arch. Hydrob. i Ryb., 8* : 75—148.
9. Gieysztor M., 1960. On the thermal conditions of the littoral zone of lakes. *Pol. Arch. Hydrob., VII (XX)* : 171—193.
10. Jahn A., Szczepeński S., 1958. Geomorphological and periglacial researches carried out North of Hornsund Fiord in summer 1957 (preliminary report). *Przegl. Geofiz. III (XI)* 2 : 123—129.
11. Klimowicz H., 1961. Daily temperature variations in a small water pool in Cairo. *Pol. Arch. Hydrob. IX (XXII)* 195—202.
12. Köhler H., 1937. Studien über Nebelfrost und Schneebildung und über den Chlorgehalt des Nebelfrostes, des Schnees und das Seewassers im Halddegebiet. *Bull. geol. Inst. Univ. Upsala. 26* : 279—308.
13. Olofsson O., 1918. Studien über die Süßwasserfauna Spitzbergens. *Zool. Bidrag. Upsala 6*.
14. Pichler W., 1939. Unsere derzeitige Kenntnis von der Thermik kleiner Gewässer. *Thermische Kleingewässertypen. Int. Revue der ges. Hydrob. und Hydrogr. 38*.
15. Rankama K. and Sahama T. G., 1950. *Geochemistry*. Chicago, Univ. Chicago Press XVI, 912.
16. Thienemann A., 1938. Frostboden und Sonnenstrahlung als limnologische Faktoren. Ein Beitrag zum Problem der Stechmückenplage in Lappland. *Arch. Für Hydrob. 34* : 306.
17. Welch P. S., 1952. *Limnology*. N. York, Toronto, London McGraw-Hill Book Company, INC.
18. Yoshimura S., 1936. The effect of salt-breeze on the chemical composition of fresh water lakes near the sea. *Arch. für Hydrob. 30* : 345—351.

J. Póltoracka

Plankton roślinny jezior okolic Węgorzewa na tle ich właściwości środowiskowych

Z Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Otrzymano 1.X.1962

Wstęp i metodyka

Opracowanie jezior okolic Węgorzewa, stanowiące część zespołowych badań nad rybackim zarządzaniem jezior, miało na celu rozważenie, czy i w jakim stopniu fitoplankton badanych zbiorników można wiązać z ich właściwościami środowiskowymi.

Obserwacje planktonu roślinnego jezior objętych zespołowymi badaniami przeprowadzono w trzech okresach 1955 r.: zimowym pod lodem (18.II—19.III.), wiosennym (2—5.V) i letnim (2—10.VIII). Nie z wszystkich jednak jezior próby planktonowe pobierano w trzech okresach. Latem przeprowadzono obserwacje fitoplanktonu na czterdziestu sześciu jeziorach, część z nich (28 jezior) badano również zimą, a część (24) wiosną.

Próby planktonowe pobierano w każdym jeziorze z jednego stanowiska, stanowiącego jego miejsce najgłębsze. Pobierano je pięciolitrowym czerpaczem typu Bernatowicza w jeziorach płytszych co metr, traktując jako jedną próbę w ten sposób uzyskany materiał. W jeziorach głębszych natomiast pobierano dwie próby: z warstwy 0—5 m co 1 m oraz od 6 m do dna (w zależności od głębokości) co 1—2 m. Pobrane próby zagęszczano, używając siatki planktonowej nr 17 i utrwalano 4% formaliną. Wprawdzie materiał zebrany siatką tej numeracji stanowi tylko pewną część organizmów planktonu roślinnego, to jednak identyczny sposób pobierania prób umożliwia porównanie stosunków w grupie badanych jezior.

Materiał zagęszczony do odpowiedniej objętości umieszczano za pomocą pipetki w małych komorach, obejmujących trzy krople zawiesiny, odpowiadające 0,15 cm³. Liczono pod mikroskopem wszystkie organizmy fitoplanktonu zachowujące się w materiale konserwowanym, traktując je niezależnie od formy występowania (kolonie, nitki, pojedyncze komórki) jako pojedyncze osobniki. Z każdej próby poddano analizie 0,5—0,75 cm³ zagęszczonej zawiesiny, co stanowiło w zależności od ilości osadu 0,6—7,5% całej próby.

Rysunki 1, 2, 3 wykreślono na podstawie danych stanowiących średnie ilości osobn./1 w całym słupie wody.

Ponieważ wnioskowanie o ilości planktonu roślinnego z pojedynczych prób jest mało uzasadnione, przyjęto, że tendencje do dużych względnie do małych liczebności fitoplanktonu wykazują tylko te jeziora, w których przynajmniej w dwóch lub trzech okresach badań liczebność planktonu znacznie przekraczała lub była zawsze poniżej średniej wartości. Ocena bogactwa planktonu roślinnego przeprowadzono dla każdego z badanych okresów, ponieważ duże różnice w liczebności fitoplanktonu w poszczególnych okresach badań nie pozwoliły przyjąć wspólnych wartości dla wszystkich okresów dla określenia małej, średniej czy dużej liczebności. Liczebność planktonu roślinnego oceniano na podstawie z jednej strony średniej liczebności fitoplanktonu w 1 litrze w całym słupie wody, z drugiej zaś na podstawie liczebności planktonu w warstwach powierzchniowych w przypadku jezior płytkich i w warstwie 0—5 m w przypadku jezior głębszych.

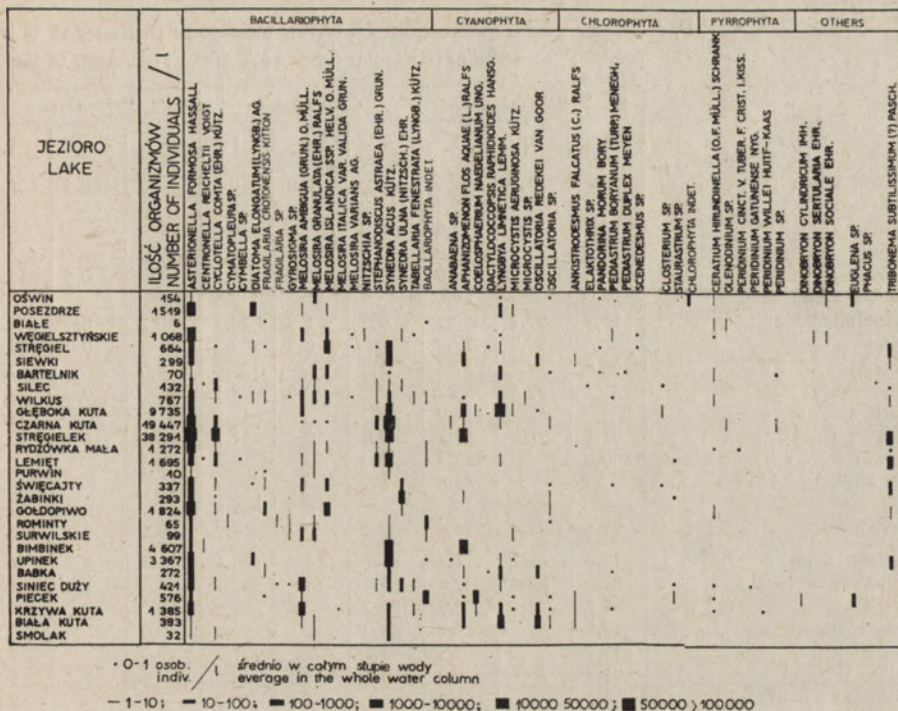
Uwzględniając fakt, że materiały siatkowe stanowią tylko pewną część całego planktonu roślinnego, przy rozważaniach zależności między ilością fitoplanktonu a właściwościami środowiskowymi jezior porównywano tylko skrajne wartości jego liczebności.

Stosunki ilościowe i jakościowe planktonu roślinnego rozważano na tle właściwości troficznych, morfologicznych oraz stopnia porośnięcia roślinnością wyższą. Właściwości troficzne oceniano za P a t a l a s e m (1960a i b) jako średnią zasobność w sole mineralne, stanowiącą wypadkową charakteru zlewni, stosunków hydrologicznych oraz składu chemicznego (Ca, Na, K, P/PO₄), N/NO₃, N(NH₃). Ocena średniej zasobności w sole mineralne badanych jezior przeprowadzono punktowo (patrz tab. 16 — P a t a l a s 1960b) przyjmując zakres od 0,7—7,0 punktów. Opierając się na powyższej ocenie uznano za jeziora o niskiej zasobności te, które otrzymały 0,7—2,4 punktów (9 jezior); o średniej zasobności 2,7—3,4 punktów (13 jezior); o wysokiej zasobności 3,8—4,6 punktów (12 jezior); o bardzo wysokiej zasobności 5,0—7,0 punktów (8 jezior). Ocena średniej zasobności w sole mineralne poszczególnych jezior podano przy rysunku 3.

Charakterystyka zimowego, wiosennego i letniego planktonu roślinnego

Zima

W wybitnie ubogim planktonie zimowym 28 jezior znaleziono 36 rodzajów glonów (rys. 1). Przynależność ich do poszczególnych typów jest następująca: *Bacillariophyta* — 13, *Chlorophyta* — 8, *Cyanophyta* — 7, *Pyrrophyta* — 3, *Chrysophyta* — 2, *Euglenophyta* — 2, *Xanthophyta* — 1.



Rys. 1. Ilościowy i jakościowy skład planktonu roślinnego w okresie zimy (18.II—19.III.1955) w jeziorach okolic Węgorzewa. Jeziora uszeregowane według zasobności w związki pokarmowe od wysokiej do niskiej

Z siedmiu reprezentowanych typów glonów zdecydowaną dominację wykazywały okrzemki zarówno pod względem powszechności*, liczby reprezentowanych rodzajów, jak również liczebności organizmów. Występowały one we wszystkich badanych jeziorach, najczęściej jako główny składnik planktonu. Okrzemki dominowały w 86% jezior, stanowiąc w większości z nich 91—100% ogólnej liczby znalezionych w tym czasie organizmów (tab. I).

Okrzemkowy charakter planktonu roślinnego pod lodem stwierdzało już wcześniej wielu autorów (W a w r z y n i a k 1923, 1924, 1931; P e a r s a l l 1932, K i s i e l e w a 1954).

Tylko w nielicznych jeziorach (Biała Kuta i Głęboka Kuta) sinice były formami dominującymi**, jakkolwiek spotykano je często (75% jezior). W przeważającej większości jezior występowały tylko w małych ilościach. Pod względem liczby reprezentowanych rodzajów sinice obok zielenic stanowiły grupę pośrednią

* Pod pojęciem powszechności rozumiano częstość występowania w badanych jeziorach gatunku lub typu glonów.

** Za dominanty uznano formy stanowiące co najmniej 20% wszystkich organizmów.

Procentowy udział poszczególnych typów planktonu roślinnego* w jeziornym
Percentage of particular types of Algae* in plankton of lakes

Jeziora Lakes	Bacillariophyta			Cyanophyta			Pyrrophyta		
	z	w	l	z	w	l	z	w	l
Czarna Woda		1,5	97,0		0,0	0,2		88,5	0,1
Przerwanki			96,4			0,4			0,3
Święcajcy	82,5		83,6	0,0		0,4	0,0		8,5
Białe	33,0		78,9	0,0		11,7	67,0		1,2
Jagoczany		97,2	74,0		0,0	1,2		0,5	11,6
Mamry Północne			69,6			3,6			6,4
Węgielsztyńskie	98,9	97,7	60,2	0,6	1,8	34,2	0,2	0,0	0,3
Soltmany			99,7		0,2	7,0		0,0	28,2
Stręgiel	96,0		57,5	1,2		20,6	0,0		7,2
Żywy Mały		97,5	55,7		2,0	8,1		0,5	23,2
Osiek			54,9			13,0			1,2
Krzywa Kuta	91,1	78,9	52,3	7,8	20,6	21,7	0,1	0,3	19,5
Purwin	100,0		48,9	0,0		13,2	0,0		0,7
Brzozówka			43,6			9,7			8,4
Arklickie		82,9	39,5		0,0	25,3		0,0	2,8
Gołdopiwo	99,4	98,6	36,4	0,2	0,0	4,8	0,1	0,0	25,7
Głęboka Kuta	18,0	83,1	1,4	81,8	16,5	96,1	0,0	0,2	1,5
Posezdrze	97,5	82,6	3,4	2,4	14,2	93,1	0,0	1,0	1,4
Piecek	62,9		0,7	25,3		89,9	0,0		5,1
Biała Kuta	15,5		4,7	84,0		84,4	0,0		8,9
Stręgielek	95,7		3,5	2,7		71,2	0,0		7,8
Wilkus	95,9	96,4	9,0	3,4	0,8	68,9	0,4	0,3	5,9
Żabińskie			19,9			68,3			2,5
Dargin			28,6			67,5			1,5
Siewki	78,5	99,6	10,9	20,5	0,1	58,1	0,0	0,1	18,2
Rydzówka M.			14,0			48,6			16,0
Surwilskie	98,0		44,6	2,0		48,2	0,0		1,4
Przyleśne			25,8			42,9			6,3
Siniec D.	98,0	99,4	24,3	1,6	0,4	32,7	0,2	0,1	20,9
Smolak	100,0	77,0	0,5	0,0	0,0	0,1	0,0	20,9	98,7
Rydzówka D.	99,1	99,8	3,0	0,0	0,0	0,8	0,1	0,2	92,4
Silec	99,2	99,7	16,5	0,0	0,0	0,3	0,0	0,2	82,2
Siniec M.			16,5			1,6			79,6
Babka	83,0	98,0	10,5	16,5	0,2	9,2	0,0	0,6	77,3
Czarna Kuta	99,5	99,7	13,0	0,3	0,1	8,3	0,2	0,0	72,5
Pilaki		92,0	19,8		0,0	4,8		0,3	59,6
Leśne			0,1			42,6			54,6
Żywy D.		91,2	16,9		4,4	9,1		0,5	52,1
Łekuk			32,2			5,1			47,8
Żabinki	97,2		14,0	2,7		4,1	0,0		44,1
Lemiet	78,0		29,1	0,3		24,4	2,0		43,5
Bimbinek	47,0	47,3	11,7	53,0	51,5	33,6	0,0	1,0	43,2
Upinek	98,5	32,8	2,6	0,4	9,8	0,6	0,3	0,2	1,7
Bartelnik	64,0	22,5	2,6	15,5	0,1	0,3	15,5	0,6	6,8
Rominty	100,0		24,0	0,0		2,6	0,0		1,1
Ciche			15,3			7,6			22,9
Oświn	69,0	99,4		2,0	0,0		0,2	0,0	
Liczba jezior oraz ich procent (niżej) w których									
	28	24	46	21	15	46	12	18	46
Number of lakes and their percent (below) in									
	100	100	100	75	63	100	43	75	100

* Za 100% przyjęto sumę organizmów w słupie wody od powierzchni do dna
Number of specimens obtained in samples from the bottom to the surface is taken for 100 percent.

Tabela I

ziorach okolic Węgorzewa w zimie (z), na wiosnę (w) i w lecie (l)
near Węgorzewo in winter (z), spring (w) and summer (l)

<i>Chrysophyta</i>			<i>Chlorophyta</i>			<i>Euglenophyta</i>			<i>Xánthophyta</i>		
z	w	l	z	w	l	z	w	l	z	w	l
	10,0	0,0			2,6		0,0	0,1		0,0	0,0
		1,2			1,7			0,0			0,0
0,0		0,9	0,3		4,9	0,0		0,0	17,2		1,7
0,0		1,0	0,0		7,0	0,0		0,1	0,0		0,1
	2,0	0,4		0,2	12,0		0,0	0,4		0,1	0,4
		18,0			2,2			0,2			0,0
0,0	0,1	0,2	0,3	0,3	5,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
	0,1	0,9		0,0	4,7		0,0	0,4		0,0	0,0
0,0		0,6	0,2		2,4	0,0		0,0	2,6		11,7
	0,0	4,2		0,0	8,4		0,0	0,4		0,0	0,0
		0,0			29,6			1,3			0,0
0,0	0,0	3,8	1,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,5	0,0	0,2	0,0
0,0		31,9	0,0		4,6	0,0		0,7	0,0		0,0
		21,5			11,4			0,4			5,0
	0,0	0,0		17,1	32,4		0,0	0,0		0,0	0,0
0,0	0,0	6,0	0,1	0,2	27,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,2	0,1
0,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,8	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
0,0	1,1	0,3	0,0	1,1	1,8	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
10,8		0,0	1,0		4,0	0,0		0,3	0,0		0,0
0,0		0,1	0,5		1,7	0,0		0,2	0,0		0,0
0,0		0,2	0,0		16,3	0,0		0,5	1,6		0,5
0,0	0,4	1,9	0,0	1,5	14,2	0,0	0,0	0,1	0,3	0,6	0,0
		0,3			8,7			0,3			0,0
		0,0			2,2			0,0			0,2
0,0	0,0	6,1	0,2	0,1	5,4	0,0	0,0	1,0	0,8	0,1	0,3
		3,9			16,9			0,6			0,0
0,0		1,1	0,0		4,5	0,0		0,2	0,0		0,0
		1,4			23,2			0,4			0,0
0,0	0,0	2,7	0,2	0,1	17,4	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0
0,0	2,1	0,2	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,3	0,7	0,0	0,7	0,0	0,0	0,5	0,1	0,0	2,3
0,2	0,0	0,0	0,4	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,2
		1,2			0,7			0,2			0,2
0,0	1,2	1,9	0,5	0,0	0,8	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
0,0	0,1	0,1	0,0	0,1	6,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
	7,6	13,0	0,1		2,7		0,0	0,1		0,0	0,0
		0,0			2,5			0,2			0,0
	2,3	7,8		1,6	13,5		0,0	0,6		0,0	0,0
		3,8			10,3			0,8			0,0
0,0		0,4	0,1		37,4	0,0		0,0	0,0		0,0
0,0		0,2	0,2		2,7	0,0		0,1	19,5		0,0
0,0	0,1	1,3	0,0	0,1	10,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
0,0	57,0	94,4	0,0	0,2	0,6	0,1	0,0	0,1	0,7	0,0	0,0
0,0	76,4	88,7	3,0	0,4	1,5	2,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
0,0		69,4	0,0		1,8	0,0		1,1	0,0		0,0
		35,0			15,7			3,5			0,0
2,2	0,1		26,6	0,0		0,0	0,1		0,0	0,4	
dany typ fitoplanktonu był reprezentowany											
3	16	39	17	15	46	2	2	34	11	7	14
which given phytoplankton type occurred											
11	67	85	61	62	100	7	8	74	39	29	30

między okrzemkami silnie zróżnicowanymi a pozostałymi typami glonów o małej liczbie przedstawicieli. Małe ich znaczenie wynikało z ubóstwa ilościowego oraz małego zróżnicowania jakościowego.

Tabela II

**Częstość występowania dominantów fitoplanktonu w jeziorach okolic Węgorzewa
w poszczególnych okresach badań**
Occurrence of dominating phytoplankton species in lakes near Węgorzewo

Gatunki dominujące Dominants species	18.II—19.III.1955		2—5.V.1955		2—10.III.1955	
	Liczba jezior w których dominowały: Number of lakes in which they dominated:	Procent jezior Lakes percent	Liczba jezior w których dominowały: Number of lakes in which they dominated:	Procent jezior Lakes percent	Liczba jezior w których dominowały: Number of lakes in which they dominated:	Procent jezior Lakes percent
<i>Asterionella formosa</i>	17	61	12	50	4	9
<i>Fragilaria crotonensis</i>					1	2
<i>Melosira ambigua</i>	2	7	4	17	2	4
<i>Melosira granulata</i>	3	11	1	4	4	9
<i>Melosira islandica</i> ssp. <i>helvetica</i>	1	4	5	21		
<i>Melosira italica</i> v. <i>valida</i>					1	2
<i>Synedra acus</i>	6	21	3	12		
<i>Synedra ulna</i>	1	4	1	4		
<i>Anabaena Lemmermanni</i>					1	2
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	1	4			1	2
<i>Lyngbya limnetica</i>	2	7			4	9
<i>Microcystis aeruginosa</i>					1	2
<i>Oscillatoria Redekei</i>	1	4				
<i>Oscillatoria tenuis</i>			1	4		
<i>Ceratium hirundinella</i>					11	24
<i>Peridinium cinctum</i>					1	2
<i>Peridinium cinctum</i> v. <i>tuberosum</i> f. <i>cristatum</i>					1	2
<i>Peridinium palatinum</i>			1	4		
<i>Peridinium Volzii</i>					1	2
<i>Dinobryon divergens</i>			1	4	1	2
<i>Dinobryon sertularia</i>					1	2
<i>Dinobryon sociale</i>			2	8		
<i>Mallomonas caudata</i>					1	2
<i>Tribonema subtilissimum</i> (?)	1	4				

Wobec zdecydowanej dominacji okrzemek, w okresie zimy plankton siatkowy większości badanych jezior wykazywał duże podobieństwo. Jedynie w kilku jeziorach stwierdzono w większych ilościach gatunki stosunkowo rzadkie. I tak jezioro Posezdrze charakteryzowała duża liczebność *Diatoma elongatum*, jezioro Stręgielek *Cyclotella comta* i *Tribonema subtilissimum* (?), a jezioro Lemięt *Tribonema subtilissimum* (?). Wyróżniały się również jeziora Bimbinek i Głęboka Kuta, odznaczające się liczebnością sinic, która dorównywała okrzemkom.

Pomimo ubóstwa planktonu zimowego notowanego przez wielu autorów (Bajkow 1935, Kisielewa 1954, Gorjunowa i Nasonowa 1955), niektórzy z nich (Gorjunowa i Nasonowa 1955a i b) obserwowali pewien, nieduży rozwój fitoplanktonu w końcu zimy pod lodem.

Spśród kilkudziesięciu form spotykanych w zimowym planktonie badanych jezior tylko dziesięć gatunków wystąpiło na poziomie dominacji (tab. II). Najczęstszym dominantem, wspólnym dla 61% jezior, była *Asterionella formosa*, która również w znacznych ilościach występowała w większości pozostałych jezior. Znacznie rzadziej, bo tylko w 21% jezior, dominowała *Synedra acus*, która w 25% zbiorników stanowiła dość liczny składnik zimowego planktonu. Większość z pozostałych gatunków: *Aphanizomenon flos aquae*, *Melosira islandica* ssp. *helvetica*, *Tribonema subtilissimum* (?) *Synedra ulna*, *Oscillatoria Redekei* tylko w jednym z badanych jezior stanowiły gatunki dominujące; natomiast *Melosira granulata*, *M. ambigua*, *Lyngbya limnetica* w kilku jeziorach (7—11%) wystąpiły na poziomie dominacji.

Wiosna

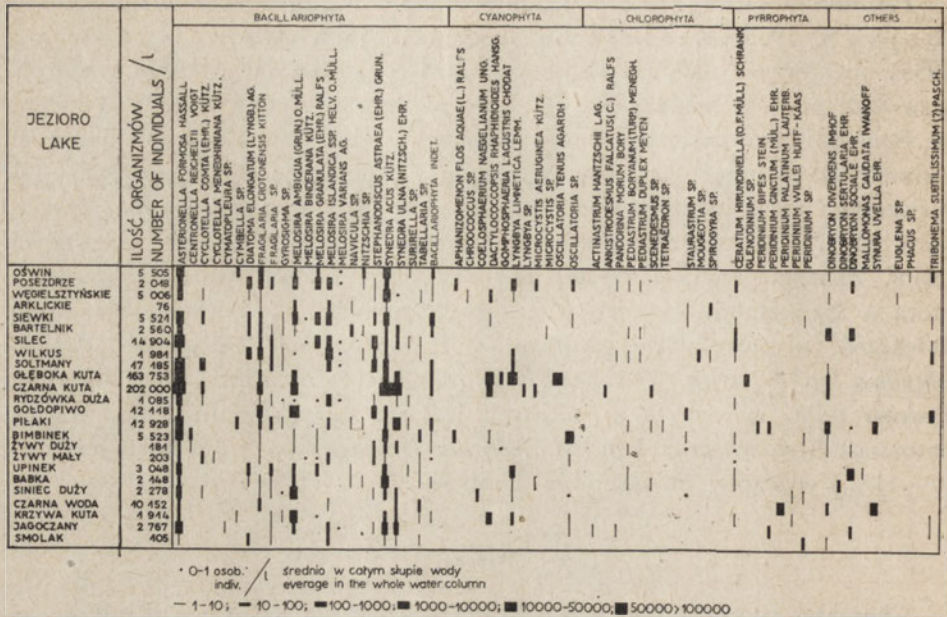
Charakter fitoplanktonu wiosennego 24 badanych jezior nie różnił się zasadniczo od zimowego. Reprezentowane były te same typy glonów (rys. 2): *Bacillariophyta* przez 14 rodzajów glonów, *Chlorophyta* — 11, *Cyanophyta* — 8, *Pyrrophyta* — 3, *Chrysophyta* — 3, *Euglenophyta* — 2, *Xanthophyta* — 1.

Podobnie jak w zimie, wiosenny plankton roślinny miał charakter wybitnie okrzemkowy. Okrzemki zdecydowanie dominowały zarówno pod względem powszechności jak również liczby reprezentowanych rodzajów oraz liczebności organizmów. Okrzemki występowały wiosną we wszystkich badanych jeziorach, w większości z nich stanowiąc 77—100% ogólnej (wyższej od okresu zimowego) liczby znalezionych w tym czasie organizmów,

W wiosennym planktonie znacznie mniej było sinic, jakkolwiek spotykano je często, bo w 63% jezior. Zwraca uwagę fakt ich obecności wiosną na ogół w tych samych jeziorach, w których obserwowano je zimą. Nie występowały natomiast zarówno zimą, jak i wiosną w jeziorach Rydzówka Duża, Silec, Smolak i Oświn.

Pod względem liczby reprezentowanych rodzajów sinice obok zielenic stanowiły grupę pośrednią pomiędzy okrzemkami a pozostałymi typami glonów, mającymi niewielu przedstawicieli w planktonie.

Porównując skład komponentów wiosennego i zimowego planktonu roślinnego jedyną różnicą, jaką można zauważyć między tymi okresami, było wystąpienie wiosną w dużych ilościach w kilku płytkich jeziorach złotowiciowców i bruzdnic, przy jednoczesnej obecności okrzemek. I tak szczególny był skład planktonu jeziora Czarna Woda, w którym zasadnicze komponenty stanowiły *Peridinium palatinum* i *Synura uvella*, przy nieznacznej domieszce innych



Rys. 2. Ilościowy i jakościowy skład planktonu roślinnego w okresie wiosny (2—5.V.1955) w jeziorach okolic Węgorzewa. Jeziora uszeregowane według zasobności w związku pokarmowe od wysokiej do niskiej

gatunków spośród złotowiciowców i okrzemek, a całkowitym braku sinic i zielenic. Wyróżniały się również jeziora: Bartelnik — dużą ilością *Dinobryon divergens* i *D. sociale*, Upinek — znacznym udziałem *Dinobryon sociale* i Piłaki — dość dużą liczebnością *Dinobryon divergens* i *Synura uvella*.

Z kilkudziesięciu form znalezionych w planktonie wiosennym badanych jezior dziesięć z nich miało znaczenie dominantów (tab. II) przynajmniej w jednym z jezior. Najczęstszym dominantem była *Asterionella formosa*, która stanowiła główny składnik planktonu roślinnego 50% zbiorników, a w większości pozostałych występowała również w znacznych ilościach. *Melosira islandica ssp. helvetica*, *M. ambigua* i *Synedra acus* dominowały zaledwie w kilku jeziorach, a tylko w nielicznych spotykano je w znacznych ilościach. Pozostałe gatunki *Dinobryon sociale*, *Synedra ulna*, *Oscillatoria tenuis*, *Melosira granulata*, *Peridinium palatinum* i *Dinobryon divergens* występowały na poziomie dominacji sporadycznie, w pojedynczych jeziorach.

Lato

Charakter letniego planktonu roślinnego 46 badanych jezior wyraźnie różnił się od zimowego i wiosennego. W fitoplanktonie letnim reprezentowanym przez te same co zimą i wiosną typy glonów (rys. 3) znaleziono około dwukrotnie

ZASOBNOŚĆ W SOLE MINERALNE CONTENT OF MINERAL SUBSTANCES		JEZIORO LAKE		BARDZO WYSOKA VERY HIGH		WYSOKA HIGH		ŚREDNIA AVERAGE		NISKI LOW		BRAK LACK OF		BACILLARIOPHYTA	PYRROPHYTA	CYANOPHYTA	CHLOROPHYTA	CHRYSOPHYTA	OTHERS	
IŁOŚĆ ORGANIZMÓW / L NUMBER OF INDIVID. / L				49 200	189 946	42 463	43 434	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ASTEROIDEA FORMOSA VASSSELL						
				4 150	35 054	4 509	13 434	1 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ATHYA ZACHARIASI J. BRUN.						
				9 344	3 818	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CAMPLODISCUS SP.						
				58 864	45 754	4 502	43 434	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CENTRONELLA REICHELTI VOIGT						
				66 476	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CENTRONELLA REICHELTI VOIGT						
				66 476	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CYANODOTA MENDOTENSIS KUTZ.						
				48 424	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CYMATOPELURA SP.						
				4 273	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CYMBELLA SP.						
				189 946	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		DIASTOMA ELONGATUM (LYNGB.) AG.						
				35 054	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		FRAGILARIA PROTONOTENSIS KUTON						
				3 818	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		FRAGILARIA SP.						
				2 754	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GYROGONIA SP.						
				5 280	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		MELOSIRA GRANULATA (EHR.) RALFS						
				13 434	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		MELOSIRA GRANULATA (EHR.) RALFS						
				68 294	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		MELOSIRA ITALICA VAR. VALIDA GRUN.						
				40 455	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		MELOSIRA ITALICA VAR. VALIDA GRUN.						
				22 847	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		NAVICULA SP.						
				16 467	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		NAVICULA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PINNULARIA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PINNULARIA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		STEDMANELLA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		STEDMANELLA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		STEPHANODISCUS DIBBUS (FRICKE) HUST.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		STEPHANODISCUS DIBBUS (FRICKE) HUST.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		SURIPELLA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		SURIPELLA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		SYNEDERA LUNA (WITZSCH.) EHR.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		SYNEDERA LUNA (WITZSCH.) EHR.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		TABELLARIA FENESTRATA (LYNGB.) KUTZ.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		TABELLARIA FENESTRATA (LYNGB.) KUTZ.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		BACILLARIOPHYTA INDET.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GERATIUM CORNUITUM (E.) CLAP ET LACHM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GERATIUM CORNUITUM (E.) CLAP ET LACHM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GERATIUM HRUDINELLA (OF MÜLL.) SCHIRANK						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GERATIUM HRUDINELLA (OF MÜLL.) SCHIRANK						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GLENDINIUM ELJATEWYKSI (OST) SCHILLER						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GLENDINIUM ELJATEWYKSI (OST) SCHILLER						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GLENDINIUM GUARDIHOIDSSTEIN) SCHILLER						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GLENDINIUM GUARDIHOIDSSTEIN) SCHILLER						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PER. CINCT. V. TUBEROSUM F. CRISTATUM I. KISS.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PER. CINCT. V. TUBEROSUM F. CRISTATUM I. KISS.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PERIDINIUM GATUNENSE NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PERIDINIUM GATUNENSE NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PERIDINIUM LATUM PAULS.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PERIDINIUM LATUM PAULS.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PERIDINIUM VOLTZI LEMM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		PERIDINIUM VOLTZI LEMM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ANABAENA FLOS AQUAE (LYNGB.) BREE.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ANABAENA FLOS AQUAE (LYNGB.) BREE.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ANABAENA LEYMERMANNI P. RICHT.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ANABAENA LEYMERMANNI P. RICHT.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ANABAENA SCHEREMETJEVI ELEN.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		ANABAENA SCHEREMETJEVI ELEN.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		APHANIZOON FLOS AQUAE (L.) RALES						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		APHANIZOON FLOS AQUAE (L.) RALES						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS DISPERSUS (KLEIS) LEMM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS DISPERSUS (KLEIS) LEMM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS LIMNETICUS LEMM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS LIMNETICUS LEMM.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS MINUTUS (KUTZ.) NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS MINUTUS (KUTZ.) NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		CHROOCOCCUS NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		COELOSPHAERIUM NAEGELIANUM NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		COELOSPHAERIUM NAEGELIANUM NYG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		DACTYLOCOCCUS INAPHOIDES HANSG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		DACTYLOCOCCUS INAPHOIDES HANSG.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GEORGINIA SCHULZATA (J.E. SMITH) RICHT.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		GEORGINIA SCHULZATA (J.E. SMITH) RICHT.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		LYNGBYA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542	4 502	2 243	66 350	2 077		LYNGBYA SP.						
				4 542	45 754	4 502	40 455	4 542												

wyższą liczbę rodzajów (75) w stosunku do zimy i wiosny. Przynależność ich była następująca: *Chlorophyta* — 31 rodzajów, *Bacillariophyta* — 21, *Cyanophyta* — 12, *Chrysophyta* — 3, *Pyrrophyta* — 3, *Euglenophyta* — 3, *Xanthophyta* — 3.

Poza *Xanthophyta* pozostałe typy glonów spotykano prawie we wszystkich jeziorach. Niejednolity charakter planktonu letniego, w przeciwieństwie do zimowego i wiosennego, wynikał z dominacji odmiennych typów w różnych jeziorach. W okresie letnim można wyróżnić (biorąc za podstawę przewagę liczebną określonego typu glonów) następujące grupy jezior (tab. I):

- 1) 35% jezior z przewagą okrzemek (97—36% wszystkich obecnych organizmów),
- 2) 28% jezior z przewagą sinic (96—33% organizmów),
- 3) 28% jezior z przewagą bruzdnic (99—43% organizmów),
- 4) 9% jezior z przewagą złotowiciowców (94—35% organizmów).

W przeciwieństwie do zimy i wiosny w okresie letnim zielenice były reprezentowane przez największą liczbę rodzajów, aczkolwiek również okrzemki i sinice wykazywały duże zróżnicowanie. Zielenice nie miały w planktonie siatkowym większego znaczenia pod względem ilościowym, mimo że stanowiły składnik planktonu wszystkich jezior. Natomiast okrzemki i sinice, które spotykano również we wszystkich jeziorach, występowały najczęściej w znacznych ilościach. Również i bruzdnicie znaleziono w planktonie wszystkich jezior, jakkolwiek reprezentowane były tylko przez nieliczne gatunki. Powszechność bruzdnic jako grupy związana była niewątpliwie z rozwojem letnim *Ceratium hirundinella*, tę bowiem formę spotykano najczęściej. Gatunki rodzaju *Peridinium* występowały znacznie rzadziej, a niektóre sporadycznie, jednakże najczęściej w dużych ilościach.

Złotowiciowce mające w letnim planktonie badanych jezior kilku przedstawicieli, głównie z rodzaju *Dinobryon*, zaledwie w kilku jeziorach występowały w dużych ilościach. W pozostałych natomiast udział ich był najczęściej stosunkowo nieznaczny.

Pozostałe dwa typy (*Euglenophyta*, *Xanthophyta*) nie miały większego znaczenia ani pod względem ilości osobników, ani częstości występowania w jeziorach.

W bogato zróżnicowanym planktonie letnim badanych jezior 16 gatunków należących do różnych typów glonów miało znaczenie dominantów (tab. II). Spośród bruzdnic tylko jeden gatunek *Ceratium hirundinella* występował jako dominant w kilkunastu jeziorach, a w wielu innych jako liczny komponent planktonu. Pozostałe dominanty spotykano sporadycznie w pojedynczych jeziorach.

Rozważając współwystępowanie różnych typów glonów, na podstawie materiałów z okresu wiosny i lata (rys. 2 i 3) można zaobserwować pewną zależność między sinicami, bruzdnicami i złotowiciowcami. Otóż w jeziorach,

w których sinice wystąpiły w dużych ilościach, bruzdnice i złotowiciowce były mało liczebne, bądź nie występowały wcale. Obserwacje te potwierdzają spostrzeżenia innych autorów (Kisielewa 1950, Spodniewska 1955), którzy taki układ przypisują stosunkom konkurencyjnym między sinicami a bruzdnicami i złotowiciowcami.

Porównanie ilości fitoplanktonu i liczby reprezentowanych w nich typów nie wykazuje zależności. Niejednokrotnie w bogatym planktonie badanych jezior znajdowano przedstawicieli dwóch, trzech typów, podczas gdy często w ubogim fitoplanktonie spotykano reprezentantów wielu, jak również jednego lub dwóch typów.

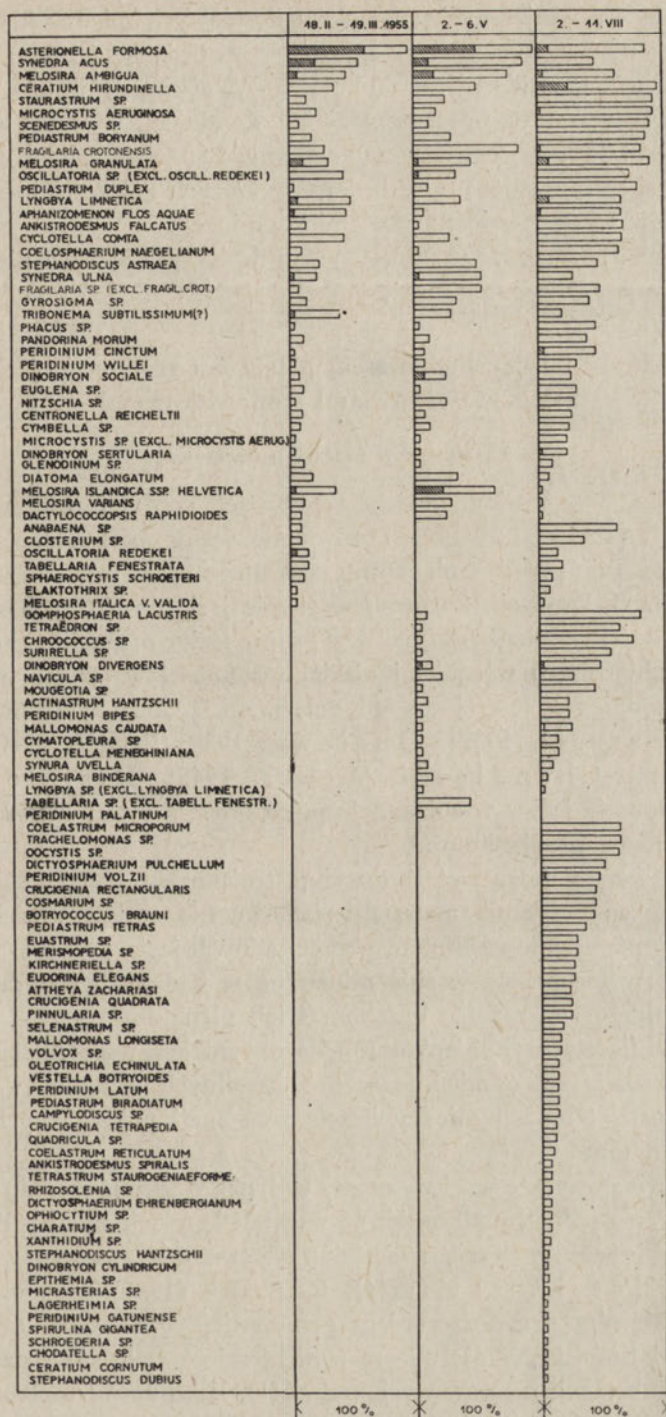
Zestawienie znalezionych gatunków według okresu ich występowania (rys. 4) wskazuje, że dużą ich ilość stanowiły gatunki eurytermiczne, występujące we wszystkich okresach badań. Do tej grupy można włączyć również formy znalezione w zimie i podczas lata. Ich brak bowiem wiosną wydaje się tu raczej przypadkowy. W skład tej grupy wchodziły głównie okrzemki. Również dużą grupę tworzyły formy związane wyłącznie z okresem letnim. Przeważały wśród nich zielenice i sinice, natomiast okrzemki reprezentowane były przez nieliczne formy. Pośrednią grupę, ale najbliższą gatunkom stenotermicznym, ciepłolubnym, stosunkowo nieliczną, tworzyły formy spotykane wiosną i latem. Tylko jeden gatunek — *Peridinium palatinum*, znany jako stenotermiczny, zimnolubny (Kisielew 1954) — stwierdzono wyłącznie w okresie wiosennym.

Rozważając dominację poszczególnych gatunków w ciągu całego okresu badań możemy wyróżnić trzy grupy dominantów:

- 1) gatunki, dominujące we wszystkich okresach, tj. zimowym, wiosennym i letnim — *Asterionella formosa*, *Melosira granulata*, *Melosira ambigua*;
- 2) gatunki, dominujące tylko w okresie zimowym i wiosennym — *Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Melosira islandica subsp. helvetica*;
- 3) gatunki, dominujące tylko w okresie letnim — *Ceratium hirundinella*, *Microcystis aeruginosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Anabaena Lemmermanni*, *Malomonas caudata*, *Dinobryon sertularia*, *Peridinium cinctum*, *Peridinium cinctum v. tuberosum f. cristatum*, *Peridinium Volzii*, *Melosira italica v. valida*.

Pozostałe gatunki dominujące nie wykazywały wyraźnych tendencji dominacji w określonym czasie.

Zimą i wiosną najczęstszym dominantem była *Asterionella formosa*, która również i latem stanowiła główny składnik planktonu w kilku jeziorach. Znaczny także udział tej okrzemki obserwowano w planktonie większości pozostałych jezior, we wszystkich okresach badań. Najpowszechniejszym dominantem w okresie lata było *Ceratium hirundinella* gatunek, który w pozostałych jeziorach często występował w dużych ilościach. Wszystkie inne gatunki najczęściej dominowały w jednym, rzadziej w kilku jeziorach.



Rys. 4. Częstość występowania znalezionych form planktonu roślinnego w jeziorach okolic Węgorzewa w poszczególnych okresach badań, wyrażona w procentach. Część zakreskowa oznacza procent jezior, w których dana forma była dominantem

Pod względem wzajemnych stosunków ilościowych między komponentami fitoplanktonu można wyróżnić (na podstawie materiałów letnich) trzy grupy:

Pierwsza grupa, najliczniejsza (około 60%) obejmuje jeziora, w których tylko jeden gatunek występował na poziomie dominacji. W dużej liczbie jezior zaliczonych do tej grupy dominant stanowił ponad 80% wszystkich organizmów.

Do drugiej grupy zaliczono te jeziora, w których najczęściej dwa, rzadziej kilka gatunków występowało na poziomie dominacji.

Trzecią, nieliczną grupę (17%) stanowiły jeziora, w których nie zaznaczyła się dominacja żadnego gatunku.

Zależność między liczebnością planktonu roślinnego jezior a ich właściwościami środowiskowymi

Zasobność w związku pokarmowe

Na rysunku 3 zestawiono jeziora według ich średniej zasobności w sole mineralne (Patalas 1960b). Porównanie jezior o tendencjach dużego bogactwa względnie ubóstwa planktonu roślinnego z ich troficznością nie wykazało wyraźnych korelacji. Zarówno w grupie jezior, w których stwierdzono zawsze duże ilości fitoplanktonu, jak i w grupie jezior o ubogim fitoplanktonie znalazły się zbiorniki o wysokiej i niskiej zasobności w związku pokarmowe. Stosunki te odbiegają częściowo od zależności znalezionych przez innych autorów (Pearsall 1932; Gusiewa 1938; Bandel 1940; Riley 1940 — cyt. za Chandler i Weeks 1945; Kisielewa 1954) między zasobnością jezior w substancje pokarmowe a intensywnością rozwoju różnych gatunków fitoplanktonu.

Uzyskane wyniki mogą być tłumaczone trojako:

- 1) pobrane sporadycznie materiały siatkowe nie oddają właściwie różnic ilościowych w planktonie roślinnym poszczególnych jezior;
- 2) różnice w zasobności w sole mineralne w badanych jeziorach są zbyt małe, aby wpłynęły na różnice liczebności ich planktonu;
- 3) stosunki ilościowe fitoplanktonu będące wynikiem współdziałania szeregu czynników układają się odmiennie w poszczególnych jeziorach i nie należy oczekiwać prostej korelacji między ilością substancji pokarmowych a liczebnością fitoplanktonu.

Niewątpliwie powyższe względy mogły wpłynąć w jakimś stopniu na uzyskane wyniki. Warto jednak podkreślić, że na brak korelacji między liczebnością planktonu roślinnego a ilością związków odżywczych zwraca uwagę szereg autorów, jak: Hutchinson (1944), Pennak (1946), częściowo Lund (1950). Za ostatnim przypuszczeniem przemawiają obserwacje takich jezior jak Arklickie i Smolak. W pierwszym z nich, mimo stale stwierdzanych wysokich ilości substancji pokarmowych (tab. III), liczebność fitoplanktonu była nieduża. Można przypuszczać, że to ubóstwo planktonu roślinnego pozostaje

w związku z roślinnością wyższą wybitnie silnie rozwijającą się tam w ciągu całego okresu wegetacji. W dystroficznym natomiast jeziorze Smolak, mimo skrajnego ubóstwa substancji pokarmowych (tab. III), dochodzi do intensywnego rozwoju wybitnie stenotopowej formy *Peridinium cinctum v. tuberosum f. cristatum*. W przypadku tych dwóch jezior warunki środowiskowe są bardzo wyraźnie różne od znalezionych w innych jeziorach. Z tego względu można przypuszczać, że właśnie one decydowały o jakościowych i ilościowych stosunkach w planktonie roślinnym. W innych jeziorach warunki środowiskowe są bardziej do siebie zbliżone, a tym samym wskazanie czynnika wpływającego w sposób decydujący na fitoplankton w poszczególnych jeziorach jest dużo trudniejsze, jeżeli nie niemożliwe.

Głębokość jezior

Rozważając zależności między głębokością jezior a liczebnością planktonu roślinnego (tab. III) porównywano ilości fitoplanktonu w warstwach powierzchniowych od 0 do 5 m, co pokrywało się mniej więcej z ich epilimnionem. Uszeregowanie jezior w miarę wzrastania ich głębokości i porównanie z ilością fitoplanktonu siatkowego w różnych okresach badań pozwala zauważyć, że jeziora płytkie (1—5,5 m) odznaczały się we wszystkich okresach znacznie większą różnorodnością pod względem ilości fitoplanktonu, niż jeziora głębokie. Grupę jezior płytkich reprezentowały zbiorniki zarówno o skrajnie ubogim, jak również krańcowo bogatym planktonie roślinnym — podczas gdy w głębszych jeziorach, a nawet w jeziorach o średniej głębokości, obserwowano bardziej wyrównane ilości fitoplanktonu. W okresie letnim zwraca uwagę fakt, że większość jezior płytkich (około 60%) miała bogaty plankton roślinny. Natomiast jeziora głębokie, a nawet o średnich głębokościach charakteryzowały umiarkowane liczebności fitoplanktonu.

Roślinność wyższa

Między stopniem porośnięcia roślinnością wyższą badanych jezior (tab. III), a bogactwem ich planktonu roślinnego nie udało się stwierdzić żadnych wyraźnych korelacji poza skrajnym przypadkiem jeziora Arklickiego. W grupie jezior, które charakteryzuje silne porośnięcie, znajdują się zbiorniki zarówno o bardzo dużej, jak i średniej ilości fitoplanktonu.

Zależność jakościowego składu planktonu roślinnego jezior od ich właściwości środowiskowych

Zasobność w związki pokarmowe

Rozważając jakościowy skład planktonu roślinnego zastanawiano się, czy jeziora najbardziej zbliżone pod względem zasobności w związki pokarmowe miały podobny skład gatunkowy fitoplanktonu.

Charakterystyka limnologiczna oraz skład chemiczny wody 47 jezior
Limnological characteristic and chemical content of water during the winter,

Nazwa jeziora i głęb. maks. Name of lake and max. depth	Po- wierzchnia Surface	Zlew- nia Drai- nage basin	Typ limno- logiczny wg Stangenberga Limnological type accord- ing to Stan- genberg	Sto- pień staty- czności Grade of stabili- ty	Procent po- wierzchni po rośniętej roś- linnością Area with vegetation (in percent)	Data Date	Temp. °C		O ₂ (mg/l)	
							Pow. Surf.	Dno Bot.	Pow. Surf.	Dno Bot.
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Arklickie 2,0	62,0	p	stawowe pond-like	I	90	3.V. 8.VIII.	15,4 22,0	15,3 22,0	— 12,4	— 11,8
Babka 9,0	33,1	p	eutrofia eutrophic	IV	52	18.II. 4.V. 5.VIII.	2,0 13,3 22,0	2,7 7,5 13,0	8,4 — 8,4	7,0 — 0,9
Bartelnik 3,0	10,0	p	stawowe pond-like	II	85	7.III. 6.V. 6.VIII.	1,0 13,4 21,9	3,2 13,2 20,5	9,4 — 8,1	3,4 — 5,7
Białe 2,0	7,4	p	stawowe pond-like	II	60	7.III. 2.V. 5.VIII.	1,0 15,1 22,0	— 15,1 21,8	11,0 — 10,6	— — 7,6
Biała Kuta 2,5	21,3	l	stawowe pond-like	II	20	19.II. 3.V. 8.VIII.	— 14,2 23,0	2,4 9,5 22,5	— — 9,8	10,1 — 9,0
Bimbinek 18,0	6,6	pl	eutrofia eutrophic	V	86	18.II. 3.V. 5.VIII.	2,1 14,4 22,0	2,4 5,2 5,5	— — 9,1	2,4 — 2,0
Brzozówka 9,0	58,5	pl	eutrofia eutrophic	IV	30	18.II. 5.V. 6.VIII.	1,5 12,0 22,5	2,2 6,0 13,0	— — 9,6	2,2 — 0,4
Ciche 13,0	16,6	l	eutrofia eutrophic	V	25	10.VIII.	23,0	5,1	8,1	0,0
Czarna Kuta 3,0	25,2	p	stawowe pond-like	II	25	19.II. 3.V. 6.VIII.	1,4 14,2 24,0	2,8 14,0 21,5	9,1 — 12,2	4,0 — 6,7
Czarna Woda 4,0	1,4	l	stawowe pond-like	IV	5	19.II. 2.V. 7.VIII.	1,8 17,3 23,1	3,5 9,9 16,6	15,2 — 8,8	0,8 — 0,3
Dargin 35,0	2773,0				15	8.VIII.				
Głęboka Kuta 21,5	17,9	pl	eutrofia eutrophic	V	15	19.II. 3.V. 7.VIII.	1,4 12,5 22,6	2,0 4,7 4,7	9,6 — 11,6	0,5 — 0,0
Goldopiwo 27,0	860,4	pl	b-mezotr. b-mesotr.	III	25	18.III. 2.V. 5.VIII.	1,4 9,0 21,4	2,1 4,1 13,0	13,4 17,4 9,5	13,0 16,8 1,7
Jagoczany 3,0	4,2	p	staw .eutr.? pond-like eutr. ?	IV	76	19.II. 2.V. 7.VIII.	1,1 17,2 21,8	4,0 10,0 19,2	7,4 — 9,2	1,3 — 0,0
Krzywa Kuta 21,0	122,9	l	eutrofia eutrophic	IV	25	19.II. 3.V. 8.VIII.	0,8 13,4 22,0	2,6 4,4 6,5	11,1 — 8,8	3,6 — 3,0

Tabela III

okolic Węgorzewa w okresie zimowym, wiosennym i letnim (mg/l) w 1955
spring and summer period in 47 lakes near Węgorzewo (mg/l) in 1955 year

Widoczność krażka Secchięgo Visibility of Secchi disc m	Ca		Na		K		P(PO ₄)		N(NO ₃)		N(NH ₃)	
	Pow. Sur- face	Dno Bot- tom	Pow. Surf.	Dno Bot.	Pow. Surf.	Dno Bot.	Pow. Surf.	Dno Bot.	Pow. Surf.	Dno Bot.	Pow. Surf.	Dno Bot.
12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
> 2,0 (d)	70	67	14,8	16,0	5,4	5,4	0,004	0,004	0,25	0,26	0,00	0,04
> 2,0 (d)	19	18	14,0	14,0	4,0	3,2	0,006	0,006	0,06	0,25	0,38	0,24
—	50	50	4,8	4,4	2,8	2,4	0,000	0,022	0,00	0,00	—	—
2,5	47	47	4,8	4,4	3,4	2,8	0,004	0,004	0,12	0,07	0,00	—
3,3	35	42	5,8	6,2	3,4	2,6	0,006	0,096	0,05	0,17	0,68	1,8
—	67	67	—	—	—	4,6	—	0,014	—	0,23	—	—
—	48	49	8,8	8,6	3,0	2,4	0,012	0,014	0,08	0,03	0,00	0,00
1,2	42	42	9,4	10,0	2,2	2,4	0,000	0,006	0,00	0,00	—	—
—	57	57	—	—	—	4,6	0,030	0,030	0,18	0,18	—	—
> 2,5 (d)	49	49	8,8	8,2	3,8	3,6	0,004	0,018	0,18	0,09	0,08	0,00
1,1	44	44	8,8	9,2	3,0	3,4	0,004	0,004	0,00	0,01	0,05	0,30
—	—	25	—	4,8	—	2,8	—	0,004	—	0,05	—	—
1,9	—	33	—	4,8	—	2,0	—	0,012	—	0,12	—	—
0,8	32	32	5,0	5,0	2,4	2,4	0,000	0,002	0,00	0,00	0,45	0,30
—	70	72	6,6	6,6	2,2	2,2	0,000	0,018	0,00	0,00	—	—
1,8	69	73	7,0	6,6	2,2	2,0	0,004	0,012	—	0,01	0,00	0,00
2,2	54	59	6,2	6,8	1,6	2,0	0,004	0,200	0,00	0,12	0,17	3,00
—	53	60	7,8	7,8	4,6	5,2	0,022	0,078	0,13	0,15	—	—
2,0	57	56	7,4	8,2	5,2	5,6	0,012	0,012	0,12	0,19	0,00	0,00
2,1	42	44	7,0	7,0	4,2	4,6	0,004	0,320	0,17	0,25	—	—
3,2	26	21	5,0	5,8	3,2	8,6	0,002	0,100	0,10	0,49	—	0,85
—	57	57	6,0	6,6	2,8	2,8	0,008	0,022	0,52	0,51	—	—
1,5	52	52	6,2	6,0	3,0	2,4	0,018	0,018	0,23	0,09	0,00	0,00
0,8	40	41	5,4	4,8	3,2	2,4	0,000	0,008	0,00	0,00	—	0,28
—	32	36	4,0	6,2	1,8	6,4	0,012	0,100	0,09	0,00	—	—
1,5	29	28	5,0	6,0	1,0	1,0	—	0,000	—	0,07	—	0,04
0,9	29	30	4,4	10,6	1,4	1,4	0,004	0,092	0,00	—	0,30	1,55
4,5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	49	49	6,0	5,6	2,6	2,6	0,034	0,180	0,08	0,11	—	—
1,2	45	47	6,2	6,4	3,0	3,0	0,022	0,022	0,15	0,24	0,00	0,00
0,8	34	47	4,4	4,4	2,2	2,4	0,010	0,240	0,00	0,00	—	4,0
—	42	47	—	—	4,6	5,2	0,004	0,048	0,10	0,19	—	—
3,0	51	52	8,2	9,0	3,4	4,0	0,018	0,040	0,13	0,14	0,00	0,00
3,2	42	45	8,2	8,6	3,2	3,4	0,000	0,126	0,06	0,04	0,00	0,03
—	46	44	5,6	4,8	2,2	2,2	0,008	0,222	0,19	0,09	—	—
1,5	—	39	—	4,0	—	1,4	—	0,008	—	0,01	—	0,00
1,0	38	41	4,2	6,2	1,8	2,8	0,032	0,520	0,00	0,00	0,30	1,75
—	39	39	2,4	5,2	2,6	2,0	0,004	0,044	0,14	0,10	—	—
3,6	42	39	5,0	4,4	2,0	2,0	0,004	0,018	0,16	0,22	0,00	0,00
3,2	34	34	4,8	4,4	2,2	1,8	0,008	0,060	0,09	0,05	0,45	1,24

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Lemiet 13,5	70,5	p	eutrofia eutrophic	IV	25	19.II. 4.V. 8.VIII.	— 8,0 21,5	3,0 5,4 8,0	— — 8,8	7,0 — 0,4
Leśne 4,5	3,0	l	suchar			9.VIII.	23,6	12,8	10,8	0,5
Lękuk 13,0	23,9	pl	eutrofia eutrophic	V	25	8.VIII.	23,0	8,5	8,8	0,9
Mamry Póln. 40,0	2663,0		b-mezotr. b-mesort.	III	10	19.II. 5.V. 11.VIII.	1,4 — 21,5	2,0 — 11,5	14,0 — 10,0	10,4 — 5,4
Osiek 1,5	10,6	l	stawowe pond-like	II	100	9.VIII.	23,0	23,0	11,0	11,0
Oświn 3,5	637,9	p	stawowe pond-like	I		8.III. 5.VIII.	1,0 24,1	1,0 23,3	11,2 8,8	11,2 8,7
Piecek 8,5	23,3	pl	suchar	IV	20	19.II. 3.V. 7.VIII.	1,8 1,9 21,6	2,5 8,9 15,2	10,4 — 12,2	2,0 — 0,0
Piłaki 2,5	8,7	p	stawowe pond-like	II	100	5.V. 9.VIII.	14,5 22,3	13,0 22,3	— 10,0	— 9,5
Posezdrze 4,0	124,3	p	stawowe pond-like	I	45	19.II. 3.V. 7.VIII.	0,8 13,0 20,8	2,4 12,0 20,8	11,8 12,0 10,5	10,8 9,6 10,0
Przerwanki 1,0	6,5	p	stawowe pond-like	I	75	7.VIII. 3.V. 6.VIII.	0,8 16,0 22,6	0,8 16,0 22,6	1,6 10,9 10,2	1,6 10,9 8,4
Przyleśne 1,5	25,9	p	stawowe pond-like	I	100	3.V. 6.VIII.	13,5 22,3	13,5 22,0	11,4 14,6	11,0 12,6
Purwin 3,0	3,2	pl	stawowe pond-like	IV	70	18.III. 2.V. 5.VIII.	0,8 19,0 21,0	3,0 6,7 13,0	4,2 9,4 6,0	2,2 12,0 0,0
Rominty 1,0	25,3	p	stawowe pond-like	I	100	17.III. 9.VIII.	1,4 22,5	1,4 22,5	0,0 9,7	0,0 9,5
Rydzówka Duża 16,7	511,9	p	eutrofia eutrophic	III	15	8.III. 2.V. 9.VIII.	1,2 10,7 21,5	3,0 4,7 15,0	12,0 — 10,0	5,2 — 1,6
Rydzówka Mała 5,0	10,0	p	eutrofia eutrophic	III	15	9.VIII.	22,0	20,6	10,5	7,4
Siewki 7,5	21,3	p	eutrofia eutrophic	IV	40	18.II. 4.V. 9.VIII.	1,4 14,1 22,5	2,4 5,2 11,0	7,8 — 11,0	3,2 — 0,4
Silec 14,0	109,0	p	eutrofia eutrophic	III	40	17.III. 2.V. 8.VIII.	1,7 9,4 22,0	2,6 5,6 16,5	13,2 — 9,8	11,1 — 0,9
Siniec Duży 28,5	30,0	pl	eutrofia eutrophic	IV	50	8.III. 2.V. 8.VIII.	1,3 12,4 22,2	2,6 4,4 5,0	11,0 — 9,3	1,0 — 1,2
Siniec Mały 18,0	8,6	pl	eutrofia eutrophic	V	45	8.VIII.	22,0	5,0	8,6	0,0

c. d. tabeli III

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
—	41	65	6,6	8,2	3,4	4,2	0,056	0,200	0,32	0,20	—	—
1,5	51	52	6,2	6,2	3,0	3,0	0,018	0,030	0,05	0,03	0,17	0,00
1,1	34	43	6,2	6,0	2,8	3,0	0,004	0,400	0,00	0,05	0,39	2,50
1,4	1	4	1,4	2,2	1,0	1,8	0,012	0,022	0,12	0,00	0,15	3,00
1,0	41	44	4,2	5,2	1,6	2,2	0,020	0,130	0,00	0,34	0,42	0,81
—	44	46	—	—	5,2	5,0	0,012	0,022	0,20	0,19	—	—
—	42	41	8,6	8,2	4,0	4,0	—	—	—	—	—	—
—	32	32	8,2	7,0	3,4	3,4	0,002	0,012	0,00	0,00	0,00	0,13
> 0,5 (d)	—	32	—	12,0	—	0,4	—	0,008	—	0,00	—	0,75
—	—	74	—	—	—	5,4	—	0,022	—	0,66	—	—
0,6	37	38	12,0	12,0	3,8	3,8	0,010	0,004	0,00	0,01	0,34	0,58
—	3	5	3,4	3,8	5,2	5,2	0,018	0,066	0,04	0,00	—	—
1,5	4	4	0,8	1,2	4,4	4,4	0,000	0,004	0,02	0,07	0,00	0,00
0,3	3	6	2,2	2,6	5,0	5,4	0,000	0,026	—	—	0,00	3,50
2,0	49	60	6,0	6,0	3,2	3,8	0,030	—	0,18	0,12	0,00	0,00
2,0	48	50	6,6	5,2	2,2	1,6	0,008	0,022	0,17	0,18	0,48	0,56
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2,3	46	43	7,4	8,8	3,4	4,0	0,012	0,004	0,08	0,08	0,00	0,00
0,7	34	34	7,4	7,4	2,6	2,8	0,010	0,006	0,00	0,00	0,24	0,15
—	—	103	—	—	—	11,8	—	0,092	0,00	0,00	0,00	0,53
—	54	54	9,6	9,6	5,0	5,0	0,018	0,018	0,18	0,18	—	0,10
> 0,8 (d)	44	43	8,2	8,6	2,8	2,8	0,004	0,006	0,00	0,09	0,00	0,00
> 1,8 (d)	50	49	7,8	9,2	3,2	2,8	0,012	0,018	0,14	0,24	—	0,10
1,0	37	37	7,8	7,8	2,6	2,8	0,004	0,008	0,12	0,14	0,45	0,10
—	—	70	—	—	—	3,6	—	0,018	—	0,45	—	—
1,5	53	54	7,4	6,0	3,2	2,4	0,012	0,012	0,42	0,89	0,20	0,13
2,0	53	53	5,2	5,8	1,0	2,0	0,012	0,236	0,00	0,00	—	—
—	—	70	—	—	—	4,6	—	0,008	—	0,47	—	—
> 1,0 (d)	40	41	6,6	6,0	0,8	0,6	0,008	0,008	0,18	0,18	0,74	0,70
—	55	65	—	—	5,2	5,6	0,048	0,048	0,16	0,48	—	—
2,0	52	52	9,8	10,8	4,0	4,4	0,026	0,018	0,22	0,07	0,04	0,00
3,3	42	43	9,0	9,8	3,4	4,0	0,026	0,288	0,12	0,04	0,25	0,60
4,5	44	43	8,8	8,8	3,4	3,2	0,008	0,018	0,00	0,00	0,38	0,52
—	57	65	6,0	6,6	2,8	3,6	0,018	0,026	0,52	0,54	—	—
—	57	38	6,0	7,4	3,4	4,0	0,004	0,008	0,24	0,45	0,00	0,00
0,7	44	50	5,4	5,2	2,2	3,0	0,000	0,392	0,00	0,00	0,29	2,50
—	54	60	—	—	7,2	7,0	0,056	0,060	0,00	0,12	—	—
1,4	49	54	7,4	7,0	5,8	6,0	0,018	0,022	0,13	0,00	0,00	0,15
3,0	43	44	7,4	6,4	5,6	5,2	0,074	0,220	0,09	0,28	0,37	0,20
—	45	48	—	—	3,6	3,8	0,018	0,066	0,19	0,24	—	—
2,1	49	40	6,0	6,0	2,8	2,8	0,012	0,008	0,16	0,07	0,00	0,04
3,2	34	34	5,2	5,4	2,2	2,4	0,008	0,026	0,00	0,06	0,27	0,53
3,2	48	49	7,0	6,0	2,8	2,4	0,008	0,118	0,00	0,00	0,40	1,60

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Smolak 5,0	5,3	I	suchar	II	35	18.III. 6.V. 6.VIII.	— 13,4 23,0	3,7 8,8 22,0	— — 8,6	9,6 — 8,7
Sóltmany 12,5	181,0	p	eutrofia eutrophic	III	30	18.II. 4.V. 10.VIII.	1,4 8,5 22,0	3,6 5,7 14,7	11,2 — 7,0	5,8 — 0,5
Stregiel 10,5	411,6	p	eutrofia eutrophic	III	20	19.II. 5.V. 7.VIII.	1,6 10,6 21,5	2,2 7,4 15,6	10,0 — 10,9	5,8 — 0,8
Stregielek 7,0	39,4	p	eutrofia eutrophic	IV	35	19.II. 9.VIII.	1,5 21,3	2,4 18,0	11,4 10,0	3,6 0,5
Surwilskie 2,5	14,6	pl	stawowe pond-like	II	35	8.III. 8.VIII.	1,0 22,0	3,4 21,8	6,8 9,7	4,2 9,4
Święcayt 28,0	813,8	p	b-mezotr. b-mesotr.	III	15	19.II. 5.V. 7.VIII.	1,2 7,2 21,0	2,0 4,8 14,8	11,4 — 9,2	6,0 — 3,8
Upinek 5,0	10,0	p	eutrofia eutrophic	IV	55	19.II. 2.V. 7.VIII.	1,0 15,1 22,0	3,0 9,3 18,6	12,6 — 9,6	3,0 — 1,0
Węgielszyńskie 2,0	77,8	p	stawowe pond-like	I	100	8.III. 2.V. 9.VIII.	— 13,8 21,7	1,7 9,9 21,7	— — 12,6	8,0 — 5,0
Wilkus 5,5	94,4	pl	eutrofia eutrophic	IV	40	7.III. 3.V. 6.VIII.	1,6 11,5 21,9	4,0 10,5 16,8	12,2 14,6 14,2	2,6 15,2 0,4
Żabińskie 2,0	32,2			II	35	10.VIII.	21,5	21,5	8,9	9,0
Żabinki 42,5	40,6	pl	eutrofia eutrophic	V	20	18.III. 2.V. 6.VIII.	1,6 11,1 22,8	2,5 4,2 4,8	13,0 13,6 11,1	0,6 10,6 2,1
Żywy Duży 24,5	38,0	p	eutrofia eutrophic	IV	30	18.II. 4.V. 10.VIII.	1,6 11,0 21,6	1,9 5,1 10,0	9,0 — 6,8	8,8 — 0,3
Żywy Mały 20,5	77,0	p	eutrofia eutrophic	IV	30	18.II. 4.V. 10.VIII.	1,2 11,5 21,0	1,8 5,0 7,0	11,0 — 8,0	7,9 — 0,4

Uwaga: Jako kryterium stopnia statyczności przyjęto (Patalas 1960c)

a) zasięg bezpośredniego mieszania wody odpowiadający warstwie epilimnionu, b) intensywność wymiany wody między hypolimnionem i epilimnionem, a w płytkich jeziorach intensywność wymiany między wodą a dnem.

Wyróżniono spośród badanych jezior pięć grup, reprezentujących różne stopnie statyczności:

- I stopień. W jeziorach tej grupy nie stwierdzono w okresie letniej stagnacji trwałego podziału na strefy termiczne. Cała masa miała podobną temperaturę, wskazującą na całkowite mieszanie wody do dna. Intensywność wymiany wody z dnem była bardzo wysoka i cała masa wody mieszała się nawet przy niewielkim wietrze.
- II stopień. W jeziorach tej grupy nie stwierdzono również podziału na warstwy termiczne. Intensywność wymiany wody z dnem była mniejsza niż w grupie poprzedniej.
- III stopień. W jeziorach tej grupy stwierdzono w okresie letniej stagnacji podział na warstwy termiczne zróżnicowane i stosunkowo duży zasięg epilimnionu wynoszący przynajmniej 6 m. Temperatura warstw przydennych była stosunkowo wysoka. Intensywność wymiany wody między hypolimnionem a epilimnionem była duża.

c. d. tabeli III

12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
—	—	4	—	—	—	2,0	—	0,004	—	0,00	—	—
3,5	4	2	0,2	0,2	0,2	1,2	0,004	0,012	0,06	0,00	0,00	0,00
> 5,0 (d)	1	1	1,2	1,2	1,0	1,0	0,012	0,012	0,00	0,04	0,00	0,00
—	62	53	7,8	7,8	4,0	4,2	0,022	0,000	0,09	0,08	—	—
—	54	53	6,0	6,0	3,6	3,0	0,004	0,008	0,09	0,19	0,00	0,04
2,0	41	45	5,8	5,0	2,6	2,6	0,008	0,270	0,32	0,07	0,38	2,10
—	51	50	—	—	5,0	4,8	0,074	0,018	0,14	0,24	—	—
2,5	57	56	7,8	8,4	3,8	4,6	0,004	0,004	0,12	0,04	0,15	0,00
1,0	41	46	7,0	7,0	2,4	2,8	0,006	0,180	0,00	0,09	—	0,86
—	56	52	8,2	7,4	2,6	2,4	0,004	0,008	0,26	0,26	—	—
0,6	36	43	8,2	6,6	2,2	2,0	0,000	0,130	0,00	0,00	0,27	1,09
—	—	49	—	—	—	6,2	—	0,008	—	0,18	—	—
0,6	35	36	7,2	8,2	4,8	5,2	0,004	0,000	—	—	0,20	0,20
—	50	48	—	—	4,8	4,6	0,022	0,026	0,18	0,22	—	—
2,5	44	47	10,4	7,4	3,0	3,6	0,000	0,012	0,10	0,17	0,00	0,00
3,2	37	39	7,0	7,0	2,8	2,8	0,034	0,070	0,06	0,25	0,00	0,00
—	66	77	10,4	9,6	4,4	3,2	0,004	0,008	0,26	0,27	—	—
2,5	65	65	8,2	8,2	3,0	3,2	0,030	0,004	0,18	0,14	0,00	0,00
1,4	56	59	7,6	7,4	2,0	2,4	0,008	0,140	0,12	0,06	—	—
—	—	86	—	—	—	4,8	—	0,004	—	1,17	—	—
1,1	70	62	7,8	7,4	5,0	4,0	0,034	0,000	0,36	0,30	0,08	0,00
0,7	42	42	7,4	7,4	3,2	3,2	0,000	0,000	0,00	0,00	—	—
—	68	62	—	—	5,0	4,6	0,044	0,034	0,27	0,32	—	—
3,7	50	49	8,8	7,4	4,2	3,2	0,008	0,012	0,10	0,07	0,00	0,00
0,9	38	39	8,0	8,0	3,2	3,0	0,000	0,356	0,02	0,05	0,00	0,30
0,3	31	30	8,0	7,4	4,8	4,2	0,000	0,000	0,06	0,10	0,34	0,43
—	54	54	—	—	3,8	4,4	0,012	0,012	0,43	0,47	—	—
2,2	60	59	7,4	7,4	3,6	2,8	0,012	0,008	0,51	0,69	—	—
2,0	47	50	7,2	6,2	2,0	2,2	0,002	0,012	0,00	0,47	0,15	0,14
—	49	57	6,0	6,2	4,2	3,6	0,000	0,012	0,20	0,17	0,24	0,33
2,1	56	54	6,0	6,0	4,2	3,4	0,004	0,000	0,45	0,36	0,00	0,00
3,0	46	48	6,0	6,0	3,0	2,8	0,006	0,102	0,21	0,30	0,03	0,76
—	53	56	5,2	4,0	3,6	3,8	0,022	0,000	0,32	0,46	—	—
2,2	54	54	6,0	6,0	3,8	3,6	0,012	0,000	0,28	0,19	0,00	0,00
3,2	46	47	6,2	6,0	3,0	3,2	0,004	0,148	0,07	0,02	0,07	1,08

IV stopień. W jeziorach tej grupy stwierdzono w okresie letnim podział na warstwy termiczne zróżnicowane, jednakże zasięg epilimnionu był mniejszy niż w grupie poprzedniej i wynosił najczęściej od 3 do 5 m. Temperatury przydenne miały przeciętne wartości wskazujące na mniejszy stopień wymiany warstw przydennych z powierzchniowymi.

V stopień. Są to jeziora, w których stwierdzono w okresie letnim podział na warstwy termiczne zróżnicowane, o płytkim epilimnionie, którego zasięg wynosił najczęściej mniej niż 4 m. Temperatury hypolimnionu wyraźnie oddzielonego od epilimnionu były niskie.

(d) — widoczność do dna — visibility to the bottom.

p — polna (field), pl — polno-leśna (field-forest), l — leśna forest).

Porównując skład komponentów planktonu w jeziorach o zbliżonej zasobności w związku pokarmowe, i skład gatunkowy planktonu siatkowego jezior o krańcowo różnym stopniu troficzności, znaleziono podobną we wszystkich okresach badań, następującą różnorodność stosunków:

- 1) wielokrotnie jeziora bardzo zbliżone pod względem troficzności odznaczały się bardzo odmiennym składem gatunkowym planktonu;
- 2) niejednokrotnie w jeziorach o bardzo różnej zasobności w związku pokarmowe obserwowano zbliżony skład komponentów fitoplanktonu;
- 3) niejednokrotnie jeziora o podobnym stopniu troficzności odznaczały się zbliżonym składem planktonu roślinnego.

Pierwszy rodzaj stosunków obserwowano szczególnie zimą. I tak np. w grupie jezior bogatych w związku pokarmowe znalazły się z jednej strony zbiorniki z dużą ilością *Asterionella formosa* (jez. Posezdrze) lub *Asterionella formosa* i *Synedra acus* (jeziora Stręgiel Duży i Siewki) obok jezior całkowicie pozbawionych obu tych gatunków (Jez. Białe), lub obok jezior, w których wymienione gatunki występowały w bardzo małych ilościach (jez. Oświn). Również odmienny był wiosną skład gatunkowy planktonu roślinnego Jeziora Arklickiego w porównaniu z planktonem jezior o podobnie bardzo wysokiej troficzności. Brak tu było bardzo powszechnej i licznej w większości jezior okrzemki *Asterionella formosa*, co jest tym bardziej godne uwagi, że gatunek ten jest wskaźnikiem wysokiej zasobności w związku pokarmowe (P e a r s a l l 1932).

Podobne stosunki znaleziono również latem w bogatych w związku pokarmowe jeziorach Białe i Posezdrze (tab. III). Jezioro Białe odznaczało się w tym czasie znacznie silniejszym zróżnicowaniem fitoplanktonu w stosunku do jeziora Posezdrze. Z 58 form znalezionych w Jeziorze Białym nie zanotowano w jeziorze Posezdrze aż 33 form. Wspólnych było natomiast zaledwie 22 formy. Inny przykład stanowią podobne pod względem ubóstwa substancji pokarmowych jeziora Jagoczany i Osiek (tab. III) różniące się znacznie składem gatunkowym planktonu roślinnego. Z 36 form występujących w jeziorze Jagoczany wspólnych z jeziorem Osiek było tylko 13. Dalszym przykładem mogą być ubogie w związku pokarmowe jeziora Smolak i Ciche (tab. III), które odznaczały się wyraźnie odmiennym składem gatunkowym fitoplanktonu.

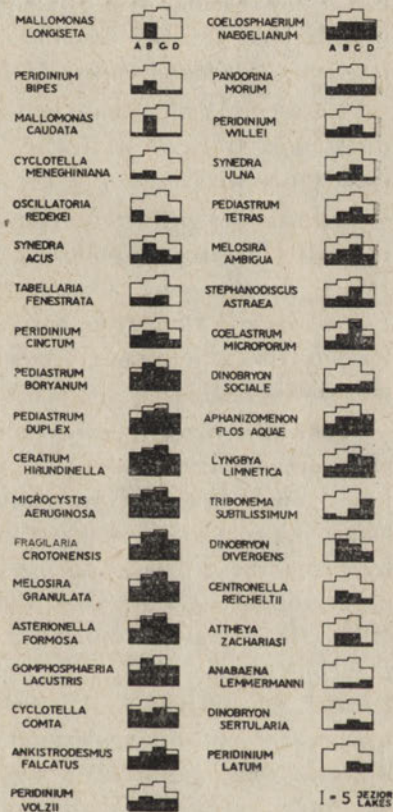
Ogólnie uzyskane wyniki są zgodne z przeprowadzonymi przez F o g e d (1954) obserwacjami odnośnie okrzemek. Autor stwierdził, badając pięć jezior eutroficznych, że mimo ich wyraźnej jednorodności dają się zauważyć wyraźne różnice w składzie gatunkowym okrzemek.

W grupie jezior, zestawionych według najbardziej zbliżonego składu gatunkowego, znalazły się niejednokrotnie obok siebie jeziora o krańcowo różnej zasobności w związku pokarmowe.

Tak np. zbliżony skład fitoplanktonu posiadały zimą bogate w substancje pokarmowe jezioro Oświn i ubogie jezioro Purwin (tab. III), czy Smolak; bogate jezioro Bartelnik i ubogie jezioro Biała Kuta. Latem natomiast podobne

stosunki znalezione w jeziorach Przerwanki i Czarna Woda, które odznaczały się bardzo zbliżonym charakterem planktonu roślinnego, pomimo niemal krańcowo różnej zasobności w związku pokarmowe. Inny przykład tego samego typu stanowią jeziora Głęboka Kuta i Biała Kuta.

Niejednokrotnie jeziora bardzo zbliżone pod względem troficzności wykazywały również dość daleko idące podobieństwo składu gatunkowego fitoplanktonu. Takimi jeziorami były np. zimą Głęboka Kuta i Stręgielek, podobne ze względu na znaczną w obu zbiornikach ilość *Asterionella formosa*, *Synedra*



Rys. 5. Częstość występowania ważniejszych gatunków letniego planktonu roślinnego w jeziorach o określonej zasobności w substancje pokarmowe w stosunku do ogólnej ich liczby. Słupki białe określają ogólną liczbę jezior o określonej zasobności w substancje pokarmowe (A — niska, B — średnia, C — wysoka, D — bardzo wysoka). Słupki czarne określają liczbę jezior, w których znaleziono dany gatunek

acus i *Aphanizomenon flos aquae*. Jednakże nawet te najbardziej zbliżone pod względem głównych komponentów fitoplanktonu jeziora różniły się silnym rozwojem niektórych gatunków: w pierwszym *Lyngbya limnetica*, w drugim *Tribonema subtilissimum* (?). Duże podobieństwo planktonu roślinnego wykazywały latem jeziora Przerwanki i Arklickie, odznaczające się wysoką zasobnością w substancje pokarmowe, a także jeziora Biała Kuta i Ciche, które charakteryzuje niska zasobność w sole pokarmowe (tab. III). Zarówno pierwsze, jak i drugie dwa jeziora różniły się znacznie składem gatunkowym fitoplanktonu od innych jezior o zbliżonej do nich zasobności w sole pokarmowe.

Znalezione stosunki pozwalają przypuszczać, że różnice w zasobności w substancje pokarmowe, stwierdzone w badanych jeziorach (poza nielicznymi jeziorami o skrajnych warunkach środowiskowych), nie wydają się decydować o ogólnym charakterze siatkowego planktonu roślinnego. Niemniej wśród stwierdzonych gatunków niektóre formy wykazywały pewne tendencje występowania bądź w jeziorach o niskiej i średniej zasobności, bądź o średnim i wysokim trofizmie.

Uszeregowano częstsze gatunki według tendencji ich występowania w jeziorach od niskiej do wysokiej zasobności w substancje pokarmowe. W górnej części zestawienia (rys. 5) znajdują się gatunki związane głównie z jeziorami o niskiej do średniej zasobności związków pokarmowych. Są to *Mallomonas longiseta*, *Peridinium bipes*, *Mallomonas caudata*.

Następne ugrupowanie tworzą formy nie wykazujące tendencji w stosunku do stopnia troficzności jezior. W tej grupie znajdują się wszystkie gatunki częste, powszechne.

W ostatniej grupie występują formy związane ze średnią i wysoką, względnie tylko wysoką zasobnością w związki pokarmowe. Należy wymienić tu *Dinobryon divergens*, *Centronella Reicheltii*, *Attheya Zachariasi*, *Anabaena Lemmermanni*, *Dinobryon sertularia*, *Peridinium latum*. Ostatni gatunek znaleziono tylko w jeziorach, o wysokiej i bardzo wysokiej zasobności w substancje pokarmowe.

Fakt stwierdzenia pewnych tendencji u kilku zaledwie gatunków nie podważa przypuszczeń, że różnice zasobności w substancje pokarmowe badanych jezior, poza skrajnymi przypadkami (jeziro Smolak), nie wpływały modyfikująco na skład siatkowego planktonu roślinnego. Gatunki te z jednej strony były nieliczne, z drugiej zaś nie występowały we wszystkich jeziorach o określonej zasobności. Powyższe wyniki potwierdzają obserwacje Teilinga (1955), który badając 700 jezior szwedzkich zauważył, że większość form uważanych za wskaźniki eutrofii może występować zarówno w jeziorach eutroficznych jak również w oligotroficznych. Z wymienionych przez Teilinga wskaźników eutrofii znaleziono w grupie badanych jezior niemal wszystkie. Również wiele gatunków z wymienionych przez Nygaard (1945) jako wskaźniki eutrofii stwierdzono w badanych jeziorach. Natomiast spośród wskaźników oligotrofii nie znaleziono żadnego, co zresztą jest zgodne z ogólnym charakterem jezior okolic Węgorzewa.

Porównując jeziora, w których obserwowano dominację określonego typu glonów, zauważono, że duża ilość sinic i bruzdnic zdaje się być związana z jeziorami raczej bogatymi. Szczególnie wyraźnie zaznacza się ta korelacja w stosunku do sinic. Największe ilości sinic znaleziono w jeziorach odznaczających się wysoką zasobnością w związki pokarmowe (rys. 3). Bruzdnice również, jakkolwiek w mniejszym stopniu, częściej występują w jeziorach żyzniejszych. Świadczy o tym dominacja tej grupy w jeziorach o średniej i wysokiej troficz-

ności. Wyjątek stanowi tu jezioro Smolak, o bardzo specyficznym składzie gatunkowym i skrajnych warunkach środowiskowych.

Natomiast duże ilości okrzemek spotkano w jeziorach o bardzo różnej zasobności w substancje pokarmowe. Spośród okrzemek jedynie *Asterionella formosa* i *Synedra acus* występowały w dużych ilościach, najczęściej w jeziorach o wysokiej i średniej zasobności w związki pokarmowe, czego nie obserwowano w jeziorach ubogich. Potwierdzały to obserwacje Pearsalla (1932), który stwierdził, że występowanie *Asterionella formosa* jest skorelowane z dużą koncentracją fosforanów, azotanów i wapnia.

Głębokość jezior

Analizując skład jakościowy fitoplanktonu badanych jezior na tle ich właściwości morfologicznych, brano pod uwagę głównie głębokość maksymalną oraz intensywność mieszania się wody (tab. III). Porównanie uzyskanych wyników z różnych okresów badań wskazuje na pewne odrębności, na odmienny układ stosunków w poszczególnych okresach.

W zimie pod lodem nie zaznaczyły się żadne różnice w składzie jakościowym siatkowego planktonu roślinnego, które można by wiązać z różnymi głębokościami badanych jezior. Natomiast w maju można było zauważyć wyraźne różnice składu jakościowego planktonu jezior głębokich i płytkich. W płytkich jeziorach stwierdzono znacznie większą liczbę form, co przede wszystkim związane było z wystąpieniem w płytkich zbiornikach różnych gatunków zlotowiciowców, zielenic i bruzdnic obok okrzemek w przeciwieństwie do głębszych jezior, w których reprezentowane były głównie okrzemki.

Skład komponentów fitoplanktonu jezior płytkich różnił się od stwierdzonego w jeziorach głębszych. Jednak i w poszczególnych jeziorach płytkich był on różny, zachowując w dużym stopniu indywidualny charakter jakościowy.

Latem w przeważającej liczbie jezior stwierdzono obecność większości lub wszystkich reprezentowanych typów, w największej jednak liczbie zbiorników okrzemki stanowiły grupę dominującą. Dominacji okrzemek nie udało się jednak powiązać ani z głębokością jezior, ani z intensywnością mieszania się wody. Natomiast zlotowiciowce, podobnie jak w okresie wiosennym, spotykano głównie w jeziorach płytkich.

Pomimo zaobserwowanych tendencji niejednokrotnie jeziora o skrajnych głębokościach, np. jeziora Krzywa Kuta—Jagoczany, Siniec—Purwin, Gołdopiwo—Rominty (tab. III) miały zbliżony skład jakościowy fitoplanktonu. I odwrotnie, niejednokrotnie jeziora o podobnych głębokościach, np. jeziora Rominy—Przerwanki, Białe—Osiek, odznaczały się dużymi różnicami w składzie siatkowego planktonu roślinnego. W okresie letnim, mimo że pod względem wielu gatunków badane zbiorniki wykazywały duże podobieństwo, w poszczególnych jeziorach zaznaczał się odmienny skład komponentów fitoplanktonu.

Jak wspomniano wyżej, różne gatunki złotowiciowców, zielenic i bruzdnic obserwowano wiosną i latem przede wszystkim w jeziorach płytkich. Niektóre z nich spotykano również w zimie, ale sporadycznie; latem natomiast stanowiły one (*Pediastrum boryanum* P. *duplex*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Pandorina morum*, *Scenedesmus* sp.) częsty składnik planktonu roślinnego. Występowanie natomiast innych ograniczało się wyłącznie do wiosennego lub wiosennego i letniego okresu (*Peridinium bipes*, *Synura uvella*, *Actinastrum Hantzschii*, *Malomonas caudata* — rys. 4). Stwierdzenie tych ostatnich gatunków w okresie wiosny, względnie wiosny i lata głównie w jeziorach płytkich, wcześniej nagrzewających się (tab. III) nasuwa przypuszczenie, że rozwój ich wiąże się z określonym, raczej wyższym zakresem temperatur wody. Tym przypuszczalnie można tłumaczyć występowanie tych gatunków w jeziorach płytkich, a brak ich w głębszych, z natury zimniejszych zbiornikach.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHY

1. Bajkow A. D., 1935. The plankton of Lake Winnipeg Drainage System. Int. Rev. d. Ges. Hydrob. u. Hydrogr. 31: 239—272.
2. Bandel W., 1940. Phytoplankton und Nährstoffgehalt der Ostsee im Gebiet der Darsser Schwelle. Int. Rev. 40: 249—304.
3. Chandler D. C. and Weeks O. B., 1945. Limnological studies of Western Lake Erie. V. Ecolog. Monogr. 15: 435—457.
4. Foged N., 1954. On the diatom flora of some Funen lakes. Folia Limnol. Scand. 6: 1—75.
5. Gorjunowa S. W. i Nasonowa M. W., 1955a. Jawlenie sezonnoj periodicznosti i razwitija u odnokletocznych zielenych wodoroslei. Mikrobiologija 24: 193—198.
6. Gorjunowa S. W. i Nasonowa M. W., 1955b. Kaliczestwo i sostajenije fitoplanktona w razlicznye sezony goda w ozjerie Bielom. Mikrobiologija 24: 435—443.
7. Gusiewa K. A., 1938. Gidrobiologiczeskaja proizwoditelnost' i prognoz cwietlenia wodjoma. Mikrobiologija 7: 303—315.
8. Hutchinson E., 1944. Limnological studies in Connecticut VII. A Critical examination on the supposed relationship between phytoplankton periodicity and chemical changes in lake waters. Ecology 25: 3—26.
9. Kisielew I. A., 1950. Pancernyje żgutikonoscy. Izd. AN SSSR.
10. Kisielewa J. I., 1954. Plankton Rybinskiego wodochraniliszczca. Tr. Probl. i Tjemat. Sowiesz. Problemy gidr. wnutr. wod. 2: 22—31.
11. Lund J. W. G., 1950. Studies on *Asterionella formosa* Hass. Part II. Nutrient depletion and the spring maximum. Journ. of Ecol. 38: 1—35.
12. Nygaard G., 1954. Dansk Plante Plankton.
13. Patalas K., 1960a. Charakterystyka składu chemicznego wody 44 jezior okolic Węgorzewa. Roczn. Nauk Roln., 77 B: 243—297.
14. Patalas K., 1960b. Punktowa ocena pierwotnej produktywności jezior okolic Węgorzewa. Roczn. Nauk Roln., 77—B: 299—326.
15. Patalas K., 1960c. Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa. Roczn. Nauk Roln. 77 B: 223—242.
16. Pearsall W. H., 1932. Phytoplankton in the English Lakes II. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances. Journ. of Ecol. 20: 241—262.

17. Pennak R. W., 1946. The dynamic of fresh water plankton populations. *Ecolog. Monogr.* 16: 339—355.
18. Spodniewska I., 1955, Plankton jeziora Tajty. *Ekol. Pol. A, III*: 181—228.
19. Teiling E., 1955. Some mesotrophic phytoplankton indicators. *Verh. d. Int. Ver. f. Theoret. u. Angew. Limnol.* 12: 212—215.
20. Wawrzyniak F., 1923, 1924. Flora Jezior Wielkopolskich. *Prace Tow. Przyj. Nauk w Poznaniu II. B*: 1—138 i 213—308.
21. Wawrzyniak F., 1931. Flora Jezior Wielkopolskich. *Prace Tow. Przyj. Nauk w Poznaniu V. B*: 75—269.

Ю. Пулторацка

Фитопланктон озер района Венгожева на фоне особенностей среды

Резюме

Исследование фитопланктона 47. озер района Венгожева является частью коллективного труда по рыболовному устройству озер. Характеристика фито-планктона проводилась методом сетковых проб в трех периодах 1955 года: зимнего (18.II — 19.III), весеннего (2.V — 5.V) и летнего (2. — 10.VIII). Во всех упомянутых временах года выступали следующие систематические группы: *Bacillariophyta*, *Cyanophyta*, *Chlorophyta*, *Pyrrophyta*, *Chrysophyta*, *Euglenophyta* и *Xanthophyta*.

В очень бедном планктоне зимнего периода 28 исследованных озер явно доминировали *Bacillariophyta* (рис. 1). Выступали они во всех озерах, почти всегда в качестве главной составной части фитопланктона.

Состав весеннего фитопланктона 24 исследованных озер не отличался в основном от зимнего. Преобладали в нем также *Bacillariophyta* (рис. 2). Выступали они во всех исследованных озерах, где составляли 77—100% общего (высшего чем зимой) числа обнаруженных организмов. Единственной разницей между весенним и зимним составом фитопланктона являлось появление в нескольких мелких озерах большого количества *Chrysophyta* и *Pyrrophyta* при одновременном присутствии *Bacillariophyta*.

Характер летнего планктона 46 исследованных озер явно отличался от зимнего и весеннего. В этом периоде можно было найти в озерах все типы водорослей и в два раза большее количество видов чем в предыдущих периодах (рис.3). В этом периоде можно отличить следующие типы озер: 1 — группу озер (35%) с преобладанием *Bacillariophyta*; 2 — группу озер (28%) с преобладанием *Cyanophyta*; 3 — группу озер (28%) с преобладанием *Pyrrophyta* и 4 — группу озер (9%) с преобладанием *Chrysophyta*.

Замечается корреляция между присутствием *Cyanophyta* с одной стороны и *Pyrrophyta* и *Chrysophyta* с другой. В озерах, в которых *Cyanophyta*

выступали в большом количестве, *Pyrrophyta* и *Chrysophyta* выступали редко или не выступали вовсе.

Сравнение количества фитопланктона с количеством выступающих в нем групп не обнаружило зависимости.

Среди найденных видов большую группу составляли эвритермические виды, главным образом, среди *Bacillariophyta* (рис. 4). Большую группу составляли также виды, связанные с летним периодом. Среди них преобладали *Chlorophyta* и *Cyanophyta*. Только один вид — *Peridinium palatinum* — обнаружено лишь весной.

Отличаются три доминирующие группы (по периоду преобладания): 1 — виды, доминирующие во все периоды (*Asterionella formosa*, *Melosira granulata*, *M. ambigua*); 2 — виды, преобладающие только зимой и весной (*Synedra acus*, *S. una*, *Melosira islandica ssp. helvetica*); 3 — виды доминирующие только летом (*Ceratium hirundinella*, *Microcystis aeruginosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Anabaena lemmermani*, *Mallomonas caudata*, *Dinobryon sertularia*, *Peridinium cinctum*, *P. cinctum var tuberosum f. cristatum*, *P. Volzii*, *Melosira italica var. valida*). Количественные и качественные соотношения на фоне богатства озер в кормовые вещества, их глубины а также степени зарастания высшими растениями представлены в таб. III.

Не обнаружено корреляции между количеством фитопланктона в озерах и их трофизмом. Как в озерах богатых так и в озерах убогих фитопланктоном, находились озера с высоким и низким содержанием кормовых веществ.

Количество сеткового планктона, выступающего в группе мелких озер (1—5 м) было разное: находились в этой группе озера как крайне бедные, так исключительно богатые фитопланктоном. В группе более глубоких озер не замечалось так больших разниц в количестве фитопланктона в отдельных озерах. Во всех этих озерах фитопланктон выступал в умеренных количествах.

За исключением Арклицкого озера не обнаружено корреляции между степенью зарастания озер высшими растениями и количеством, выступающего в них фитопланктона.

Не обнаружено также корреляции между степенью трофизма озер и качественным составом сеткового фитопланктона. Разницы в трофизме исследуемых озер (кроме озер, обнаруживающих крайние условия среды) не решают вероятно об общем характере фитопланктона. Однако небольшое количество видов имеют тенденцию выступать преимущественно в озерах с низким до среднего (*Mallomonas longiseta*, *Peridinium bipes*, *Mallomonas caudata*), или средним и высоким богатством в кормовые вещества. (*Dinobryon divergens*, *Centronella Reicheltii*, *Attheya Zachariasii* *Anabaena Lemmermanii*, *Dinobryon sertularia*, *Peridinium latum*). Наличие большого количества *Cyanophyta* и *Pyrrophyta* кажется связанным с высокой степенью

трофизма озер, в то время как *Bacillariophyta* встречались в большом количестве в озерах с очень разнообразной степенью трофизма.

Анализ качественного состава планктона в связи с глубиной озера дает возможность заметить, что *Chrysophyta*, *Chlorophyta* и *Pyrrophyta* встречались, главным образом, в мелких водоемах.

Список рисунков

1. Количественный и качественный состав фитопланктона зимою 1955 г.
2. Количественный и качественный состав фитопланктона весной 1955 г.
3. Количественный и качественный состав фитопланктона летом 1955 г.
4. Частота выступления обнаруженных форм фитопланктона в процентах исследованных озер.
5. Частота выступления важнейших видов в озерах в зависимости от количества кормовых веществ в воде. А — озера с убогим, В — со средним, С — с высоким, Д — с очень высоким содержанием кормовых веществ.

J. Póltoracka

Phytoplankton in lakes near Węgorzewo in the light of peculiarities of the environment

Summary

The work on phytoplankton in 47 lakes near Węgorzewo constitutes a part of team research on the management of lake fisheries.

A characteristic of the phytoplankton was made on the basis of net-samples from the periods of 1955: winter (18th Feb. — 19th March); spring (2nd May — 5th May); summer (2nd Aug. — 10th Aug.). The following systematic groups were represented in all the periods under consideration: *Bacillariophyta*, *Cyanophyta*, *Chlorophyta*, *Pyrrophyta*, *Chrysophyta*, *Euglenophyta* and *Xanthophyta*.

Bacillariophyta, displayed a clear predominance in the poor winter plankton of the 28 lakes investigated (Fig. 1). They appeared in all the lakes, usually as the main plankton constituent.

The character of spring plankton in 24 lakes did not differ essentially from the winter one. *Bacillariophyta* also predominated in it (Fig. 2). They appeared in spring in all the lakes investigated. In that period, they accounted for 77—100 percent of the total number of organisms found. The only difference between winter and spring composition of phytoplankton was the incidence in spring in a few shallow lakes of large numbers of *Chrysophyta* and *Pyrrophyta* along with *Bacillariophyta*.

The character of summer plankton in 46 lakes clearly differed from winter plankton. All types of *Algae* appeared in it at that time. Roughly double their number was found as compared with the preceeding periods (Fig. 3). The following groups of lakes could be distinguished during that period (Table I): lakes with a preponderance of *Bacillariophyta* (35%), with a preponderance of *Cyanophyta* (28%); with preponderance *Pyrrophyta* (28%); with preponderance *Chrysophyta* (9%).

A relationship between the co-appearance of *Cyanophyta*, *Pyrrophyta* and *Chrysophyta* was observed. In lakes where *Cyanophyta* appeared in large numbers, *Pyrrophyta* and *Chrysophyta* were few in number or did not appear at all.

The amount of phytoplankton and the number of groups represented showed no relationship.

There were many eurythermic species among those found, chiefly represented by *Bacillariophyta* (Fig. 4). There were also many species exclusively associated with the summer period. *Chlorophyta* and *Cyanophyta* predominated among them. Only one species, namely *Peridinium palatium* was found to appear solely in spring.

Three groups of predominants were distinguished: species predominant in all the periods (*Asterionella formosa*, *Melosira granulata*, *Melosira ambigua*); species predominant in winter and spring only (*Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Melosira islandica ssp. helvetica*); species predominant in summer (*Ceratium hirundinella*, *Microcystis aeruginosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Anabaena Lemmermanni*, *Mallomonas caudata*, *Dinobryon sertularia*, *Peridinium cinctum*, *Peridinium cinctum var. tuberosum f. cristatum*, *Peridinium Volzii*, *Melosira italica var. valida*).

Quantitative and qualitative relations were discussed in the light of abundance of the lakes in food substances, the depth of lakes and the degree of higher plant overgrowth (Table III). No correlation was found between the abundance of phytoplankton in lakes and the quantity of nutrient salts. High and low abundance in food occurred both in lakes in which always a large amount of phytoplankton was found and in the lakes with a small amount of plankton.

It was observed that extremely poor as well as extremely rich phytoplankton was found in the group of shallow lakes. In deep and even medium deep lakes, more moderate amounts of phytoplankton were observed to appear.

No clear correlation was found between the degree of higher plants overgrowth and the amount of phytoplankton in lakes.

No relationship between food abundance and the qualitative composition of net-sampling phytoplankton was ascertained. Differences in food abundance probably have no decisive influence on the general character of phytoplankton. However, a small number of species displayed a trend to appear mainly in

lakes of low to medium food abundance (*Mallomonas longiseta*, *Peridinium bipes*, *Mallomonas caudata*) or of medium and high food abundance (*Dinobryon divergens*, *Centronella Reichetii*, *Attheya Zachariasii*, *Anabaena Lemmermanni*, *Dinobryon sertularia*, *Peridinium latum*).

As regards the predominance of systematic groups, it was found that large amounts of *Cyanophyta* and *Pyrrophyta* seemed to be connected with a high food abundance. On the other hand, large amounts of *Bacillariophyta* were encountered in lakes having a highly different trophic conditions.

The analysis of the qualitative composition of phytoplankton in the lakes of different depth gives ground for claiming that *Chrysophyta*, *Chlorophyta* and *Pyrrophyta* chiefly appear in shallow lakes.

List of figures

1. Quantitative and qualitative composition of phytoplankton in winter (18—19. III. 1955) in lakes near Węgorzewo. The lakes are classified by food abundance, from high to low.
2. Quantitative and qualitative composition of phytoplankton in spring (2—5. V. 1955) in lakes near Węgorzewo. The lakes are classified by food abundance, from high to low.
3. Quantitative and qualitative composition of phytoplankton in summer (2—10. VIII. 1955) in lakes near Węgorzewo. The lakes are classified by food abundance, from high to low.
4. Frequency of appearance of the types of phytoplankton found in lakes near Węgorzewo in different periods of investigation, expressed in percent. The dashed part gives percentage of lakes in which a given type was predominant.
5. Frequency of appearance of the major species of summer phytoplankton in lakes having a definite food abundance in relation to the total number of lakes. Blank columns define the total number of lakes with a definite food abundance (A — lakes with low abundance, B — lakes with medium abundance, C — lakes with high abundance, D — lakes with a very high abundance). Blank columns define the number of lakes, in which a given species was found.

R. Z. Klekowski

**Water balance and osmoregulation
in the snail *Coretus corneus* (L.) under conditions
of desiccation and in diluted sea water**

Department of Experimental Hydrobiology, Nencki Institute, Warszawa

Received 10.X.1961

Astatic pools are characterised by the great variability of their environmental conditions; the range of these changes is often great and they occur over a short period of time. For living organisms inhabiting such environments the most important are the changes of temperature, of chemical composition and of environmental osmotic pressure. In temporary pools just before they are completely dry up, an increase in the concentration of dissolved substances may occur. Because of this Remane (1958) supposes that living organisms of temporary pools are adapted to such transient increases of osmotic pressure in their external environment and they may be able to penetrate into brackish waters. Data dealing with the freshwater snails' resistance to the salt water (Boettger 1950, Gresens 1928, Jaeckel 1925, 1950, 1960, Klekowski 1961 b, Klimowicz 1958, Lindberg 1948, Schermer 1938, Schlesch 1938) partially support this supposition because very many species characteristic of temporary water bodies occur also in brackish waters and are very tolerant of experimental changes in salinity of the environment.

The species of the snails occurring in temporary water bodies can survive for long periods without damage in a waterless environment. Because at that time their bodies lose a considerable amount of water (v. Brand, McMahon, Nolan 1957, Klekowski 1961 c, Shkorbatov 1950, 1953 and others) it should cause an increase of the osmotic pressure in their body fluids. It has been supposed that an increase of the osmotic pressure in body fluids caused by placing the snails in diluted sea water can to a certain extent imitate the conditions that take place in temporary fresh water pool just before it dries up. It has been proved however that such preadaptation does not occur (Klekowski 1961 b).

It seemed to be reasonable to compare the changes occurring in the inner milieu of the fresh water snails at the time of desiccation and under the influence of increasing osmotic pressure in their external water environment.

This paper presents the results of measurements of the osmotic pressure and the amount of water in the organism of the snails *Coretus corneus* in waterless conditions and under various concentrations of sea water.

Material and methods

Snails were collected from a small permanent pool at the edge of the Kampinos Forest (the pool P₁₁ — Chodorowska, Chodorowski 1958). Afterwards they were kept in aerated aquaria in the laboratory, where they stayed without any food in conditioned tap water from 4—6 days. After this period defaecation almost ceased. For these experiments only individuals, whose diameter was larger than 2.5 cm. were used.

For the experiments on desiccation, the procedure was as follows. A hundred snails collected on 12.IV.1959 were divided into 10 groups, 10 individuals in each group. They were divided in such a way that each group contained equal numbers of individuals of different sizes, and it was possible to label each snail by a number written on its shell. Each group was placed on a net in the desiccator (2.5 l), containing dry CaCl₂. The relative humidity inside the desiccator was 20% at the beginning and increased slightly during the course of the experiment but never exceeded 25%. The temperature of the air during the test was 18—23°C. Every 2—3 days the air was refreshed by blowing a current of the fresh air from the ventilator through the desiccator.

The amount of water lost by the snails was estimated by weighing them in various states of desiccation (with an error of 5 mg). The first weighing was taken before the snails were placed in the desiccators and after they had remained for 3 to 4 hours on filter paper in normal room conditions.

The measurements of the freezing-point of the body fluids were taken with modified* mikrokryoskop designed by Ramsay, Brown (1955). Simultaneous observation of as many as 30 capillaries was possible by using a frame to support them. Polarised filters attached to the 2.5 objective and the 7 eyepiece made observation of the melting ice crystals considerably easier (Kessler 1958). The heating was regulated by means of an adjustable resistance (0—12 V).

The snails were weighed whole after removing them from the desiccators. Next, the last whorl of the shell was broken with forceps in order to gain access to the now shrunken body of the snail and to determine its condition. Further investigations were made only on those animals with the obvious symptoms

* Based on the apparatus used in the Institut für Meereskunde, Kiel; heartily thanks to Prof. dr. C. Schlieper and dr. H. J. Flügel for their kind help.

of life, which reacted strongly to touch. Other animals visibly different and obviously only just living as they reacted only very slightly to touch, had a feeble tonus and a faded mantle edge, gave quite different results which are not considered valid due to the snails conditions. A sample of haemolymph for kryoscopic examination was obtained by quickly pushing a glass tube with diameter of 0.5—0.8 mm. and length about 5 cm. into the foot of the animal. Because of the sudden contraction of the snail's foot the haemolymph filled up the tube and overflowed at its open end. The haemolymph was then blown out of the tube onto a glass slide with a cavity under liquid paraffin so that it did not come into contact with the atmosphere. (Ramsay 1955, Kessler 1958). The capillaries in which the sample fluids were examined were made of „Rasotherm” glass and has a diameter of approximately 0.2 mm. A capillary tube was placed inside a curved tube supplied with a rubber tube and a mouth-piece (Kessler 1958). Liquid was sucked into the capillary tube, the whole process being controlled under binocular microscope. Columns of the sample fluid were divided by liquid paraffin, but the ends of the capillaries contained some air. An attempt was made to keep 1:1 to 2:1 ratio of length of the fluid column to tube diameter (Ramsay, Brown 1955, Obuchowicz 1956). From each snail 3—4 capillaries were prepared containing about 20 specimens of tasted fluid. The temperature was taken with Beckmann thermometer supplied with scale of 5°C, divided into 0.01°C. The increase of the temperature was regulated in such a way that in the vicinity of the expected point of melting it could not exceed 0.01°/2 min. The point 0°C was checked during each set of measurements by observing the temperature at which ice melted in capillaries containing distilled water only.

The body of the snail after haemolymph had been taken for kryoscopic examination was torn out from the shell by means of forceps and quickly put on the watch glass. Part of the liver was left during this process in the further whorls of the shell. Haemolymph that flowed out from the snail's body was collected (generally 300—400 mm³) by a pipette into a previously weighed vessel made of zink foil and weighed together with the vessel on a torsion balance (to a precision of 0.5 mg). After drying to the constant weight in temperature 90°C, the vessel was weighed for the second time, thus giving the amount of water and dry mass in haemolymph. Haemolymph collected in the above mentioned way contained the additions of the other body fluids. This mistake could not be avoided because the attempts to collect haemolymph from blood sinuses by means of Gebhardt-Dunkel's (1953) method, do not give any results in case of *Coretus corneus* which contracts so rapidly that the haemolymph and the other body fluids from the mantle and the foot of the snail flow out too violently.

The amount of water present in the whole body of the snail was determined by weighing after desiccation in 90°C: separately shell and the dry remnant

of the body with some correction for the haemolymph previously removed. The results are presented both as percentage of water in the haemolymph and whole body (without shell) and as a „hydration-index”. This hydration-index is given by the ratio of weight of water to weight of dry remnant, both weights being in the same units:

$$\text{Hydration index} = \frac{\text{Weight of water}}{\text{Weight of dry remnant}}$$

This hydration-index has been used for the following reasons. The course of the intensity of the processes in organisms depends on the amount of water due to the unit of mass of the living substance. A certain approximation is the amount of water due to the unit of dry remnant (better eg. protein nitrogen). Both hydration-index and percentage of water are given to allow comparison with the results of the other authors recording percentage of water.

In the experiments that dealt with the influence of salinity the following procedure was used. The snails were gathered on 13. X. 1959. 120 individuals were used to the experiments. Size of the animals was more or less equal: 30—35 mm. of diameter. The snails were previously desiccated for 3—4 hours on the filter paper at room temperature, weighed and then placed in the experimental vessels. Artificial sea water was prepared according to Hale (1958). For the experiments the sea water was diluted with conditioned tap water because this gave a higher alkalinity (Klekowski 1961b). Each of the experimental vessels contained 2 l of water which was constantly aerated. The temperature of the water was about 22°C.

Experiments were carried on in two series (Table III). The period in the salt water in series I lasted for 24 hours, in series II for 48 hours. From a preliminary series of experiments on the limits of tolerance to short periods of immersion in sea water, it was found that single snails *Coretus corneus* can survive for 24 hours in salinity $\leq 15\text{‰}$. Therefore in these experiments salinity $\leq 15\text{‰}$ was used.

After a known period of time in salty water, some of the snails (4—6 individuals), subjected to the higher salinities (in series I: $\geq 10\text{‰}$; in series II: $\geq 5\text{‰}$) were transferred to fresh water for the observation of their subsequent behaviour. The rest of the snails (4 individuals from each vessel) were first wiped dry and then weighed in order to determine the amount of water they contained and Δt° of their haemolymph as described above.

Results

Desiccation

Coretus corneus can survive for a long period of time in a waterless environment and under conditions of very low relative humidity (20%). However, in such conditions there is an increased mortality after about 25 days

of desiccation. Table I gives both the amount of water in the body and in the haemolymph and the osmotic pressure of the latter in snails taken immediately from a normal freshwater environment and Table II gives the same information for those snails which survived various phases of desiccation. Figure 1 illustrates graphically the changes in hydration-index in 12 representative snails. Comparing the animals that survived a given period of desiccation with those that perished, it seems that the individuals which contained a greater amount of water at the beginning were the ones to succumb more rapidly to desiccation; the rate of water loss was greater and the „regulation phase” (G e b h a r d t - D u n k e l 1953, K l e k o w s k i 1961c) was only slightly marked. One can suppose, judging from the data given by S c h l i e p e r (1936), that these more hydrated individuals have a higher level of metabolism so that when they are subjected to desiccation a very rapid decline in metabolism occurs (v. B r a n d, M c M a h o n, N o l a n 1957, K l e k o w s k i 1961c). Such conditions are certainly more difficult for these individuals to contend with than for those with an initial lower hydration and metabolism.

Table I

The total amount of water in the body and haemolymph alone of the snails *Coretus corneus*, and the osmotic value of the haemolymph of the control group, which came from a normal fresh water environment

Animal no.	Whole body (without shell)			Haemolymph			
	Live weight g	Amount of water		Amount of water		Δt°	Hydration-index $\cdot \Delta t^\circ = W$
		%	Hydration-index	%	Hydration-index		
1	2	3	4	5	6	7	8
1	3.885	88.03	7.35	98.63	71.78	0.235	16.87
2	4.785	91.93	11.40	98.51	65.90	0.265	17.46
3	5.020	89.38	8.42	98.06	50.60	0.260	13.16
4	5.565	93.60	14.63	98.37	60.18	0.270	16.25
5	4.945	89.91	8.91	97.85	45.59	0.255	11.63
6	4.925	87.80	7.19	97.19	34.64	0.265	9.18
7	5.765	88.05	7.37	97.69	42.28	0.250	10.57
8	4.960	89.68	8.69	98.16	53.21	0.245	13.04
Average	4.981	89.80	9.25	98.06	53.02	0.256	13.52

Figures 2 and 3 illustrate graphically the changes in amount of water contained in the bodies of desiccating snails (see also columns 5—8 in Table II). Figure 2 presents the results as percentage of water and it appears that during the period of desiccation the haemolymph shows less variation in the amount of water than the whole body, whereas in Figure 3, which presents the same results in terms of the hydration-index, the haemolymph is truly shown as the less stable component in the desiccated snails' total water balance. The

Table II

The total amount of water in the body and haemolymph alone of the snails *Coretus corneus*, and the osmotic value of the haemolymph after various periods of desiccation

Animal No.	Period of desiccation (days)	Whole body (without shell)				Haemolymph; after desiccation			
		Live weight g		Amount of water after desiccation		Amount of water		Δt°	Hydration-index $\cdot \Delta t^\circ =$ $= W$
		before desiccation	after desiccation	%	Hydration-index	%	Hydration-index		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	4	5.275	4.735	90.18	9.18	98.19	54.40	0.250	13.60
2		4.615	3.950	89.24	8.29	97.37	37.09	0.260	9.64
3		4.775	4.060	89.66	8.67	98.20	54.62	0.290	15.84
4		4.650	4.125	88.36	7.59	97.74	43.22	0.255	11.02
5		4.055	3.725	89.93	8.93	98.29	57.64	0.250	14.41
6		3.465	3.115	89.89	8.89	97.78	44.00	0.255	11.22
7		4.015	3.430	88.34	7.58	97.88	46.21	0.270	12.48
8		3.415	2.925	88.55	7.73	97.66	41.72	0.285	11.89
9		2.460	2.070	90.58	9.62	98.08	51.13	0.290	14.83
Average		4.081	3.571	89.41	8.50	97.91	47.78	0.267	12.77
10	12	4.865	3.405	88.93	8.03	97.29	35.87	0.365	13.09
11		4.945	3.490	86.91	6.64	97.15	34.04	0.305	10.38
12		4.975	3.525	88.37	7.60	97.38	37.14	0.335	12.44
13		4.750	3.435	85.74	6.01	96.56	28.07	0.395	11.03
14		3.820	2.630	86.01	6.15	96.81	30.37	0.365	11.09
15		3.680	2.605	88.83	7.95	97.28	35.74	0.345	12.33
16		3.885	2.905	89.40	8.43	96.81	30.31	0.325	9.85
17		3.550	2.290	84.15	5.31	95.90	23.38	0.360	8.42
18		2.555	1.735	(83.52)	(5.07)	(96.44)	(27.09)	(0.580)	(15.71)
19		2.725	1.695	81.00	4.26	94.79	18.21	0.420	7.65
Average		3.975	2.772	86.59	6.71	96.66	30.35	0.358	10.70
20	18	4.870	3.830	88.90	8.01	97.38	41.05	0.320	13.14
21		5.310	3.900	(91.28)	(10.47)	(98.81)	(83.00)	0.340	(28.22)
22		4.355	3.340	89.22	8.28	97.30	36.00	0.310	11.16
23		4.115	3.130	88.50	7.69	98.10	51.73	0.310	16.04
24		3.480	2.540	86.61	6.47	96.93	31.56	0.340	10.73
25		3.805	3.000	86.50	6.41	96.79	30.11	0.345	10.39
26		3.620	2.670	85.21	5.76	98.14	52.81	0.355	18.75
27		3.030	2.135	84.07	5.28	97.52	39.36	0.380	14.96
28		2.200	1.500	83.67	5.12	96.70	29.30	0.390	11.43
Average		3.865	2.894	86.59	6.63	97.36	38.99	0.344	13.33

c.d. tabeli II

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29		5.675	3.865	90.14	9.14	97.31	36.17	0.355	12.84
30		4.625	3.050	88.75	7.89	96.85	30.73	0.365	11.22
31		4.555	3.215	88.65	7.81	96.41	26.83	0.355	9.52
32		4.770	3.270	87.31	6.88	97.26	35.52	0.345	12.25
33		4.100	2.750	86.84	6.60	96.73	29.60	0.405	11.99
34	25	3.835	2.425	85.15	5.74	96.00	24.00	—	—
35		4.225	2.890	87.02	6.71	97.40	37.42	0.340	12.72
36		3.725	2.375	86.82	6.59	96.20	25.33	0.410	10.36
37		2.780	1.770	82.66	4.77	96.10	24.67	0.415	10.24
38		2.880	1.890	83.54	5.08	95.80	22.83	0.425	9.70
Average		4.117	2.750	86.69	6.72	96.61	29.31	0.380	11.20
39		5.085	3.095	85.49	5.89	96.43	27.00	0.420	11.34
40		3.615	2.245	84.63	5.51	96.40	26.80	0.410	10.99
41		3.535	2.275	84.22	5.34	95.35	20.50	0.405	8.30
42		4.285	2.785	84.17	5.32	95.49	21.16	0.375	7.94
43	32	4.345	2.760	83.59	5.09	95.66	22.05	0.400	8.82
44		3.625	2.075	82.13	4.65	96.07	24.42	0.470	11.48
45		3.035	1.625	81.05	4.28	94.82	18.29	0.530	9.69
46		2.680	1.610	82.86	4.83	95.45	21.00	0.400	8.40
Average		3.666	2.309	83.52	5.11	95.71	22.65	0.426	9.62
47		4.965	2.460	85.33	5.81	97.46	38.31	0.480	18.39
48		4.885	3.070	83.78	5.16	96.69	29.19	0.370	10.80
49		4.930	2.430	84.16	5.30	95.83	22.96	0.460	10.56
50		4.240	2.640	86.55	6.44	96.01	24.03	0.415	9.97
51	39	3.470	1.820	85.49	5.89	95.35	20.50	0.400	8.20
52		3.965	2.085	76.40	3.24	94.27	16.47	0.555	9.14
53		5.410	3.455	85.33	5.81	96.90	31.29	0.385	12.05
54		4.775	2.620	84.01	5.26	95.82	22.93	0.450	10.32
55		2.900	1.620	78.27	3.60	94.21	16.27	0.500	8.14
56		2.825	1.405	84.70	5.53	96.45	27.19	0.520	14.14
Average		4.237	2.361	83.40	5.20	95.90	24.91	0.454	11.17
57		4.550	2.140	81.73	4.47	94.16	16.13	0.625	10.08
58		5.755	3.345	88.04	7.36	97.49	38.81	0.415	16.11
59		4.120	2.360	81.06	4.28	94.95	18.79	0.430	8.08
60	46	4.550	2.670	82.92	4.86	95.49	21.16	0.445	9.42
61		4.000	2.175	86.44	6.37	96.17	25.09	0.470	11.79
62		3.275	1.790	84.69	5.53	96.29	25.93	—	—
Average		4.375	2.413	84.15	5.48	95.76	24.32	0.477	11.10

The figures in parenthesis are not included in the averages.

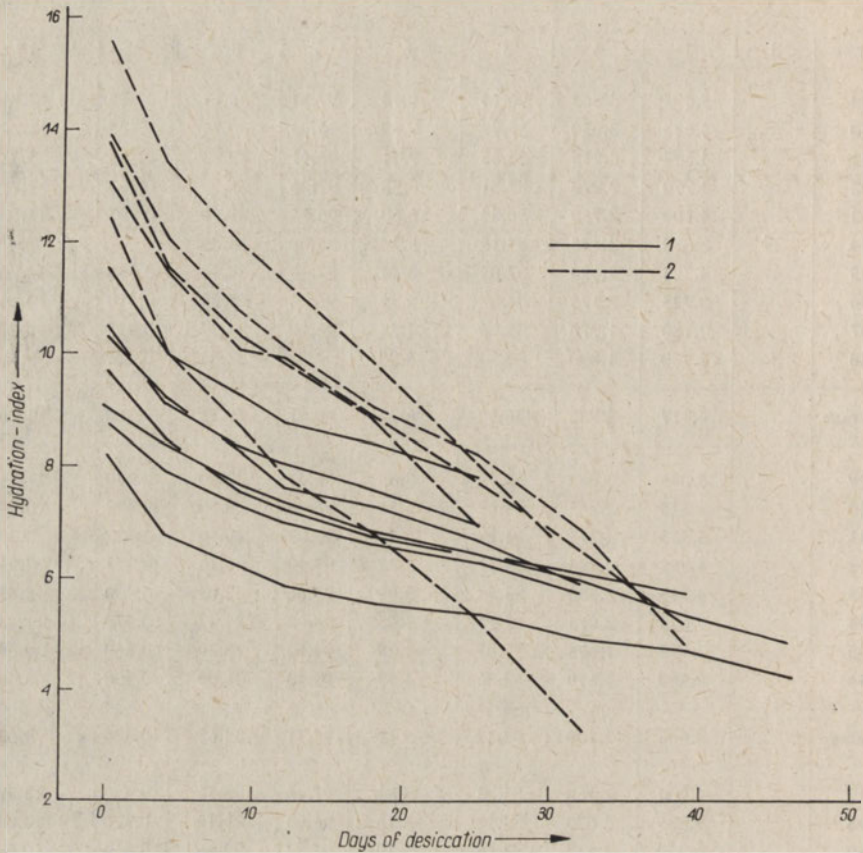


Fig. 1. Changes of hydration-index in desiccating snails *Coretus corneus* (whole body without shell). Each curve represents one individual
1 — living snails, 2 — snails which died a short time before the end of the period of desiccation

amount of water lost from the haemolymph is very high; especially in the initial period of desiccation, and after 20 days of desiccation the amount of water in the haemolymph in relation to its dry mass is halved.

Figure 4 gives the freezing point depression of the haemolymph of desiccating snails and these values are in accord with the above results; the increase in the value of Δt° is regular and in 40 days reaches a value that is twice that of an undesiccated snail.

Salinity

The snails' bodies shrink when put into salt water; this shrinking ceases after some minutes in a concentration of 2.5‰; in a concentration of 5.0‰, the snails behave normally after 10 hours but after 48 hours the contraction of the body

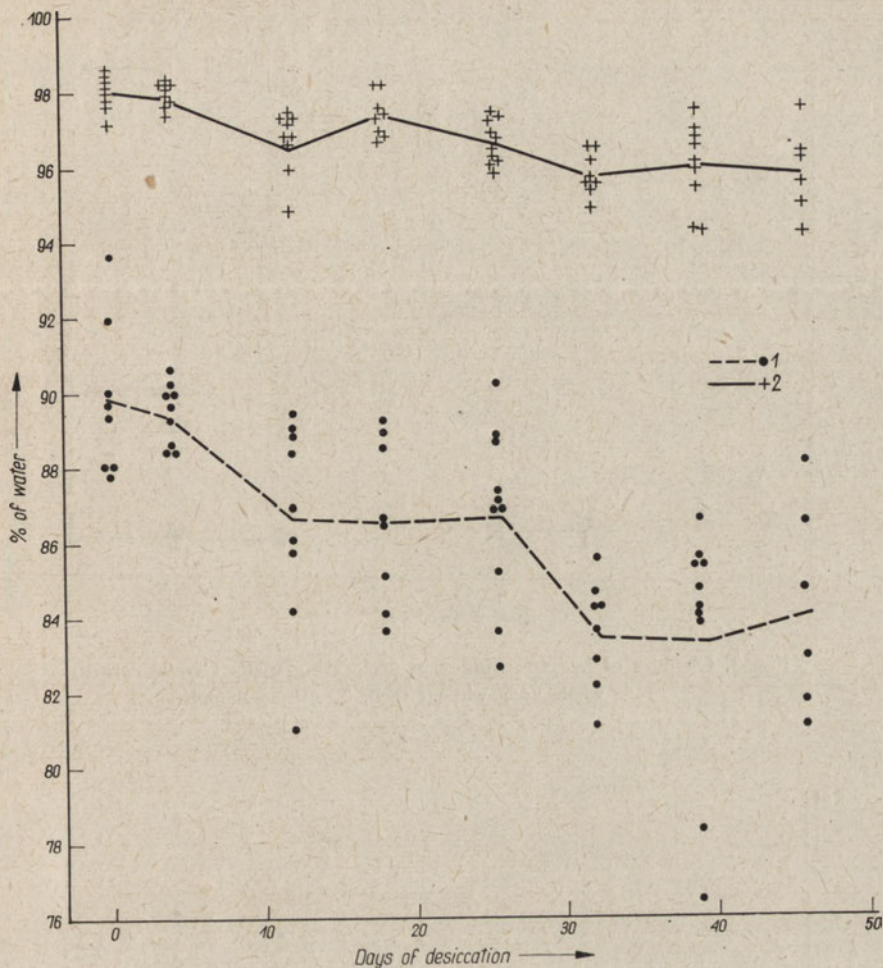


Fig. 2. Changes of % of water in desiccating snails *Coretus corneus*
 1 — whole body without shell, 2 — haemolymph

reappears in varying degrees in different individuals; in water of $7.5^{0}/_{00}$ — $10.0^{0}/_{00}$ concentration a few snails protrude slightly from their shell and in water of $12.5^{0}/_{00}$ all the animals remain completely contracted inside their shells. In the lower salinities ($2.5^{0}/_{00}$ and $5.0^{0}/_{00}$) in which the snails regained normal behaviour, attempts were made to escape by crawling up the walls of the vessel but they could not push themselves through the surface, as can the smaller species of *Planorbidae*.

All the snails survived for 24 hours in $10.0^{0}/_{00}$ salinity and for 48 hours in $7.5^{0}/_{00}$ salinity but only a few snails could tolerate 24 hours in $12.5^{0}/_{00}$ salinity and 48 hours in $10.0^{0}/_{00}$ salinity.

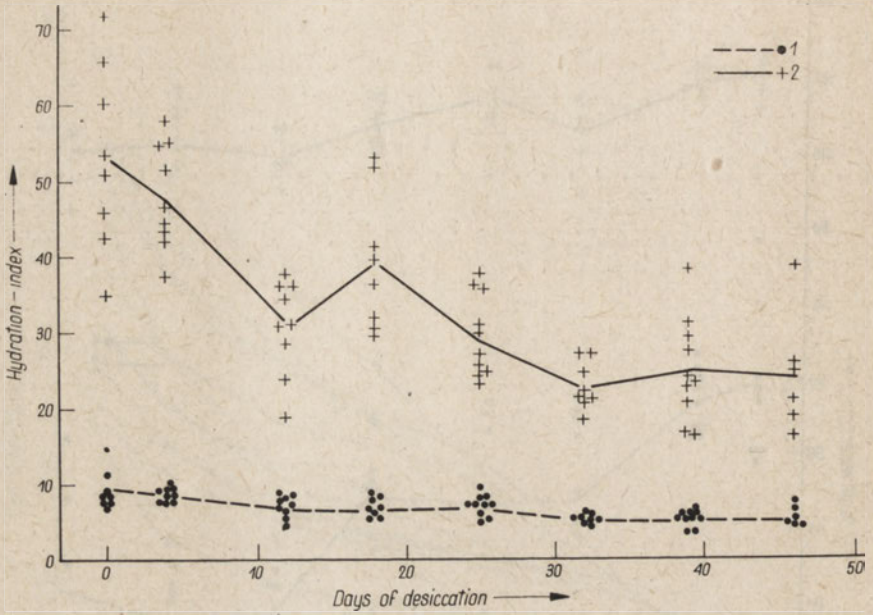


Fig. 3. Changes of hydration-index in desiccating snails *Coretus corneus*
1 — whole body without shell, 2 — haemolymph

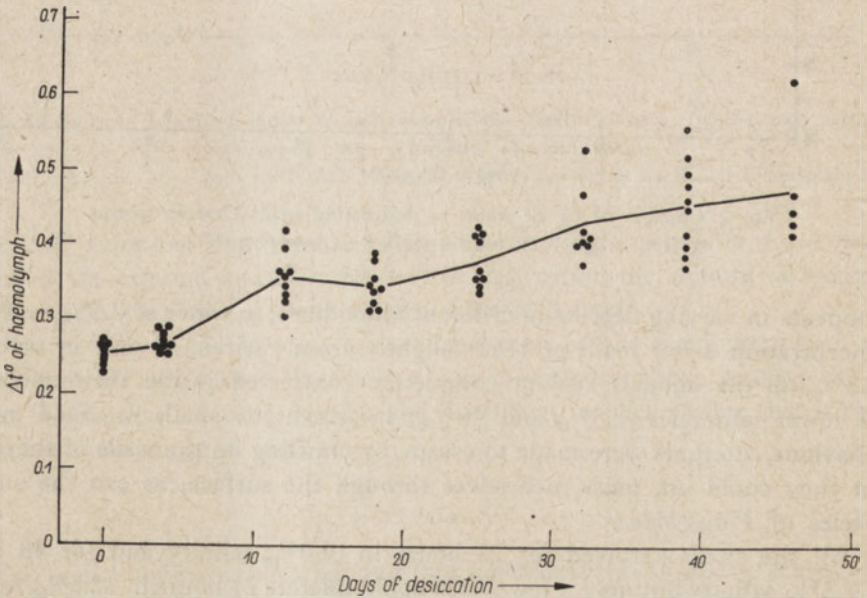


Fig. 4. Changes of Δt° of haemolymph in desiccating snails *Coretus corneus*

Table III

The total amount of water in the body and haemolymph alone of the snails *Coretus corneus*, and the osmotic value of the haemolymph after remaining in diluted sea water

Animal no.	Salinity ‰	Period in sea water (hours)	Whole body (without shell)			Haemolymph; after sea water					
			Live weight g; before sea water	Amount of water; after sea water		Amount of water		Δt°	Hydration-index $\cdot \Delta t^\circ = W$		
				%	hydration-index	%	Hydration-index				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
1	2.5 ($\Delta t^\circ = 0,135$)	24	5.000	89.92	8.92	96.36	26.43	0.275	7.27		
2			5.245	89.13	8.20	97.48	38.47	(0.845)	(32.51)		
3			4.935	93.70	14.87	98.45	63.33	0.265	16.78		
4			5.205	91.95	11.42	97.93	47.18	0.245	11.56		
		Average		5.096	91.18	10.85	97.56	43.85	0.262	11.87	
5		48	48	3.290	89.15	8.22	98.15	53.14	0.260	13.82	
6				4.535	92.33	12.03	98.19	54.53	0.235	12.81	
7				5.635	89.55	8.57	96.98	32.12	(0.555)	(17.83)	
8				5.045	86.11	6.20	96.93	31.64	0.295	9.33	
		Average		4.626	89.29	8.76	97.56	42.86	0.263	11.99	
9		5.0 ($\Delta t^\circ = 0,270$)	24	3.550	92.03	11.54	97.91	46.88	0.445	20.86	
10				4.875	89.60	8.62	98.28	57.00	0.355	20.24	
11	5.040			87.84	7.22	97.85	45.50	0.375	17.06		
12	5.145			88.18	7.46	97.09	33.40	0.335	11.19		
	Average			4.653	89.41	8.71	97.78	45.70	0.377	17.34	
13	48		48	4.110	91.12	10.26	97.73	43.00	0.315	13.55	
14				4.095	90.79	9.86	98.12	52.07	0.405	21.09	
15				6.240	92.37	12.11	97.28	35.77	0.305	10.91	
				Average		4.815	91.43	10.74	97.71	43.61	0.342
16	7.5 ($\Delta t^\circ = 0,405$)		24	3.145	83.78	5.17	96.36	26.48	0.445	11.78	
17				4.680	86.90	6.63	96.66	28.96	0.475	13.76	
18				4.235	88.34	7.57	97.65	41.50	0.455	18.88	
		Average			4.020	86.34	6.46	96.89	32.31	0.458	14.81
19		48	48	2.995	85.71	6.00	96.78	30.04	0.500	15.02	
20				5.115	91.12	10.27	97.65	41.50	0.490	20.34	
21				4.690	93.20	13.70	97.75	43.35	0.495	21.46	
				Average		4.267	90.03	9.99	97.39	38.30	0.495
22		10.0 ($\Delta t^\circ = 0,535$)	24	4.520	93.69	14.86	96.58	28.21	(0.895)	(25.25)	
23				5.320	91.47	10.72	97.57	40.18	0.665	26.72	
			Average		4.920	92.58	12.79	97.08	34.20		
24			48	48	3.800	87.00	6.69	96.20	25.33	0.620	15.70
25	4.385				91.17	10.33	96.97	31.96	0.635	20.29	
	Average			4.093	89.09	8.51	96.59	28.65	0.627	18.00	

The figures in parenthesis are not included in the averages.

These results suggest that in further measurements of water balance and of Δt° , only the values for 24 hours in $\leq 10.0\text{‰}$ salinity or for 48 hours in $\leq 7.5\text{‰}$ salinity can be considered since snails subjected for a longer time or to higher salinities were only just alive, and they all died when transferred to freshwater.

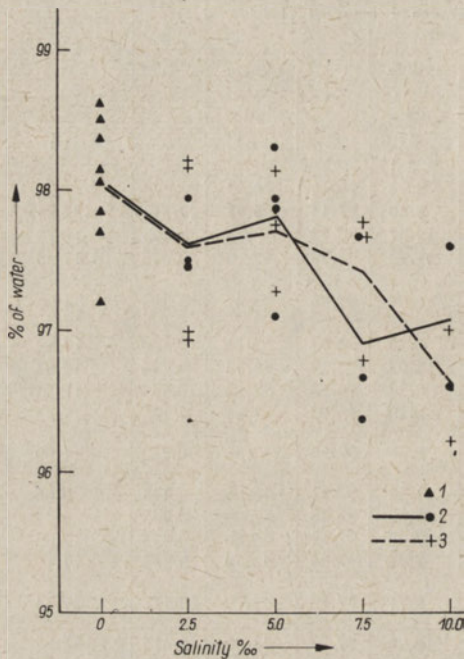


Fig. 5. Changes of % of water in the haemolymph in the snails *Coretus corneus* under the influence of diluted sea water

1 — control group; 2 — serie I, the period in the diluted sea water: 24 hours; 3 — serie II, the period in the diluted sea water: 48 hours

The amount of water in the haemolymph* of the snails varies with the salinity of the environment (Table I, columns 5, 6; Table III, columns 7, 8; Figs. 5, 6). The mean values for the amount of water in haemolymph in salinities of 7.5‰ and 10.0‰ falls to half that of snails from fresh water. However, the dispersion of the results is great and their average has an approximate value only.

Δt° of haemolymph (Table III, column 9; Fig. 7) increases regularly with the increase of salinity. Stabilization of Δt° characteristic for the new environment occurs after 24 hours and measurements after 48 hours do not show any important differences. This increase is smaller in hypotonic and isotonic concentrations of the environment (in relation to the initial Δt° of haemolymph). In significant ranges of medium concentration ($\leq 7.5\text{‰}$; $\leq 10.0\text{‰}$) all the measurements show higher concentration of body fluids

* Measurements of the hydration in the whole organism did not give any credible results because of the methodical difficulties.

than in environment. These results are in accordance with the similar measurements of Δt° in other fresh water invertebrates placed in the salt water environment (B e a d l e 1959, K r o g h 1939, S c h l i e p e r 1958). In a salinity of 7.5‰ the osmotic pressure of body fluids in *Coretus corneus* approaches that of external environment. Then, difference between Δt° of the external environment and of the body fluids reaches $\sim 0.05^\circ\text{C}$, while in the snails from

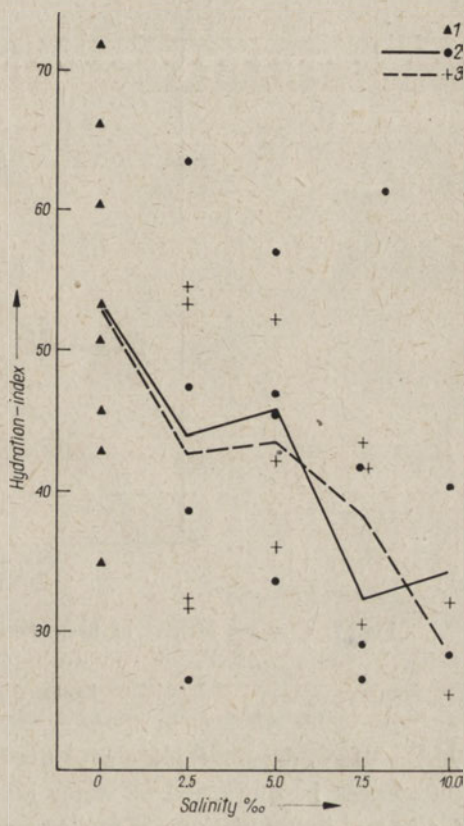


Fig. 6. Changes of hydration-index of haemolymph in the snails *Coretus corneus* under the influence of diluted sea water

Explanations as in Fig. 5

the fresh water this difference is $\geq 0.2^\circ\text{C}$. The absolute value of Δt° of haemolymph of *Coretus corneus* in 7.5‰ salinity was twice that in freshwater. In higher salinities the Δt° of body fluids showed a further increase, proportionately to the increase of salinity, but the tolerance-limit of the body tissues was then exceeded and the animals perished when they were put back into fresh water.

Discussion

Data referring to the changes of the amount of water in desiccated molluscs in the literature accessible to the author are not numerous. V. Brand, McMahon, Nolan (1957) stated that in *Australorbis glabratus* the

rapidity of water loss is directly dependent on the relative humidity of the air. In high rel. humidity hydration of tissues does not change, because the loss of water is simultaneously followed by the considerable loss of dry remnant. In dry atmosphere (rel. humidity $\leq 57\%$) loss of water is very great. The snails survive under these conditions up to 8 days; in relative humidity of

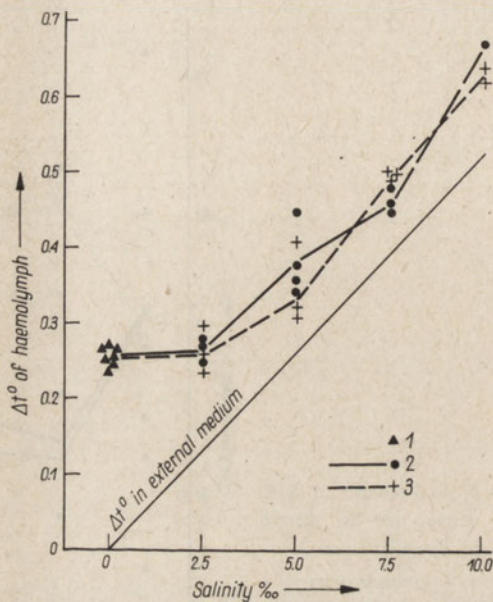


Fig. 7. Changes of Δt° of haemolymph in the snails *Coretus corneus* under the influence of diluted sea water

Explanations as in Fig. 5

96% — 128 days. Shk orbatov (1950, 1953) observed considerable differences in the speed of water loss both in some species of *Bithynia* and *Galba* and in populations of snails from small ephemeral water bodies compared with those permanent ones. These differences are especially marked if „tissue-water” is measured; apparently populations from ephemeral reservoirs have a greater capacity for retention of this water. In *Coretus corneus* (Klekowski 1961 c) and in land snails (Gebhardt-Dunkel 1953) there appear to be three chronological phases during drying up: 1) a phase of physical desiccation with a rapid rate of water loss; 2) a regulation phase, when the rate of water loss is slower — but at a constant level for a long period of time; 3) a critical phase preceding the animal’s death when the organism loses considerable amount of water very quickly. More numerous are the works that deal with the water balance in other land molluscs during desiccation. In *Arion* and *Limax* (Pusswald 1948) the amount of water in the haemolymph rapidly

decreases to a far greater degree than in the other parts of the body. Pulmonate snails protected by a shell (Gebhardt-Dunkel 1953) can endure without damage far greater losses of water in comparison with the shell-less slugs; their haemolymph does not store water. The amount of water in bodies of the land snails can apparently vary very considerably and the proportion lost during hibernation and aestivation is often very high (v. Brand 1931a, b, Holz, v. Brand 1940, Hoves, Wells 1934 a, b, Meyer, Thibaudet 1937, Voit 1891 and others). Our investigations support the statement that there is a great variation in the water amount in fresh water molluscs; hydration of haemolymph in *Coretus corneus* after 20 days of desiccation can be halved. The loss of water during the desiccation of land snails is far greater than appears from Table IV.

Table IV

The water loss in the haemolymph of snails under the influence of desiccation

Species	% of water in haemolymph		Authors
	in the normal active state	the minimum tolerated by each species	
<i>Arianta arbustorum</i> Müll.	97.7	88.8	} Gebhardt-Dunkel 1953
<i>Eulota fruticum</i> Müll.	97.7	88.7	
<i>Tachea hortensis</i> Müll.	97.8	88.6	
<i>Xerophila ericetorum</i> Müll.	98.0	88.6	
<i>Buliminus detritus</i> Müll.	98.1	88.4	
<i>Arion empiricorum</i> Fer.	~99	~88	Pusswald 1948 present work
<i>Coretus corneus</i> (L)	98.3	95.8	

As in other freshwater invertebrates, the haemolymph of freshwater molluscs is hypertonic to their normal environment (Beadle 1959, Bielański 1960, Florin 1935, Hiscock 1953, Krogh 1939, Obuchowicz 1958, and others). Yet the reactions of particular species of molluscs in the sea water show considerable differences. In *Viviparus fasciatus* (Obuchowicz 1958, 1959) an increase of the osmotic pressure in the external environment does not influence the Δt° of its haemolymph, until it is equal to that of the body fluids. In a hypotonic environment this species behaves homoiosmotically. In more saline environments, it is poikilosmotic, and the osmotic pressure of haemolymph increases to a level isotonic with the external environment.

The snails *Theodoxus fluviatilis* (Bielański 1960) react in a different way. In saline water the osmotic pressure of the haemolymph increases; this increase appears already in hypotonic environment. That is, the osmotic pressure of the snails haemolymph is always greater than the osmotic pressure of its environment, but the difference between them decreases in more saline environments. Bielański (1960) explains this phenomenon as euryhalinity

of *Theodoxus fluviatilis* whose tissues are resistant to the increase of osmotic pressure of haemolymph. Euryhaline marine invertebrates behave in a similar way (Bogucki 1932).

Our results make possible to define the *Coretus corneus* as a homoiosmotic animal in the range of environmental concentration not exceeding the osmotic pressure of their organic fluids when in normal fresh water; however as in case of *Anodonta* (Duvall 1925) and *Theodoxus* (Bielański 1960) the haemolymph of *Coretus corneus* still shows certain increase of Δt° in this range of concentration of the external environment.

In the most saline conditions which *Coretus corneus* has survived: 24 hours in 10‰ (and 100 hours in 7.5‰ — Klekowski 1961b), the Δt° of the haemolymph approached that of the environment; total equality appears only in salinity 12.5‰.

In salinity > 5 ‰ increase of Δt° of haemolymph does not greatly differ from the increase of Δt° in the environment. Hydration-index of the haemolymph (Fig. 6) shows also a distinct fall in salinity > 5 ‰. 5‰ salinity is probably the upper limit for *Coretus corneus* in nature (Klimowicz 1958); our results suggest that this level of salinity acts as a physiological barrier for this species living in freshwater habitats. During these experiments, this species showed changes in behaviour in the form of body contraction after 48 hours in 5‰ salinity; this may be because they came from a completely freshwater habitat and probably belong to an ecotype particularly sensitive to increased salinity.

Changes that occur in the body fluids of desiccated snails and those which produced by immersion in salt water can be compared to physical models. The simplest model of such processes is „a solution of ideal substance” that neither changes its chemical state nor, especially, its degree of dissociation in water. Such solution may be subject to desiccation or when enclosed by a semi-permeable membrane may be influenced by other solutions with various osmotic pressures.

During desiccation or under the influence of sea water in our model as well as in haemolymph of the snail changes of proportions in the amount of solvent (water), dry remnant and osmotic pressure (Δt°) occur. These changes can be represented by means of the formula:

$$\frac{\text{Weight of water in solution}}{\text{Weight of dry remnant in solution}} \cdot \Delta t^\circ \text{ of solution} = W, \quad (1)$$

but because:

$$\frac{\text{Weight of water in solution}}{\text{Weight of dry remnant in solution}} = \text{hydration-index},$$

therefore:

$$\text{Hydration-index} \cdot \Delta t^\circ = W; \quad (2)$$

In case of an „ideal solutions”: $W = \text{a constant}$.

Constant value „W” is preserved in the case of „the ideal solution” both in changes of the amount of water caused by desiccation and in those due to osmotic influence of hypertonic environment through semipermeable membrane.

The haemolymph of the snails differs from the „ideal solution” because its dry remnant contains, not only electrolytes and the other osmotically active substances, but also dissolved and suspended substances having only small influence upon the osmotic value of the system. Substituting the snail’s haemolymph in formula (1) instead of „the ideal solution”, we obtain:

$$\frac{\text{Weight of water in haemolymph}}{\text{Weight of dry remnant of haemolymph}} \cdot \Delta t^{\circ} \text{ of haemolymph} = W, \quad (3)$$

so:

$$\text{Hydration-index of haemolymph} \cdot \Delta t^{\circ} \text{ of haemolymph} = W; \quad (4)$$

W = a constant, if during desiccation, or under the influence of the sea water, processes in haemolymph were only limited to the changes of the water amount.

The actual values obtained from desiccating snails were introduced into the formula (4), and the results are presented in the Table I (column 8), Table II (column 10) and in Figure 8. The mean values of „W” so obtained show α tendency to fall as the snails were subjected to further desiccation. From formula (3) it appears a decrease of the value „W” means that Δt° of haemolymph of

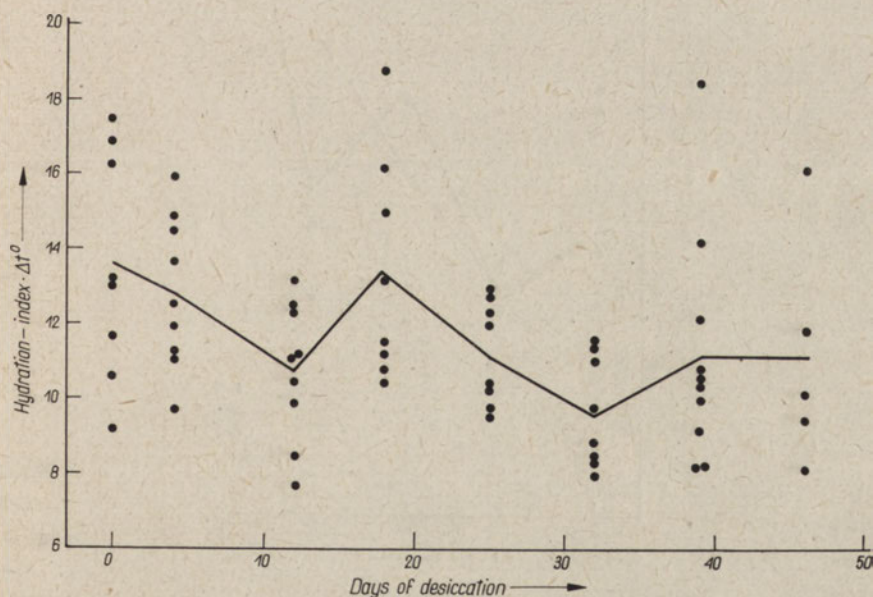


Fig. 8. Changes in coefficient: „hydration-index of haemolymph · Δt° of haemolymph = W” of desiccating snails *Coretus corneus*

the desiccated snail increases more slowly than it would have in the drying up „ideal solution”, in which an increase in the dry remnant is accompanied by a directly proportional increase of Δt° . The increase in concentration of osmotically active substances is slower than in the total concentration of all the substances dissolved and suspended in haemolymph.

This decrease in the mean values „W” suggest that the snails *Coretus corneus* have certain ability to regulate the changes of the osmotic pressure in their body fluids during desiccation, and so an ability to protect themselves from excessive increase of their internal osmotic pressures. This increase is smaller than one could expect, if only the water was lost through the haemolymph. It is difficult at present to explain what is the mechanism of such regulation, but it is possible that it may be by excretion of osmotically active

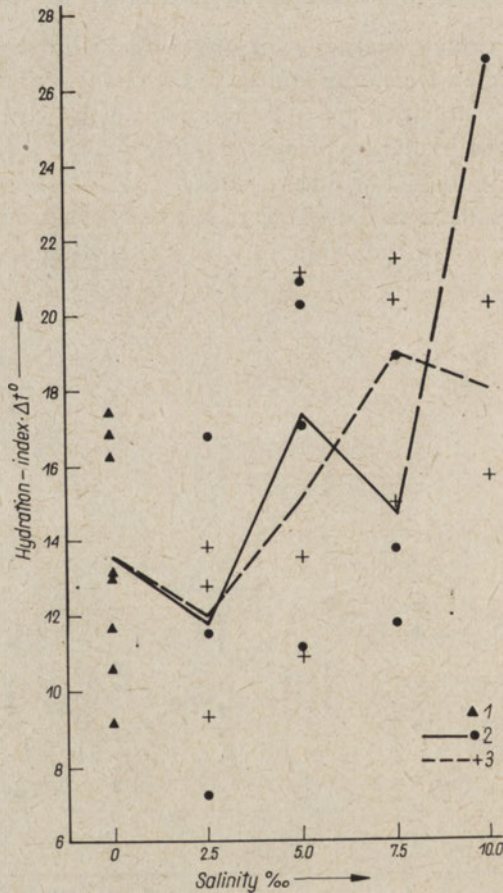


Fig. 9. Changes in coefficient: „hydration-index of haemolymph $\cdot \Delta t^\circ$ of haemolymph = W” of the snails *Coretus corneus* under the influence of diluted sea water

Explanations as in Fig. 5

tubstances. This supposition is based on the observation that during desiccation the snails *Coretus corneus* excreted once every few days small amounts of whitish faeces which were stored in the aperture of the shell. The excretory system may also play a part in storing some osmotically active substances -as in terrestrial *Pulmonata*, can store concentrated uric acid in their nephridium during hibernation.

Values of „W” in relation to the changes occurring in haemolymph of the snails influenced by the sea water are presented in Table I (column 8), Table III (column 10) and in Figure 9. These values increase together with the increase of salinity of the external environment. One can suppose that proportions between the contents of the substances osmotically active in haemolymph and the dry mass of the remnant are distinctly disturbed. In haemolymph of the snails staying in salt water the amount of osmotically active substances rapidly increases, they are probably electrolytes penetrating from the external environment inside the body of the snail. Because of this the increase of Δt° is probably not caused by the loss of water in haemolymph but by the increase of the amount of electrolytes.

Table V

A comparison of the dry mass and Δt° of the haemolymph of the snails *Coretus corneus* from fresh water and after desiccation or after remaining in diluted sea water

Type of environment	Desiccation		Sea water	
	% of dry mass in haemolymph	Δt° of haemolymph	% of dry mass in haemolymph	Δt° of haemolymph
A) Normal freshwater environment	1.94	0.256	1.94	0.256
B) After 46 days of desiccation or after 48 hours of influence of 7.5‰ S	4.24	0.477	2.61	0.495
$\frac{B}{A}$	2.19	1.86	1.35	1.93

This suggested therefore that the value of coefficient „W”, which is equal to: hydration-index $\cdot \Delta t^\circ$, indicates the reciprocal relationship between the concentration of the osmotically active substances and the dry remnant in haemolymph; this is confirmed in the Table V (acc. to the Tables I—III).

Comparison presented above leads to one result. During desiccation and under the influence of salt water similar increase (1.86—1.93-fold) of the concentration of the osmotically active substances in haemolymph occurred. However in case of desiccating snails this increase is smaller than simultaneous 2.19-fold increase of the total dry mass of haemolymph. But in case of the

animals staying in salt water the total dry mass of haemolymph increases only 1.35-fold what is far less than the simultaneous increase of the concentration of the substance osmotically active.

Above described considerations lead to the conclusion that snails *Coretus corneus* are very resistant to waterless conditions and to the small increase of salinity in the water environment. Changes of the hydration of the tissues as well as osmotic pressure in the inner environment that may be survived without damage by the snails have similar value in desiccating animals and influenced by the salt water.

Physiological mechanisms of these two processes of adaptation to the extreme conditions are probably different. During desiccation increase of Δt° of the inner environment is caused by the loss of water and increase of concentration of substances dissolved in haemolymph. The changes of the participation in the dry remnant of haemolymph of the substances osmotically active lead to the supposition that their increase is to certain extent actively limited, what delays encroachment of the border that menaces the life of an organism.

The similar changes in the snails subject to the salt water seem to prove that ions freely penetrate from the environment to haemolymph. In the range of salinity that do not encroach normal ecological capacity of adaptation ($\leq 5\text{‰}$) dehydration of tissues does not play an important part, and increase of Δt° adequate to the share of osmotically active substances in dry remnant of haemolymph gives evidence of the new osmotic equilibrium that is established in the organism of the snails.

Conclusions

1) Snails *Coretus corneus* can survive in a waterless conditions for > 46 days, in a very dry atmosphere (relative humidity 20–25%). At the end of this period the mortality rapidly increases.

2) The loss of water during desiccation refers chiefly to haemolymph whose hydration is halved (Fig. 3). During desiccation *Coretus corneus* loss far less water than terrestrial molluscs (Table IV).

3) Individuals of *Coretus corneus* with a high initial hydration easily succumb to the loss of water during desiccation; they also lack „the regulation phase” (Fig. 1). Other individuals, with a lower initial hydration better tolerated water loss.

4) Osmotic pressure (Δt°) in haemolymph increases 2-fold after 46 days of desiccation (Fig. 4).

5) In salinity above 5‰ Δt° of haemolymph in *Coretus corneus* increases but an animal behaves in these conditions as homoiosmotic organism (Fig. 7).

6) In time of desiccation the increase of the osmotic pressure of haemolymph is caused by the loss of water; the snails seem to possess the ability to reduce the increase of the osmotic pressure in the inner medium.

7) In the snails placed in the salt water considerable increase of the osmotic pressure of haemolymph is probably caused by penetration of ions from external environment to haemolymph; dehydration of organism does not play in this case any important part.

REFERENCES

1. Beadle L. C., 1959. Osmotic and ionic regulation in relation to the classification of brackish and inland saline waters. Arch. Oceanogr. Limnol. 11 (Suppl.). Sym. class. brackish waters. Venezia (1959): 143—151.
2. Bielawski J., 1960. Influence of salinity and the oxygen content in the external medium upon the respiration of the snail *Theodoxus fluviatilis* (L.). Acta Biol. Exper. 20: 49—63.
3. Bogucki M., 1932. Recherches sur la regulation osmotique chez l'isopode marin, *Mesiodotea entomon* L. Arch. Internat. Physiol. 35: 197—213.
4. Brand von T., 1931a. Die chemische Zusammensetzung von *Helix pomatia* während verschiedener Jahreszeiten. Arch. Zool. Ital. 16, At. XI. Congr. Zool.: 871—978.
5. Brand von T., 1931b. Der Jahreszyklus im Stoffbestand der Weinbergschnecke *Helix pomatia*. Z. Vgl. Physiol. 14: 200—264.
6. Brand von T., McMahon P., Nolan M. O., 1957. Physiological observations on starvation and desiccation of the snail *Australorbis glabratus*. Biol. Bull. 113 (1): 89—102.
7. Boettger C., 1950. Ein Beitrag zur Frage des Ertragens von Brackwasser durch Molluskenpopulationen. Hydrobiologia 2 (4): 360—379.
8. Chodorowska W., Chodorowski A., 1958. Small pools in the Kampinos Forest (limnological sketch). Ekol. Polska. Ser. B 4 (3): 203—223 (Pol. Engl. summ.).
9. Duval M., 1925. Recherches physico-chimiques et physiologiques sur le milieu interieur des animaux aquatiques. Modification sous l'influence du milieu extérieur. Ann. Inst. Océanogr. 2 (3): 233—407.
10. Florkin M., 1935. Influence des variations de l'abaissement cryoscopique du milieu extérieur sur celui du sang et de l'urine de l'Anodonte. Bull. Acad. Belg. Cl. Sci. 21: 432—435.
11. Florkin M., 1938. Concentration du milieu extérieur et hydratation chez Lamellibranche d'eau douce (*Anodonta cygnaea* L.). Mededeel. Afd. Wetensch. S. 5. 24 (3): 143—146.
12. Gebhardt-Dunkel E., 1953. Die Trockenresistenz bei Gehäuseschnecken. Zool. Jahrb. Allg. Zool. Physiol. 64 (2): 235—266.
13. Gresens J., 1928. Versuche über die Widerstandfähigkeit einiger Süßwassertiere gegenüber Salzlösungen. Z. Morph. Ökol. Tiere. 12 (3/4): 706—800.
14. Hale L. J., 1958. Biological laboratory data. Methuen. London.
15. Hiscock I. D., 1953. Osmoregulation in australian freshwater mussels (*Lamellibranchiata*). I. Water and chloride ion exchange in *Hyridella australis* (Lam.). Austr. Journ. Mar. Freshw. Res. 4 (2): 317—329.
16. Holz F., von Brand T., 1940. Quantitative studies upon some blood constituents of *Helix pomatia*. Biol. Bull. 79 (3): 423—431.
17. Howes N. H., Wells G. P., 1934a. The water relations of snails and slugs. I. Weight rhythmus in *Helix pomatia* L. Journ. Exper. Biol., 11 (4): 327—343.
18. Howes N. H., Wells G. P., 1934b. The water relations of snails and slugs. II. Weight rhythmus in *Arion ater* L. and *Limax flavus* L. Journ. Exper. Biol. 11 (4): 344—351.
19. Jaeckel S., 1925. Die Molluskenfauna der Sperenberger Salzgewässer. Z. Morph. Ökol. Tiere 3 (1): 81—149.
20. Jaeckel S., 1950. Die Mollusken der Schlei. Arch. Hydrob. 44 (2): 214—270.

21. Jaeckel S., 1960. Zur Molluskenfauna der Binnensalzstellen von Bad Oldesloe. Schr. Naturw. Schlesw.-Holst. 30: 39—46.
22. Kessler H., 1958. Eine mikrokryoskopische Methode zur Bestimmung des Turgors von Meeresalgen. Kieler Meeresforsch. 14 (1): 23—41.
23. Klekowski R., 1959. Survival of desiccating molluscs *Planorbis planorbis* (L.) in dependence on some environmental conditions. Pol. Arch. Hydrob. 5 (18) (2): 71—89 (Pol. Engl. summ.).
24. Klekowski R. Z., 1961a. Gas compression in the lungs of desiccating snails *Coretus corneus* L. and *Limnaea stagnalis* (L.). Pol. Arch. Hydrob. 9 (22): 361—381.
25. Klekowski R. Z., 1961b. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) and other snails in diluted sea-water and during the following desiccation. Pol. Arch. Hydrob. 9 (22): 383—406.
26. Klekowski R. Z., 1961c. Die Resistenz gegen Austrocknung bei einigen Wirbellosen aus astatischen Gewässern. Verh. Int. Ver. Limnol. 14 (2): 1023—1028.
27. Klimowicz H., 1958. The molluscs of Vistula Lagoon and the dependence of their distribution on water salinity. Pol. Arch. Hydrob. 5 (18) (1): 93—123 (Pol. Engl. summ.).
28. Krogh A., 1939. Osmotic regulation in aquatic animals. Univ. Press. Cambridge.
29. Lindberg H., 1948. Zur Kenntnis der Insektenfauna im Brackwasser des Baltischen Meeres. Comment. Biol., Helsingf. 10 (9): 1—206.
30. Meyer P., Thibaudet M. A., 1937. Les variations du poids pendant l'hibernation et l'estivation des Helices. C. R. Soc. Biol. 124 (1): 182—185.
31. Obuchowicz L., 1956. A new modification of Ramsay apparatus for mikrokryoskopy. Zesz. Nauk. U. A. M. Biol. 1: 137—145. (Pol. Engl. summ.).
32. Obuchowicz L. 1958. The influence of osmotic pressure of medium on oxygen consumption in the snail *Viviparus fasciatus* (O. F. Müll.) *Streptoneura*. Bull. Soc. Sci. Lettr. Poznań, B. 14: 367—370.
33. Obuchowicz L. 1959. The influence of osmotic pressure of medium on oxygen consumption in *Viviparus fasciatus* (O. F. Müll.) *Prosobranchia*. Zesz. Nauk. U.A.M. Biol. 2: 125—143. (Pol. Engl. summ.).
34. Pusswald A. W., 1948. Beiträge zum Wasserhaushalt der Pulmonaten. Z. Vgl. Physiol. 31: 227—248.
35. Ramsay J. A., Brown R. H. J., 1955. Simplified apparatus and procedure for freezing-point determination upon small volumes of fluid. Journ. Scient. Instr. 32 (10): 327—375
36. Schermer E., 1938. Süßwassermollusken im Brackwasser der Ostseeküste der Nordmark. Heimat. Kiel 48 (1): 21—25.
37. Schlesch H., 1938. Bemerkungen über die Verbreitung der Süßwasser- und Meeresmollusken im östlichen Ostseegebiete. Ann. Soc. Nat. Univ. Tartu. 43 (1/2): 37—64.
38. Schlieper C., 1936. Die Abhängigkeit der Atmungsintensität der Organismen vom Wassergehalt und dem kolloiden Zustand des Protoplasmas. Biol. Zentralbl. 56 (1/2): 87—94.
39. Schlieper C., 1958. Physiologie des Brackwassers. Binnengewässer. 22 (2): 217—330.
40. Shkorbatov Iu. L., 1950. Vliianie uslovii sredy na fiziologicheskie osobennosti blizkikh form presnovodnykh molliuskov. C. R. Acad. Sci. U.R.S.S., 70 (6): 1061—1063.
41. Shkorbatov G. L., 1953. Ekologo-fiziologicheskie osobennosti i usloviia sushchestvovaniia blizkikh form presnovodnykh zhivotnykh. Zool. Zhurn. 32 (5): 793—803.
42. Voit E., 1891. Ueber den wechselnden Wassergehalt der Schnecken. Sitzungsber. Ges. Morph. Physiol. (München) 7: 159—164.

R. Z. Klekowski

**The influence of low salinity and desiccation on the survival,
osmoregulation and water balance of *Littorina littorea* (L.)
(Prosobranchia)**

Meereszool. Abteilung, Institut f. Meereskunde d. Univ. Kiel and
Department of Experimental Hydrobiology, Nencki Institute, Warszawa

Received 29.IX.1962

1. Survival and osmoregulation in reduced salinities

Material and methods

The snails, *Littorina littorea* (L.), were collected on the Kieler Förde (Schleswig-Holstein) coast. Those for the first series of experiments were collected on July 3, 1958 at Schilksee from pier piles, regularly washed over by waves. The specimens were then kept, without food and at a temperature of about 17°C, in the well-aerated water of Kieler Förde, with a salinity of 11.8‰, which is similar to the salinity of the snail's natural habitat. After seven days the snails were dried on filter paper for two hours and then divided into six groups of twenty specimens, the lengths of whose shells ranged from 12—18 mm, although most shells were between 14—15 mm length. Each group was placed in one of six covered vessels containing 250 ml water of various salinities, namely: 0*; 2.4; 4.7; 7.1; 9.4; 11.8‰. These were obtained by mixing water from Kieler Förde (S = 11.8‰) with conditioned tap-water, which originally came from the River Schwentine. Since this river runs into Kieler Förde, the salinities thus obtained correspond well to the natural brackish coastal waters of the Baltic, formed by the dilution of the sea water with river water. This is important as it results in a higher content of Ca⁺⁺ ions (Schlieper, Kowalski 1956, Schlieper 1958, Klekowski 1961) than is usual for sea water. The snails were left in the experimental vessels for 7 days, during which time the water was changed twice. There

* Tap water.

were daily observations of the behaviour and vitality of the specimens. Those whose operculum remained open and which did not contract their foot when lightly touched were considered to be dead.

The above experiment was repeated on specimens collected near the yacht landing-stage in Kiel harbour on July 14, 1958 (series II). As there was a strong wind blowing from the land on that day, the level of water in Kieler Förde was depressed by about 80 cm. The snails, which were attached to stones and piles, had been above water-level for several hours. A total of 900 snails were collected. They were placed in groups of 150, in experimental vessels each containing 2 l of sea water of different concentrations from 0 to 11.8‰. Observations were made for 7 days and again the water was changed twice.

When the specimens had been in the experimental vessels for 72 hours, measurements were made of the freezing-point (Δt°) of the water from the mantle cavity and of the haemolymph. Pressure applied to the operculum, after the specimens had been carefully wiped dry, caused the snails to contract suddenly, resulting in the expulsion of water from the mantle cavity. This water was collected and the snails were wiped again. A fragment of last whorl was then broken off thus exposing the contracted foot, which was blotted with filter paper. A scalpel was used to make an incision in the foot from which the haemolymph exuded and was collected. The measurement of Δt° was carried on a microcryoscope (the model used in „Meereszoologische Abteilung, Institut für Meereskunde der Universität Kiel”). Measurements were made on 4 snails from each salinity except 4.7‰ from which 8 animals were measured, 4 with tightly-closed opercula and 4 with open opercula.

Results

It is possible to define 3 ranges of salinity in which snails behave differently: 1) 0—2.4‰ — in which the animals kept their opercula tightly closed throughout the whole time of the experiment; 2) 4.7—7.1‰ — in which they reacted by closing their opercula, although after 24 hours the opercula were opened at intervals; after 3—4 days however they were again tightly closed; 3) 9.4‰ — in which the snails behaved generally in much the same way as animals in their normal salinity (11.8‰). In a salinity of 0—7.1‰ the bodies of several specimens suddenly swelled up.

The survival of snails in different salinities is shown in Figs 1 and 2. In both series of experiments there is a clear drop in number of survivors around 4.7‰, whereas in higher and lower salinities more animals survived, including even fresh water.

The changes in osmotic pressure were as follows (Fig. 3): in salinities ≥ 7.1 ‰ the haemolymph Δt° differs only slightly from that of the external medium whereas in water of ≤ 2.4 ‰, it is considerably higher and in 4.7‰

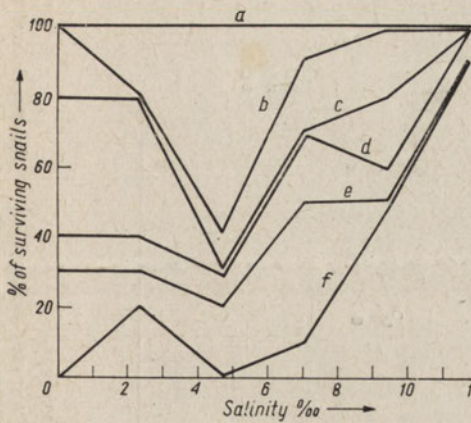


Fig. 1. The survival of *Littorina littorea* in various concentrations of sea water; 1-st series: specimens collected 3.VII.1958 at Schilksee. No. of days spent in the experimental concentrations: a — 1, b — 3, c — 4, d — 5, e — 6, f — 7.

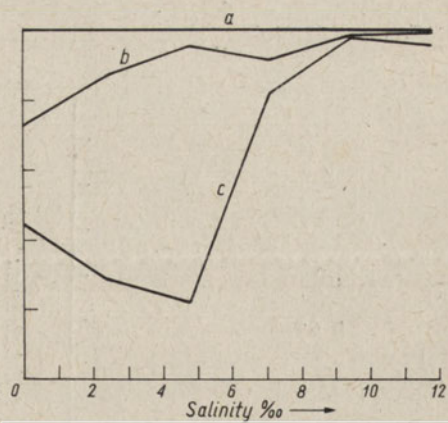


Fig. 2. The survival of *Littorina littorea* in various concentrations of sea water; 2-nd series: specimens collected 14.VII. 1958 in Kiel harbour. No. of days spent in the experimental concentrations: a — 4, b — 6, c — 7.

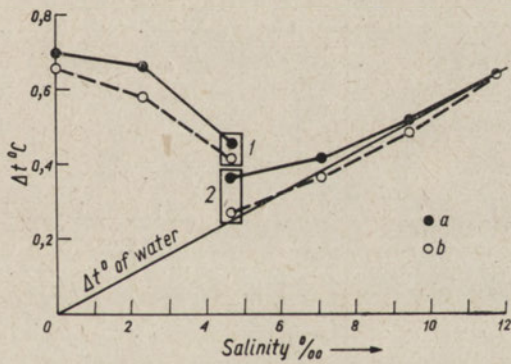


Fig. 3. Changes in Δt° of the haemolymph and of the mantle cavity water in *Littorina littorea* kept for 72 hours under the influence of different concentrations of sea water a — haemolymph, b — water in the mantle cavity. In a salinity of 4.7 ‰: 1 — snails with closed opercula; 2 — snails with open opercula

it is still distinguishably higher. However, in 4.7 ‰, there were differences in the haemolymph Δt° of those snails whose opercula remained open and those which kept them tightly closed, the latter being about 0.1° higher. In snails kept in normal salinity of 11.8 ‰, the Δt° of the mantle cavity water is the same as that of the haemolymph, but in lower salinities it is always lower, and the greatest difference was found in those specimens with open opercula in 4.7 ‰.

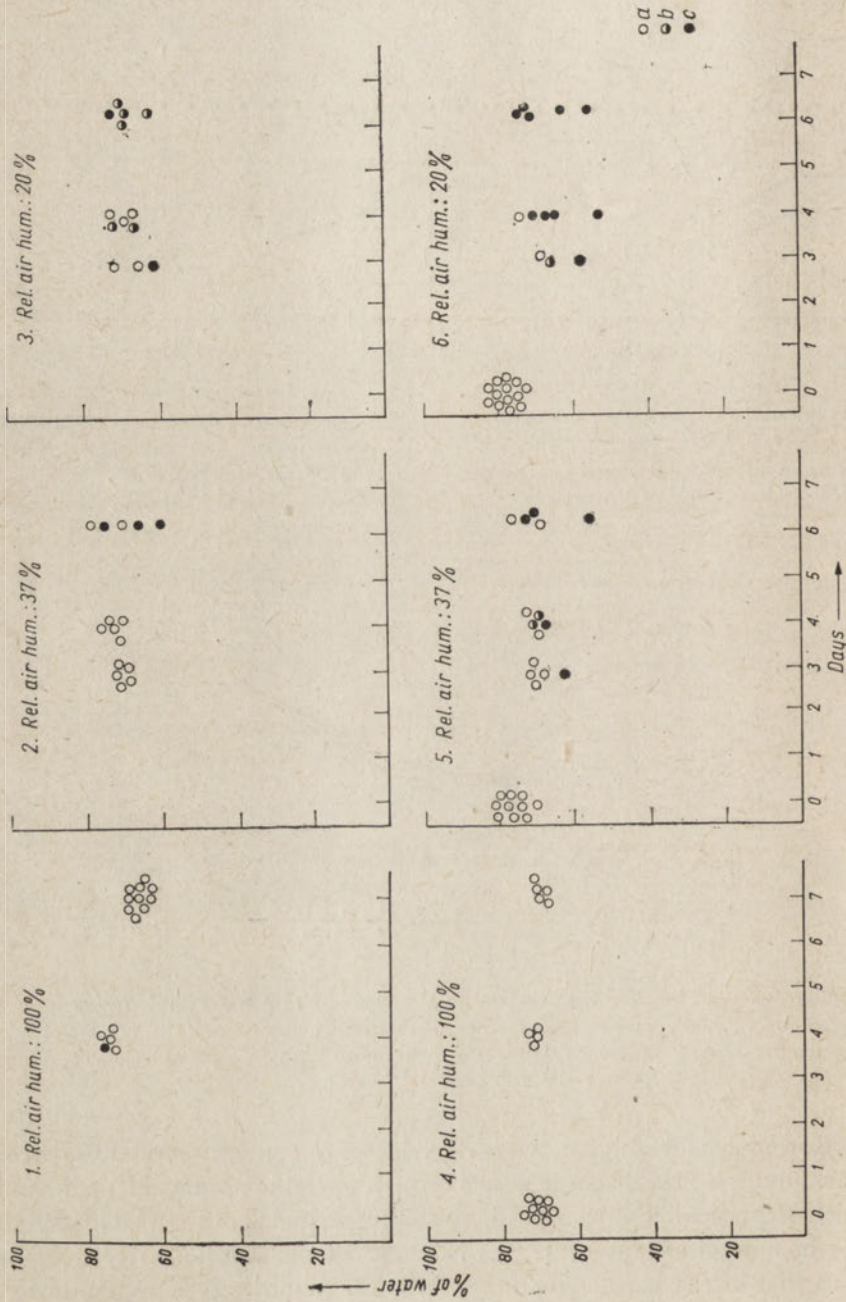


Fig. 4. The water content of the body of desiccating *Littorina littorea*

Graphs 1—6: % (by weight) of water in the body, (without shell), not taking into account the water in the mantle cavity; 1—3 — the mantle cavity water not emptied at the beginning of the experiment; 4—6 — the mantle cavity water emptied at the beginning of the experiment

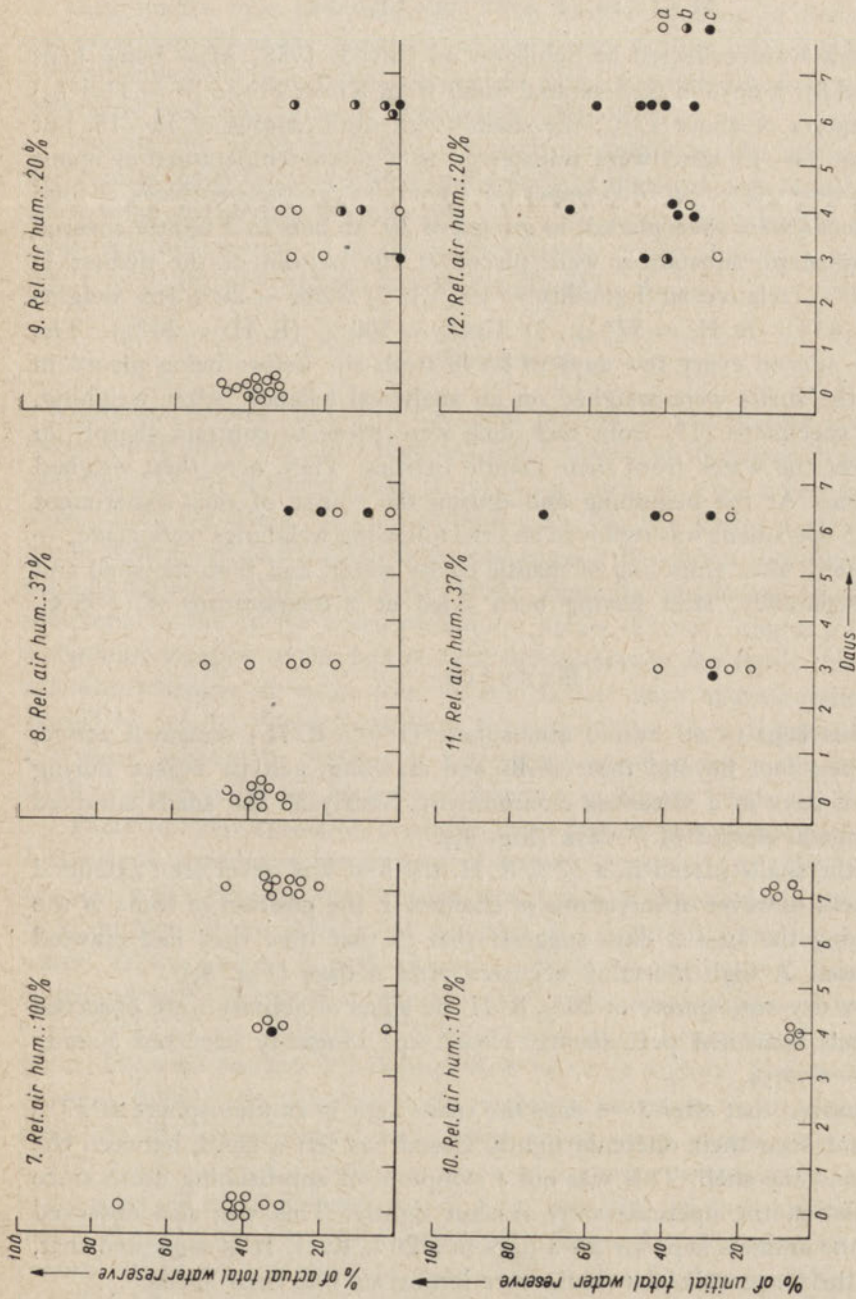


Fig. 4. Continued:

Graphs 7—9: Changes in the quantity of water in the mantle cavity water expressed as % weight of the total body water, i. e. including the mantle cavity water. Graphs 10—12: Loss of water expressed as % of the total body water at the beginning of experiment, i. e. water in the body and in the mantle cavities of the snails, a — live specimens in good condition, b — specimens which reacted sluggishly to touch, which are in poor condition, and probably at the point of death. c — dead specimens

2. Survival and water balance in desiccating snails

Material and methods

The snails were collected at Schilksee on July 3, 1958. After being kept without food for 5 days in well-aerated water from Kieler Förde ($S = 11.8\text{‰}$) at a temperature of about 17°C , the snails (with shell lengths of 12–18, but mostly about 14–15 mm) were transferred to a room temperature of about 22°C . They were placed on filter paper for 2 hours to dry their surfaces. A total of 90 specimens were then placed, in groups of 30, on nets in 3 tightly covered dishes. Hygrostatic substances were placed at the bottom of the dishes: 1) water — 100% (relative air humidity = 100%); 2) water — 20% (by weight) + CaCl_2 — 80% (R. H. = 37%); 3) CaCl_2 — 100% (R. H. = 20%). The dishes were opened every few days to let in fresh air. Before being placed in the dishes the snails were weighed on an analytical balance. After weighing, half of the specimens (15) from each dish were made to contract sharply in order to eject the water from their mantle cavities. They were then weighed a second time. At the beginning and during the course of each experiment a sample of 5 specimens was removed and the following weighings were made, — in a fresh state, after emptying of mantle cavity water, and then the shell and soft parts separately, after having been dried at a temperature of $+95^{\circ}\text{C}$.

Results

The snails kept in an humid atmosphere (100% R. H.) remained active, extruding their foot beyond their shells and crawling; activity ceased during about 5 or 6 days in a waterless environment. Nearly all the snails survived the experimental period of 7 days (Fig. 4₁).

Among the snails placed in a 37% R. H. the foot was never seen extended from the shell; however observations of changes in the position of some of the animals during the first 2 days suggests that in that time they had crawled short distances. A high mortality occurred after 6 days (Fig. 4₂).

In a very dry atmosphere of 20% R. H. no signs of activity were observed and the snails remained permanently closed up. Mortality occurred already after the 3–4 days.

It was noticed that after 3–4 days the snails kept in an atmosphere of 37% R. H. did not keep their opercula tightly closed but left a chink between the operculum and the shell. This was not a symptom of approaching death since upon stimulation the opercula were re-shut tightly. This was also observed in some of the animals kept for 2–3 days in a 20% R. H. It is suggested that, in opening their opercula, the snails were letting air into their shells.

As is shown on the Fig. 4₁₋₆ the percentage of water in the body of the snails, normally a little under 80%, did not undergo any sudden changes,

although dead or dying specimens usually had a lower percentage of water in their bodies than live specimens. The forcible ejection of the water from the mantle cavity at the beginning of experiment did not influence the survival of the snails kept in a humid atmosphere (Fig. 4₄); it did however hasten and accelerate mortality in a dry atmosphere (Fig. 4_{5, 6}).

Among the snails kept under waterless conditions the water reserve in the mantle cavity, at first a little under 40% of the total reserve of body water, underwent an obvious change (Fig. 4_{7, 8, 9}). Even in a humid atmosphere (Fig. 4₇) the amount of water in the mantle cavity showed some decrease, while in a dry atmosphere it fell sharply (Fig. 4_{8, 9}).

Discussion

Littorina littorea occurs in the tidal regions of the marine littoral. It is found lower down the shore than any other species of its genus, in zones rarely uncovered by the ebb of the tide (Colman 1933, Gowanoloch, Hayes 1926, Linke 1933, Moore 1940 a.o.). On the Baltic coast the eastern limits of its geographical range is the east coast of Bornholm and Rügen (Meyer, Möbius 1872, Ankel 1936); here the snails are found in large numbers, in the splash zone, on stones, plants of rocky shores and port installations. In spite of the lack of tidal movements in the Baltic there are considerable changes in water level in the narrow bays and estuaries of rivers caused by winds. When these blow from the shore they depress the level of the water leaving the habitat of *Littorina* uncovered for many hours. Such a fall in the level of the water was observed in Kieler Förde on 14.VII.1958.

There are few works in available literature on the reaction of the genus *Littorina* to changes in the salinity of water. Haseman (1911) states that specimens of *Littorina littorea* from the region of Woods Hole tolerated well 50% dilution of sea water, but perished in a solution containing 1/3 of sea water. Gowanoloch and Hayes (1926) reported that *Littorina littorea* withstood well a decrease in salinity to 15‰ but perished when it was reduced to 13.75‰. Fraenkel (1927) observed that on being transferred to fresh water, *Littorina* reacted by closing their opercula tightly. Snails with closed opercula push their opercula aside on being placed in fresh water but after repeating the action several times they closed them permanently. Patané (1933) has described a similar reaction in *Littorina neritoides* in fresh water; some survived in fresh water for 25 days, but after 15 days half of them had died. Maniggault (1932) subjected Atlantic *Littorina obtusata* to various concentrations of sea water from 0—70‰. At salinities < 20‰ there was a sudden rise in mortality, while the snails survived for the shortest period in fresh water, in which they remained closed up.

The present work shows that *Littorina littorea* living in Kieler Förde could

survive in a fresh water environment for a short time; however its behaviour and ability to survive differs according to the range of salinity to which it is subjected. It is interesting that the ability of Baltic *Littorina littorea* to survive low salinities appears to differ from that of the Atlantic species (M a n i g g a u l t 1932). For a period of 1—4 days (dependent upon the population, Fig. 1, 2) the snails survived without harm in all the experimental salinities, including fresh water. Then the mortality rate increased with time and was highest at the apparently critical level of $\sim 5\text{‰}$. In lower salinities and in fresh water more snails survived. There were similar differences in the behaviour of the snails in the above three ranges of salinity, i.e. in salinities $> 5\text{‰}$ the snails crawled about actively, while in those of $< 5\text{‰}$ they kept their opercula tightly shut. In the critical salinities of $\sim 5\text{‰}$, in which the mortality was the highest, some of the snails kept their opercula open for 1—3 days, after which time all the animals were tightly closed.

It may be assumed that in the salinities $> 5\text{‰}$ the snails retaining normal activity have wholly or partly a d a p t e d themselves. In the salinities below the critical level the snails reacted by closing up their opercula tightly, thereby i s o l a t i n g themselves from their external environment, which they were able to do for several days. The behaviour of the snails on being placed in the critical salinities showed individual variations; some kept their opercula tightly closed, thus isolating themselves from the environment, others kept their opercula open and tried to adapt themselves to changed salinity. The latter died quickly since they could not adapt themselves permanently to such a considerable fall in the salinity of the water.

The measurement of Δt° of the haemolymph and water in the mantle cavity (Fig. 3) seem to support the above conclusion. In the salinities of a higher level than the critical ones, to which the snails temporarily or permanently adapt themselves, there occurs isotony of the osmotic pressure in the haemolymph and in the external environment. In salinities below the critical one the osmotic pressure in the haemolymph remains at a high level, and in fresh water is even higher than in the normal environment. It is then probable that in fresh water the isolation from the external environment is so great that it prevents the excretion of the products of metabolism. In this case there probably occurs, in the haemolymph and in the water contained in the mantle cavity, an accumulation of the products of anaerobic metabolism neutralized by the calcium carbonate derived from the snails' shells; this was observed by D u g a l (1939) in marine bivalves kept in a waterless environment.

In the critical salinities there are differences between the open and closed snails. The latter have an obviously higher osmotic pressure in the haemolymph. The water in the mantle cavities of the open snails is isotonic with the environment while in the closed snails it is hypertonic. This confirms the previous conclusions on the high degree of the isolation of the closed snails.

It has frequently been observed that various species of *Littorina*, being organisms which occur in tidal and splash zones, can tolerate well periodic exposure to air (Gowanloch, Hayes 1926, Colman 1933, Fraenkel 1927, Wilson 1929, Patané 1933 a.o.). Our observations showed that *Littorina littorea* survive unharmed for several days without water, even in a dry atmosphere (37% R. H.). Thus with perfect ease they can survive the low water period of a tide, or (in the Baltic) a fall in the level of water caused by the wind.

Snails in a waterless environment probably do not isolate themselves from their external environment as did those observed in fresh water. The desiccating snails kept their opercula slightly open even in a very dry atmosphere; this probably permits gas-exchange with atmosphere and the maintenance of normal aerobic respiration.

The snails survived unharmed a loss of water not exceeding 40% of the total water reserve (Fig. 4_{10, 11, 12}) although there is a sharp rise in the loss of water in a dry atmosphere. Water in the mantle cavity is the most labile constituent of the total water reserve and is one most quickly reduced while the snails are desiccating. Shotwell (1950) and Segal (1956) also found that in the snail *Acmaea* from tidal regions the so-called extra-visceral water plays an important role in enabling it to survive the periods when it is exposed to air and high level animals have a larger reserve of such water than animals from lower down the shore. An analogous role is probably played by the water in the mantle cavity of *Littorina*. We also observed that snails deprived of their mantle cavity water at the beginning of the desiccation experiments could replace it only to a slight degree and then only in humid air; in dry air there was no secretion of water into the mantle cavity.

Conclusions

1. The reaction to lowering of salinity of water among snails in *Littorina littorea* from Kieler Förde ($S \approx 12\text{‰}$) differs according to the degree of its dilution. The highest mortality occurs in medium degrees around a critical level of $\approx 5\text{‰}$. In salinities $> 5\text{‰}$ there are efforts at adaptation shown by the opening of the operculum; in salinities $< 5\text{‰}$ the animal isolates itself from the external medium by closing its operculum. Isolation is accompanied by increase in the osmotic pressure of both the haemolymph and the mantle cavity water.

2. This species can live for several days out of water. During such a period they can tolerate the loss of up to 40% of their total store of water, mainly from the mantle cavity.

*

The author is greatly indebted to Prof. dr. Carl Schlieper for his valuable guidance and for making it possible for him to work in Meereszoologische Abteilung, Institut für Meereskunde der Universität Kiel. He is also indebted to dr. Hansjürgen Flügel for the friendly help which he showed in explaining the microcycoscopic method.

REFERENCES

1. Ankel W. E., 1936. *Prosobranchia.*, Tierwelt der Nord- und Ostsee 9, b (29).
2. Colman J., 1933. The nature of the intertidal zonation of plants and animals. J. Mar. biol. Ass. 18 (2): 435—476.
3. Dugal L. P., 1939. The use of calcareous shell to buffer the product of anaerobic glycolysis in *Venus mercenaria*. J. cell. Comp. Physiol. 13 (2): 235—251.
4. Fraenkel G., 1927. Beiträge zur Geotaxis und Phototaxis von *Littorina*. Z. vergl. Physiol. 5: 585—597.
5. Gowanloch J. N., Hayes F. R., 1926. Contributions to the study of marine gastropods. I. The physical factors, behaviour, and intertidal life of *Littorina*. Contr. Canad. Biol. N. S. 3 (4): 133—165.
6. Haseman J. D., 1911. The rhythmical movements of *Littorina littorea* synchronous with ocean tides. Biol. Bull. 21 (2): 113—121.
7. Klekowski R. Z., 1961. Survival of *Planorbis planorbis* (L.) and other snails in diluted sea-water and during the following desiccation., Pol. Arch. Hydrobiol. 9 (22): 383—406.
8. Linke O., 1933. Morphologie und Physiologie des Genitalapparates der Nordseelittorinen., Wiss. Meeresuntersuch. Abt. Helgoland, N. F. 19 (2): 1—60.
9. Maniggault P., 1932. L'effet de variations expérimentales de salinité, de température, de pH, sur *Littorina obtusata* L. subsp. *littoralis* L., Bull. Inst. océanogr. (Monaco) 605: 1—8. (cit. after Schlieper 1958).
10. Meyer H. A., Möbius K., 1872. Fauna der Kieler Bucht. Bd. 2: Die *Prosobranchia* und *Lamellibranchia* nebst einem Supplement zu den *Opistobranchia.*, Leipzig.
11. Moore H. B. 1940. The biology of *Littorina littorea*. Part II: Zonation in relation to other gastropods on stony and muddy shores. J. mar. biol. Ass. 24 (1): 227—237.
12. Patané L., 1933. Sul comportamento di *Littorina neritoides* L. mantenuta in ambiente subareo ed in altre condizioni sperimentali. Nota II., R. C. Accad. Lincei. Ser. 6 17: 961—967.
13. Schlieper C., 1958. Physiologie des Brackwassers (die physiologischen Besonderheiten des Lebens im Brackwasser). Binnengewässer 22 (2): 217—330.
14. Schlieper C., Kowalski R., 1956. Über den Einfluss des Mediums auf die thermische und osmotische Resistenz des Kiemengewebes der Miesmuschel *Mytilus edulis* L., Kieler Meeresforsch. 12 (1): 37—45.
15. Segal E., 1956. Adaptive differences in water-holding capacity in an intertidal gastropod. Ecology 37 (1): 174—178.
16. Shotwell J. A., 1950. Distribution of volume and relative linear measurement changes in *Acmaea*, the limpet., Ecology 31 (1): 51—61.
17. Wilson D. P., 1929. A habit of the common periwinkle (*Littorina littorea* Linn.). Nature (London) 124 (3125): 443.

I. Biernacka

Zmiany w zespole organizmów planktonowych w Jeziorze Rożnowskim

Otrzymano 11.X.1962 r.

Badania planktonu Jeziora Rożnowskiego były przeprowadzone w czerwcu 1957 (Biernacka 1959), a przeprowadzenie ponownych badań po upływie roku, mianowicie w czerwcu 1958, miało na celu wyjaśnienie zjawisk stopniowego zasiedlania się tego młodego zbiornika oraz zmiany charakteru jego biocenozy.

Metoda pracy

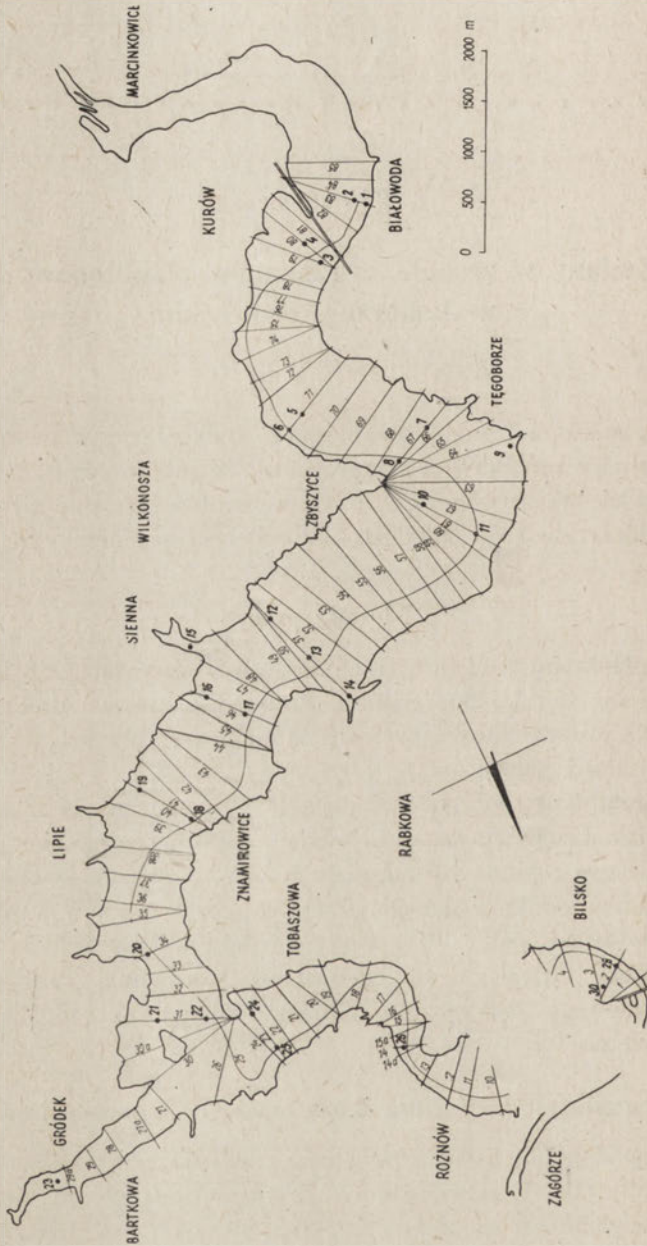
Badania planktonu wód powierzchniowych w czerwcu 1958 były bardziej wyczerpujące niż w roku poprzednim. Próbki jakościowe i ilościowe pobrano w 30 punktach jeziora mieszczących się na niektórych przekrojach uwidoczni-nych na załączonej mapce (rys. 1).

Próbki planktonowe pobierano siatką z gazy młynarskiej N 20; dla pobrania próbki jakościowej ciągnięto siatkę za łodzią motorową wzdłuż danego przekroju. Analizę jakościową robiono na materiale żywym. Próbki do badań ilościowych pobierano z kilku punktów danego przekroju, przy czym w każdym punkcie przepuszczano przez siatkę 30 l wody z warstwy powierzchniowej jeziora. Próbkę ilościową utrwalano natychmiast 4% formaliną. Przy opracowaniu materiału ilościowego używano pipety planktonowej i obliczano ilość jednostek planktonowych na 1 l.

Charakterystyka Jeziora Rożnowskiego w okresie badań

Porównując dane hydrologiczne z czerwca 1957 r. (Biernacka 1959, s. 149) i 1958 (tab. I), stwierdzamy, że różnią się one od siebie: tak np. zmniejszyła się głębokość jeziora: na przekroju 83 największa głębokość w 1957 r. wynosiła 5 m, a w 1958 — tylko 4 m; na przekroju 79 w 1957 — największa głębokość wynosiła 3,5 m, w 1958 — tylko 1,1 m; na przekroju 23 w 1957 r. największa głębokość wynosiła 29 m, a w 1958 — tylko 24,8 m.

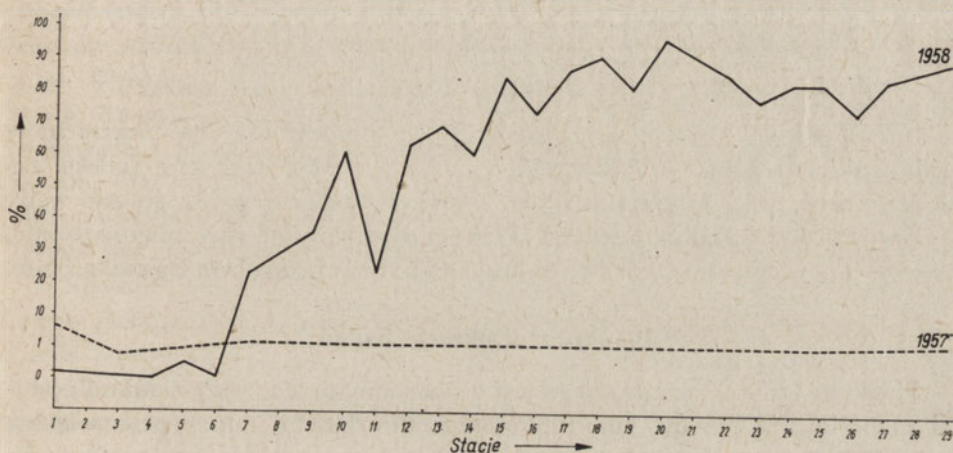
Temperatura wody w czasie badań była niższa niż w 1957 r. Inne było



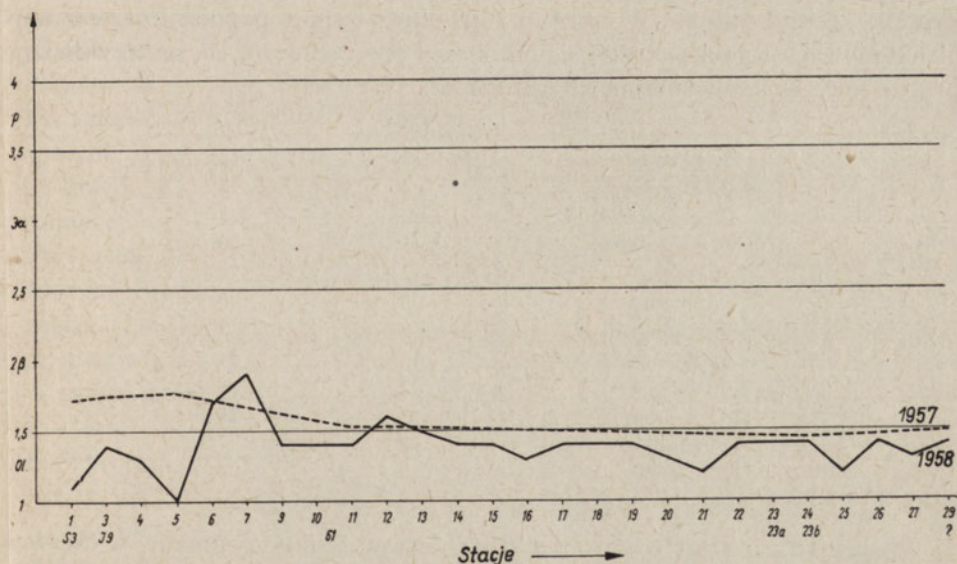
Rys. 1. Zbiornik w Rożnowie. Sytuacja profili badawczych

również pH: o ile w 1957 r. woda w jeziorze miała pH 6,5 i tylko przy samej zaporze wynosiła 7, o tyle w roku 1958 wody jeziora miały wszędzie jednakowe pH—7.

Wody Jeziora Rożnowskiego zawsze są mętne, ale skład zawiesiny w wodach w tych dwóch okresach badawczych jest również odmienny. W czerwcu 1957 w wodzie przeważał trypton (Biernacka 1959), stanowiąc ponad 90% całego sestonu, w czerwcu 1958 r. — przeważa plankton (rys. 2).



Rys. 2. Procent planktonu w zawiesinie w czerwcu 1957 i 1958 r.



Rys. 3. Indeks zanieczyszczenia Pantla Jeziora Rożnowskiego w 1957 i 1958 r.

Również z punktu widzenia stopnia zanieczyszczenia nastąpiły zmiany w Jeziorze Rożnowskim, a mianowicie, jeżeli zestawimy procentową ilość gatunków należących do różnych stopni saprobności w latach 1957 i 1958, to obraz będzie następujący:

Rok	Oligo-saprobne	Beta-mezo-saprobne	Alfa-mezo-saprobne	Poli-saprobne
	%			
1957	43,6	42,3	13	1,1
1958	52	38	8	2

Z zestawienia wynika, że zmniejszyła się procentowa ilość organizmów wód zanieczyszczonych na korzyść organizmów wód czystych. Indeks zanieczyszczenia wód Pantla (Pantle 1956), wykazuje (rys. 3), że całe wody Jeziora Rożnowskiego w czerwcu 1958 można określić jako oligosaprobne, podczas gdy w czerwcu 1957 do przekroju 46 były wyraźnie beta-mezosaprobne.

Plankton w okresie badań

Plankton Jeziora Rożnowskiego jest uzależniony przede wszystkim od gęstości zawiesiny, jaką tworzy tam trypton mineralny, który dominuje przez większą część roku w tym akwenu. Wiemy, że ilość planktonu jest odwrotnie proporcjonalna do stopnia zamącenia wody, toteż plankton tego jeziora jest na ogół biedny. Dowodem tego była ilość planktonu w czerwcu 1957, nie przekraczająca 10% całego sestonu. W czerwcu 1958 obraz zespołu populacji organizmów planktonowych wyraźnie różnił się od obrazu poprzedniego, jak na to wskazuje przytoczony wykaz znalezionych gatunków.

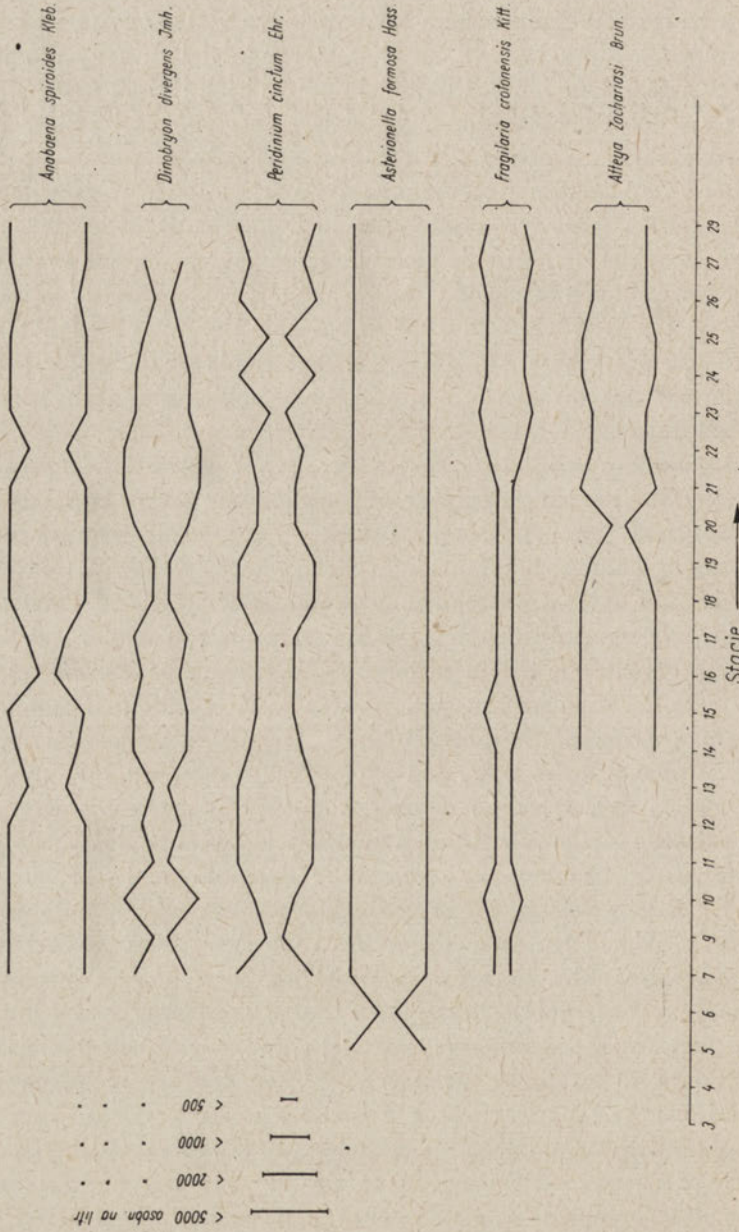
	1957	1958
1. <i>Cyanophyceae</i>	2	12
2. <i>Flagellata</i>	2	3
3. <i>Dinoplageollata</i>	2	3
4. <i>Diatomeae</i>	45	56
5. <i>Conjugatae</i>	2	5
6. <i>Protococcales</i>	3	5
7. <i>Chlorophyceae</i>	2	2
8. <i>Rhizopoda</i>	11	21
9. <i>Ciliata</i>	2	5
10. <i>Rotatoria</i>	13	24
11. <i>Cladocera</i>	2	7
12. <i>Copepoda</i>	2	4
	88	147

Analizując powyższe zestawienie stwierdzamy, że ilość gatunków w czerwcu 1958 pozostała ta sama co w 1957 r. tylko w grupie *Chlorophyceae*, w innych grupach organizmów planktonowych ilość gatunków powiększyła się o 25

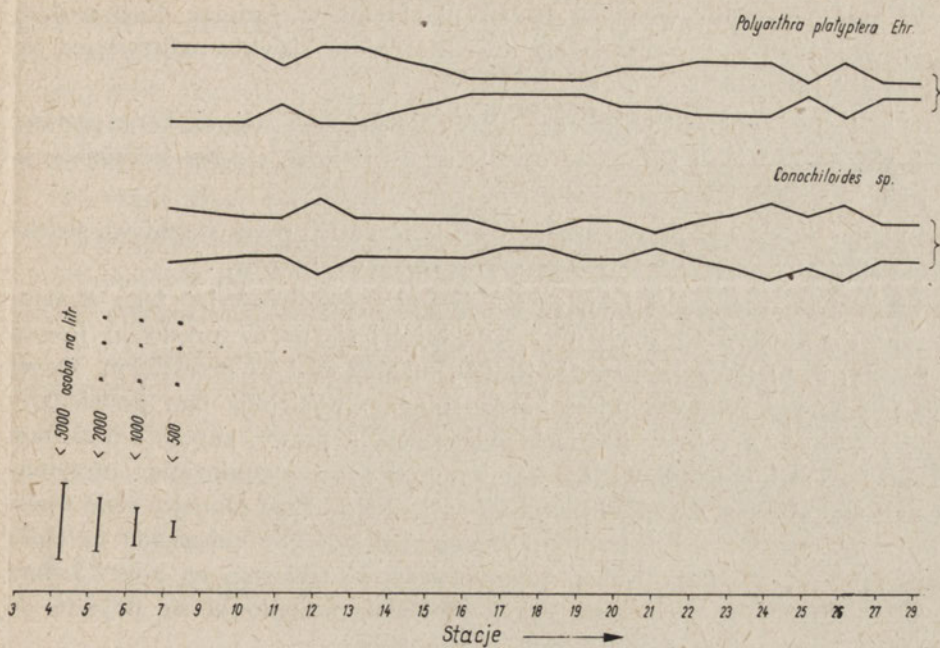
do kilkuset procent. Znamienne jest zwiększenie się ogólnej ilości gatunków organizmów zwierzęcych o 103%, podczas gdy zwiększenie się ogólnej ilości gatunków fitoplanktonu wynosi tylko 45%. Jest to potwierdzenie zdania autorki w wynikach badań planktonu Jeziora Rożnowskiego w 1957 r. (B i e r n a c k a 1959), że zbiornik, który jeszcze ma charakter bardziej rzeczny niż jeziorny, szczególnie w części dolnej, coraz bardziej nabiera cech jeziora przez stopniowe zwiększenie się ilości zooplanktonu. Zmniejszenie głębokości jeziora i jednocześnie bardzo słaby przepływ niewątpliwie sprzyjały masowemu rozwojowi fitoplanktonu i zooplanktonu, co też znalazło swoje odbicie w zakwitach 6 gatunków roślinnych i masowym występowaniu 2 gatunków zwierzęcych (rys. 4 i 5). Wpłynęło to na zwiększenie ilości organizmów planktonowych w litrze wody na poszczególnych stacjach w porównaniu z rokiem poprzednim, a jednocześnie i na to, że w czerwcu 1958 w sestonie dominował plankton, który w roku 1957 nie przekraczał 10% (rys. 2). Pojawienie się zakwitów w Jeziorze Rożnowskim również świadczy o stopniowym nabieraniu cech jeziorowych przez ten zbiornik.

Spośród gatunków roślinnych zakwit tworzyły 3 gatunki *Diatomeae*, 2 gatunki *Dinoflagellata* i jeden *Cyanophyceae*. Najsilniejszy zakwit tworzyła *Asterionella formosa* Hass (rys. 4), której masowe występowanie było równomierne w całym jeziorze, począwszy od stacji 7. Nieco mniejszy zakwit tworzyła sinica *Anabaena spiroides* Kleb., występując przeważnie w ilości od 2000 do 5000 osobn. na litr. Na trzecim miejscu z punktu widzenia równomiernego występowania danego gatunku w całym jeziorze można postawić *Peridinium cinctum* Ehr., które tylko na 9 stacjach występowało w ilości ponad 5000 osobn. na litr; na czwartym *Dinobryon divergens* Imh., a na piątym *Fragilaria crotonensis* Kitt, która w bardzo dużej ilości (od 1000—2000 osobn. na litr) występowała dopiero w dolnej części jeziora w okolicy zapory. Bardzo charakterystyczny był zakwit *Attheya Zachariasi* Brun., a mianowicie ogromne ilości tego gatunku (ponad 5000 osobn. na litr) występowały prawie równomiernie, ale dopiero od stacji 14. Wskazywałoby to, że gatunek ten unika wód zamulonych, znajdujących się w okolicy Kurowa, Tęgororza i Zbyszyc. Dwa gatunki wrotków: *Polyartha platyptera* Ehr. oraz *Conochiloides* sp. występowały w tym okresie również masowo. Szczególnie liczna była *Polyarthra platyptera* (ponad 5000 osobn. na litr), ilość osobników tego gatunku była nieco mniejsza tylko w strefie jeziora od 16 do 19 stacji (rys. 2). W nieco mniejszych ilościach w całym jeziorze występował wrotek *Conochiloides* sp. (rys. 5).

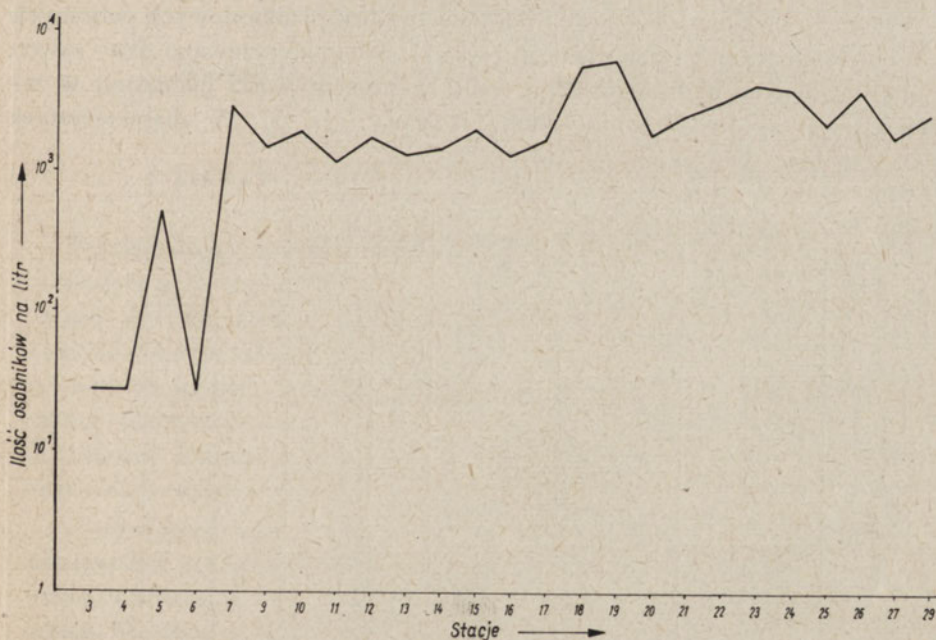
Ilość osobników organizmów planktonowych na poszczególnych stacjach badawczych począwszy od 7 stacji waha się od 1100 do 7600 osobników na litr, a więc ilość organizmów planktonowych w wodzie jest znaczna. Jedynie na odcinku górnym jeziora w obrębie pierwszych sześciu stacji o wodach bardzo silnie zamulonych ilości te są minimalne, wynoszące przeważnie tylko kilkadziesiąt organizmów na litr (rys. 6).



Rys. 4. Obraz zakwitów fitoplanktonu w czerwcu 1958 r. na całej długości jeziora



Rys. 5. Obraz masowego występowania dwóch gatunków *Rotatoria* w czerwcu 1958 r. na całej długości jeziora



Rys. 6. Ilość osobników na litr na poszczególnych stacjach badawczych

W podsumowaniu wyników badań planktonu w Jeziorze Rożnowskim w czerwcu 1958 r. zarysowują się dwa zasadnicze zjawiska odbywające się w tym zbiorniku:

1) zasiedlenie zbiornika przez organizmy planktonowe staje się coraz gęstsze, ponieważ coraz więcej gatunków osiedla się w jeziorze i coraz liczniejsze są osobniki poszczególnych gatunków;

2) zbiornik nabiera coraz bardziej cech jeziorowych przez stopniowe zwiększanie się ilości zooplanktonu oraz występowanie zakwitów.

Charakterystyczny jest fakt, że tak zwany zespół dyfuzyjny tego akwenu zaczyna się dopiero od stacji nr 7, znajdującej się na 67 przekroju jeziora (rys. 2, 4, 5, 6). W górnej strefie jeziora, między 85 i 67 przekrojem, zespół organizmów planktonowych jest bardzo biedny: występują tam prawie wyłącznie *Rhizopoda* i to w ilościach znikomych, a prawie zupełnie brak tam organizmów roślinnych. Powodem tego jest gęsta zawiesina mineralna, utrzymująca się tam stale na skutek bliskości ujścia Dunajca. Prąd Dunajca stale wnosi do jeziora znaczne ilości tryptonu burząc jednocześnie zalegające tu złoża mułu grubości ok. 1 m. Należy przypuszczać, że taki stan tej części jeziora pozostanie nadal, a ekosystem jeziorowy będzie kształtował się dopiero do granicy Zbyszyce-Tęgoborze w dół, aż do zapory.

Streszczenie

Wykonano badania jakościowe i ilościowe próbek planktonowych pobranych w 30 punktach Jeziora Rożnowskiego (rys. 1). Scharakteryzowano dany akwen z punktu widzenia hydrologicznego (tab. I), procentowości planktonu w zawieszinie (rys. 2) oraz stopnia zanieczyszczenia (rys. 3). W charakterystyce

Tabela I

Nr przekroju	Największa głębokość Profondeur max. m	Temperatura C°	pH
83	4	10,2	7
80	1,6	11,4	7
79	1,1	11	7
71	2,7	13	7
67	3	15	7
61	4,5	17,4	7
51	9,9	18,7	7
46	11,5	18,5	7
40	13,5	20	7
34	17,3	18	7
31	16,3	18,5	7
23	20,5	19	7
14	22,7	19,3	7
9	23,8	19	7
2	24,8	19,5	7

planktonu w czerwcu 1958 r. stwierdzono zwiększenie liczby gatunków zwierzęcych o 103%, a roślinnych o 5%. Stwierdzono również zwiększenie ilości organizmów planktonowych w litrze wody na poszczególnych stacjach w porównaniu z rokiem 1957. Przeanalizowano zakwity poszczególnych gatunków oraz ilość występujących osobników na poszczególnych stacjach (rys. 4, 5 i 6).

Powyższe fakty wskazują, że:

- 1) zasiedlenie zbiornika przez organizmy planktonowe staje się coraz gęstsze.
- 2) zbiornik nabiera coraz bardziej cech jeziorowych przez zwiększanie się ilości zooplanktonu oraz występowanie zakwitów.
- 3) ekosystem jeziorowy kształtuje się wyraźnie od granicy Zbyszyce-Tęgorborge w dół, aż do zapory.

PIŚMIENNICTWO — ЛИТЕРАТУРА — BIBLIOGRAPHIE

1. Biernacka I., 1959. Plankton Jeziora Rożnowskiego w czerwcu 1957 r. Pol. Arch. Hydrob. 5 (18) 2.
2. Pantle R., 1956. Biologische Flussüberwachung. Die Wasserwirtschaft, 46 (8).

И. Бернацка

Изменения в составе планктонных организмов в Рожновском озере

Резюме

Проведено качественные и количественные исследования проб планктона, побранных в 30 местах Рожновского озера (рис. 1). Описано это озеро с точки зрения его гидрологии (таб. I), содержания взвешенного планктона (рис. 2) а также степени загрязнения (рис. 3). Обнаружено в июне 1958 г. увеличение количества видов зоопланктона на 103% и фитопланктона на 45%. Найдено также увеличение количества планктонных организмов в литре воды на отдельных станциях по сравнению с 1957 г. Проведено анализ цветения отдельных видов и количества особей на отдельных станциях (рис. 4, 5 и 6).

Полученные результаты указывают на то, что: 1) планктонное население водоема все увеличивается, а также 2) что водоем принимает все более черты озера, благодаря увеличению количества зоопланктона и появления цветений, 3) озерная экосистема явно образуется от границы Звьшце—Тенгобоже вниз до самой плотины.

Список рисунков

1. Водоем в Рожнове. Положение профилей исследований.
2. Процент планктона во взвеси и июне 1957 и 1958 г.
3. Показатель загрязнений Пантля в Рожновском озере.
4. Картина цветений фитопланктона в июне 1958 г. на всей длине озера.
5. Картина массового выступления двух видов коловраток в июне 1958 г. на всей длине озера.
6. Количество особей на литр на отдельных станциях.

I. Biernacka

Changements dans la composition du plancton du lac Rożnowski

Résumé

On a effectué en juin 1958 des études qualitatives et quantitatives d'échantillons de plancton pris à 30 endroits du lac de Rożnow (fig. 1).

Ce lac a été caractérisé du point de vue hydrologique (tab. I) ainsi que par sa teneur en plancton (fig. 2) et par son degré de contamination (fig. 3). En comparaison avec juin 1957 on a constatée une augmentation de 103% de la quantité des espèces du zooplancton et 45% du phytoplancton, ainsi que l'augmentation des individus du zooplancton par litre d'eau. Les fleurissements des différentes espèces ainsi que la quantité des individus aux différentes stations ont été analysés (fig. 4, 5, et 6).

Les résultats obtenus permettent de constater que: 1) La densité du plancton du lac a augmentée par rapport à l'année précédente. 2) Que le bassin emprunte de plus en plus les traits caractéristiques de lac grâce à l'augmentation de la quantité du zooplancton et à l'apparition du fleurissement du phytoplancton. 3) L'écosystème lacustre se forme nettement à partir de Zbyszyce-Tęgorborze en aval jusqu'à la digue.

Table des figures

1. Lac de Rożnow. Situation des profils d'investigation.
2. Pourcentage du plancton en juin 1957 et 1958.
3. Index de contamination d'après Pantle du lac Rożnowski en 1957 et 1958.
4. Fleurissements du phytoplancton en juin 1958 sur toute la longueur du lac.
5. Illustration de la présence en grande quantité de deux espèces Rotifères en juin 1958 sur toute la longueur du lac.
6. Quantité des individus par litre aux différentes stations d'investigation.

Recenzje

F. Ruttner *Grundriss der Limnologie (Hydrobiologie des Süßwassers)*, 3., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Walter de Gruyter et Co, Berlin 1962.

Czcigodny autor nie doczekał się ukazania trzeciego wydania swego dzieła, które z taką pieczołowitością i umiejętnością przygotowywał do druku w ostatnich latach swego życia.

Pierwsze (1940) i drugie (1952) wydanie tak szybko znikło z półek księgarskich (mimo równoległego drugiego wydania w wersji angielskiej), że już wkrótce okazało się potrzebne przygotowanie następnego, tym bardziej że postępy limnologii okazały się szybkie i ogromne, a zapotrzebowanie na dobry i zwięzły podręcznik w tym zakresie wciąż było wielkie. Nowsza literatura światowa właściwie takiego wprowadzającego w zagadnienia limnologiczne podręcznika nie posiada, bowiem ostatnio wydane przez Hutchinsona bardzo wyczerpujące dzieło *A Treatise on Limnology* ukazało się tylko w części pierwszej poświęconej hydrologii i hydrochemii jezior, zaś *Limnology* Welcha unika ujęć syntetycznych, uogólnień, ograniczając się raczej do uporządkowanej rejestracji faktów. Bardzo cenne dzieło Gessnera *Hydrobotanik* ma charakter wysoce monograficzny, poświęcony przede wszystkim problemom ekologii roślin wodnych.

Na 332 stronach, przy pomocy 70 rysunków i na podstawie obszernej, także najnowszej literatury zestawionej na 19 stronach, autor w zwięzły, ale wyczerpujący sposób wprowadza czytelnika w zagadnienia limnologii jezior, a w ostatnich dwu rozdziałach szkicuje problemy formowania się zespołów organizmów wodnych w torfowiskach i wodach biejących na tle charakterystyki fizyko-chemicznej tych środowisk. Brak jest omówienia stawów sztucznych i drobnych zbiorników.

Zasadnicza treść książki ujęta jest w dwa duże rozdziały, charakteryzujące wodę jako środowisko życia organizmów wodnych oraz omawiające zespoły organizmów wodnych. Jakkolwiek autor przez cały czas utrzymuje ogólny ton wykładu mówiąc o wodzie i zamieszkujących ją organizmach, to jednak używając cyfr, rysunków i przykładów dotyczących prawie wyłącznie stosunków jeziorowych powoduje, że książka jest przede wszystkim chemią i biologią jeziora.

Nowe wydanie, o 100 stron obszerniejsze od poprzedniego, jest mimo zachowania dawnego układu tekstu znacznie poszerzone pod względem treści, uwzględnia ważniejszą literaturę świata w bardzo dużym stopniu, a przede wszystkim ujmuje wszystkie pojęcia w całkowicie nowoczesnym oświetleniu. W ten sposób czytelnik zostaje w bardzo zwarty sposób wprowadzony we współczesny stan wiedzy limnologicznej i nowoczesny sposób rozumowania w tym zakresie. Zaznajomiony z fizycznymi i chemicznymi cechami wody oraz z zamieszkującymi ją organizmami i ich zespołami, poznaje prawa rządzące w tym zakresie, tak że ma dość elementów myślowych do zrozumienia także tego, co się dzieje w nie omawianych bliżej w tym podręczniku środowiskach wodnych.

Referowana książka jest limnologią teoretyczną, a właściwie teorią limnologii. Autor świadomie unikał powiązań z limnologią stosowaną w zakresie rybactwa, ochrony wód przed zanieczyszczeniem lub ochrony zdrowia, twierdząc, że dla tych celów winny być napisane odrębne limnologie pod kątem wyłaniających się tu specyficznych potrzeb. Referent jest całkowicie zgodny z tym poglądem.

Do nowego wydania autor wprowadził dwa nowe podrozdziały, poświęcone występowaniu azotu gazowego i metanu w wodach oraz bakteriom wodnym. Szczególnie unowocześniony został

obecnie najbardziej chyba w limnologii pasjonujący rozdział o problemach pomiaru produkcji zbiorników wodnych. Inne rozdziały uległy także bardzo starannemu przeglądowi i doprowadzone zostały do współczesnego stanu wiedzy.

Jasny, zwarty język, wieloletnie doświadczenie wykładowcy i badacza oraz doskonała znajomość literatury pozwoliły 80-letniemu autorowi na przedstawienie niekiedy zawitych i jeszcze nie rozwiązanych problemów limnologicznych w wyjątkowo syntetyczny sposób, wprowadzając czytelnika bez wielkiego trudu na współczesne szczyty zagadnień. Bardzo staranna forma wydawnictwa, zarówno pod względem użytego papieru, poprawności druku, pięknej szaty graficznej, jak i nawet oprawy powoduje, że książkę bierze się do ręki z prawdziwą przyjemnością.

Dołączony na końcu słowniczek wyrazów obcych objaśnia terminologię limnologiczną w nie zdawkowy, lecz dalece przemyślany i oryginalny sposób, co ogromnie ułatwia czytanie, nawet specjalistom.

Wydaje się, że jeszcze po śmierci Franz Ruttner wzbogacił literaturę limnologiczną w zupełnie nowe, bardzo wartościowe i użyteczne dzieło, które powinno znaleźć się w każdej bibliotece biologicznej, zarówno uczelnianej i instytucyjowej, jak i prywatnej.

Firmie Walter De Gruyter et Co, Berlin należy się uznanie za podjęcie się tego wydawnictwa i formę jego wykonania.

M. Stangenberg

Wskazówki dla autorów

Polskie Archiwum Hydrobiologii przyjmuje do druku prace oryginalne z dziedziny hydrobiologii. Od roku 1963 pismo ukazywać się będzie w trzech zeszytach rocznie objętości około 160 str. druku każdy.

Do druku przyjmowane są prace napisane w jednym z języków kongresowych albo w języku polskim ze streszczeniem wyników w języku rosyjskim oraz w języku kongresowym.

Nadsyłane do druku prace winny być napisane na maszynie w 2 egzemplarzach (oryginał i kopia) z zachowaniem podwójnego odstępu między wierszami, z marginesem bocznym (4 cm), a na pierwszej stronie z marginesem górnym (8 cm).

Układ maszynopisu powinien zawierać: 1. nazwisko i inicjały imion autora, 2. tytuł pracy, 3. zakład, w którym pracę wykonano, 4. treść artykułu, 5. streszczenie, 6. bibliografię, ułożoną w porządku alfabetycznym nazwisk autorów.

Przy powoływaniu się w tekście na prace innych autorów należy podawać nazwisko autora i rok wydania pracy.

W bibliografii należy podawać: 1. nazwisko i inicjały imion autora, 2. rok wydania pracy, 3. pełny tytuł pracy, 4. skróconą nazwę czasopisma (według World List of Scientific Periodicals), tom i stronę.

Liczba rysunków powinna być ograniczona do koniecznego minimum. Załączone rysunki są numerowane liczbami arabskimi. Na odwrocie każdego rysunku należy umieścić nazwisko autora. Objasnienia do rysunków należy umieścić na osobnym arkuszu.

Tabele liczbowe oznaczane liczbami rzymskimi załączać na osobnych arkuszach.

W pracach napisanych po polsku objaśnienia w tabelach winny być podane w języku polskim oraz w języku kongresowym. To samo dotyczy objaśnień do rysunków i fotografii.

Na marginesie należy zaznaczyć miejsce kolejnych tabel i ilustracji.

Przesyłane do druku maszynopisy winny mieć postać całkowicie wykończoną. Zauważone błędy winny być poprawione maszynowo.

Autorzy otrzymują tylko jedną korektę. Zmiany tekstu w korekcie winny być zredukowane do minimum. Konieczne uzupełnienia tekstu w korekcie należy umieszczać na końcu odnośnego rozdziału lub na końcu tekstu jako addendum. Koszt większych zmian będzie obciążał autora.

Autorzy otrzymywać będą 100 odbitek swej pracy, 25 sztuk bezpłatnie i 75 płatnych według ustalonych stawek.

