

# **ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA**

## **ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ÉT D'ICHTYOLOGIE**

**Organ  
Stacji Hydrobiologicznej na Wigrach,  
Stacji Morskiej w Helu  
i Poleskiej Stacji Biologicznej**

**Redaktorzy:  
MIECZYSLAW BOGUCKI i ALFRED LITYŃSKI**

**TOM XI. NR 3—4.**

**WYDANE Z ZASIŁKU FUNDUSZU KULTURY NARODOWEJ**

**Suwałki  
1938**

## TREŚĆ NR 3—4

### Rozprawy.

	str
<i>Lityński A.</i> Biocenoza i biosocjacja. Przyczynek do ekologii zespołów fauny wodnej . . . . .	167 ZF
<i>Passowicz K.</i> Meromiktyczne jezioro na Suwalszczyźnie . . . . .	210 P
<i>Skorecki Wl.</i> Nowa modyfikacja jodometrycznej metody oznaczania siarczanów w wodzie . . . . .	215 SK
<i>Demel K.</i> Ruchy ławic szprota u naszych brzegów w świetle czynników hydrograficznych . . . . .	229 ?
<i>Cięglewicz W. i Mulicki Z.</i> Dojrzewanie pćiowie i skład stada trących się storni ( <i>Pleuronectes flesus</i> ) w Zatoce Gdańskiej . . . . .	254 ?
<i>Moszyński A.</i> <i>Aeolosoma neisvestnovi</i> Last. 1935—interesujący skąposzczet psammonowy, nowy dla fauny Polski (streszczenie)	282 ? S243
<i>Jakubisiak St.</i> <i>Harpacticoida</i> limanów Morza Czarnego . . . . .	283 W-? W
<i>Passowicz K.</i> Studia nad ekologią wioślarki <i>Simocephalus serrulatus</i> Koch . . . . .	293 W
<i>Gieysztor M.</i> O kilku wirkach psammonowych . . . . .	364 E
<i>Efron D.</i> Rozmieszczenie pionowe bakteryj w jeziorze Wigry . . . . .	383 EF
<i>Tarwid K.</i> Komary zebrane na Polesiu w końcu lata 1936 . . . . .	413 ?

## SOMMAIRE DES FASC. 3—4

### Mémoires.

	page
<i>Lityński A.</i> Biocönose und Biosoziation. Ein Beitrag zur Ökologie von Lebensgemeinschaften der Wasserfauna (Zusammenfassung)	199
<i>Passowicz K.</i> Ein meromiktischer See im Suwałki-Gebiet (Polen) . . . . .	210
<i>Skorecki W.</i> A new modification of the iodometric method for the determination of sulphates in water . . . . .	215
<i>Demel K.</i> Les migrations du sprat dans les eaux côtières polonaises et les conditions hydrographiques locales (Résumé) . . . . .	249
<i>Cięglewicz W. and Mulicki Z.</i> The maturation of the flounder ( <i>Pleuronectes flesus</i> ) and composition of the shoal of the spawning flounder in the Bay of Danzig (Summary) . . . . .	272
<i>Moszyński A.</i> <i>Aeolosoma neisvestnovi</i> Last. 1935 — un interessant Oligochète psammique, nouveau pour la faune polonaise . . . . .	275
<i>Jakubisiak S.</i> Sur les Harpacticoides des limans de la Mer Noire . . . . .	283
<i>Passowicz K.</i> Studien über die Ökologie des Wasserflohes <i>Simocephalus serrulatus</i> Koch . . . . .	293
<i>Gieysztor M.</i> Über einige Turbellarien aus dem Süßwasserpsammon . . . . .	364
<i>Efron D.</i> Vertical distribution of bacteria in the lake Wigry (Summary) . . . . .	411
<i>Tarwid K.</i> Culicides trouvés en Polesie polonaise à la fin de l'été de 1936 (Résumé) . . . . .	417



# ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA

## ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTYOLOGIE

Organ  
Stacji Hydrobiologicznej na Wigrach,  
Stacji Morskiej w Helu  
i Poleskiej Stacji Biologicznej

Redaktorzy:  
MIECZYŚLAW BOGUCKI i ALFRED LITYŃSKI

TOM XI

WYDANE Z ZASIŁKU FUNDUSZU KULTURY NARODOWEJ

**S u w a ł k i**  
1938

## Współpracownicy ARCHIWUM:

Doc. Dr J. BOWKIEWICZ (Warszawa), Dr G. BRZEK (Poznań), Prof. Dr J. DEMBOWSKI (Wilno), K. DEMEL (Hel), Mgr I. CABEJSZEKÓWNA (Kraków), Prof. Dr B. FULIŃSKI (Lwów), Doc. Dr M. GIEYSZTOR (Warszawa), Doc. Dr T. JACZEWSKI (Warszawa), Dr S. JAKUBISIAK (Poznań), Doc. Dr Z. KOŹMIŃSKI (Wigry), Mgr F. KRASNODEBSKI (Pińsk), Dr W. KULMATYCKI (Bydgoszcz), Doc. Dr S. MARKOWSKI (Warszawa), Doc. Dr S. MINKIEWICZ (Puławy), Dr A. MOSZYŃSKI (Poznań), T. NEUMAN (Hel), Dr K. PASSOWICZ (Wigry), Dr L. PAWŁOWSKI (Pabianice), Prof. Dr J. PRÜFFER (Wilno), Inż. H. PRZYŁĘCKI (Warszawa), Prof. Dr W. ROSZKOWSKI (Warszawa), Doc. Dr J. RZÓSKA (Poznań), Prof. Dr M. SIEDLECKI (Kraków), Doc. Dr P. SŁONIMSKI (Warszawa), Prof. Dr T. SPICZAKOW (Kraków), Prof. Dr F. STAFF (Warszawa), Dr Inż. M. STANGENBERG (Warszawa), Prof. Dr W. STEFAŃSKI (Warszawa), Dr E. STENZ (Zakopane), Mgr K. TARWID (Warszawa), Mgr M. WIERZBICKA (Warszawa), Doc. Dr J. WISZNIEWSKI (Pińsk), Prof. Dr T. WOLSKI (Warszawa), Prof. Dr J. WOŁOSZYŃSKA (Kraków).

---

Korespondencję do Redakcji należy kierować w sprawach, dotyczących prac limnologicznych, pod adresem: Doc. Dr A. LITYŃSKI, Stacja Hydrobiologiczna, Suwałki; w sprawach zaś, dotyczących prac morskich, pod adresem: Doc. Dr M. BOGUCKI, Instytut im. Nenckiego, Śniadeckich 8, Warszawa.

Adres Administracji: Stacja Hydrobiologiczna, Suwałki.

---

Skład główny: Ekspedycja wydawnictw Kasy im. Mianowskiego, Warszawa, Nowy Świat 72.

---

Drukarnia K. Dargielowej w Suwałkach, ul. Kościuszki 94.

## TREŚĆ TOMU XI

### 1. Rozprawy.

	str.
<i>Stenz E.</i> O przenikalności promieniowania słonecznego w jeziorach Wigierskich . . . . .	1
<i>Demel K.</i> Z pomiarów termicznych Bałtyku. Cz VI. . . . .	24
<i>Pawłowski L. K.</i> Nowe stanowiska trzech rzadszych pijawek w Polsce . . . . .	47
<i>Zięcik M.</i> Badania biometryczne nad wążkami bałtyckimi (Streszczenie) . . . . .	69
<i>Passowicz K.</i> Przyczynek do znajomości ekologii rozwielitki <i>Daphnia pulex</i> De Geer . . . . .	71
<i>Demel K.</i> Usłonecznienie i termika morza przy Helu w latach 1932—1936 . . . . .	83
<i>Milicer W.</i> O pasożytniczych robakach z ryb jez. Wigierskiego . . . . .	96
<i>Rzóska J.</i> <i>Acartia (Acanthacartia) tonsa</i> Dana, nowy składnik fauny Bałtyku . . . . .	118
<i>Koźmiński Z.</i> O rozmieszczeniu chlorofilu w niektórych jeziorach stanu Wisconsin w Ameryce Północnej . . . . .	120
<i>Lityński A.</i> Biocenoza i biosocjacja. Przyczynek do ekologii zespołów fauny wodnej . . . . .	167
<i>Passowicz K.</i> Meromiktyczne jezioro na Suwalszczyźnie . . . . .	210
<i>Skorecki Wł.</i> Nowa modyfikacja jodometrycznej metody oznaczania siarczanów w wodzie . . . . .	215
<i>Demel K.</i> Ruchy łąwic szpota u naszych brzegów w świetle czynników hydrograficznych . . . . .	229
<i>Cięglewicz W. i Mulicki Z.</i> Dojrzewanie płciowe i skład stada trących się storni ( <i>Pleuronectes flesus</i> ) w Zatoce Gdańskiej . . . . .	254
<i>Moszyński A.</i> <i>Aelosoma neisvestnovi</i> Last. 1935—interesujący skąposzczet psammonowy, nowy dla fauny Polski (streszczenie) . . . . .	282
<i>Jakubisiak St.</i> <i>Harpacticoida</i> limanów Morza Czarного . . . . .	283
<i>Passowicz K.</i> Studia nad ekologią wioślarki <i>Simocephalus serrulatus</i> Koch . . . . .	293
<i>Gieysztor M.</i> O kilku wraach psammonowych . . . . .	364
<i>Efron D.</i> Rozmieszczenie pionowe bakterij w jeziorze Wigry . . . . .	383
<i>Tarwid K.</i> Komary zebrane na Polesiu w końcu lata 1936 . . . . .	413

### 2. Notatki.

<i>Rzóska J.</i> Stanisław Staszic jako limnolog . . . . .	164
Ósmy Międzynarodowy Kongres Limnologiczny . . . . .	166

## SOMMAIRE DU TOME XI

### 1. Mémoires.

	page
<i>Stenz E.</i> Sur la transmission de la radiation solaire dans les lacs de Wigry (Résumé) . . . . .	21
<i>Demel K.</i> Température des eaux côtières polonaises de la Baltique en 1934—1935 (Résumé) . . . . .	32
<i>Pawłowski L. K.</i> Neue Fundorte von drei seltenen Egelarten in Polen (Zusammenfassung) . . . . .	50
<i>Zięcik M.</i> The biometrical features of the cod caught in the Polish and Danish Baltic . . . . .	51
<i>Passowicz K.</i> Beitrag zur Kenntnis der Ökologie des Wasserflohes <i>Daphnia pulex</i> De Geer . . . . .	71
<i>Demel K.</i> La durée de l'insolation et la température des eaux côtières à Hel en 1932—1936 (Résumé) . . . . .	94
<i>Milicer W.</i> Über die parasitischen Würmer aus den Fischen des Wigry-Sees . . . . .	96
<i>Rzóska J.</i> <i>Acartia (Acanthacartia) tonsa</i> Dana, ein neuer Copepode des Baltischen Planktons (Zusammenfassung) . . . . .	119
<i>Koźmiński Z.</i> Über die Chlorophyllverteilung in einigen Seen von Nordost-Wisconsin (U. S. A.) (Zusammenfassung) . . . . .	143
<i>Lityński A.</i> Biocönose und Biosoziation. Ein Beitrag zur Ökologie von Lebensgemeinschaften der Wasserfauna (Zusammenfassung) . . . . .	199
<i>Passowicz K.</i> Ein meromiktischer See im Suwałki-Gebiet (Polen) . . . . .	210
<i>Skorecki W.</i> A new modification of the iodometric method for the determination of sulphates in water . . . . .	215
<i>Demel K.</i> Les migrations du sprat dans les eaux côtières polonaises et les conditions hydrographiques locales (Résumé) . . . . .	249
<i>Cięglewicz W.</i> and <i>Mulicki Z.</i> The maturation of the flounder ( <i>Pleuronectes flesus</i> ) and composition of the shoal of the spawning flounder in the Bay of Danzig (Summary) . . . . .	272
<i>Moszyński A.</i> <i>Aeolosoma neisvestnovi</i> Last, 1935 — un interessant Oligochète psammique, nouveau pour la faune polonaise . . . . .	275
<i>Jakubisiak S.</i> Sur les Harpacticoides des limans de la Mer Noire . . . . .	283
<i>Passowicz K.</i> Studien über die Ökologie des Wasserflohes <i>Simocephalus serrulatus</i> Koch . . . . .	293
<i>Gieysztor M.</i> Über einige Turbellarien aus dem Süßwasserspsammon . . . . .	364
<i>Efron D.</i> Vertical distribution of bacteria in the lake Wigry (Summary) . . . . .	411
<i>Tarwid K.</i> Culicicides trouvés en Polésie polonaise à la fin de l'été de 1936 (Résumé) . . . . .	417

### 2. Notices.

<i>Rzóska J.</i> Stanisław Staszic comme limnologue . . . . .	164
VIII-e Congrès International de Limnologie . . . . .	6

ALFRED LITYŃSKI

## BIOCENOZA I BIOSOCJACJA

### Przyczynek do ekologii zespołów fauny wodnej

Więzy ekologiczne, łączące ustrój żywy z jego otoczeniem, szczególnie silnie występują na jaw w środowisku wodnym. Woda zbiorników naturalnych dla zamieszkujących je zwierząt i roślin nie jest tylko „podłożem”, zewnętrznym siedliskiem życia: jest ona tutaj głównym pośrednikiem w dziele przemiany materii między światem organicznym i mineralnym, a równocześnie, dzięki wyjątkowej zdolności rozpuszczania ciał stałych i gazowych, generalnym niejako receptorem produktów metabolizmu, odbywającego się w jej obrębie. Ten *sui generis* uniwersalizm biotyczny hydrosfery różni ją dość istotnie od bardziej jednostronnej pod tym względem atmosfery, środowiska życiowego ustrojów lądowych.

Toteż w dziedzinie życia gromadnego zwierząt spotykamy w wodach układy biocenotyczne wyjątkowo w swej formie skończone. Tęgo rodzaju zamkniętych w sobie, samowystarczalnych skupień organizmów, jakich przykładem są np. rafy koralów lub ławice ostryg, nie znajdujemy bodaj na lądzie<sup>1)</sup>. Nic też dziwnego, że samo zjawisko życia zespołowego, a również je-

---

<sup>1)</sup> Podkreśla fakt ów Allee (1931) w zdaniu: „The organization of animal communities is more marked in the case of inhabitants of small bodies of water than of equal bodies of land ... Such a body of water ... forms a microcosm, a little world in itself”. Dodajmy, że tej specyficznej różnicy między wodą a lądem nie należy ograniczać jedynie do małych zbiorników. (Por. S. A. Forbes: „The Lake as a Microcosm”, 1887).



dnostka jego biotyczna, której powszechnie dajemy dziś miano biocenozy, została najpierw stwierdzona, opisana i zdefiniowana w środowisku wodnym.

Pojęcie i termin biocenozy pojawia się po raz pierwszy w nauce w niewielkiej książce K. MÖBIUS'a: „Die Auster und die Austernwirtschaft” (1877), poświęconej analizie szczególnego skupienia ustrojów, tworzących ławice ostrąg w morzu Północnym. Autor dał tu równocześnie wyczerpującą definicję nowego pojęcia, pozostającą mimo późniejszych badań, zdaniem naszym, w niezachwianej mocy<sup>1)</sup>.

Biocenoza czyli zespół życiowy („Lebensgemeinde”, „Lebensgemeinschaft”) jest to w myśl definicji MÖBIUS'a: „zbiorowisko istot żywych, odpowiadające swym składem, ilością gatunków i osobników pewnym przeciętnym warunkom zewnętrznym, istot uzależnionych wzajemnie od siebie i w drodze rozmnażania utrzymujących się trwale na określonym obszarze”. Nadmienić trzeba, co jasno z wywodu całego wynika, że pod biocenozą pojmował autor całość populacji żyjących na danym obszarze, zarówno zwierzęcych jak roślinnych. Jest to szczegół nader ważny, do którego powrócić jeszcze wypadnie.

Jak to w dziejach nauki nieraz się zdarzało, zagadnienie wysunięte przez MÖBIUS'a przez czas długi nie znajdowało żywszego oddźwięku. Los podobny był udziałem drugiego wybitnego dzieła, ogłoszonego w rok później na pokrewny temat przez badacza francuskiego A. ESPINAS'a p. t. „Des sociétés animales”. Kiedy zaś w końcu ubiegłego stulecia wypływają zagadnienia te ponownie na widownię, pracę dalszą nad rozwojem i ugruntowaniem podstaw biocenozy podejmują głównie botanicy. Badania tak zw. fitosocjologów zgromadziły obszerny materiał obserwacyjny, dotyczący różnych postaci „asocjacji” flory wyższej<sup>2)</sup>. Sformułowano stopniowo szereg zasad ogół-

<sup>1)</sup> W literaturze nowszej znajdujemy szereg prób ściślejszego określenia treści zawartej w pojęciu biocenozy. Pod względem rzeczowym nie wnoszą jednak one zasadniczo nic nowego, różniąc się między sobą głównie stylizacją.

<sup>2)</sup> Termin *asocjacja*, pochodzący jeszcze od Humbolta (1805), używany był przez botaników ubiegłego wieku na oznaczenie skupień roślinnych.



nych, rządzących życiem gromadnym w państwie roślin. W latach ostatnich zagadnienie biocenozy zwierzęcej coraz częściej pojawia się również na kartach prac zoologicznych.

Publikacja niniejsza stanowi próbę zastosowania analizy morfologicznej do typowych skupień zwierzęcych, występujących w środowiskach wodnych, i ma na celu sprawdzenie, czy dla skupień tego rodzaju będą ważne kryteria, opracowane dla zespołów roślinnych. Następnie uczyniona będzie próba uzgodnienia wyników analizy, dotyczących składu i różnic jakościowych w faunie zbiorników słodkowodnych, z zasadami nowoczesnej klasyfikacji wód ze stanowiska ich właściwości troficznych.

Na wstępie wypadnie jednak zatrzymać się jeszcze na rozbieżności zapatrywań w sposobie pojmowania różnych form życia gromadnego. Mianowicie większość „fitosocjologów”, zajmujących się analizą morfologiczną zespołów roślinnych, nie udziela występującym na ich terenie ustrojom zwierzęcym żadnej uwagi, pomijając sprawę wzajemnego oddziaływania biocenotycznego roślin i zwierząt milczeniem. Co więcej, botanicy niektórzy kwestionują nawet wyraźnie możliwość istnienia „prawdziwych” zespołów zwierzęcych, czyli zoocenoz, analogicznych do badanych przez siebie fitocenoz. Powołują się przy tym na argument, iż zespoły roślinne tego typu, co las lub łąka, stanowią rzekomo jednostki samodzielne, pod względem biotycznym całkowicie niezależne, w przeciwieństwie do skupień zwierzęcych, uzależnionych pokarmowo od roślin. Z drugiej strony w pracach zoologicznych czytamy niejednokrotnie o „biocenozach”, bez jakiegokolwiek próby sprawdzenia, czy obserwowane skupienie zwierząt reprezentuje istotnie jakąś całość ekologiczną i czy termin powyższy może być do niego stosowany. W celu wyjaśnienia tych wszystkich wątpliwości zastanowimy się nieco nad treścią zawartą w pojęciu biocenozy.

Byt każdej istoty żywej, zarówno pojedynczego osobnika jak jednostki zbiorowej, zwanej gatunkiem, nie jest do pomysłenia w oderwaniu od jej środowiska ekologicznego, na które

---

odpowiadających mniej więcej dzisiejszym fitocenozom. Pojęcie to ma rzecz prosta węższy zakres od biocenozy Möbiusa, obejmującej przedstawicieli obu działów świata ustrojów.

składają się nie tylko czynniki zewnętrzne, ale jednocześnie inne ustroje, tak czy inaczej z danym zwierzęciem lub rośliną współżyjące. Proszą tę prawdę ujął niedawno trafnie THIENEMANN (1935), stwierdzając w lapidarnym skrócie, iż „życie może się realizować jedynie w związku wzajemnym różnych ustrojów”. Pogląd zbliżony wypowiedział już dawniej ESPINAS w przedmowie do cytowanej książki.

Zasada powyższa jest właściwie kamieniem węgielnym całej biocenologii. W szerokim ujęciu powierzchnia kuli ziemskiej, cała biosfera, przedstawia jedną wielką biocenozę, układ biotyczny, który w ciągu milionów lat swego istnienia pozostaje na poziomie pewnej równowagi względnej. Układ ten nie jest zwykłą sumą arytmetyczną pojedynczych składników, jest on równocześnie odbiciem pewnej struktury morfologicznej, a nade wszystko wyrazem określonych stosunków biodynamicznych. Dynamika tego układu, stanowiąca w obrębie danych warunków i w danym okresie czasu o strukturze samej biocenozy, polega niewątpliwie na wzajemnym oddziaływaniu na siebie przedstawicieli obu wielkich działów świata organicznego.

Nie inaczej być musi na każdym, nawet drobnym, byle biocenotycznie zwartym i jednolitym wycinku biosfery. Toteż wbrew zapewnieniom, biocenozy roślinne nie są bynajmniej w przyrodzie od ustrojów zwierzęcych w tej mierze niezależne, jak o tym się mniema niekiedy. Jedną z klasycznych, „doskonałych” asocjacji ma być skupienie<sup>1)</sup> roślin tworzących las. Wystarczy jednak uzmysłowić sobie ogromny wpływ wywierany na drzewostan takiego niezależnego rzekomo zespołu przez

---

<sup>1)</sup> W literaturze zoologicznej terminologia, mająca służyć do odróżnienia poszczególnych form życia gromadnego zwierząt, wysoce jest niejednolita. Już Espinas (l. c.) wyodrębnił dwa zasadnicze pojęcia: „société” i „association”. przyczem ostatnią nazwą oznaczył „przypadkowe” zbiorowiska zwierzęce, złożone z osobników różnych gatunków. Deegener (1918), używając po części tych samych terminów, stoi na stanowisku, że jeden jak drugi typ skupienia może się składać z „homotypicznych” i „heterotypicznych” ustrojów. Uważa natomiast, że znamieniem wyłącznym społeczeństwa jest to, iż przynosi ono członkom swym korzyść („nützlichen Zweck”). Niektórzy inni badacze widzą w „asocjacji” skupienie raczej luźne, na wzór owadów zebranych dokoła lampy. Część zoologów pocztytuje za główną różnicę między „asocjacją” a „społeczeństwem” obecność lub nieobecność „instynktu

korniki, by tym samym uchylić wszelką podstawę do sporu na temat wyższości fitocenozy nad zoocenozą. Setki gatunków tak zw. „szkodników” dostarczają na każdym kroku dowodów, że istnieje współzależność głęboka obu wielkich członów życia, że stanowią one tym samym jedność biocenotyczną. Wypadnie tedy podzielić punkt widzenia znanego botanika szwajcarskiego GAMS'a (1918), łączącego rośliny i zwierzęta w jedną całość, pod nazwą wegetacji.

Biocenoza kuli ziemskiej składa się z szeregu mniejszych, mniej lub bardziej wyodrębnionych zespołów ekologicznych. Nie istnieją żadne przeszkody istotne po temu, by owe mniejsze jednostki nie mogły nazywać się również biocenozami, gdyż pojęcie to nie mieści w sobie żadnych ograniczeń przestrzennych. Nie wynika z powyższego jednakowoż, by każde dowolne skupienie ustrojów tworzyło biocenozę.

Wspomniany już wybitny hydrobiolog niemiecki THIENEMANN w jednej z prac ostatnich, poświęconej zagadnieniu biocenozy zwierzęcej (1935) wymienia jako jej przykład mrowisko. Należy wyrazić poważną wątpliwość, by przykład ten był właściwy i by zespół taki, w porównaniu z innym, większym zespołem ustrojów, obejmującym to samo mrowisko łącznie z przyległą częścią lasu, różnił się od mrowiska, jako takiego, jedynie większą samodzielnością biocenotyczną, jak twierdzi autor. Mrowisko, podobnie jak rój pszczeleli lub rój termitów, stanowią niezawodnie formy życia gromadnego, znane pod nazwą społeczeństw zwierzęcych. Społeczeństwa takie mają jednak niewiele cech wspólnych z biocenozą.

Cechą istotną społeczeństwa każdego, ludzkiego czy zwie-

---

społecznego" (Alverdes 1927, Wheeler 1928), czy też „interakcji” (Rabaud 1929). Różnic powyższych nie znają fitosocjologowie, dla których „asocjacja” znaczy tyleż, co „społeczeństwo roślin”. Krańcową unifikację wprowadza Piccard (1933), według którego: „on appellera groupements, associations, biocénoses tous (!) les rassemblements dans lesquels on discerne une attraction entre les participants” (p. 62). W obliczu podobnej chwiejności terminologicznej uczuwa się potrzeba posiadania wyrazu o znaczeniu bardziej ogólnym, nie zdeprecjonowanego jeszcze sprzecznymi definicjami. Terminem takim jest wprowadzona przez Alle'e'go (1920) „agregacja”. W tym właśnie ogólnym znaczeniu posługują się polskim wyrazem „skupienie” (por. Lityński 1922).

rzęcego, jest to, że składa się ono z osobników tego samego gatunku zoologicznego. Podobnie jak do społeczeństwa ludzi nie należy np. bydło domowe, myszy i różne gatunki owadów, które to zwierzęta na zasadzie tych czy innych stosunków biotycznych zająbiają się o sferę życia ludzkiego, w ten sam sposób rzeczywistymi członkami mrowiska mogą być tylko mrówki, nie zaś gatunkowo odmienne, współżyjące z nimi ustroje. Skupienie zwierząt gatunkowo jednorodnych nie podpada jednak pod definicję biocenozy<sup>1)</sup>.

Przeciwno utożsamianiu społeczeństwa z biocenozą przemawiają, poza różnym ich składem gatunkowym, odrębne założenia funkcjonalne obu tych układów biotycznych. Podstawą społeczeństwa jest niewątpliwie zasada podziału pracy i koordynacji wysiłków jednostek, które to wysiłki, w pewnej mierze przynajmniej, służą interesom całości. Nawet w bardziej luźnych skupieniach zwierzęcych, złożonych z osobników tego samego gatunku, takich jak stada słoń lub wilków, odnajdujemy analogiczne pierwiastki społeczne<sup>2)</sup>. Nie widzimy tych pierwiastków natomiast z reguły w zespołach wielogatunkowych, odpowiadających swym układem pojęciu biocenozy. Nie brak jednak też innych, ściślejszych kryteriów, pozwalających na odróżnienie typowych biocenozy od takich skupień, które nimi nie są.

Z istotą zespołu życiowego wiąże się nierozdzielnie pojęcie konkretnego środowiska biotycznego<sup>3)</sup>. DAHL (1914) wpro-

<sup>1)</sup> Nadmienimy, że wspomniany pogląd Thienemann'a nie stanowi w piśmiennictwie zoologicznym wyjątku. Piccard (1933) tworzy nawet osobną kategorię „biocenozy rodzinnych” („biocénoses familiales”), wśród których umieszcza wszystkie społeczeństwa owadzie typu mrowiska. Jest to jeden jeszcze przykład jaskrawy nieodróżniania pojęć zasadniczych i nieściślego stosowania terminów, o czym była mowa poprzednio na str. 171.

<sup>2)</sup> Ponieważ zajmujemy się tu głównie biocenozą, nie zaś społeczeństwem, nie mamy potrzeby wchodzenia bliższe szczegóły i zastanawiania się nad charakterem istotnym i genezą takich luźnych skupień „społecznych”, w których nie udało się stwierdzić dotychczas żadnej wyraźnej więzi społecznej, poza „tolerancją” wzajemną składników, której obecność uważa Allee (1931) za pierwszy stopień spójni społecznej („the toleration level”). Gdy używamy tu terminu „społeczeństwo”, mamy na myśli zawsze typową jego postać, czyli „essential society” zoologów amerykańskich.



wadził tu termin „biotopu”, uważany przez autorów niemieckich za równoznaczny z określeniami „Lebensraum” lub „Lebensbezirk”. Ponieważ już przed laty (1922) pozwoliłem sobie w tym właśnie znaczeniu użyć polskiego wyrazu „osiedle”, będę posługiwał się nim nadal jako synonimem biotopu.

Skoro mowa o pewnej przestrzeni, jak w danym przypadku o przestrzeni zasiedlonej przez zespół ustrojów, związany z nią węzłami ekologicznymi, siłą rzeczy powstaje zagadnienie o jej granicach. Tu jednak wyłaniają się przed nami trudności, występujące szczególnie silnie w odniesieniu do granic osiedli wodnych. Teoretycznie jest oczywiście do pomyślenia dokładna charakterystyka każdego biotopu, oparta na właściwych mu odrębnościach fizjograficznych, wyróżniających dane środowisko od jakościowo odmiennych osiedli sąsiednich. Ponieważ jednak ustalenie odrębności niektórych biotopów napotyka w praktyce, przy obecnym stanie biocenologii, poważne przeszkody, możemy przyjąć w zasadzie, że granice osiedli pokrywają się z zasięgiem przestrzennym samych zespołów. Zagadnienie sprowadzałoby się w ten sposób konkretnie do określenia fizjonomii ekologicznej i granic zespołu.

Badanie zespołów roślinnych pozwoliło ustalić, jako pierwszy punkt doniosły, sprawdzian morfologiczny, głoszący, że muszą one czynić zadość pewnej prawidłowości ustosunkowania wzajemnego składników, czyli, jak mówimy, biocenoza prawdziwa posiada charakterystyczną strukturę, warunkowaną liczebnością stosunkową tworzących ją gatunków. Na zasadzie bardzo wielu analiz stwierdzono, że gatunki wchodzące w skład biocenozy roślinnej, znajdującej się w stanie równowagi, dają

---

<sup>3)</sup> Jak to podnosi Wheeler (1930), zespoły ekologiczne („associations”) są w przeciwieństwie do społeczeństw („societies”) układami, uwarunkowanymi pierwotnie reakcją „of individuals to environmental stimuli”. Biocenoza jest więc nade wszystko kategorią ekologiczną. Niepamiętanie o tej najistotniejszej jej właściwości prowadzi łatwo do nieporozumień. Do tego rodzaju nieporozumień należą, sądzę, niektóre „asocjacje” Deegenera, jak „symporia” (reprezentowane np. przez skupienie jętek, które łączy z pewnym terenem tylko przypadkowy fakt wylągu w tym samym miejscu), albo „sympaedia” (przykład: młode gąsiennice, powstałe z jaj jednej matki i pozostające czasowo we wspólnym oprzędzie), lub wreszcie „gymnopaedia”

się podzielić na dwie grupy wyraźne: na grupę nielicznych gatunków, w danym zespole dominujących, oraz wielogatunkową grupę form liczebnie słabych.

Jeżeli stosunek wzajemny liczebności osobnikowej tych gatunków przedstawimy za pomocą współrzędnych, otrzymamy wtedy krzywą o stromym spadku, która uzmysłowi nam charakterystyczną strukturę takiego zespołu, przy czym się pokaże, iż *gros* populacji składa się z przedstawicieli jednego lub dwu gatunków, stanowiących około połowy lub więcej składu liczebnego zespołu. Tym „dominantom” przeciwstawiają się pozostałe, nieraz nader liczne gatunki towarzyszące, reprezentowane każdy z osobna przez małe ilości osobników. Pomiedzy jedną a drugą grupą składników spostrzeżemy zazwyczaj mniej lub bardziej wybitnie zaznaczoną lukę, powodowaną brakiem gatunków o charakterze przejściowym. Układ tego rodzaju znamionuje zespoły ustabilizowane, pozostające na poziomie pewnej równowagi ekologicznej, biocenozy dojrzałe albo inaczej, według określenia przyjętego w fitosocjologii, „asocjacje zamknięte”. Przeciwstawiamy im zespoły niedojrzałe, nierównoważone, otwarte. Takie jest pierwsze kryterium, kryterium morfologiczne biocenozy.

Powstaje obecnie pytanie: jeżeli stosunki opisane charakteryzują fitocenozę, złożoną z samych ustrojów roślinnych, czy nie da się stwierdzić prawidłowości podobnej w skupieniach zwierzęcych? Czy zoocenozie nie jest również właściwa struktura? Badając stosunki liczebności w skupieniach niektórych bezkręgowych zwierząt lądowych, przekonano się istotnie, że mogą one tworzyć niekiedy zespoły oparte na regule dominantów. Prawidłowe struktury zauważono między innymi w skupieniach kleszczy leśnych z rodziny *Oribatidae* (BEKLEMISCHEV 1931), jak również w większych grupach systematycznych zwierząt żyjących w zespołach łąkowych.

Nie zatrzymując się bliżej na wynikach badań nad fauną lądową, przejdziemy bezpośrednio do właściwego tematu, do

---

(przykład: kolonia mszyc dzieworodnych, złożona z matki i jej potomstwa). Wszystko to są raczej prymitywne, „podspołeczne” („subsocial”) skupienia, znajdujące się na poziomie tolerancji, a związane genetycznie ze sprawami rozrodu, z czynnikami fizjologicznymi zatem, nie ekologicznymi.

skupień fauny wodnej, w trzech głównych strefach ekologicznych: planktonowej, bentalnej i litoralnej.

Dla fauny wód polskich rozporządzamy materiałami ilościowymi, dotyczącymi skorupiaków planktonowych jeziora Wigry (ADLERÓWNA 1929) oraz wioślarek (*Cladocera*) jeziora Kierskiego pod Poznaniem (BRZEK 1937). Dwie krzywe przedstawione na rys. 1 pozwolą zorientować się w strukturze morfologicznej powyższych zespołów i stwierdzić zarówno znaczne ich podobieństwo między sobą, jako też zgodność zasadniczą przebiegu tych krzywych z wyłuszczoną wyżej regułą dominantów.

Rys. 1. Struktura morfologiczna dwu zespołów planktonowych; zespołu skorupiaków jeziora Wigry i wioślarek pelagicznych jeziora Kiekrz.

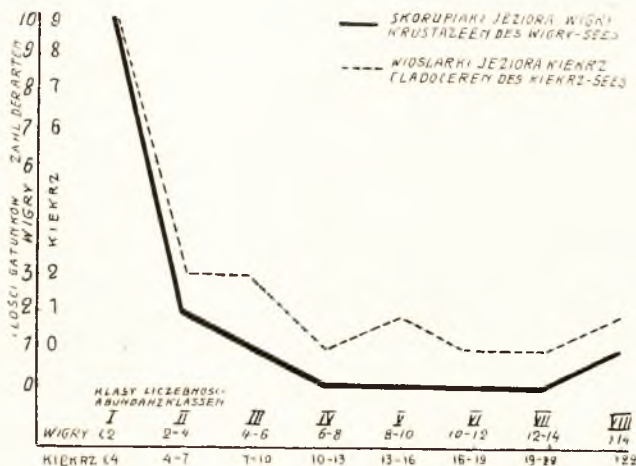


Abb. 1. Morphologische Struktur von zwei Planktonzoocönosen: einer Zoocönose der Krustaceen des Wigrysees und derjenigen der pelagischen Cladoceren des Kiekrzsees, in der Zeit der maximalen Bevölkerungsdichte.

Wykres powyższy uzupełniam krótkim wyjaśnieniem. Krzywa dotycząca Wigier obrazuje ustosunkowanie liczebności osobnikowej 14 gatunków skorupiaków eulimnetycznych, oparte na połowach autora, dokonanych we wrześniu 1922 r. w najgłębszej części południowo-zachodniego ramienia jeziora (na tak zw. Głębozku Okoniowym). Liczby umieszczone nad osią poziomą w rubryce „Wigry” oznaczają tysiące osobników, zawartych przeciętnie w metrze sześciennym wody, w obrębie górnej 20-metrowej warstwy. W okresie badań zarówno ilość skorupiaków planktonowych, jak masa ogólna planktonu w strefie pelagicznej Wigier, osiągnęła swe maksimum roczne. W sto-

sunku do skorupiaków wyrażało się ono liczbą okrągłą 33.000 osobników dorosłych w 1 m<sup>3</sup>. Z powyższej liczby ponad 15.000 należało do jednego tylko gatunku (*Daphnia cucullata*), co wynosi 46<sup>0</sup>/<sub>10</sub>, łącznie zaś z następnym co do liczebności gatunkiem (*Cyclops oithonoides*) 60<sup>0</sup>/<sub>10</sub> wszystkich skorupiaków eulimnetycznych. Grupa form niedominujących składa się z 10 gatunków, reprezentowanych każdy przez mniej niż 2.000 osobników.--Krzywa jeziora Kierskiego (linia przerywana) przedstawia analogiczne stosunki liczebności w obrębie wioślarek śródjeziornych, obliczone na zasadzie danych Brzeka (1937, Tab. VIII, rubryka X). Ponieważ autor stwierdził w tym jeziorze obecność tylko 6-ciu wioślarek eulimnetycznych, przy czym jeden gatunek, wobec nieznacznej jego liczebności, został pominięty w tabelach ilościowych, uwzględniłem przy wykreślaniu krzywej, prócz 5 form eulimnetycznych, również 10 gatunków wioślarek hemilimnetycznych, występujących według autora w okresach ich maksymów rozwojowych na śródziejerzu. Krzywa dotyczy okresu maksymalnego rozwoju wioślarek w tym jeziorze (październik 1934). Liczby pod osią poziomą (rubr. „Kiekrz”) oznaczają tysiące osobników w metrze wody. Wyraźne załamanie obydwu krzywych w środkowej ich części zaznacza charakterystyczną dla typowej zoocenozy przerwę ciążłości, spowodowaną brakiem form o liczebności pośredniej.

Możemy więc na razie stwierdzić na zasadzie przytoczonych danych, że omawiane skupienia planktonowe, występujące w jeziorach Wigierskim i Kierskim, mogą w pewnych okresach tworzyć struktury prawidłowe, odpowiadające swym charakterem strukturze typowych zespołów ekologicznych.

Zanim przejdziemy do dalszych wniosków, nie od rzeczy będzie rozważyć jeszcze pytanie, czy mamy prawo opierać się na liczbach, dotyczących jedynie części większego zespołu naturalnego, uwzględniając, jak w naszym przypadku, zamiast całego planktonu, tylko skorupiaki lub nawet tylko wioślarki planktonowe. Materiałów ilościowych obejmujących całość planktonu zwierzęcego z wód polskich dotąd nie posiadamy. Posłużymy się do tego celu danymi, ogłoszonymi niedawno przez JÄRNEFELT'a (1936) i pozwalającymi na odtworzenie obrazu ustosunkowania wzajemnego składników zooplanktonu w jeziorze Särkijärvi w północnej Finlandii.

Plankton zwierzęcy składa się tu z przedstawicieli 5 grup systematycznych: *Protozoa*, *Rotatoria*, *Cladocera*, *Copepoda* i *Ostracoda*, przedstawionych w poławie dokonanej w końcu lipca 1930 r. przez 34 gatunki i okrągło 2.5 miliona osobników w 1 m<sup>3</sup>. Dla większej jasności obrazu przedstawimy udział procentowy pojedynczych gatunków (lub grup) w postaci wy-



cinków koła (rys. 2a). Widzimy, że i tu jeden gatunek dominujący (wrotek *Polyarthra platyptera*) stanowi pod względem liczebności osobnikowej blisko połowę (44%) wszystkich ustrojów zooplanktonowych razem wziętych. Łącznie zaś z następnym gatunkiem (wrotekiem: *Keratella cochlearis*) dają dwie te formy 80% całkowitej populacji. W ten sposób na pozostałe 32 gatunki przypada zaledwie 20%. Po bliższym rozejrzeniu się w liczebności pojedynczych gatunków niedominujących, wyróż-

Rys. 2. Udział procentowy trzech grup biocenotycznych: dominantów, nondominantów i adominantów w planktonie jeziora Särkijärvi w Finlandii. A—zooplankton całkowity. B—skorupiaki (*Cladocera* + *Copepoda*). Według danych Järnefelt'a (1936).

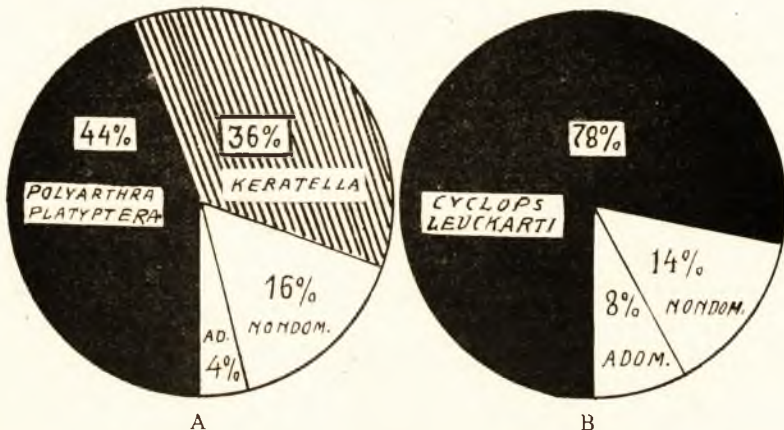


Abb. 2. Prozentueller Anteil der biozönotischen 3 Gruppen: der Dominanten, Nondominanten und Adominanten im Plankton des Särkijärvi—Sees in Finnland. Fig. A—Das Gesamtzooplankton. Fig. B—Die pelagischen Krustaceen (*Kladozieren* + *Kopepoden*). Nach den Angaben von Järnefelt (1936).

nimy wśród nich 2 grupy: nieliczną stosunkowo, lecz obfitszą w osobniki grupę „nondominantów“ oraz liczną gatunkowo, lecz słabą osobnikowo grupę „adominantów“. Do tej ostatniej, z ogólnej ilości 34, należy aż 29 gatunków, stanowiących jednak w sumie tylko 4% wszystkich osobników planktonowych.

Na tym samym wykresie (rys. 2 b) przedstawiono taką samą metodą stosunki procentowe w obrębie tylko dwu rzędów skorupiaków (*Cladocera* + *Copepoda*). Nie trudno zauważyć daleko posuniętą zgodność strukturalną obu zespołów. Plankton

skorupiaków objawia prawidłowość podobną ustosunkowania składników, jak zooplankton całkowity, jakkolwiek rolę form dominujących odgrywają tu i tam różne gatunki. Interesującą rzeczą będzie przy tym skonstatować, że w zespole złożonym z samych skorupiaków charakter formy dominującej otrzymał widłonóg *Cyclops leuckarti*, który poprzednio należał do grupy „nondominantów”. Udział jego w tym drugim zespole wynosi 78<sup>0</sup>/<sub>0</sub>. Udział dwu gatunków dominujących w całkowitym planktonie wyrażał się niemal taką samą liczbą (80<sup>0</sup>/<sub>0</sub>). W konsekwencji wypadnie stwierdzić, że zarówno zooplankton w całości, jak i określona część tego skupienia może tworzyć w jeziorach zespoły o typowej strukturze biocenoz zrównoważonych.

Ważny ten skądinąd wniosek nie może jednakowoż zadowolić nas całkowicie, gdyż nie tłumaczy on jeszcze, w jakich warunkach struktury podobne powstają, nie mówi nic o ich trwałości, ani o przyczynach tu działających. Musimy wobec tego oświetlić stosunki te ponadto od strony dynamicznej, pod kątem czynników ekologicznych, które powołują do życia tego rodzaju zespoły.

Z terminem „struktura” związane jest niewątpliwie wyobrażenie o pewnej trwałości danego utworu. W jakiej mierze pojęcie trwałości daje się zastosować do omawianych zespołów planktonowych? Zwróćmy się po odpowiedź najpierw do fitosocjologii, gdzie zagadnienie to oddawna było przedmiotem dociekań. Wspomnieliśmy już o istnieniu dojrzałych i niedojrzałych biocenoz roślinnych. W samym tym rozróżnieniu zawarty jest już pogląd, że zespoły ulegać mogą ewolucji, że trwałość ich jest względna, a stan równowagi chwiejny. Spostrzeżenia poczynione nad młodymi, znajdującymi się dopiero niejako „in statu nascendi” zespołami roślin, wykazują niezbicie, iż w pewnym okresie jest im obca jeszcze struktura prawidłowa. Żaden gatunek w skupieniu nie wybija się wtedy liczebnie nad pozostałe, przeciwnie szereg gatunków z sobą współżyjących występuje często w ilości osobników mniej więcej jednakowej.

Otóż z doświadczeń fitosocjologów wynika, że stan takiej niezorganizowanej fitocenozy trwa do czasu, zanim populacja nie osiągnie pewnej gęstości i nie wywiąże się w następstwie współżycia w odnictwo między jej składnikami. Dopiero w podobnie „nasyconym” biotopie powstają warunki, umożliwiające

„organizację” zespołu i ustalenie się stosunków liczebności na poziomie równowagi wzajemnej. Wreszcie sprawę trwałości podobnych układów ujmiemy najśluszej, gdy powiemy, że zespół każdy tak długo zachowuje swą strukturę, jak długo pozostają niezmienione warunki zewnętrzne, które go wytworzyły.

Od powyższych uwag ogólnych, zaczerpniętych z dorobku naukowego fitoekologii, przejdźmy ponownie do zespołu skorupiaków planktonowych Wigier i przyjrzyjmy się zmianom, jakie przebywa on w okresie 4 miesięcy, od lipca do października, w którym to czasie zamknięty zostaje z reguły cykl rozwojowy większości żyjących tu gatunków eulimnetycznych.

Z pośród 14-tu gatunków uwzględnionych w poprzednim wykresie (rys. 1) niektóre nie są jeszcze reprezentowane w planktonie miesiąca czerwca. Natomiast listopad jest już miesiącem, stanowiącym przejście do stosunków zimowych, kiedy część gatunków letnich znika z planktonu, inne przechodzą okres depresji fizjologicznej. W planktonie lipcowym (rys. 3 A) najliczniejszy gatunek *Daphnia cucullata* stanowi zaledwie 19% całkowitego zespołu, cztery inne gatunki dorównują mu mniej więcej liczebnością (skala wahań od 13 do 19%). W skupieniu tym nie ma więc jeszcze gatunków dominujących. Dostrzegamy już jednak grupę form liczebnie słabych. Jest ich osiem i dają one w sumie 18%, czyli tyleż w przybliżeniu, co liczniej reprezentowane formy każda osobno. Liczebność wszystkich skorupiaków wyraża się liczbą przeciętną 12.800 osobników w metrze sześć. Ponieważ, jak widzieliśmy, gęstość ogólna tego zespołu podnosi się we wrześniu do 33.000 osobników w tej samej objętości wody, nie popełnimy zapewne błędu, gdy na podstawie analogii z zespołami roślinnymi scharakteryzujemy to skupienie jako zoocenozę niedojrzałą.

Poczynając od lipca, obserwujemy w ciągu dwu miesięcy następnych stopniowy wzrost gęstości populacji planktonowej w Wigrach, co ilustrują liczby: 12.800 w lipcu, 17.800 w sierpniu i 33.200 osobników we wrześniu. Równoległe z tym procesem postępującego „nasycaenia się” biotopu odbywa się różnicowanie zoocenozy, polegające na szybszym wzroście liczebności paru gatunków dominujących w stosunku do pozostałych. Uwidocznia to następujący szereg liczb, wyrażających udział stosunkowy w planktonie skorupiaków najliczniejszego gatunku

*Daphnia cucullata*: 19<sup>0</sup>/<sub>0</sub> w lipcu, 28<sup>0</sup>/<sub>0</sub> w sierpniu i 46<sup>0</sup>/<sub>0</sub> we wrześniu. Najsilniejsze zróżnicowanie zespołu występuje w okresie maksymalnego nasycenia biotopu, kiedy dwa gatunki dominujące stanowią łącznie 60<sup>0</sup>/<sub>0</sub> wszystkich osobników.

Rys. 3. Zmiany w strukturze zespołu skorupiaków planktonowych jez. Wigry w okresie 4-miesięcznym. A—lipiec, B—sierpień, C—wrzesień, D—październik. (Według danych Adler ó w n y 1929).

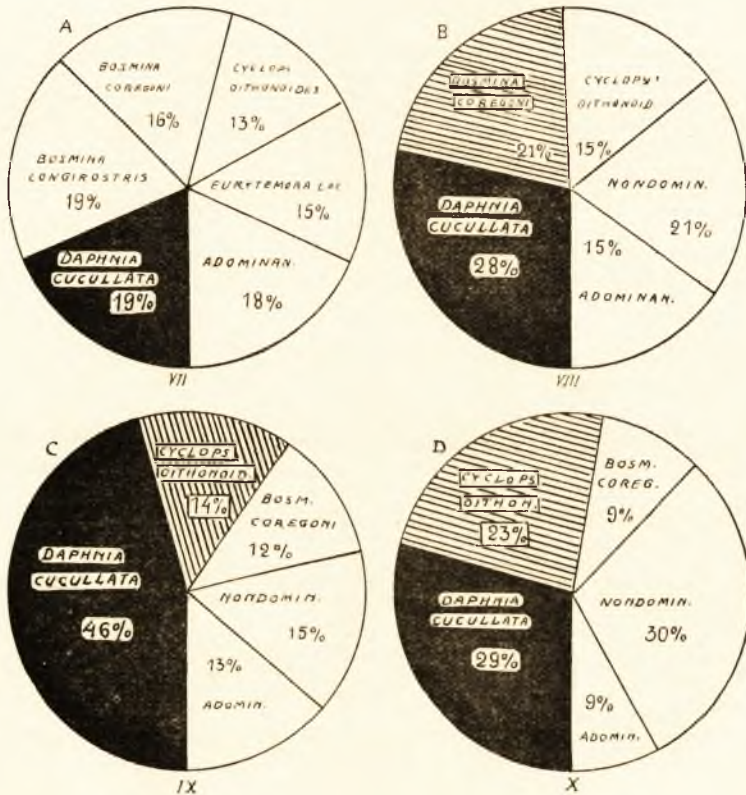


Abb. 3. Veränderungen in der Struktur einer Plankton-Zoocönose im Laufe von 4 Monate. Prozentueller Anteil der biocönotischen Hauptgruppen: der Dominanten, Nondominanten und Adominanten in der Lebensgemeinschaft der pelagischen Krustaceen des Wigrysees. A—Juli, B—August, C—September, D—Oktober. (Nach den Angaben von Adler 1929).

W miesiącu październiku obserwujemy spadek ogólny liczebności skorupiaków, których ilość wynosi znów przeciętnie około 15.000 osobników w metrze. Jednocześnie struktura morfo-



logiczna zespołu (rys. 3 D) staje się mniej kontrastowa. Pochodzi to stąd, że gatunek dominujący cofa się liczebnie w szybszym tempie od pozostałych, przy czym udział jego spada w październiku do 29<sup>0</sup>/<sub>0</sub>. Taką samą mniej więcej liczebność osiąga obecnie grupa pośrednia: nondominantów (30<sup>0</sup>/<sub>0</sub>). Zespół cały wkracza w okres zaburzeń strukturalnych, które doprowadzają w następnych miesiącach do ustabilizowania się nowej zoocenozy, zimowej, o odmiennym składzie gatunkowym.

Widzimy z powyższego, iż zespoły planktonowe mogą przechodzić analogiczne stadia ewolucyjne, jakim podlegają fitocenozy roślinne. Różnica głównie na tym polega, że stabilizacja zespołu w świecie roślin wyższych wymaga zazwyczaj dłuższego czasu i że stan równowagi trwa tu również przez okres dłuższy. Dojrzewanie zespołu planktonowego przebiega stosunkowo szybko, a stabilizacja jego jest krótkotrwała. Nie są to jednak różnice istotne, gdyż wynikają one po prostu stąd, że członkowie zespołów planktonowych rekrutują się z pośród ustrojów o krótkim cyklu życiowym.

Większe trudności napotykały przy rozstrzygnięciu pytania, w jakiej mierze uważać należy opisaną strukturę biocenotyczną za zjawisko powszechne. Można byłoby dać na nie zadowalającą odpowiedź jedynie na podstawie bardzo licznych materiałów, pochodzących z różnych wód i pozwalających na orientację w stosunkach ilościowych w przebiegu dłuższych okresów czasu. Niemniej, opierając się na danych zawartych w literaturze, możemy stwierdzić występowanie struktur prawidłowych w skupieniach planktonu zwierzęcego w wielu zbiornikach słodkowodnych. Stosunki tego rodzaju znajdujemy między innymi w kilku jeziorach fińskich (JÄRNEFELT 1933, 1935), w jeziorze Syrdach na Syberii i Kardywacz na Kaukazie (RYŁÓW 1931, 1935), w jez. Głamkesee pod Gdańskiem (LUCKS 1933) i w j. Ochrydzkim<sup>1)</sup>. Wszystkie te dane ilościowe, opracowane przez różnych autorów, pozwalają na stwierdzenie, że skupienia planktonowe składają się w głównej swej masie z przedstawicieli jednego lub dwu gatunków i że wśród pozostających

<sup>1)</sup> Według jeszcze nieogłoszonych i oddanych mi uprzejmie do dyspozycji wyników badań ilościowych p. mgr M. Wierzbickiej.

stałych składników zespołu występują znane już nam 2 grupy: nondominantów i adominantów. Z drugiej strony nie brak w literaturze przykładów, wskazujących na to, że inne zbadane zespoły pozbawione były struktury prawidłowej, co nasuwałoby przypuszczenie o ich niedojrzałości.

Zwróćmy się z kolei do skupień fauny bentalnej. Obfitego w tej dziedzinie materiału dostarcza praca BEHNING'a o faunie dennej Wołgi (1924). Próbkę, pobraną czerpaczem Ekmana i opracowaną w całości pod względem ich składu gatunkowego, dają możliwość ustalenia, że makrofauna denna w wielu punktach tworzy tu również zoocenozy prawidłowe, o silnie zróżnicowanej strukturze. Rys. 4 daje wyobrażenie o dwu charakterystycznych takich zespołach, jednym ze średniego, drugim z dol-

Rys. 4. Dwa zespoły fauny dennej w Woldze. Skład procentowy makrofauny: A—w biegu średnim rzeki (głęb. 5.5 m), B—w biegu dolnym (głęb. 7.25 m). (Według danych Behning'a 1924, s. 300 i 309).

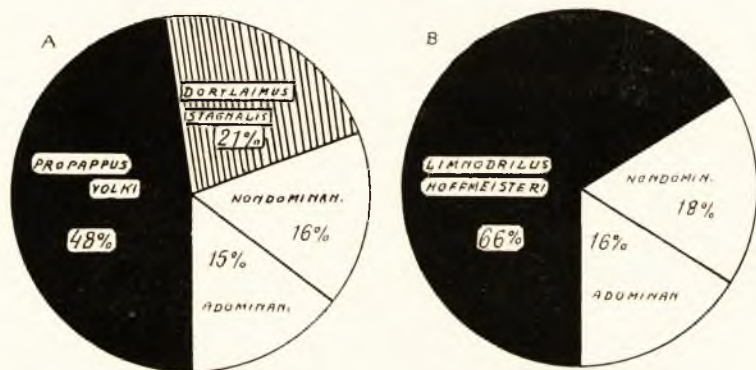


Abb. 4. Bodenfaunabiocönosen der Wolga. Zwei Beispiele der artlichen Zusammensetzung der Makrofauna: A—aus der mittleren Wolga (5.5 m Tiefe), B—aus d. unteren Flusslaufe (7.25 m). (Nach Angaben von Behning 1924).

nego biegu rzeki. W skład pierwszego wchodziło 13 gatunków, liczących łącznie 67 osobników na powierzchni 0.1 m<sup>2</sup>, w skład drugiego 20 gat. ze 160 osobnikami. W pierwszym przypadku dwa gatunki dominujące (skąposzczet *Propappus* i nicien *Dorylaimus*) stanowiły razem 69% wszystkich osobników, w drugim jeden gatunek (skąposzczet *Limnodrilus*) stanowił sam jeden

66% populacji. Dwie pozostałe grupy biocenotyczne przedstawiały się procentowo w obu zespołach niemal identycznie (rys. 4 A i B).

Prawidłowe zespoły makrofauny o podobnej strukturze występują według danych literatury na dnie szeregu jezior. O stosunku genetycznym takich zespołów do zoocenoz nieorganizowanych, których obecność możemy również stwierdzić w wielu środowiskach bentalnych jezior i rzek, trudno jest powiedzieć cokolwiek pewnego wobec tego, że nie rozporządzamy dotąd metodą, umożliwiającą badanie kolejnych stadiów rozwojowych biocenoz dennych. Przybliżony sposób oceny stopnia nasycenia biotopów, na zasadzie liczebności ogólnej zasiedlających je ustrojów, zawodzi w danym przypadku. Z powodu zmieniających się w różnych punktach dna warunków edaficznych nie sposób jest bowiem znaleźć podstawę do oceny „pojemności biotycznej” różnych, sąsiadujących nawet blisko z sobą biotopów. Gdyby jednak udało się wykazać, że kształtowanie się prawidłowych zespołów dennych pozostaje w związku przyczynowym ze stopniem stosunkowej gęstości zasiedlenia, w takim razie zyskałoby na prawdopodobieństwie przypuszczenie, że ich struktura, podobnie jak w zespołach planktonowych, ma swe źródło główne w czynnikach biocenotycznych, przy czym regulatorem liczebności pojedynczych gatunków byłoby zapewne wywiązujące się między nimi współzawodnictwo. Jest to bowiem ów czynnik decydujący, który rozstrzyga w ostatniej instancji o ustosunkowaniu wzajemnym członków zespołów roślinnych i według określenia znanego fitoekologa szwajcarskiego: „wprowadza do pierwotnie przypadkowego składu gatunków ścisły porządek” (P. JACCARD 1932).

Wątpliwości nie ulega, że do wyrobienia sobie dokładnego poglądu na mechanizm czynników selekcyjnych, działających w zespołach wodnych, niezbędne są wyczerpujące szczegółowe studia nad zależnością różnych ustrojów z jednej strony od środowiska fizyko-chemicznego, z drugiej biocenotycznego. Przypuszczać jednak wolno, że w grubszych zarysach, podobnie jak to stwierdzono dla zespołów roślinnych, czynniki pierwszej kategorii, tj. fizjograficzne, decydują raczej o tym, czy dany gatunek może w ogóle w danym osiedlu występować. O liczebności jego natomiast w obrębie tegoż osiedla

rozstrzygają przede wszystkim czynniki tej drugiej kategorii, to zn. biocenotyczne.

Selekcję między składnikami zbiorowisk roślinnych wprowadza, w myśl ogólnie przyjętych poglądów, moment walki o miejsce na ziemi. W zoocenozach wodnych zagadnienie miejsca, mówiąc ściśle, odchodzi w większości przypadków na dalszy plan. Poza skupieniami niektórymi fauny osiadłej, nie spotykamy na ogół w wodach zespołów o tyle zwartych, osiedli w tym stopniu nasyconych, by każdy niejako skrawek przestrzeni był wyzyskany przez organizmy. Jeszcze bardziej przestronnie zasiedlona jest strefa wody otwartej. Stosunek, przy którym wypada kilkadziesiąt  $\text{cm}^3$  masy żywej planktonu na  $1 \text{ m}^3$  wody, charakteryzuje zbiornik już silnie zeutrofizowany. W większych i głębszych jeziorach, nie mówiąc o morzach i oceanach, gęstość planktonu bywa znacznie mniejsza. To też czynnika ograniczającego pośrednio liczebność osobnikową szukać musimy nie w stosunkach przestrzennych, lecz w warunkach troficznych środowiska.

Podstawą bytu ustrojów zasiedlających strefę pelagiczną są, jak wiemy, rozpuszczone w wodzie sole pokarmowe, stanowiące o możliwości rozwoju flory planktonowej bezpośrednio, o rozwoju zaś zwierzęcych mieszkańców tej strefy w sposób pośredni. Ponieważ koncentracja elektrolitów w wodach naturalnych jest ogólnie mała (poza dwoma składnikami: chlorkiem sodowym w morzach i węglanem wapniowym w wodach słodkich są to z reguły najwyżej miligramy lub ich dziesiątki w litrze), łatwo zrozumieć, że nadmiernemu zagęszczeniu populacji zwierzęcych staje tu rychło na przeszkodzie wyczerpywanie się zasobów pokarmowych. W jaki sposób stosunki biocenotyczne układają się w tych warunkach, trudno jest ocenić na razie dokładnie, z braku odpowiednich danych. Otwiera się tu przed hydrobiologią niewątpliwie rozległe i wdzięczne pole studiów nad zdolnością wykorzystania zasobów pokarmowych przez różne, współżyjące z sobą na obszarze tego samego osiedla ustroje, w związku z współzawodnictwem i wypieraniem się wzajemnym gatunków ekologicznie pokrewnych (o podobnych potrzebach życiowych).

W tym zakresie przychodzą jednak z pomocą analizie morfologicznej zespołów badania eksperymentalne. Już dawniej



zastosował był HENTSCHEL (1916) prostą metodę, służącą do badania skupień mikroflory i mikrofauny, obrastającej zanurzone do wody płytki szklane. Doświadczenia tego rodzaju przeprowadził ostatnio z interesującym wynikiem DUPLAKOW (1933), a następnie IVLEV (1933). Jak przekonano się, w powstawaniu podobnych mikrobiocenoz biorą udział zarówno drobnoustroje roślinne jak zwierzęce. Z glonów głównie zielenice i okrzemki, ze zwierząt przede wszystkim rozmaite gatunki pierwotniaków i wrotków. Najważniejsze wyniki osiągnięte przy pomocy tych doświadczeń przedstawiają się jak następuje.

Proces zasiedlenia płytek zanurzonych w różnych punktach strefy litoralnej wykazuje dwa kolejne okresy: początkowy okres nagromadzania się ustrojów (kumulacji) i następny okres organizowania się zespołu (rekonstrukcji). Według DUPLAKOWA (1933) okres pierwszy trwa stosunkowo krótko. Zwykle po 7—12 dniach od początku doświadczenia skład jakościowy zespołu ustala się w ten sposób, że ilość gatunków nie ulega już zasadniczym zmianom do końca sezonu (do września przeciętnie). Okres drugi (rekonstrukcji) charakteryzują natomiast swoiste wahania liczebności osobnikowej w obrębie poszczególnych gatunków roślinnych i zwierzęcych. Każdy z nowoosiedlonych gatunków objawia początkowo, w okresie 1-szym, znaczną żywotność, mnoży się szybko i zdobywa teren. Z chwilą jednak gdy cała powierzchnia płytki zostanie zasiedlona, rozpoczyna się rekonstrukcja zespołu: gwałtowny spadek liczebności jednych, a wzrost liczebny innych kolonii.

Załączony wykres (rys. 5) ilustruje to zjawisko na przykładzie 2 grup glonów: *Cosmarium Regnellii* (*Conjugatae*) i *Apio-cystis Brauniana* (*Volvocales*) z jednej strony oraz glonów nitkowatych (głównie rodzaje: *Oedogonium*, *Bulbochaete* i *Spirogyra*) z drugiej. Pierwsze są wyraźnie wypierane przez zielenice nitkowate, które też w krótkim czasie (mniej więcej po 2 tygodniach) osiągają przytłaczającą przewagę nad pozostałymi składnikami formującej się biocenozy. Takie stanowisko dominujące zachowują one do końca swego okresu wegetacyjnego. Dopiero wówczas zaznacza się ponownie wzrost liczebny *Apio-cystis*, zahamowany jednakowoż wkrótce po raz drugi przez równoczesny silny rozwój innych gatunków zielenic, o pokroju tarczowatym (nie uwidoczniomych na wykresie).

W rezultacie możemy skonstatować, że w stosunku do bezwzględnie dominujących w omawianym okresie zielenic nitkowatych składniki pozostałe zespołu okazywać mogą, mówiąc

Rys. 5. Rozwój mikrobiocenozy na płytce szklanej według Duplako<sup>wa</sup> (1933). Liczebność osobnikowa głównych składników w 3-ch kolejnych okresach: kumulacji, rekonstrukcji pierwszej i rekonstrukcji drugiej.

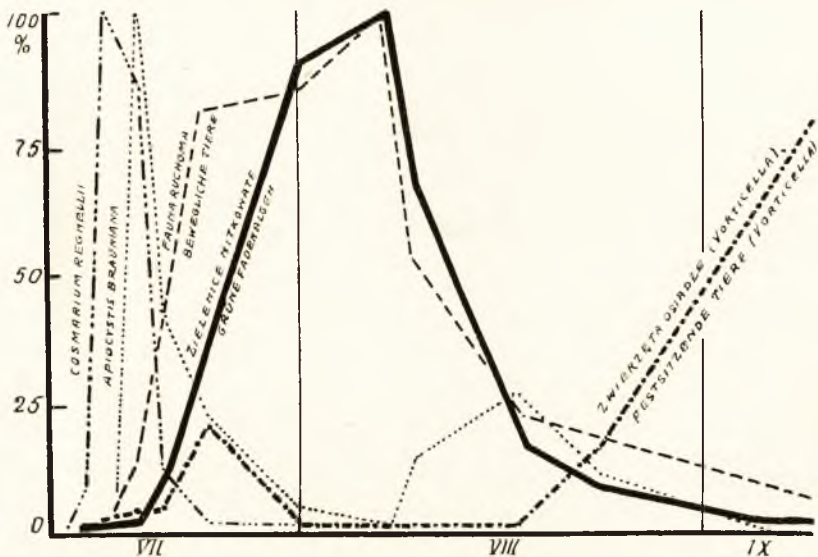


Abb. 5. Entwicklung einer Mikrobiocönose an der Glasplatte nach Duplakoff (1933). Individuenreichtum der Hauptpopulationen während der nacheinander folgenden 3 Stadien: einer Kummulation, der ersten und der zweiten Rekonstruktion.

ogólnie, stosunek biocenotyczny dwójaki. Jedne formy mianowicie, współzawodnicząc o miejsce na płytkach z glonami nitkowatymi, ulegają im i są najwidoczniej przez nie rugowane. Rozwój innych gatunków przebiega natomiast mniej więcej równoległe do rozwoju glonów nitkowatych, nie doznając żadnego widocznego z ich strony zahamowania.

Jeżeli zwrócimy się z kolei do biorących udział w tym zespole gatunków zwierzęcych, będziemy mogli i tu zauważyć odmienny sposób reagowania rozmaitych ustrojów na rozwój glonów nitkowatych. Nie wchodząc w bliższe szczegóły, stwierdzimy krótko, że również u części składników zwierzęcych ze-

społu obserwować możemy niejako stosunek antagonistyczny do dominujących glonów nitkowatych. Stosunek taki charakteryzuje na ogół pierwotniaki osiadłe (wymoczki z rzędu *Peritricha*), których rozwój wyraźnie jest hamowany przez glony wspomniane. Przeciwnie, krzywe rozwoju zwierząt wolno-pływających (wymoczków, brzuchorzęsków i wrotków) wykazały w doświadczeniach, o których mowa, zgodność uderzającą z krzywą rozwoju glonów nitkowatych (rys. 5).

Uogólniając powyższe, wysoce interesujące wyniki, powiemy, że mikrobiocenozy, tworzące się na zanurzonych płytkach, objawiają nie tylko strukturę typową, lecz również ewolucję, odpowiadającą całkowicie podstawowym założeniom, ustalonym prawami biocenologii. Możemy stwierdzić następnie, że oddziaływanie biocenotyczne poszczególnych ustrojów na siebie dokonywa się w tych zespołach niejako według dwóch zasad: z jednej strony występuje tu stosunek antagonistyczny, z drugiej stosunek, który moglibyśmy nazwać „protekcijnym”<sup>1)</sup>.

Nie ulega wątpliwości, że u podstawy dwu tych rodzajów oddziaływania wzajemnego składników biocenozy kryją się istotne i nader głębokie różnice. Jakkolwiek natury tego oddziaływania nie potrafimy jeszcze sprecyzować dokładnie, niemniej jesteśmy w posiadaniu pewnego sprawdzianu, umożliwiającego stwierdzenie, jakiego typu stosunek łączy dwa współzyskujące z sobą ustroje. Jeżeli mianowicie w zespole, zawierającym

---

<sup>1)</sup> Terminu „antagonistyczny” użył w jednej z prac dawniejszych Duplakow (1925). Jakkolwiek odstąpił on później od tego określenia, uważając je za niewłaściwe, zachowuję je tutaj z braku lepszego, nie przesądzając bynajmniej kwestii, czy ujmuje ono dobrze istotę rzeczy. Terminu „protekcijny” nie uważam podobnie za oddający ściśle zawile z pewnością stosunki, łączące rozmaite ustroje, między którymi nie możemy wykryć współzawodnictwa. W każdym razie określenie to wydaje się odpowiedniejsze od użytego w tym właśnie znaczeniu przez Gauze'go (1936) terminu „symbioza”. Nie ulega wątpliwości, że „antagonizm”, jak również „protekcjonizm”, mogą mieć między dwoma ustrojami charakter stosunku jednostronnego. Tak np. glony nitkowane wywierac mogą na pewne zwierzęta, siedzące się w ich obrębie, podobny wpływ atrakcyjny, jaki wywiera las na faunę leśną (kryjówki, pożywienie). Z drugiej strony w środowisku opanowanym przez zielenie nitkowane może powstawać, skutkiem utrudnionej wymiany z otoczeniem, pewien „mikroklimat” lokalny, oddziałujący ujemnie na część fauny, której obecność dla samych glonów mogłaby być jednak obojętna.

dwa gatunki A i B, ustabilizowane biocenotycznie na zasadzie antagonistycznej, usuniemy pewną ilość osobników A, zauważymy wówczas wzrost liczebności gatunku B. Odwrotnie, gdy wykonamy analogiczne doświadczenie z dwoma innymi gatunkami, ustabilizowanymi na zasadzie protekcyjnej, stwierdzimy po pewnym czasie regenerację układu pierwotnego, przy czym wzajemny stosunek liczebności osobników A i B pozostanie na ogół niezmienny (GAUZE 1936). Aby zilustrować to na konkretnym przykładzie, sięgniemy jeszcze raz do materiałów DUPLAKOWA, który wykonał serię doświadczeń, równoległych do opisanych, z płytkami zaciemnionymi, celem zbadania, w jaki sposób odbije się na strukturze badanych zespołów brak światła.

Rys. 6. Rozwój mikrozoocenozy na płytce zaciemnionej. (Według Duplakowa 1933). Wykres dotyczy tego samego okresu czasu, co na rys. 5.

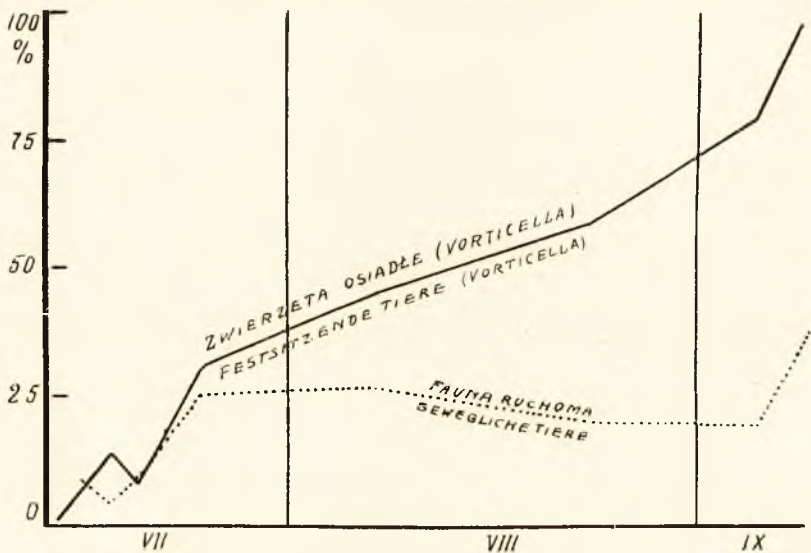


Abb. 6. Entwicklung einer Mikrozoocönose an der beschatteten Glasplatte nach Duplakoff (1933). Die Kurven beziehen sich auf dieselbe Zeitperiode wie in der Abb. 5.

Wykres pozwalający na zrozumienie istoty zmian, spowodowanych przez zaciemnienie płytki, znajdujemy na rys. 6. Przez porównanie go z poprzednim stanem zespołu (rys. 5), utworzonego w warunkach normalnych, ustalamy co następuje.



Brak światła zahamował niemal całkowicie rozwój glonów nitkowatych (pominiętych wobec tego na drugim wykresie). Po wyeliminowaniu z zespołu grupy dominantów, krzywa wymoczków z rodzaju *Vorticella*, zachowujących się w sposób antagoniistyczny w stosunku do glonów nitkowatych (rys. 5), nie wykazuje obecnie charakterystycznego załamania, lecz przeciwnie objawia dążność do stopniowego wznoszenia się przez cały okres doświadczenia (ok. 2 miesiące). Odwrotnie, druga grupa składników zespołu (zwierzęta wolnopływające), których rozwój przebiegał uprzednio (rys. 5) zgodnie z rozwojem grupy dominantów, podąża obecnie również niejako za spadkiem liczebnym tamtej populacji, jakkolwiek zmiana wprowadzona przez zaciemnienie osiedla nie może nam tłumaczyć bezpośrednio zaniku gatunków zwierzęcych, objętych wspólną nazwą „fauna ruchomej”. Odbieramy więc istotnie wrażenie, jakgdyby obecność na płycie zielenic nitkowatych stanowiła czynnik dodatni w rozwoju jednych form zwierzęcych, ujemny w stosunku do innych.

Sądzić należy, iż położenie w przyszłości większego nacisku na szczegółowe poznanie dwu powyższych, przeciwstawnych sobie norm, rządzących życiem gromadnym ustrojów, nie byłoby bez znaczenia dla rozwoju dalszego ekologii środowisk wodnych. Wolno przypuszczać, że zasada antagonizmu i protekcyjizmu posiadać będzie zasięg szerszy, wykraczając poniekąd poza obręb skupień, którym dajemy miano biocenoz. Zdaje się nie ulegać wątpliwości, że biocenozy typowe w sensie MÖBIUS'a kształtują się w przeważnej mierze na zasadzie antagonistycznej. Zdolność ich do tak zwanej samoregulacji, tj. do utrzymywania się w niezmiennym składzie gatunkowym, ograniczającym możliwość wtargnięcia na teren osiedla nowych przybyszów, jest prostą konsekwencją powyższej zasady.

Z drugiej strony w skupieniach jednogatunkowych, o których mowa była we wstępie, panującą normą biotyczną będzie właśnie stosunek „protekcyjny”. Skupienia tego rodzaju spotykamy coprawda nie często wśród fauny wodnej. W małych stawkach, młakach i rowach przydrożnych można jednak nieraz obserwować w mniej lub bardziej czystszej formie populacje, złożone z osobników jednego tylko gatunku zwierząt. Skupione w widoczne gołym okiem „stadka”, niezliczone nieraz osobniki

jakiegoś gatunku *Daphnia* albo *Moina* zdają się tworzyć w takich zbiornikach agregacje „subsocjalne”. W środowiskach ubogich w zasoby pokarmowe musi na tym tle wywiązywać się nawet pewne współzawodnictwo między członkami takiej kolonii. Ograniczając jej możliwości rozrodcze, nie stanowi ono wszakże tutaj czynnika selekcyjnego w znaczeniu biocenotycznym, gdyż jednogatunkowa struktura skupienia usuwa możliwość przeobrażeń ewolucyjnych. W środowiskach wybitnie eutroficznych nawet ten moment konkurencji odpada. Struktura omawianego skupienia, podobnie jak organizacja wewnętrzna mrowiska, pozostaje w obrębie danego gatunku bez zmiany. Struktura morfologiczna jest tutaj czymś sztywnym, niezależnym zasadniczo od wahanía czynników zewnętrznych, ustabilizowanym z góry w pewnych granicach w obrębie gatunku.

Zgoła inaczej rzecz się ma w typowej biocenozie. Struktura jej jest zjawiskiem plastycznym, wytworem ścierających się ustawicznie czynników, będących zawsze w stanie równowagi względnej. Punkt ciężkości takiego układu, organizująca go niejako zasada, tkwi w więzach łączących poszczególne gatunki z jego środowiskiem życiowym, z indywidualnością innych gatunków współżyjących. Każda zmiana w otoczeniu kryje tu w sobie źródło możliwości przeobrażeń strukturalnych. Przy każdym zachwianiu równowagi biocenotycznej zespół może ulec rozprzężeniu, a następnie rekonstrukcji na całkiem odrębnych podstawach.

W ten sposób, reasumując dotychczasowe uwagi w zakresie życia gromadnego zwierząt, dojść musimy do wyróżnienia dwu jednostek zasadniczych: *biocenozy właściwej*, czyli wielogatunkowego zespołu, ukształtowanego w przeważającej mierze na antagonizmie biocenotycznym składników, oraz skupienia w zasadzie jednogatunkowego, czyli *biosocjacji*, opartej na stosunku protekcyjnym<sup>1)</sup>. Jedynie ta pierwsza forma

---

<sup>1)</sup> W dziedzinie przeladowanej tak dalece nomenklaturą nie jest oczywiście rzeczą łatwą znaleźć termin właściwy, któryby wszystkich zdołał zadowolnić. Wystarczy tu wskazać na fakt, że sam tylko Deegener wprowadził do swej drobiazgowej klasyfikacji „asocjacji” zwierzęcych ponad dziewięćdziesiąt nowych przeważnie terminów! O zamieszaniu zaś panującym na tym polu w fitoekologii świadczy to najlepiej, że jeden ze znanych na tym polu

życia gromadnego stanowi zespół ekologiczny i jest przedmiotem badań biocenologii. Inne skupienia zwierzęce, o ile momentem decydującym w ich powstawaniu jest czynnik socjalny, „popęd” społeczny, czy też „interakcja”, należą do dziedziny zoosocjologii, nauki o społeczeństwach zwierząt: zoosocjacjach.

Pozostaje do omówienia jeden jeszcze punkt ważny, mianowicie zagadnienie różnorodności populacyjnej zoocenoz i zależności ich od czynników niebiocenotycznych.

Różnice występujące w rozwoju ilościowym populacji wodnych wiążemy dziś powszechnie, w myśl poglądów zmarłego znakomitego limnologa szwedzkiego EINARA NAUMANN'a, ze stopniem eutrofizacji zamieszkiwanych przez nie środowisk. O bogactwie gatunkowym fauny wodnej rzecz możemy na razie tyle, że na ogół pozostaje ono w stosunku odwrotnym do produktywności organicznej danego środowiska. W ten sposób w zbiornikach eutroficznych panuje z reguły, zarówno w strefie planktonowej jak dennej, przy wysokiej produktywności ogólnej, monotonia gatunkowa, w oligotroficznych możemy zauważyć często zjawisko przeciwne, tj. większą różnorodność fauny, przy mniejszej stosunkowo liczebności osobnikowej.

Zagadnienie poruszone należy do najaktualniejszych i najtrudniejszych zarazem w hydrobiologii. W literaturze, tak obcej jak polskiej, nie brak prób, zdążających do przyczynowego powiązania różnic w jakościowym składzie fauny z właściwościami fizyko-chemicznymi oddzielnych środowisk. Nie mamy jednakowoż dotąd zadowalającej odpowiedzi na pytanie, jakie mianowicie czynniki konkretne decydują o jakościowym składzie fauny. Wydaje mi się, że i w tej dziedzinie wziąć winniśmy za punkt wyjścia obserwacje, poczynione przez botaników na polu studiów nad rozmieszczeniem przestrzennym flory wyższej.

Już przed laty sformułował JACCARD (1908) zasadę, gło-

---

badaczy (Du Rietz) ułożył nawet osobną tabelę porównawczą, orientującą, co który autor pod danym terminem pojmuje. Nie potrzeba wyjaśniać, że w myśl rozwiniętych tutaj poglądów wszelkie „społeczeństwa” roślinne są fitocenozami oraz że dział botaniki, który nimi się zajmuje, winien się nazywać raczej fitocenologią (nie fitosocjologią).

szącą, iż bogactwo gatunkowe obszarów florystycznych pozostaje w stosunku proporcjonalnym do różnorodności panujących na nich warunków ekologicznych. Związek podobny zauważono również w odniesieniu do zoocenoz wodnych. Najłatwiej uchwycimy tę zależność, porównywując stan zasiedlenia pojedynczych stref głębokościowych w tym samym zbiorniku.

Omówimy te sprawy nieco szczegółowiej na przykładzie jeziora Wawasee (Turkey Lake) w stanie Indiana Ameryki Pn, skąd posiadamy szczegółowe dane o ilościowym rozwoju fauny dennej (HILE, SCOTT & SPIETH 1928). Jezioro leży w hrabstwie Kościuszko, ma 23 m głębokości maksymalnej i jest eutroficzne. W związku z ostatnią cechą musi tu występować ostre zróżnicowanie warunków ekologicznych w kierunku pionowym, przy czym największa jednorodność będzie udziałem strefy najgłębszej. Właściwości tych, typowych dla jezior eutroficznych, nie potrzebujemy tu rozważać bliżej.

Dno jeziora jest dość gęsto zasiedlone przez makrofaunę, której przedstawiciele schodzą aż do strefy najgłębszej. Przeprowadzone badania pozwalają na orientację w składzie gatunków i ich liczebności w poszczególnych głębokościach. W ogólnych zarysach otrzymujemy następujący obraz zasiedlenia. Fauna składa się z kilkuset gatunków, rozdzielonych między kilkanaście większych grup taksonomicznych. Przeciętna gęstość populacji wynosi w płytkim litoralu 2400 osobników na 1 m<sup>2</sup> dna. Biorąc pod uwagę całość owej fauny litoralnej, ujmowanej jako jeden wielki zespół, stwierdzamy u niego prawidłową strukturę biocenotyczną (rys. 7 A). Dwa gatunki z rzędu *Amphipoda*<sup>1)</sup> odgrywają w głębokości 0—2 m rolę dominantów, stanowiąc 61% całości fauny. Kilkanaście gatunków (23% osobników wszystkich) zaliczyć wypada do grupy nondominantów. Pozostałe gatunki, w liczbie kilkuset, tworzą grupę adominantów i wynoszą razem 16%.

Przejdźmy do zasiedlenia pozostałych stref. Dla uwypuklenia obrazu ograniczymy się do 3-ch głównych pasów ekologicznych: fauny litoralu z 3 m głębokości, sublitoralu z 15 m i profundalu z 23 m.

<sup>1)</sup> *Eucrangonyx gracilis* (Smith) i *Hyaella azteca* (Saussure).



Strefa 3 m głęb. Panuje tu największa różnorodność i bogactwo osobnikowe. Wszystkie większe jednostki taksonomiczne fauny są reprezentowane. Te same 2 gatunki *Amphipoda* stanowią pod względem ilościowym główną masę fauny (dominacja w 60<sup>0</sup>/<sub>0</sub>-ach). Dwie pozostałe grupy biocenotyczne są równie wyraźnie zaznaczone, z niewielką różnicą na korzyść nondominantów (29<sup>0</sup>/<sub>0</sub>) w stosunku do adominantów (11<sup>0</sup>/<sub>0</sub>), w porównaniu z przeciętnym stanem w płytszym litoralu (0–2 m).

Rys. 7. Zespoły fauny dennej w jeziorze Wawasee (Turkey Lake). Udział procentowy 3-ch głównych grup biocenotycznych w zespołach: A—płytkiego litoralu (0–2 m głęb.), B—litoralu głębszego (3 m), C—sublitoralu (15 m), D—profundalu (23 m). (Według danych Scott'a, Hile'a i Spieth'a 1928).



Abb. 7. Bodenfauna-Zoocönos des Sees Wawasee (Turkey Lake). Prozentueller Anteil von 3 biocönotischen Gruppen in den Lebensgemeinschaften: A—des oberen Litorals (0–2 m), B—des tieferen Litorals (3 m), des Sublitorals (15 m), D—des Profundals (23 m). (Nach den Angaben von Scott, Hile & Spieth 1928).

**Strefa sublitoralu.** Charakteryzuje ją znaczne zubożenie fauny pod względem jakościowym. Żyje tu przeciętnie 1350 osobników na 1 m<sup>2</sup>, wobec 1750 osob., występujących na tej samej przestrzeni w głęb. 3 m. Brak jednak całkowity następujących grup taksonomicznych: *Turbellaria*, *Amphipoda*, *Isopoda*, *Trichoptera*, *Ephemeraeidae* i niektórych *Mollusca*. Zastanawiający najbardziej jest brak owych 2 gatunków *Amphipoda*, wybitnie przeważających w całej strefie płytszej. W głębokości 3 m występowały one w imponującej liczbie 1000 osobników na metrze kwadratowym dna, do 6 m stanowiły jeszcze poważny składnik zespołu, ale już w 7 m liczebność ich spada gwałtownie. Od 10 m znikają *Amphipoda* całkowicie.

Pomimo ustąpienia ze składu fauny grupy dotychczas dominującej, struktura zespołu żyjącego w sublitoralu (rys. 7 B) przedstawia się nie mniej prawidłowo pod względem biocenotycznym, a nawet jest ona jeszcze wybitniej kontrastowa: 65% osiągają dominanci, liczebność adominantów spada do 10%. Rzecz prosta, zoocenoza uległa w porównaniu z zespołem litoralnym gruntownej rekonstrukcji. Na czoło wysunął się teraz gatunek: *Chironomus tentans*, który sam jeden dostarcza 900 mieszkańców na 1 m<sup>2</sup>. Obok niego poważną liczebność wykazuje *Corethra*. Obie te formy, trzeba podkreślić, nie odegrały w litoralu żadnej roli.

Przychodzimy do strefy najgłębszej: strefy profundalu (23 m). Rozpoczęty w sublitoralu spadek bogactwa gatunkowego osiągnął tu swój wyraz krańcowy. Strefie najgłębszej brak jest wszystkich grup taksonomicznych, z wyjątkiem *Diptera*, które reprezentowane są tutaj przez larwy i poczwarki 2 rodzin: *Culicidae* i *Chironomidae*. Przy skrajnym ubóstwie gatunkowym fauny, gęstość zasiedlenia jest mimoto dość znaczna i wyraża się liczbą przeciętną ok. 500 osobników na metrze kw. Pod względem biocenologicznym stwierdzamy uformowanie się nowego zespołu, z *Corethra* i *Chironomus tentans* jako dominantami. Łącznie dają one 78% populacji. Biocenoza ma tedy wysoce kontrastową strukturę. Nondominanci i adominanci stanowią razem zaledwie 22% wszystkich osobników.

Jakie konkluzje w interesującej nas sprawie wysnujemy z przytoczonych ostatnio faktów? Nie posiadamy wprawdzie możliwości wniknięcia w sam proces tworzenia się zespołów na

dnie jezior. Niemniej pewne wnioski pozytywne zdają się wynikać z opisanych stosunków. Gdy porównujemy faunę trzech stref głównych, możemy stwierdzić, że w każdej z nich mamy do czynienia z całkiem odrębnym zespołem. Gdy rozejrzemy się jednak bliżej w składzie fauny, żyjącej w strefach pośrednich, spostrzeżemy, iż rekonstrukcja tworzących się kolejno, w miarę oddalania się od powierzchni jeziora, zoocenozy dennych posiada charakter procesu ciągłego. Podobnie charakter zmian w swym przebiegu stopniowych zaznaczają jednak wahania szeregu czynników limnologicznych, jak spadek zawartości tlenu w wodzie, ubytek temperatury i światła z wzrastającą głębokością. Należy stąd wnosić, że w analogicznych gradacjach następuje na dnice jeziora również przesuwanie się optimum ekologicznego, odpowiadającego pojedynczym gatunkom makrofauny.

Zagadnienie zależności ogólnej ustroju od czynników fizyko-chemicznych doczekało się już dość szczegółowego opracowania teoretycznego w hydrobiologii. O możliwości występowania ustroju w pewnym środowisku decyduje ten czynnik zewnętrzny, na który dany ustrój najbardziej jest wrażliwy. Z pośród zaś czynników działających w określonym środowisku głos decydujący przypada czynnikowi najbardziej zmiennemu (t. zw. prawo „zmiennego czynnika” WUNDSCHE’a). Gdy wiemy, że np. kielże jeziorne są szczególnie wrażliwe na ilość tlenu rozpuszczonego w wodzie, fakt ów tłumaczy nam dostatecznie nieobecność tych zwierząt w strefie głębszej, w tlen ubogiej, jezior eutroficznych. Odwrotnie, powszechnie znana wytrzymałość larw *Chironomidae* z grupy *plumosus* na brak tlenu jest dostatecznym wytłumaczeniem faktu występowania tych ustrojów w głębinach, gdzie inne formy nie znajdują już dla siebie warunków niezbędnych.

Czy stwierdzenie powyższej, czysto fizjologicznej zależności pomiędzy pojawianiem danego gatunku w określonym środowisku a fizyko-chemicznym różnicowaniem pojedynczych biotopów wyczerpuje jednak poruszone zagadnienie całkowicie? Z pewnością nie. Eurypatyczny charakter zwierzęcia możemy wprawdzie uważać za powód jego obecności w warunkach, odbiegających znacznie od przeciętnego optimum życiowego, okoliczność ta wcale jednak nie ułatwia zrozumienia faktu po-

wszechnie znanego, że *Chironomus plumosus* „wybiera” dla siebie w przyrodzie środowiska o niskiej zawartości tlenu, skoro hodowany w laboratorium, w wodzie o 100<sup>0</sup>/<sub>10</sub>-ej zawartości gazu tego, prosperuje on również doskonale. Podobnie na gruncie samych zależności fizjologicznych nie sposób zrozumieć innej sprzeczności: że na dnie jezior oligotroficznych, o obfitej zawartości tlenu, gatunki Chironomidów z grupy *plumosus* nie występują w warstwach głębszych w większej ilości, jakkolwiek inni przedstawiciele tej rodziny żyją tam nieraz masowo.

Faktów przytoczonych nie zdołamy wyjaśnić należycie bez sięgnięcia do czynników biocenologicznych. Istnieje w literaturze przyswojone już przez szereg autorów pojęcie niszy ekologicznej, wprowadzone przez ELTONA (1927). Termin ten jest jednak rozmaicie interpretowany. Pod niszą ekologiczną najwłaściwiej będzie, jak sądzę, pojmować najmniejsze komórki autarchiczne, występujące w obrębie pewnego osiedla, reprezentujące specyficzne kompleksy warunków biotycznych. Głównym atrybutem niszy byłaby tedy jej odrębność ekologiczna. W środowiskach ekologicznie zróżnicowanych ilość nisz jest również duża. W środowiskach mało urozmaiconych nisz mamy niewiele<sup>1)</sup>.

Współzawodnictwo między składnikami populacji, zgromadzonych w obrębie pewnego osiedla, następuje wówczas, gdy dostaną się tam gatunki taksonomicznie różnorodne, ekologicznie zaś jednorodne i gdy dzięki temu ostatniemu faktowi zajmują one te same nisze. Prosty stąd wniosek, że im mniej nisz ist-

---

<sup>1)</sup> Aby uniknąć dwuznaczności, podkreślam, że w myśl powyższego niska nie jest jednostką topograficzną, np. jednym z poddziałów biotopu. Ustroje, żyjące w obrębie pewnego środowiska, znajdują się tam wobec zespołu czynników różnorodnych, z których tylko część czyni zadość istotnym ich potrzebom życiowym, stanowiąc warunek nieodzowny egzystencji tych właśnie ustrojów. Zależnie od indywidualności ekologicznej byt każdego gatunku zamyka się w konkretnych ramach tych lub innych możliwości życiowych. Nisza jest to kompleks konieczności biotycznych danego gatunku. Wewnątrz hydrosfery istnieją tysiące różnych środowisk życia, gdyż każdy zbiornik wodny stanowi całość odrębną. Mimo tej różnorodności pewien gatunek może znaleźć w wielu osiedlach warunki odpowiednie dla siebie. W oligotroficznym jeziorze górskim, stawie nizinnym i w drobnej młacie może istnieć identyczna nisza ekologiczna. Odwrotnie, w różnych strefach tego samego zbiornika nisze mogą być różnowartościowe.



nieje w danym środowisku, tym uboższa gatunkowo fauna zdoła je nasycić, ale jednocześnie tym ostrzejsza musi wywiązać się rywalizacja między gatunkami, którym warunki fizyko-chemiczne pozwolą wkroczyć na powyższy obszar.

W świetle tych zależności całkowicie stają się zrozumiałe nie tylko omówione przed chwilą sprzeczności w roziedleniu fauny dennej, ale również przyczyny, powodujące zasadnicze ubożenie gatunkowe fauny z głębokością, obserwowane w wodach wszelkiego typu, w morzach jeziorach i rzekach. Są one prostą konsekwencją zmniejszania się ilości nisz ekologicznych z rosnącą głębokością, co znów uważać musimy za następstwo zwężania się amplitudy wahań dla szeregu postawowych dla życia czynników: temperatury, światła, zasobów tlenowych i t. d.

Nieodzownym skutkiem spotęgowanego współzawodnictwa musi być wybitne zróżnicowanie struktury zespołów, zasiedlających środowiska małoniszowe, zróżnicowanie wyrażone przetłaczającą przewagą liczebną jednego lub dwu gatunków nad resztą współmieszkańców i brakiem form o charakterze przejściowym. Taki właśnie obraz nasuwa nam analiza zespołów fauny bentalnej jezior eutroficznych, jak to widzieliśmy na przykładzie jeziora Turkey Lake, poczynając od strefy sublitoralu. Większe natomiast bogactwo gatunkowe płytkiego litoralu jezior eutroficznych oraz profundalu oligotroficznych pozostawałoby w związku przyczynowym z większą ilością nisz na powyższych terenach.

W zakończeniu pragnę podkreślić, że część sformułowanych wyżej uogólnień posiada z natury rzeczy charakter hipotetyczny i wymaga potwierdzenia w drodze szczegółowych badań, wśród których poważna rola zdaje się przypadać biocenologii doświadczalnej.

Odrębność biocenotyczną środowisk wodnych ujął GAMS (1925) w zdaniu: „Im Wasser treten weniger die Lebensgemeinschaften einheitlicher Horizontalausschnitte der Erdoberfläche... in den Vordergrund, als die Artgruppen von ähnlicher Ökologie, unbekümmert darum, mit welchen anderen ökologischen Gruppen sie sich zu topographischen Einheiten verbinden”. Autor miał tu wprawdzie skupienia roślinne na myśli, uwaga jego w wyższym jednak jeszcze stopniu dotyczy składników

faunistycznych. Z tych względów musimy przyjąć jako zasadę konieczność zgoła innego podejścia metodologicznego do zagadnień biocenotycznych na interesującym nas terenie. Poza strefą litoralną, odpada tu przede wszystkim możliwość wiązania zocenozy z topograficznie wyróżnionymi „asocjacjami” makrofitów. Ponadto w większych głębinach, do których światło nigdy nie dociera (morza, głębokie jeziora, a także wody podziemne) bytują zbiorowiska zwierzęce, odcięte całkowicie od bezpośredniego kontaktu ze światem roślinnym. Jakkolwiek nie zmienia to faktu zależności żyjących tam zwierząt od doptywających z zewnątrz gotowych zasobów uorganizowanego pokarmu, niemniej jednak wypadnie podkreślić, że w środowiskach tego rodzaju „nisze” wytwórców pożywienia nie istnieją. Mimo to wątpić nie możemy, że i w tych osiedlach życiem zwierząt rządzą prawa biocenotyczne, że mogą tam powstawać zocenozy o właściwościach wyżej omówionych.

---

#### LITERATURA CYTOWANA.

1. Adlerówna G. Przyczynki do znajomości ustosunkowania ilościowego skorupiaków planktonowych Wigier. Arch. Hydrob. i Ryb. T. 4. 1929.—2. Allee W. C. Animal Aggregations. A study in General Sociology. Chicago-Illinois 1931.—3. Alverdes F. Social Life in the Animal World. New York 1927.—4. Behning A. L. K izuczeniu priodonnoj zizni rieki Wołgi. Monogr. Wołżsk. Hidrobiol. Stanc. Saratow 1924.—5. Beklemishev W. N. Osnownyje poniatia biocenologii w priłożenii k žiwotnym. Trudy po zaszczytie Rastienij. T. I. 1931.—6. Brzęk G. Studia ilościowe nad rozmieszczeniem pionowym wioślarek (*Cladocera*) limnetycznych w jeziorze Kierskiem. Pozn. Tow. Prz. Nauk. Poznań 1937.—7. Deegener P. Die Formen der Vergesellschaftung im Tierreiche. Ein systematisch-soziologischer Versuch. Leipzig 1918.—8. Duplakow S. N. Issliedowanie processa obrastania w Głubokom ozie. Trudy Hidrobiol. Stanc. Głubok. Oz. 1925.—9. Id. Materiały k izuczeniu perifitona. Trudy Limnolog. Stancii w Kosinie. Moskwa 1933.—10. Dürst G. F. Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer Grundlage. Abderh. Hand. biol. Arbeitsmeth. XI—5. Berlin-Wien 1930.—11. Elton Ch. Animal Ecology. London 1927.—12. Espinas A. V. Des sociétés animales. Paris 1878.—13. Gams H. Prinzipienfragen der Vegetationsforschung. Vierteljahrsschrift Naturforsch. Gesell. Zürich 1918.—14. Gauze G. F. O niekotorych osnownych problemach biocenologii. Zoolo-

- giczesk. Żurn. T. 15. Moskwa 1936.—15. Hentschel E. Biologische Untersuchungen über den tierischen und pflanzlichen Bewuchs im Hamburger Hafen. Mitt. Zoolog. Mus. Hamburg 1916.—16. Scott W., Hile R. O. & Spieth H. T. A Quantitative Study of the Bottom Fauna of the Lake Wawasee (Turkey Lake). Indianapolis 1928.—17. Ivlev V. S. Ein Versuch zur experimentellen Erforschung der Ökologie der Wasserbiozöosen. Arch. f. Hydrobiol. Bd. 25. Stuttgart 1933.—18. Jaccard P. Lois de distribution florale dans la zone alpine. Bull. Soc. Vaud. sc. nat. V. 38. Lausanne 1902.—19. Järnefelt H. Zur Limnologie einiger Gewässer Finlands. Ann. Soc. Zool. Bot. Fenn. Helsinki 1933. 1936.—20. Lityński A. Jezioro Wigry jako zbiornisko fauny planktonowej. Prace Stacji Hydrobiol. n. Wigrach Inst. im. Nenck. Warszawa 1922.—21. Luczkowski R. Das Zooplankton des Glankesees. 56. Ber. Westpr. Zool. Bot. Ver.—22. Möbius K. Die Auster und die Austernwirtschaft. Berlin 1877.—23. Piccard F. Les phénomènes sociaux chez les animaux. Paryż 1933.—24. Ryłow W. M. K limnologii Kawkaza. 1931.—25. Id. Issledowanie ozior S. S. S. R. T. 8. Leningrad 1935.—26. Thienemann A. Lebensgemeinschaft und Lebensraum. Unterrichtsblätter f. Math. u. Naturwiss. Frankfurt a. Main-Berlin 1935.—27. Wheeler W. M. Emergent Evolution and the Development of Societies. New York. 1928.—28. Id. Societal Evolution. Human Biology and Racial Welfare. New York 1930.

---

## Zusammenfassung

A. LITYŃSKI

### BIOCÖNOSE UND BIOSOZIATION

Ein Beitrag zur Ökologie von Lebensgemeinschaften  
der Wasserfauna

Im Wasser sowie auf dem Lande beobachtet man bekanntlich verschiedene Versammlungen von Tieren, die vorübergehende oder mehr dauernde, essentielle Gruppierungen bilden. Solche Gruppierungen oder „Aggregationen“ (ALLEE 1920), abgesehen von ganz akzidentiellen Vereinigungen, die wir hier ausser Acht lassen wollen, entstehen unter Einwirkung von verschiedenen biologischen Faktoren. Sie können nämlich durch rein physiologische (die sogen. „Ehegenossenschaften“, „Fress-

genossenschaften", „Winterschlafgenossenschaften" u. s. w.), tierpsychologische (d. h. auf dem „sozialen Instinkt" basierende) oder aber durch ökologische Ursachen bedingt werden. Nur die letzteren, d. h. die sich auf einer ökologischen Unterlage gruppierenden Lebensgemeinschaften dürften mit Recht als „Biocönosen" bezeichnet werden.

Obwohl die Vergesellschaftungsformen von Tieren schon vor 70 Jahren den Gegenstand der eingehenderen wissenschaftlichen Untersuchung bildeten (MÖBIUS 1877, ESPINAS 1878), werden bis jetzt einzelne Grundbegriffe und Benennungen, wie „Assoziation" „Biocönose", „Sozietät" sowie die „Lebensgemeinschaft" oder „animal community" nicht genug scharf unterschieden und öfters sogar miteinander verwechselt.

Nach der bekannten Definition von MÖBIUS (l. c.) eine Biocönose ist eine „Gemeinschaft von lebenden Wesen, eine den durchschnittlichen äusseren Lebensverhältnissen entsprechende Auswahl und Zahl von Arten und Individuen, die sich gegenseitig bedingen und durch Fortpflanzung in einem abgemessenen Gebiete dauernd erhalten". Die neueren Untersuchungen haben zu dieser ersten Formulierung des Hauptbegriffes der Biocönologie kaum wesentliche Korrektur gebracht. Man konnte dagegen eine andere Erscheinung bemerken: der ganz genau gefasste Termin von MÖBIUS wurde später von manchen Biologen mit verschiedenen anderen, nicht genug klar definierten Begriffen und Terminen auf einen Haufen geworfen.

In seinem tiersociologischen Werke hat ESPINAS (l. c.) zwei Grundbegriffe unterschieden: eine „Sozietät" („société") und eine „Assoziation", indem der letzteren nur die „akzidentiellen" artverschiedenen Tiergruppierungen zugerechnet wurden. DEGENER (1918), welcher im grossen und ganzen die beiden Termini beibehält, spricht doch die Meinung aus, dass sowohl die Sozietät wie auch die Assoziation aus „homotypischen" und „heterotypischen" Tieren bestehen können. Dagegen werden nach ihm nur die Sozietäten „als solche Mittel zu einem den Einzelmitgliedern oder einem Teile der Mitglieder nützlichen Zweck" (l. c.). Seitens der modernen Tiersociologen wird hier gewöhnlich ein besonderer „sozialer Trieb" (ALVERDES 1927, WHEELER 1928) oder eine „Interattraktion" (RABAUD 1929) angenommen, als primäre Ursache, auf welcher die



echten Tiersozietäten zustande kommen. Solche gut ausgebildete Tiergesellschaften, wie z. B. der Bienen- oder Ameisenstaat, sind immer Vergesellschaftungen artgleicher Tiere.

Ganz anders besteht die Sache mit den biocönotischen Einheiten. Es liegt auf der Hand, dass die Biocönosen, wo sich artverschiedene Tiere (und Pflanzen!) auf Grund äusserer (nicht aber innerer, rein physiologischer oder tierpsychologischer) Ursachen vereinigen und zusammenleben, haben mit dem „sozialen Trieb“ und mit den essentiellen Sozietäten gar wenig zu tun. Es ist daher kaum richtig, wenn z. B. PICCARD (1933) von den „Biocönosen der Insekten“ spricht und die Ameisen- oder Termitenstaaten als besondere Kategorie: die „biocénoses familiales“ unterscheidet.

Schon bei ESPINAS (l. c.) findet man die überaus wichtige Feststellung, dass „das gemeinsame Leben keine akzidentielle Erscheinung im Tierreiche darstellt“ und dass „das soziale Milieu eine notwendige Vorbedingung zum Erhalten sowie zur Erneuerung des Lebens ist“. Noch deutlicher wird dieser Gedanke neuerdings von THIENEMANN (1935, s. 338) formuliert, der schreibt: „Dass das Leben sich nur in Gemeinschaften verschiedenartiger Organismen verwirklicht, ist die Grundtatsache der Biocönotik“.

In derselben Veröffentlichung THIENEMANN's begegnet man aber Sätzen, die sicherlich Bedenken erwecken müssen, da sie mit dem oben angeführten Prinzip nicht im Einklang stehen. Der Verfasser erklärt hier nämlich den Ameisenstaat für eine Biocönose und fügt dazu: „Der Unterschied zwischen beiden Lebensgemeinschaften, dem Ameisenstaat und dem Wald, liegt aber nicht nur in der Grösse und Artenfülle; er liegt tiefer... Die Lebensgemeinschaft des Ameisenhaufens ist für ihre Ernährung angewiesen auf den sie umgebenden Wald... So stellt der Ameisenhaufen einen „offenen“ Lebensraum, eine „abhängige“ Lebensgemeinschaft dar, der Wald aber ist ein „geschlossener“, ein „autarkischer“ Lebensraum, eine „unabhängige“ Lebensgemeinschaft“. Und weiter lesen wir noch folgendes: „So sind auch in dem grossen, selbständigen... Lebensraum des Binnensees verschiedene kleinere Lebensräume und Lebensgemeinschaften enthalten, unabhängige, autarkische, wie das Litoral... und das Pelagial... und abhängige, wie das Profundal“.

Aus den zitierten Worten dürfte man schliessen, dass der erwähnte hervorragende deutsche Hydrobiologe die bestehenden, viel tieferen Unterschiede zwischen einer Biocönose (einer Lebensgemeinschaft im Sinne von MÖBIUS 1877) und einer homotypischen Sozietät vom Typus des Ameisenstaates zu übersehen scheint. Diese Unterschiede erschöpfen sich gewiss nicht mit der Grösse, Artenfülle und einer ernährungsphysiologischen Abhängigkeit des Ameisenstaates von seiner Umgebung. Sie beruhen vielmehr auf den verschiedenen morphologischen Strukturen und ferner auf einer ganz abweichenden Dynamik der beiden Gruppierungen. Wenn wir schon für den Ameisenstaat ein Analogon im Binnensee suchen wollen, werden wir diese Insektensozietät nicht mit dem ganzen Profundal vergleichen, sondern eher mit einer einzigen *Tubifex tubifex*-Kolonie oder einer *Chironomus plumosus*-Gesellschaft, die eine beschränkte Bodenpartie besiedelt.

Das morphologische Hauptmerkmal aller sozialen Tiergenossenschaften (Sozietäten) besteht darin, dass sie aus Individuen einer und derselben Art zusammengesetzt sind. Diese Tatsache ergibt sich ohne weiteres aus der gemeinsamen Abstammung ihrer Mitglieder von denselben oder artgleichen Eltern. Für eine prinzipiell „homotypische“ Zusammensetzung solcher Sozietäten werden somit genetische Gesichtspunkte massgebend<sup>1)</sup>. Ähnlich wie zu der menschlichen Gesellschaft werden nicht Haustiere, Mäuse, allerart Hausinsekten mitgerechnet, welche Tiere auf Grund mannigfaltiger biotischer Verhältnisse in unser Leben eindringen, mit demselben Recht sind die wirklichen Mitglieder der Ameisensozietät nur die Ameisen, nicht aber andersartige, mit ihnen zusammenlebende Organismen.

---

<sup>1)</sup> Der Verf. ist bewusst, dass den Tiersozietäten öfters auch solche Tieraggregationen gleichgestellt wurden, bei denen nicht immer leicht zu entscheiden ist, ob entsprechende Vergesellschaftungsformen tatsächlich soziale Momente enthalten. Bei einem ähnlichen zu weiten Auffassen des Begriffs (wie es z. B. Deegener tut) werden unter einer „Sozietät“ sehr verschiedene Aggregationen der artgleichen sowie artverschiedenen Tiere verstanden, bei welchen die assoziierenden Ursachen überhaupt problematisch erscheinen und kein wirklich „soziales“ Leben nachweisbar wird. Wenn wir hier das Wort „Sozietät“ oder „Tiergesellschaft“ benutzen, bedeutet es stets die echte soziale Einheit, wie etwa „essential society“ der amerikanischen Tiersoziologen.

Gegen das Identifizieren der Sozietät mit der Biocönose sprechen ausser ihrer verschiedenen Zusammensetzung auch die verschiedenen funktionellen Grundlagen der beiden Kategorien. Eine jede Sozietät hat für ihre Lebensbasis das Prinzip der Arbeitsteilung und einer gewissen Koordination der individuellen Handlungen, die wenigstens zum Teil den gemeinsamen Interessen dienen. Die ähnlichen sozialen Elemente sind sogar bei den ganz primitiven Aggregationen zu finden, wie Herden der Wölfe oder Elephanten. Dieser Elemente entbehren dagegen in der Regel Gruppierungen der artverschiedenen Tiere, deren Zusammensetzung dem Begriffe der Biocönose entspricht.

Es bestehen noch andere Kriterien, die eine Unterscheidung zwischen diesen Einheiten gestatten. Die Erforschung der sogenannten Pflanzengesellschaften, die eigentlich nichts anderes als typische Biocönosen (Phytocönosen) darstellen, erwies eine charakteristische Artverteilung in den geschlossenen Pflanzenbeständen. Die artliche Zusammensetzung solcher Phytocönosen, wie es zahlreiche statistisch-floristische Untersuchungen ergeben, folgt bestimmten Regeln, die ihren Ausdruck in numerischen Zahlverhältnissen zwischen den „dominierenden“ und „nichtdominierenden“ Arten u. a. finden. Wenn wir die Abundanz der in einem bestimmten Pflanzenbestand auftretenden Arten graphisch darstellen, erhalten wir eine charakteristische Kurve, die uns die morphologische Struktur einer solchen „Assoziation“ veranschaulicht. Der überwiegende Teil ihrer Komponenten wird gewöhnlich aus Individuen, die zu einer einzigen oder zu zwei dominierenden Arten angehören, zusammengesetzt. Die übrigen, oft zahlreichen Arten werden dagegen schwach vertreten. Zwischen der ersten und der zweiten Gruppe der Komponenten tritt in der Regel eine mehr oder weniger angedeutete Lücke hervor, die durch Abwesenheit der Übergangsformen verursacht wird.

Die obige Struktur zeigen „reife“, „geschlossene“ Assoziationen, denen die „offenen“, „unreifen“ gegenüberstehen. Es erhebt sich die Frage, ob diese Verhältnisse, welche für die nur aus Pflanzenelementen zusammengesetzten Gemeinschaften gelten, nicht auch bei den Tiergruppierungen vorkommen? Wird nicht den Zoocönosen gleichfalls eine Struktur eigen?

Die in Abb. 1 (S. 175) angeführten Kurven veranschauli-

chen die Artverteilung in zwei Plankton-Lebensgemeinschaften nach 7 Abundanzklassen. (Zahlen an den Abszissen bezeichnen die Anzahl der Individuen in Tausenden in jeder Klasse). Der Verlauf der beiden Kurven bestätigt die Annahme, dass die Zusammensetzung der Planktonbestände von denselben biocönotischen Faktoren beeinflusst werden kann, die der Zusammensetzung der Phytocönosen zugrunde liegen.

Es wird ferner die Frage diskutiert, inwiefern es richtig ist, die zu einer grösseren biocönotischen Einheit angehörenden kleineren Tiergruppen auszuscheiden und sie als besondere Lebensgemeinschaften zu betrachten. Die Abb. 2 (S. 177) stellt den prozentuellen Anteil von 3 biocönotischen Gruppen: der Dominanten, Nondominanten und Adominanten in 2 Planktonzocönosen aus dem Särkijärvissee in Finnland dar. Man ersieht beim näheren Vergleich der beiden Figuren A und B, dass das sämtliche Zooplankton und ein Teilplankton (das Krustazeeplankton) beinahe identische morphologische Struktur aufweisen können. Da bekanntlich über die „relative Häufigkeit“ der Individuen in den Phytocönosen „der Kampf um den Platz auf dem Boden“ in letzter Instanz entscheidet (JACCARD 1932), so liegt der Gedanke nahe, dass auch die Zusammensetzung der besprochenen Planktongruppierungen durch die Konkurrenz zwischen ökologisch verwandten Formen bedingt wird. Die regelmässige biocönotische Struktur kann wahrscheinlich in einer jeden Aggregation auftreten, wo taxonomisch verschiedene Formen zusammenleben und miteinander konkurrieren. Die Konkurrenz wächst mit der zunehmenden Wohndichte und ist in geschlossenen Beständen der wichtigste biocönotische Faktor.

In Abb. 3 (S. 180) wird eine Entwicklung der Planktonzocönose der Krustazeen des Wigrysees graphisch dargestellt. Man ersieht aus Fig. A, dass im Juli, als die Bevölkerungsdichte noch schwach ist, fünf Krustazeearten ungefähr dieselbe Abundanz zeigen und keine Dominanten noch vorhanden sind. Im August (Fig. 3 B), mit zunehmender Bevölkerungsdichte wird die Struktur der Zocönose kontrastreicher, indem eine Art (*Daphnia cucullata*) die leitende Rolle übernimmt. Die Anzahl der Individuen von zwei dominierenden Arten macht beinahe eine Hälfte der Gesamtzahl der Krustanzen aus. Die



anderen Formen werden hingegen deutlich in ihrer Entwicklung gehemmt. Noch schärfer wird das Bild im September, in welchem Monate die Planktondichte sein Jahresmaximum erreicht (etwa 33.000 Kruster in 1 m<sup>3</sup>). Endlich im Oktober, mit abnehmender Volksdichte werden die Abundanzunterschiede zwischen den einzelnen Komponenten wieder schwächer.

Auf dem umfangreichen von mehreren Autoren veröffentlichten statistischen Material fussend, stellt der Verf. die Tatsache fest, dass in vielen Fällen regelmässige Strukturen bei den Planktonzoocönoson nachweisbar sind. Auch die Zusammensetzung der Bodenfauna-Bestände kann ähnliche Verhältnisse aufweisen, was auf einem Beispiel der Besiedelung von zwei Bodenbezirke der Wolga (BEHNING 1924) illustriert wird (Abb. 4).

Es ist schwierig aus Mangel an entsprechendem Material zu entscheiden, auf welchem Wege die beschriebenen Strukturen zustande kommen. Die rein statistische Methode ist nicht dazu geeignet, die komplizierten dynamischen Vorgänge völlig aufzuklären. Unsere Kenntnisse auf dem Gebiete werden aber neulich durch Ergebnisse der experimentellen Biocönologie unterstützt. Einem Verfahren von HENTSCHEL (1916) folgend, hat DUPLAKOFF (1933) ausgedehnte Untersuchungen über die sich an den untertauchten Glasplatten entwickelnden Mikrobiocönoson unternommen. Die wichtigsten von seinen uns hier interessierenden Resultaten wurden in der Tab. 5 graphisch zusammengestellt (S. 186).

Der Prozess der Besiedelung des reinen ins Wasser gebrachten Substrates lässt sich in 2 Perioden einteilen: 1) einer Kummulation der Komponenten und 2) einer Rekonstruktion der Biocönose. Zum Abschluss der ersten Periode (durchschnittlich schon nach 7—12 Tagen) wird die artliche Zusammensetzung der Biocönose einigermaßen stabilisiert und bleibt im Laufe der darauf folgenden zweiten Periode im grossen und ganzen unverändert. Die einzelnen Arten treten an den Gläsern in bestimmter Reihenfolge auf. Die ersten Ansiedler (Grünalgen und festsitzende Infusorien) erscheinen bereits in 24 Stunden nach der Versenkung der Platten. Später treten die Rotatorien, die beweglichen Ciliaten und die Gastrotrichen auf, noch später die Oligochaeten und Turbellarien. Nach kurzer Zeit wird die Glasoberfläche dicht mit den Organismen besetzt.

Jetzt beobachtet man höchst charakteristische quantitative Veränderungen. Im Kampfe um den Platz wird die Entwicklung einiger, bis jetzt gut gedeihender Algenarten (*Cosmarium Regnellii* und *Apiocystis*) stark gehemmt und an ihrem Platz entwickeln sich und werden zu Dominanten die grünen Fadenalgen (*Oedogonium*, *Bulbochaete* u. a.).

Ähnliche Veränderungen erleiden auch die Tierkomponenten. Die anfänglich als die ersten Ansiedler zahlreich vorkommenden *Peritricha* (*Vorticella*- u. *Carchesium*arten) nehmen zum Abschluss der 1. Periode quantitativ stark ab, dagegen bekommen andere Tierarten die Oberhand, bis endlich stellt sich ein gewisser Gleichgewichtszustand ein. Nach einigen Wochen, als die dominierenden Fadenalgen zum Schluss ihrer Vegetationsperiode abzusterben beginnen, setzt erst ein rascher Aufstieg der Entwicklungskurve der *Peritricha* ein, tritt aber eine gleichzeitige Abnahme der beweglichen Tiere hervor. Jetzt beginnt die zweite Rekonstruktion, die zum Entstehen einer neuen Biocönose führt.

Aus dem obigen ersieht man, dass der Organisierungsprozess einer Biocönose ein komplizierter Vorgang ist, dass ihre Struktur erst im Laufe einer Evolution zustande kommt und sonst überhaupt labil ist. Unter den Mitgliedern einer solchen Mikrobiocönose können 2 Organismengruppen unterschieden werden. Zur ersten gehören die Arten, die in Bezug auf die vorherrschenden Formen eine sozusagen antagonistische Entwicklung aufweisen (Fadenalgen und die sessilen Ciliaten). Zur zweiten Gruppe gehören die Arten, deren Entwicklungskurve mit derjenigen der Dominanten übereinstimmend verläuft („bewegliche Tiere“). Die Beziehung der Dominanten zu den letztgenannten Tieren scheint auf einer gewissen „Protektionseinwirkung“ beruhen, was in weiteren Experimenten DUPLAKOFF's seine Bestätigung findet. Wie es aus Abb. 6 ersichtlich, geht die Entwicklung der *Vorticella*-Arten an den stark beschatteten Platten ganz abweichend. Sie zeigt nämlich gar keine Depressionperiode, wenn die Fadenalgen infolge von Beschattung der Platten fehlen. Dementgegen beobachtet man bei Abwesenheit der Fadenalgen eine nur sehr schwache Entwicklung aller beweglichen Tiere, deren Kurve sich im Laufe von fast 6 Wochen auf derselben Höhe hält (Abb. 6).

Es kann kaum ernstlich bezweifelt werden, dass der regelmässigen Struktur der Biocönosen ein biotischer Antagonismus zugrunde liegt. Andererseits für die Tieraggregationen, die echte soziale Einheiten darstellen, ein „Protektionismus“ als ein biotisch grundlegendes Moment in Frage kommt. Im Zusammenhang mit den besprochenen Verhältnissen schlägt der Verf. vor, zwei Hauptkategorien der Tieraggregationen zu unterscheiden: 1. eine Biocönose, d. h. eine aus artverschiedenen Individuen zusammengesetzte und sich prinzipiell auf dem ökologischen Antagonismus stützende Lebensgemeinschaft, und 2. eine Biosoziation, die in der Regel aus artgleichen Individuen besteht und durch Protektionsbeziehungen zwischen ihren Mitgliedern gekennzeichnet wird. Die Biocönose, als Erzeugnis der labilen ökologischen Bedingungen, ist einer fortdauernden Evolution unterworfen; ihr Gleichgewicht sowie ihre Struktur sind unbeständig. Die Biosoziation ist seinem Wesen nach ein innerhalb der gegebenen taxonomischen Einheit ziemlich stabilisiertes Lebenssystem, das in hohem Grade von ökologischen Faktoren unabhängig ist.

Was die qualitative Zusammensetzung der Wasserbiocönosen betrifft, so stellt der Verf. den verschiedenen Artenreichtum der einzelnen Lebensgemeinschaften mit dem von ELTON eingeführten Begriff der ökologischen „Nische“ in Verbindung. Als Nischen werden vom Verf. die kleinsten Komplexe der spezifischen Lebensbedingungen verstanden, die in einem Milieu Existenz der ökologisch spezialisierten Formen gestatten. In dem Gewässer, wo Lebensbedingungen eine grössere Amplitude aufweisen, ist gewöhnlich die Anzahl der Nischen bedeutend. In den Biotopen, wo die Lebensbedingungen mehr ausgeglichen, eintönig erscheinen, ist auch die Anzahl der Nischen beschränkt. Die biocönotische Konkurrenz kann dort ihre volle Wirkung ausüben, wo die Bevölkerung eine gewisse Dichte erreicht hat und wo ausserdem taxonomisch abweichende, ökologisch aber verwandte Formen zusammenleben, die infolgedessen dieselben Nischen besetzen müssen. Die Sättigung der verschiedenen Biotope wird bei verschiedenem Artenreichtum erreicht, denn die „biotische Kapazität“ der einzelnen Biotope ist der Anzahl der zu Verfügung stehenden Nischen proportional. In einem Binnensee nimmt z. B. die Zahl

der Nischen mit der Tiefe gewöhnlich ab. In dem gleichen Mass wird auch der Artenreichtum vom Litoral gegen das Profundal immer kleiner, was jedoch keinesfalls mit dem Individuenreichtum der Besiedelung übereinstimmen muss.

Diese Verhältnisse werden an dem Beispiel des Wawasee-Sees (Turkey Lake) in Nordamerika näher besprochen. Es werden hier Bodenzooecönososen aus vier Tiefenzonen: aus dem oberen Litoral, dem unteren Litoral, dem Sublitoral, und Profundal in Bezug auf ihre biocönotische Struktur analysiert. Allem Anscheine nach (vgl. Abb. 7) hat man hier überall mit gesättigten Biotopen zu tun. Die eizelnen Bodenbezirke werden aber durch eine artlich sehr verschieden zusammengesetzte Fauna besiedelt. In beiden Litoralzonen treten 2 Amphipodenarten (*Eucrangonyx gracilis* und *Hyaella azteca*) als Dominanten auf, denen etliche Hunderte Arten aus den Gruppen der Nondominanten und Adominanten zugesellen. Der sublitoral Zone fehlen schon ganze taxonomische Tiergruppen, darunter die beiden Amphipoden. Die Bodenbesiedelung des Profundals wird ausschliesslich aus den Jugendstadien weniger *Diptera*-Arten zusammengesetzt. Solche mit der Tiefe zunehmende Verarmung der Bodenfauna ist für eutrophe Seen sehr charakteristisch und wird bekanntlich durch die in derselben Richtung abnehmende  $O_2$ -Menge erklärt. Der genannte Faktor soll besonders für das Beherrschen der beiden tieferen Zonen durch *Chironomus tentans* und *Corethra* verantwortlich sein. Es erscheint dagegen kaum möglich eine auffallend schwache Entwicklung dieser Dipteren im See litoral auf dieselben oder ähnlichen Ursachen zurückzuführen. Denn der euryplastische Charakter eines Tieres vermag gewiss seine Anwesenheit in einem von anderen Arten vermeideten Milieu zu erklären, er kann aber durchaus nicht als Ursache seiner Abwesenheit (oder Seltenheit) in den am dichtesten besiedelten Biotopen angesehen werden.

Vergleicht man die vertikale Verteilung von *Chironomus tentans* mit derjenigen der Amphipoden in dem See etwas näher, bemerkt man ganz genau, dass die Tiere sich zueinander antagonistisch verhalten. In dem Masse, wie Amphipoden mit der Tiefe seltener werden, wird das Auftreten von *Chironomus* immer zahlreicher, bis er endlich wird im Sublitoral die vor-



herrschende Form. Im Profundal sind die Kontraste der morphologischen Struktur noch etwas schärfer, indem zwei dominierende Arten (*Corethra* und *Chironomus tentans*) 78% und alle übrigen Bewohner dieser Zone (Nondominanten + Adominanten) nur 22% ausmachen. Diese Angaben bestätigen nur die sonstigen Beobachtungen, dass die echt eurytopen, widerstandsfähigen Organismen (wie die *Tubifex*- und einige *Chironomus*-Arten) gewöhnlich nicht unter günstigsten Milieubedingungen ihre grösste Entfaltung erreichen, sondern dass sie oft gerade dort am zahlreichsten vorkommen, wo die artliche Zusammensetzung der Fauna infolge von eingeschränkten Lebensbedingungen arm ist. Solche vorwiegend aus wenigen „Ubiquisten“ zusammengesetzte Zoocönosen, die durch Dominanz einer einzigen Form gekennzeichnet sind, findet man sehr häufig in den Gewässern der Arktis sowie des Hochgebirges. Unter den uns bekannten Faktoren sind die biocönotischen Faktoren besonders dazu geeignet, eine massenhafte Entwicklung weniger Arten auf Kosten der weitgehenden Verdrängung aller anderen Komponenten der Biocönose zu befördern.

---

KAZIMIERZ PASSOWICZ

**EIN MEROMIKTISCHER SEE IM SUWALKI-GEBIET  
(POLEN)**

Vorläufige Mitteilung

In einer Entfernung von ca. 6 km NW von der Hydrobiologischen Station am Wigry-See befindet sich ein kleiner, dystropher Waldsee, der volkstümlich als Wądołek bekannt ist. Er liegt auf dem Gebiete der staatlichen Oberförsterei Wigry, auf dem Terrain der Försterei Krzywe, dicht bei der Waldhütte Samle II. Die Seeoberfläche beträgt 1 ha. Die maximale Tiefe beträgt ungefähr 16 m; die relative Tiefe 0.16 (STANGENBERG 1936); die Uferentwicklung 1.09 (STANGENBERG *ibid.*); die Durchsichtigkeit des Wassers je nach der Jahreszeit von 1.40 bis 5.20 m; die Wasserfarbe (n. Forel-Ule-Skala) gegen 16; die Reaktion des Wassers ist schwach sauer. Der See liegt in einem einige zehn Meter tiefen Bruch. Ein dichter Kiefer- und Fichtenwald umgibt ihn, in unmittelbarer Nähe des Sees in *Sphagnetum* übergehend. Den Boden bedeckt eine über ein Meter tiefe grauschwarze Schlammschicht.

Im Jahre 1937 führte ich an diesem See systematische, limnologische Untersuchungen durch, deren Ergebnisse ich in einer besonderen Arbeit veröffentlichen werde. Infolge einer Reihe ausserordentlich interessanter Eigenheiten dieses Sees erachte ich es für angebracht, die wichtigsten schon jetzt in der vorliegenden Notiz bekannt zu geben.

Die Temperaturmessungen sowie die Sauerstoffanalyse der Wasserschichten des erwähnten Sees wiesen darauf hin, dass im Frühling 1937 hier nur eine Teilzirkulation stattfand. Diese

Erscheinung veranschaulicht die Figur, die die Temperatur- und Sauerstoffkurven der Winterperiode (kurz vor dem Tauen der Eisdecke), ferner der Frühlingsperiode (kurz nach dem Verschwinden des Eises) darstellt.

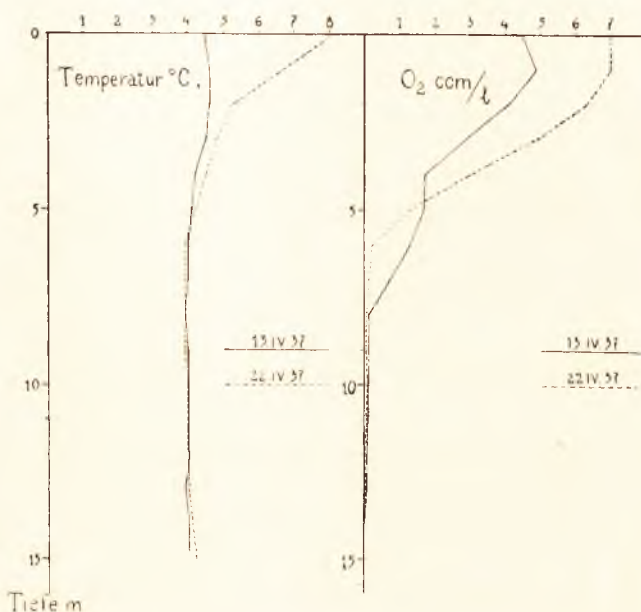


Fig. 1. Die Temperatur- u. Sauerstoffkurve der Winterperiode ist durch ausgezogene und die Temperatur- u. Sauerstoffkurve der Frühlingsperiode durch unterbrochene Linie dargestellt.

Die Meromixis (teilweise Mischung) hielt sich den Frühling, Sommer und Herbst 1937 hindurch. Die Figur 2 veranschaulicht gerade die Einteilung des Seewassers während des Sommers 1937 in eine zirkulierende oligotrophe Oberflächenschicht und ferner in eine pseudoeutrophe stagnierende Tiefenschicht.

Am 20.XI.37 stellte ich das Eindringen der Herbstzirkulation in die Tiefe des Sees fest (Fig. 3).

In dieser Figur kommt die Durchdringung der zirkulierenden Wasserschicht bis zu einer Tiefe von 8 Meter deutlich zum Ausdruck. Die Bildung einer Eisdecke am 5.XII.37 schloss die Wirkung des Windes aus, der das Wasser im See mischte.

Tatsächlich stellte ich am 23.XII.37 fest, dass die Herbstzirkulation nicht bis zum Boden des Sees vordrang. Diese Erscheinung stellt vortrefflich Figur 4 dar, in der die Kurven für Temperatur und Sauerstoff der Herbstperiode (30.XI) und Winterperiode (nach Bildung der Eisdecke: 23.XII) gegenübergestellt sind.

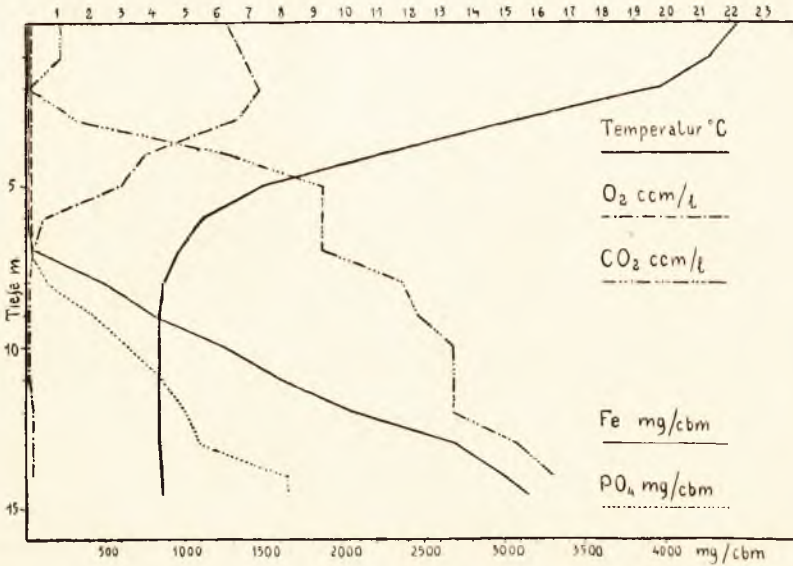


Fig. 2. Die Temperatur-, Sauerstoff-, Kohlendioxid-, Eisengehaltkurven, ferner die Phosphorkurve (anorganisch) vom 22.VII.1937.

Die Fig. 4 stellt deutlich dar, dass die tiefsten Schichten des Sees, d. h. das Wasser von 12 m bis zum Grunde während der Herbstzirkulation unbedingt nicht gemischt wurden. Man muss also feststellen, dass der Wądotek-See nicht bis zum Boden weder in der Frühlings- noch in der Herbstperiode 1937 gemischt wurde. Trotz seinen nicht grossen Ausmassen ist er daher ohne Zweifel ein meromiktischer See.

Hervorzuheben sind die ausnahmsweise günstigen Bedingungen für das Eindringen der Herbstzirkulation während des J. 1937 in die Tiefe des Sees. Die meteorologischen Angaben der Hydrobiologischen Station am Wigrysee bezüglich der Herbstperiode der vergangenen Jahre weisen nämlich deutlich auf die Möglichkeit einer viel schnelleren Bildung der Eisdecke auf dem erwähnten See und dadurch eine frühzeitige Hemmung



der mischenden Wirkung des Windes hin. Trotz huraganartiger Winde nahm die Herbstzirkulation 1937 im Wądołek-See einen äusserst langsamen Verlauf. Als am 3.XI.37 im Wigry-See, der über 2000 ha Oberfläche besitzt und dessen grösste Tiefe 73 m beträgt, das Eindringen der Zirkulationsschicht bis zu einer Tiefe von 15 m und am 18.XI.37 sogar eine völlige Homothermie und Homooxygenie festgestellt wurde, so vollzog sich die Zirkulation im Wądołek-See mit nur 1 ha Oberfläche und gegen 16 m Maximaltiefe ausserordentlich langsam, in 10 Tagen ungefähr 2 m in die Tiefe vordringend.

Die Erscheinung einer solch langsamen Zirkulation möchte ich *Bradymixis* benennen (*bradys*—langsam, *meiksis*—Mischung), zum Unterschied von *Tachymixis* (*tachys*—schnell) der schnell zirkulierenden Seen. Die im Wądołek-See im Herbst festgestellte *Bradymixis* muss als Beweis angesehen werden, der berechtigt, dieses Becken auf Grund nur einjähriger Untersuchungen zu den meromiktischen Seen zu rechnen.

Die *Bradymixis* des Wądołek-Sees ist nämlich eine Erscheinung, die überaus deutlich von der ständig erschwerten Zirkulation in diesem See Zeugnis ablegt. Wenn man noch das strenge Klima des Suwałki-Gebietes in Betracht zieht, das jährlich ein schnelles und zeitiges Zufrieren der Seen verursacht, so ist es leicht verständlich, dass ein See von so erschwerter Zirkulation vor Bildung der Eisdecke nicht gemischt werden kann. Diese Eisschicht ist in strengen Wintern von ausserordentlicher Mächtigkeit, was wiederum ein langsames Auftauen des Sees im Frühling zufolge hat, das ausserdem durch die Beschattung des umgebenden Waldes bedeutend erschwert wird. Die im Verhältnis zur Umgebung niedrig gelegene Oberfläche des Sees (der Unterschied beträgt einige zehn Meter) verursacht in den

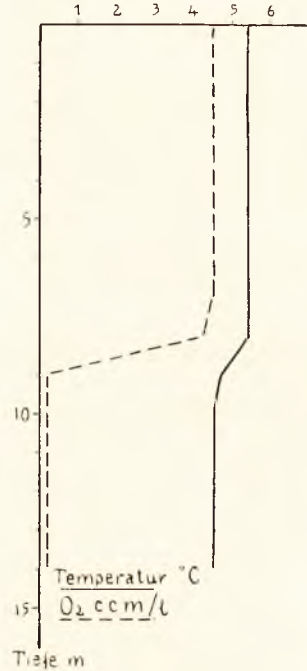


Fig. 3.

Frühlingsnächten ein Herabsinken der kalten Luftmassen nach dem tiefgelegenen See, die die im Laufe des Tages aufgetauten Eisschichten wieder gefrieren lässt. Die Eisdecke verschwindet schliesslich erst spät im Frühling, zur Zeit der intensiven Inso-lation und hoher Lufttemperaturen.

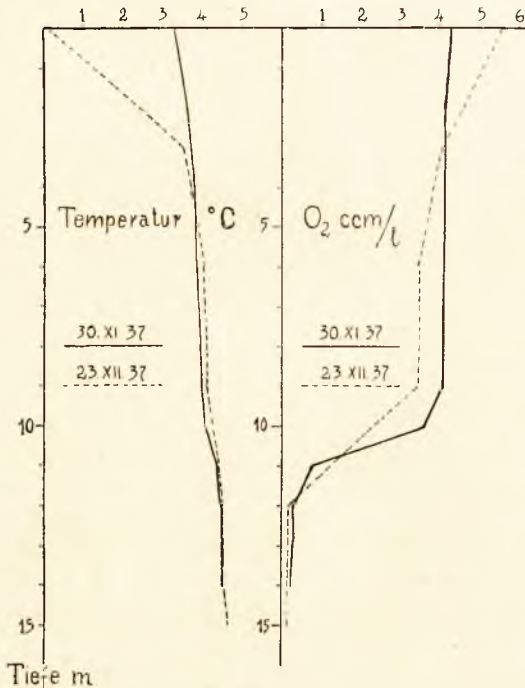


Fig. 4.

Diese Tatsache verursacht, dass sich im Frühling, unmittelbar nach dem Schmelzen der Eisdecke auf dem See, ein stark erwärmtes Epilimnion bildet, das keine Mischung der tieferen Wasserschichten im See gestattet.

Der See Wądołek muss also dementsprechend als meromiktischer See und zwar wahrscheinlich als ein junger meromiktischer See angesehen werden, der von Jahr zu Jahr zu noch oberflächlicherer Zirkulation neigt.

Beeinflusst wird dies durch die ständige Anhäufung der Stoffwechselprodukte in der spezifisch schwereren stagnierenden Wasserschicht des Sees, ferner durch den vermehrten Windschutz, durch das Wachstum und das Dichtwerden des den See umgebenden Kiefer- und Fichtenwaldgürtels. Die Meromixis ist also der normale Zustand des Wądołek-Sees. Dies entscheiden: 1) verhältnismässig bedeutende relative Tiefe des Sees, 2) seine im Verhältnis zur Umgebung niedrige Lage, 3) das Vorhandensein eines dichten Waldes, der in hohem Masse die mechanische Wirkung des Windes hemmt und ferner, 4) die frühen, strengen, langdauernden Winter im Suwałki-Gebiet.

WŁADYSŁAW SKORECKI

**A NEW MODIFICATION OF THE IODOMETRIC  
METHOD FOR THE DETERMINATION OF SULPHATES  
IN WATER**

In order to carry out mass chemical analyses of drinking water and of water used for other domestic purposes, as well as for serial scientific determinations a method is needed which would enable such analyses to be performed quickly, and with the necessary degree of accuracy.

For this reason water investigation laboratories have relied chiefly on colorimetric and volumetric methods, employing gravimetric methods as little as possible. The sulphate content of water is still usually determined gravimetrically, in spite of numerous attempts to replace this method by colorimetric or titrimetric one.

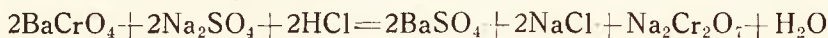
It was hoped at one time that L. W. ANDREWS' volumetric method would introduce a definite change in this field. The new method appeared to be perfect, but it soon became obvious that owing to a number of inaccuracies it led to considerable errors in the determinations.

KOLTHOFF, BERL-LUNGE, KÖSZEGI, BRUHNS, WINKLER, NACHTIGAL and RAEDER, and many others, endeavoured to eliminate various sources of error. Up to now, however, as will be shown later, no satisfactory modification of ANDREWS' method has been elaborated which would enable sulphates to be determined in ordinarily encountered natural waters, with the accuracy of the gravimetric method.

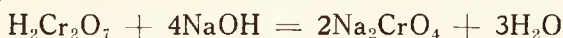
In the present paper the results of comparative tests of

the accuracy of a number of modifications of ANDREWS' method of determining sulphates in water will be presented, and sources of error in these methods are discussed. A new modification based on these results is described, which has been found to give quite satisfactory results.

ANDREWS' analytical procedure is as follows: 100 ml of the water under analysis are made acid with hydrochloric acid and a small amount of barium chromate, suspended in water or dissolved in hydrochloric acid, is added.



After completion of the reaction between barium chromate and the sulphate ions the solution is neutralized by means of sodium hydroxide or ammonia.



Under these conditions excess of barium chromate is precipitated, and remains on the filter together with barium sulphate. An aliquot portion of the filtrate is then made acid with hydrochloric acid, potassium iodide is added, and the solution is titrated with thiosulphate. The  $\text{SO}_4$  content is derived from the volume of thiosulphate used.

It has been attempted to render the modifications of ANDREWS' method more accurate in various ways, such as by introducing corrections<sup>1)</sup> to be subtracted from the results obtained for the sample of water examined, by precipitating barium chromate from the heated solution (BERL-LUNGE, 1931); or, finally, by acidifying with acetic instead of hydrochloric acid (KÖSZEGI, 1929).

It follows from the comparative determinations performed by the different authors that the experimental error of the various modifications of ANDREWS' method ranges from 3 to 7 mg of  $\text{SO}_4$  per litre. It is hence not possible, applying these modifications of ANDREWS' method, to ascertain whether the water is free from sulphates, or whether it contains only slight quantities of them.

---

<sup>1)</sup> Winkler—0.7 mg  $\text{SO}_4$ "; Bruhns—0.26 mg  $\text{SO}_4$ "; Einheit der Wasser. Verlag Chem. G. M. B. H.—0.51 mg  $\text{SO}_4$ "; Nachtigal-Raeder—0.8 mg  $\text{SO}_4$ ".



It may on theoretical grounds be supposed that the inaccuracies involved in the method are due to:

- 1) comparatively high solubility of barium chromate,
- 2) instability of barium chromate,
- 3) differences in completeness of precipitation of barium chromate, depending on the degree of dissociation of the base used for neutralizing the solution,
- 4) influence of dissolved organic matter on  $\text{CrO}_4^{2-}$  ions,
- 5) sorption by hydroxides of metals.

The results of experiments dealing with the above points are given below.

### Solubility of barium chromate.

The solubility of barium chromate is about 3.69 mg  $\text{BaCrO}_4$  per litre. Were no other factors to affect this solubility during the course of the analysis, it could be taken that the solution would contain a certain small excess of  $\text{CrO}_4^{2-}$  above that liberated by  $\text{SO}_4^{2-}$ . This excess, expressed as sulphates, would amount to about 0.4 mg  $\text{SO}_4^{2-}$  for a 100 ml sample, giving an error of 4 mg of  $\text{SO}_4^{2-}$  per litre.

A second possible error lies in reversal of the reaction:



The error resulting from this reaction would to a certain extent compensate that arising from solubility of  $\text{BaCrO}_4$ .

In connection with the above a series of analyses was carried out. Certain of the results obtained for standard sulphuric acid solutions and for natural water of a known chemical composition<sup>1)</sup> (in which the sulphates were determined gravimetrically) are given in Tab. 1. It appears that high results are obtained with low concentrations of sulphate, due probably to the solubility of barium chromate, but that this positive error diminishes with increase in  $\text{SO}_4^{2-}$  concentration of the sample, being practically nil when the  $\text{SO}_4^{2-}$  concentration was 8 mg

---

<sup>1)</sup> Turbidity—25 mg/l  $\text{SiO}_2$ ; colour 10 mg/l Pt, pH—7.95; total hardness 380 mg/l  $\text{CaCO}_3$ ; alkalinity 250 mg/l  $\text{CaCO}_3$ ; total iron—traces; chlorides 54.0 mg/l Cl; oxygen consumed 3.9 mg/l  $\text{O}_2$ ; sulphates 65.5 mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$ .

per 100 ml of water. It is hence not possible to apply a constant correction for the solubility of barium chromate. It seems, however, probable that addition of a substance reversing the dissociation of barium chromate might lead to complete elimination of this source of error.

T A B. 1.

Error involved in the determination of sulphates by Andrews method, varying the sulphate content of the water examined.

Sulphuric acid solution mg/l $\text{SO}_4$ "			Natural water mg/l $\text{SO}_4$ "		
Present	Found	Error %	Present	Found	Error %
12.0	18.5	54.1	6.55	19.0	190.0
24.0	32.8	36.6	19.64	24.5	24.7
36.0	44.9	24.7	26.20	31.0	18.0
48.0	53.5	11.4	39.28	43.0	9.4
60.0	64.2	7.0	52.40	55.0	4.9
72.0	73.5	2.0	—	—	—
84.0	84.2	0.2	—	—	—
96.0	96.0	0.0	—	—	—
120.0	119.6	0.0	—	—	—

With this object, potassium bichromate was added with the results given in the table 2 (p. 219). The results obtained in presence of  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  from determinations of  $\text{SO}_4$ ", both in dilute sulphuric acid and in a series of samples of appropriately diluted natural water, were practically identical with the theoretical values. The reagents used were freshly prepared and the analyses given in the above tables were performed during the same day. It was found that this precaution was not superfluous.

#### Instability of barium chromate.

Analyses of a given sample of water using the same barium chromate suspension over a period of 12 days, gave results differing fairly widely from each other (table 3, p. 220).

T A B. 2.  
Results of direct determination of sulphates by Andrews method  
with addition of 8 ml  $K_2Cr_2O_7$  <sup>1)</sup>).

Sulphuric acid solution mg/l $SO_4$ "			Natural water mg/l $SO_4$ "		
Present	Found		Present	Found	
	by Andrews method	after addition of $K_2Cr_2O_7$		by Andrews method	after addition of $K_2Cr_2O_7$
2.40	10.48	2.43	6.55	19.0	7.0
6.00	10.58	5.62	19.64	24.5	19.8
12.00	16.86	12.32	26.20	31.0	27.0
24.00	28.57	24.31	39.28	43.0	39.2
28.80	33.04	29.23	52.40	55.0	52.5
36.00	41.65	36.53	—	—	—
40.80	45.05	41.14	—	—	—
48.00	51.01	47.76	—	—	—
60.00	61.58	60.20	—	—	—
72.00	73.06	72.13	—	—	—
84.00	84.96	—	—	—	—
96.00	96.40	—	—	—	—
144.00	143.80	—	—	—	—
240.00	240.17	—	—	—	—

<sup>1)</sup> 1 ml of potassium bichromate solution is equivalent to 1 mg of  $SO_4$ ".

Further, if the determinations were performed during the same day, but adding a different number of drops of barium chromate suspension the results also differed considerably from the theoretical, the errors being represented by figures which were multiples of 0.06 mg  $SO_4$ " (table 4, p. 221).

It follows from the above that trustworthy results are obtained with freshly prepared barium chromate solution and in presence of potassium bichromate. The reagent changes with time; after a few days it gives a positive error, the magnitude

of which varies parallel with the amount of the reagent used. The magnitude of the positive error also depends on the time elapsing since preparation of the reagent, and on the way in which it has been prepared. The reagent behaves differently

T A B. 3.

Differences in the results of determinations of the same amount of sulphates<sup>1)</sup> using the same barium chromate reagent over a period of fifteen days.

Day	SO <sub>4</sub> " present mg/l	mg/l SO <sub>4</sub> " found adding the reagent in the form of a			Positive error in mg/l SO <sub>4</sub> " calculated per 0.1 g of dry reagent <sup>2)</sup> used in form of a:		
		solid 0.05 g	aqueous suspension 5 drops <sup>3)</sup>	solution in 0.1N HCl 25 ml	solid	aqueous suspension	solution in HCl
1	12.0	14.6	12.7	18.2	5.2	2.33	3.96
3	"	16.4	14.9	23.5	8.8	9.65	7.36
5	"	13.1	14.0	21.7	2.2	6.66	6.20
7	"	14.8	14.0	22.3	5.6	6.66	6.59
9	"	13.0	12.4	23.5	2.0	1.33	7.36
15	"	13.2	12.7	20.2	2.4	2.33	5.20

<sup>1)</sup> Sulphates were determined by Andrews method with addition of 8 ml of potassium bichromate.

<sup>2)</sup> 5 drops of the aqueous suspension = 0.03 g.

<sup>3)</sup> 25 ml of solution in 0.1 N HCl = 0.157 g.

according to whether it is stored in the dry state, in aqueous suspension, or dissolved in hydrochloric acid. The reagent passes a certain period of „maturation” after completion of which there are only very slight subsequent changes. As a result, the positive error due to addition of a given amount of barium chromate suspension may be determined and subtracted as a correction for the reagent. KÖSZEGI did not take this error into account but it did not arise in his method, since he used a feeble acid medium and did not add barium chromate which was formed during the course of the analysis.

Bearing in mind the instability of the reagent it was decided to follow the example of KÖSZEGI, and to use standard



solutions of barium chloride and of potassium bichromate, forming barium chromate during the course of the determination. A further advantage of such a procedure is that barium chloride may first be added to the water under analysis, and the

T A B. 4.

Differences in the results of determination of sulphate, according to the number of drops of barium chromate added to the sample examined.

Observation	Number of drops of BaCrO <sub>4</sub> added	Calculated Present	Found accord. to Andrews with addition of K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub>	One drop of BaCrO <sub>4</sub> gives a positive error in mg/l SO <sub>4</sub> ," $\frac{(3-2)}{1} = 4$
	1	2	3	4
1	7	1.28	5.5	0.60
	7	2.56	7.0	0.63
	6	3.84	7.5	0.61
	5	5.12	7.9	0.56
	5	7.68	10.2	0.50
	6	10.24	13.8	0.59
	6	12.80	16.3	0.58
	6	17.92	21.5	0.59
2	2	82.56	84.38	1.11
	3	"	84.44	0.63
	6	"	87.51	0.82
	9	"	89.69	0.79
	12	"	91.08	0.71
3	2	2.56	5.0	1.22
	3	"	5.3	0.91
	6	"	8.4	0.97
	9	"	10.6	0.89
	12	"	12.0	0.80

solution boiled, adding potassium bichromate only after it has cooled. We may in this way avoid reduction of barium chromate at higher temperatures by organic matter contained in the sample of water examined. In table 5 p. 222) are given for comparison results of analogous determinations made at low and at high temperatures.

T A B. 5.

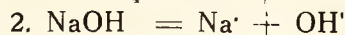
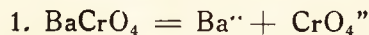
Influence of organic matter dissolved in water on the determination of the sulphates content of water<sup>1)</sup>.

Sulphates mg/l SO <sub>4</sub> "			Oxidability mg/l SO <sub>4</sub> "
Present	Found		
	hot	cold	
48.0	40.73	44.80	32.0
"	42.44	45.28	28.0
"	43.21	45.10	25.6
"	43.79	45.10	22.4
"	43.99	45.13	19.2
"	45.24	46.35	16.0
"	46.66	47.52	12.8
"	44.70	46.87	9.6
"	47.35	47.26	6.4
"	47.50	47.70	3.2
"	48.30	48.50	0.4

<sup>1)</sup> The sulphates were determined by Andrews' method with addition of potassium bichromate.

### Neutralization of the solutions by strong alkalis.

A further consideration of the errors in the determinations due to solubility of barium chromate showed that this must also be connected with dissociation of dissolved barium chromate:



The dissociation of barium chromate may be reversed when an excess of CrO<sub>4</sub>" ions is introduced into the solution, as a readily soluble salt such as is K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>. It is much more

difficult, however, to influence the reaction represented by equation 2. It is best, therefore, to neutralize the solutions by means of weak bases used in slight excess.

The effect of reversal of dissociation of barium chromate on the results is shown in table 2. Table 6 shows the effect on the results of using various excesses of different alkalis.

We may assume the existence of the following equation:

$$\frac{[\text{Ba}^{++}] \cdot [\text{OH}'^2]}{[\text{Ba}(\text{OH})_2]} = K$$

$\text{Ba}[\text{OH}]_2$  thus produced would be the cause of the presence of  $\text{CrO}_4^{--}$  ions in excess in the solution and would thus account for the higher values obtained for sulphate determinations (table 6).

T A B. 6.

Influence of excessive alkalis of the solutions on the determination of sulphate<sup>1)</sup> in the water examined.

Sulphates mg/l $\text{SO}_4^{--}$				Number of drops of the alkaline solution added in excess
Present	Exact neutralization with 10% $\text{NH}_4\text{OH}$	Alkaline solution added in excess		
		10% $\text{NH}_4\text{OH}$	10% $\text{NaOH}$	
1.75	4.20	5.00	10.6	1
3.50	8.30	9.30	13.2	3
7.00	10.60	11.90	19.3	6

<sup>1)</sup> Sulphates were determined without addition of potassium bichromate.

#### Influence of organic substances dissolved in the water.

The presence in the sample of water of  $\text{CrO}_4^{--}$  ions, from the reagent and from the added potassium bichromate, would lead one to suppose that presence of organic substances dissolved in the water would markedly affect the results. It appears from the results of control determinations (table 5) that the

oxygen consumed of the water is a factor leading to considerable negative errors. The influence of organic matter was investigated using samples of lake water of a high organic matter content and in which sulphates were determined gravimetrically. The oxidability of the water amounted to 32 mg O<sub>2</sub> per litre and its sulphate content to 48 mg SO<sub>4</sub>" per litre. The samples of water were analysed in duplicate and in such a way that the oxidability of the successive samples rose steadily. The volumes of the samples were made up to 100 ml with standard sulphuric acid solution and water, in such a way that all the samples had an equal SO<sub>4</sub>" content. One set of analyses was performed at high, and the other at low temperatures.

It was found that when the oxidability does not exceed 8 mg O<sub>2</sub> per 1 litre sulphates may be determined without great loss, even at the higher temperatures. When, however, the oxidability of the water exceeds this figure organic substances should first be removed.

The results of our experiments indicate that organic matter is best removed by means of active charcoal. Aluminium hydroxide adsorbs not only organic substances but also considerable amounts of sulphates.

It is not advisable to oxidise organic substances by means of hydrogen peroxide, bromine or chlorine, for even prolonged boiling does not suffice completely to remove the last traces of these reagents. Thus, in determining sulphates in water having high iron and organic matter contents hydrogen peroxide could not be used as an oxidizing agent, as it gave distinct reduction of barium chromate.

### Description of the method.

In the light of the above observations the following procedure may be recommended for determining sulphates in water.

Sulphates may be determined directly only in waters of an oxidability of less than 8 mg/l O<sub>2</sub>. When it exceeds 8 mg/l O<sub>2</sub> the water must be shaken with active charcoal to remove organic matter, 1 g of charcoal per 100 ml of water usually sufficing. It is convenient to proceed as follows: measure out



120 ml of water to be examined, add to it a weighed quantity of charcoal and after shaking allow the charcoal to settle. Then filter; if the sample of water has not too high an iron content (over 1 mg/l), proceed to determine sulphates in 100 ml of filtrate. If the iron content is too high, it must first be removed from the decolorised water; this may be done boiling and cooling.

5—10 drops of concentrated HCl followed by 20 ml of barium chloride (a) are added to 100 ml<sup>1)</sup> of water in a 250 ml Erlenmeyer flask, and the solution brought to the boil. After boiling for about 2 minutes it is allowed to cool to room temperature (20°) and 20 ml of potassium bichromate (b) are added. 1 drop of 10% aluminium chloride is then added and the solution is neutralized with 10% aqueous ammonia, which is added drop by drop until it causes a distinct change in the original colour of the solution, i. e. from orange-yellow to yellowish-green. The neutral reaction of the solution is then verified by means of a red litmus paper which should assume only a scarcely perceptible blue tinge. In case of excessive alkalinity, the solution should be brought to the required point by carefully adding a little acid. Incomplete neutralization or excessive alkalinity tend to give excessively high analytical results.

The carefully neutralized solution together with the precipitate is transferred quantitatively to a 200 ml volumetric flask, which is filled to the mark. After thorough shaking the solution is filtered through a double filter (Whatman No. 40, or Schleicher white-band No. 589), 100 ml of the clear, transparent filtrate are transferred by means of a pipette to a 300 ml flask with a long neck and acidified with 50 ml of 10% hydrochloric acid, after which about 2 g of  $\text{KHCO}_3$  are added. When the reaction is completed, 0.2—0.5 g of potassium iodide are added and the flask is rotated so as to mix its contents without introduction of air bubbles. The solution is then allowed to stand for 15 minutes and titrated with thiosulphate solution

---

<sup>1)</sup> When the sample of water examined contains more than 10 mg  $\text{SO}_4$ , it should be appropriately diluted because the reagents used in quantities given for the present modification are sufficient to precipitate not more than 10 mg  $\text{SO}_4$ ".

(c). The thiosulphate is added to a pale straw-yellow colour, then 1 ml of 0.5% starch solution is added and titration is continued to complete decoloration. The last drops of thiosulphate should be added carefully, observing the rate of discharge of the colour; this is of importance should the phenomenon of lag arise, which might lead to over-titration.

#### Calculation of results.

If 100 ml of water were taken for analysis and  $a$  ml of  $m$ .  $N$  thiosulphate were added, then

$\text{SO}_4''$  mg/l =  $(a \cdot m - p) \cdot 10$ , where  $p$  = excess of  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ , this being determined as in the description of the way in which the reagents are to be prepared.

The entire analysis lasts 1 h 15 min. This method enables sulphate to be determined with an error of not more than 0.2 mg/l.

#### Reagents.

a) *Barium chloride*. Exactly 2.5449 g  $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  are placed in a 2-litre volumetric flask and dissolved in distilled water, 20 ml of concentrated hydrochloric acid are added and the flask is filled up to the mark with freshly boiled distilled water.

1 ml of this solution corresponds with 0.5 mg of  $\text{SO}_4''$ .

b) *Potassium bichromate*. 2.7581 g of the purest freshly re-crystallized salt, in the form of a fine powder and dried at  $110^\circ$  are dissolved in boiled distilled water in a 2 l measuring flask.

1 ml of this solution corresponds with 0.9 mg of  $\text{SO}_4''$ .

c) *Sodium thiosulphate*. 3.876 g of crystalline sodium thiosulphate are weighed out and dissolved in freshly boiled water in a litre flask. After a few days the clear supernatant solution is removed, and its titre is determined, using a specially prepared solution of potassium bichromate (d) performing the titration according to the directions specified in the description of the method. The titre of the sodium thiosulphate should be

checked periodically, unless the solution is stabilised by one of the methods described in the relevant literature.

1 ml of this solution corresponds with 0.5 mg of  $\text{SO}_4^{''}$ .

d) *Potassium bichromate* 1.5323 g of potassium bichromate prepared as above (b) are dissolved in a 2-litre measuring flask.

1 ml of this solution corresponds with 0.5 mg of  $\text{SO}_4^{''}$ .

e) 10% Hydrochloric acid, f) 10% Aluminium chloride, g) 10% Ammonia solution, h) 0.5% Starch solution, i) crystalline  $\text{KHCO}_3$ , j) crystalline KJ.

All the above reagents (a to j) should be prepared with the purest analytical reagent chemicals.

### Performance of blank test (p)

TAB. 7.

Results obtained by means of the new modification of Andrews method.

mg/l $\text{SO}_4^{''}$		
Present	Found	Difference
0.5	0.3	-0.2
6.0	5.8	-0.2
12.0	12.3	+0.3
24.0	23.7	-0.3
48.0	48.3	+0.3
72.0	71.5	-0.5
96.0	96.2	+0.2
120.0	119.7	-0.3

To 100 ml of distilled water, acidified with HCl, 20 ml each of solutions (a) and (b) are added. The solution is then neutralized with ammonia (g), and the analysis is continued as described above for determination of sulphates.

The amount of potassium bichromate found is taken as the constant p in the formula for calculation of the results. Under ideal conditions the value of the constant should be equal to 8 mg of  $\text{SO}_4^{''}$ .

### Summary

L. W. ANDREWS' method for the determination of the sulphate content of water has been examined, and the following conclusions have been made:

Discrepancies in the results of the analyses are due to the solubility of barium chromate and to its instability; they may also arise when excess of alkali is added for precipitating barium chromate. The error due to solubility of barium chromate may be eliminated by adding excess of potassium bichromate to the solution, so as to reverse the dissociation of barium chromate.

Errors due to instability of barium chromate may be obviated by using standard solution of barium chloride and potassium bichromate.

Organic substances do not interfere with the determination of sulphates if their content is expressed by a figure not exceeding 8 mg/l  $O_2$ . If, however, their content exceeds this figure, they must be removed from the water, which is best done by means of active charcoal.

A description is given of a new modification of ANDREWS' method for the determination of the sulphate content of water, which ensures the same accuracy as the gravimetric method and makes it possible to carry out 4 determinations in about 2 hours.

*Water Control Dept. of the State Institute  
of Hygiene in Warsaw.*

---

#### BIBLIOGRAPHY.

1. Maucha R. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. Die Binnengewässer. Bd. XII, 1922.—2. Fachgruppe f. Wasserchemie, 1936, D. V. Deutsch. Chem. E. V. Einheitsverfahren der Wasseruntersuchung 1936, Verlag Chemie. G. M. B. H., Berlin W 35.—3. Schmidt R. 1930. Massanalytische Sulfatbestim. u. Fehlergrenze in d. Wasseranalyse. Ztschr. analyt. Chem. 82. 353-61, 1930.—4. Bruhns G. 1906. Zur Best. kleiner Mengen von Schwefelsäure. Ztschr. analyt. Chem. 45. 573, 1906—5. Kolthoff M. J. 1931. Die Massanalyse. Zweiter Teil, 2 Aufl. Die Praxis der Massanalyse. 1931.—6. Köszegi D. 1929. Neue Massanalytische Bestimmung des Sulfat-Ions. Ztschr. f. Analytische Chemie Bd. 77, 1929.—7. Berl-Lunge. 1932. Chemisch-technische Untersuchungsmethoden. 8 Auflage II, 1, 1932.—8. Struszyński M. 1930. Analiza techniczna. Warszawa. 1930.



KAZIMIERZ DEMEL

## RUCHY ŁAWIC SZPROTA U NASZYCH BRZEGÓW W ŚWIELE CZYNNIKÓW HYDROGRAFICZNYCH

Wiadome było, że szprot przybywa do naszych brzegów na jesieni, że pozostaje u nas przez zimę, kiedy połowy jego osiągają maksimum, by wczesną wiosną w kwietniu opuścić nasze brzegi. Wtedy ustają połowy tego gatunku na okres cieplej pory roku aż do ponownego pojawu w jesieni. O czynnikach hydrograficznych i meteorologicznych, które decydowałyby o ruchach ławic tego gatunku u naszych brzegów, nic bliższego jednak nie było wiadome. Czynniki te należało zbadać.

Przedewszystkim więc jeżeli chodzi o metodykę zagadnienia, to zaczęto codziennie notować tereny łowu, uwzględniając każdorazowo czynniki meteorologiczne, w szczególności wiatry, stan poziomu morza (prądy) oraz dane termiczne, o ile to było możliwe. Uwzględniano również głębokość połowów, stan skupienia względnie rozproszenia ławic, wreszcie ich obfitość. Port w Helu, skąd prowadzono obserwacje i wywiad, najlepiej się do tego nadawał, jako skupiający w sobie zimą niemal całą naszą flotyllę rybacką i znajdujący się w pobliżu najbogatszych terenów szprotowych Małego morza. Dane zbierano w zasadzie codziennie pod wieczór po powrocie kutrów z połowów. Dane te niezwłocznie notowano i znaczone na mapkach, których w okresie 1935—1937 sporządzono ogółem 66; ilustrują one 196 dziennych terenów łowu.

### Sezonowe okresy zachowania się ławic.

Stwierdzono trzy zasadnicze okresy w zachowaniu się i ruchach ławic szprota u naszych brzegów, zależne prze-

de wszystkim od warunków termicznych i od prądów: jesienny, zimowy i wiosenny.

a) **Jesienny**, obejmujący okres prostego uwarstwienia termicznego wód do ich wyrównania jesiennego, czyli od pierwszego pojawu szprotu średnio w październiku do połowy grudnia. Ławice trzymają się wtedy górnych warstw wody, poruszają się w zasadzie z wierzchnim prądem czyli „z wiatrem”, pogrążając się jednak stopniowo w miarę wyrównywania temperatury wody i oziębiania jej od powierzchni. W końcu tego okresu jesiennego maksymalna granica pogrążenia ławic sięga 40 m głębokości.

b) **Zimowy** okres obejmuje miesiące termicznego odwrócenia, a więc najwyższej temperatury w warstwach przydennych, mieszczący się pomiędzy jesiennym i wiosennym wyrównaniami termicznymi, średnio od połowy grudnia do połowy marca. Ławice szprotów, późną jesienią pogrążywszy się w głąb, trzymają się przydennych warstw Małego morza poniżej 40 m głębokości. Poruszają się w tym okresie zimowym z prądami dolnymi czyli „pod wiatr”, co wyróżnia je wtedy zasadniczo od poruszania się z wiatrem wczesną jesienią i nade wszystko wiosną. Daje się zauważyć zgodność pomiędzy wahaniami poziomu morza przy Helu, wyrażającymi nam prądy,<sup>1)</sup> i przesuwaniami się ławic po ich zimowych terenach łowu w Małym morzu. Niemal na każde podnoszenie się poziomu, czyli na prąd do zatoki (wpływ wiatrów zachodnich), ławice przesuwiają się ku zachodowi („w głąb” zatoki), podczas gdy ze spadkiem poziomu, a tym samym z prądem wyprowadzającym w następstwie wiatrów wschodnich, ławice przesuwiają się ku wschodowi, ku wyjściu z zatoki (Rys. 1). Tak nieustannie miotane, a raczej przeważnie kołowane cyrkulacyjnymi prądami Małego morza na stosunkowo małej przestrzeni w pobliżu portu Helskiego, stają się łatwym łupem rybaków, dostarczając połowów największych dochodzących 200 centn. na jeden zaciąg włoka. Z ogół-

---

<sup>1)</sup> Por. K. D e m e l: O prądach przy cyplu półwyspu Helskiego. Arch. Hydrob. i Ryb. IV. 1929.—Bliższa kategoryzacja wiatrów ze względu na ich efekty hydrograficzne przy Helu. Arch. Hydr. i Ryb. VI. 1932.—Wahania poziomu morza przy Helu w uzależnieniu od wiatrów. Kosmos t. 59. 1934.

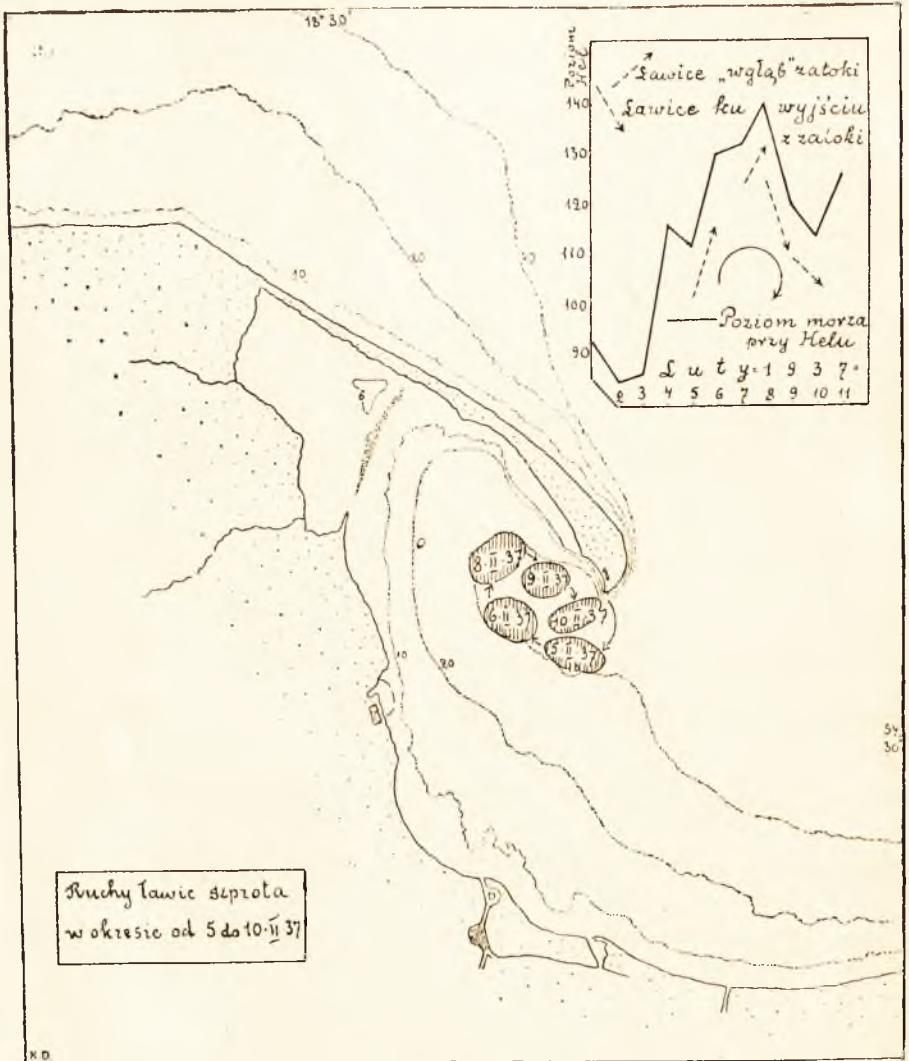
nej sumy naszych połowów szprota, które ostatnio dochodzą 85% wszystkich naszych bałtyckich, większa część przypada właśnie na te zimowe przydenne połowy w Małym morzu w okresie termicznego odwrócenia wód. Załączony przy końcu pracy wykres ilustruje wymownie tę zależność połowów szprota od warunków termicznych w okresie siedmioletnim (1930-1936).

c) Trzeci okres wiosenny obejmuje miesiące prostego uwarstwienia termicznego wód od ich wyrównania wiosennego, średnio od połowy marca do końca kwietnia. Ławice wznoszą się wtedy ku górze, są ruchliwe i posuwają się z górnymi prądami wody, czyli idą znów „z wiatrem” jak wczesną jesienią, nie zaś pod wiatr jak zimą. Wykazują one przy tym stale wzrastającą tendencję do oddalania się od brzegów. Są trudniejsze do łowu.

W ramach ogólnej biologii szprota wyróżnione okresy sezonowego zachowania się ławic u nas należy rozumieć, jak następuje: jesienny jest okresem przybliżania się szprota do brzegów i przesuwania się ławic wraz z górnymi prądami wody przy stale wzmagającej się tendencji do pogrążania się w dolne warstwy wody w miarę oziębiania się warstw powierzchniowych. Zimowy—jest okresem zalegania szprota w warstwach przydennych, najbardziej zacisznych i zimą najcieplejszych. Wreszcie wiosenny jest okresem wypływania ku górze, ku nasłonecznionym warstwom górnym wód w okresie wyrównania termicznego, przesuwania się bardziej już ruchliwych i rozrzedzających się ławic wraz z prądami wierzchnimi i wreszcie oddalania się od naszych brzegów, na okres rozrodu, na pełne wody Bałtyku. Ten ostatni okres rozrodowy byłby czwartym zasadniczym okresem w życiu szprota<sup>1)</sup>.

---

<sup>1)</sup> Sezonowe zachowanie się ławic szprota u naszych brzegów można również scharakteryzować według miesięcy, opierając się na stosunkach najczęściej obserwowanych. Październik i listopad są miesiącami przybywania szprota do brzegów, skupiania się ławic i przesuwania ich z górnymi prądami, z początku wzdłuż brzegu półwyspu Helskiego, a następnie u południowych brzegów Zatoki Gdańskiej, przy stale wzrastającej tendencji do pogrążania się w warstwy głębsze w miarę oziębiania wód. Grudzień, miesiąc termicznego wyrównania jesiennego, jest typowym okresem wędrówki pionowej w głąb na zimowiska. Styczeń—luty to miesiące zimowego zalegania ławic w wodach przydennych (Małego morza), wtedy najcieplejszych i względnie



Rys. 1. Mapka ilustrująca cyrkulacyjne ruchy ławicy śrópota w Małym morzu, w okresie od 5 do 10.II.1937 r., przebiegające w ściślejszej harmonii z wahaniami poziomu morza przy Helu, czyli z prądami (wykres obok).

5.II.37, poziom 112, połowy słabe na terenie środkowym, przy wejściu do zatoki.—6.II.37, poziom wznosi się (130), prąd do zatoki, połowy na terenie środkowym.—8.II.37, wiatr NNW, poziom wznosi się (140), połowy na terenie środkowym bardziej ku zachodowi („w głąb” zatoki).—9.II.37, wiatr SE, poziom opada (120), prąd wyprowadzający, połowy na ter. środkowym, bliżej wyjścia.—10.II.37, wiatr S, poziom opada (114), połowy na ter. wyjściowym.



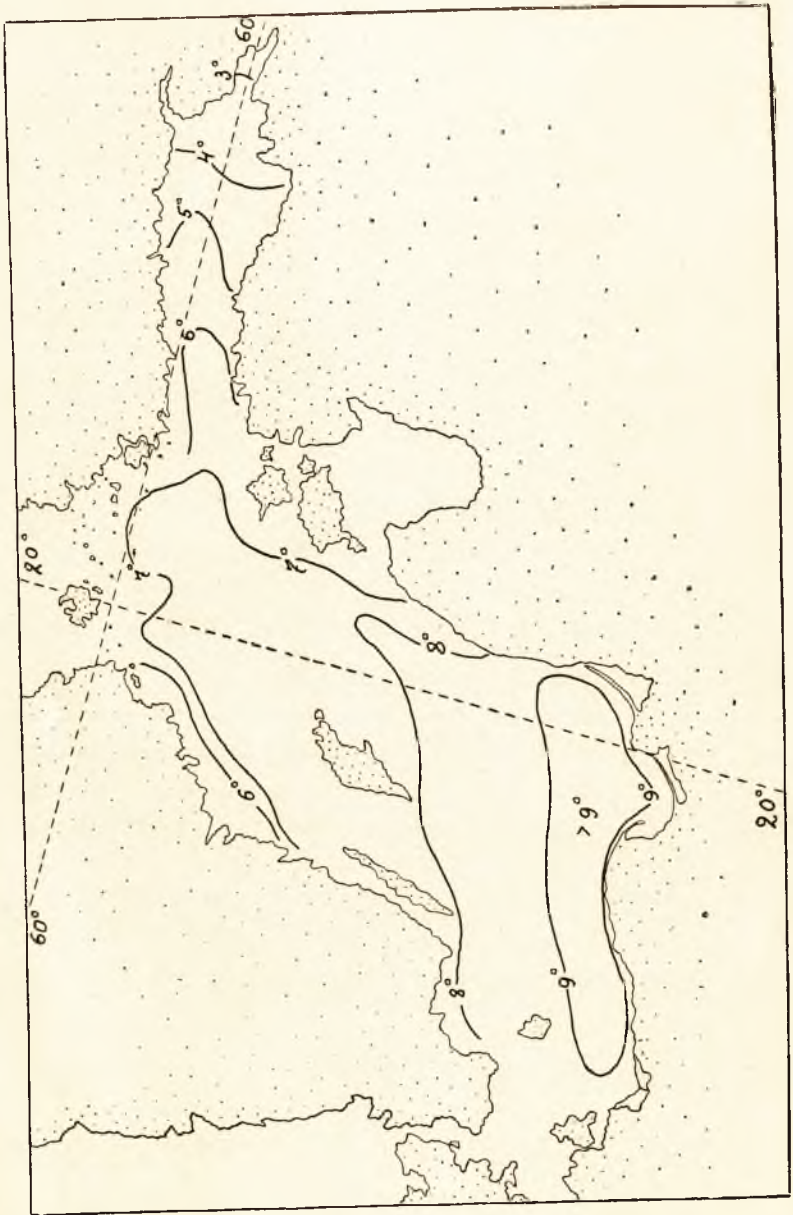
## Wpływ warunków termicznych.

W omówionych powyżej tak wyraźnie zaznaczających się sezonowych obyczajach szprotu u naszych brzegów, jak w ogóle w całym życiu tego gatunku, warunki termiczne odgrywają rolę zasadniczą. W jesieni szprot do nas przybywa. Ta wędrówka do brzegów rozpoczyna się od października i trwa przez listopad. Wtedy temperatura warstw górnych wody w sąsiedztwie naszych brzegów jest w ogóle maksymalna dla całego Bałtyku i wynosi w listopadzie, głównym miesiącu przybywania szprotu, średnio  $9^{\circ}$  (Rys. 2). W październiku zaś—około  $12^{\circ}$  ( $11.7^{\circ}$  w okresie dziesięcioletnich obserwacji przy Helu). Ta wyższa temperatura wydaje się być jedną z głównych przyczyn sezonowych wędrówek ławic okolicznych ku naszym brzegom. Szprot poprostu ucieka jesienią przed zimnem, chroniąc się w warstwy cieplejsze i bardziej zaciszne. W takim jedynie oświetleniu stają się zrozumiałe jego sezonowe zarówno poziome, jak i pionowe wędrówki. Przybywszy do naszych brzegów, kiedy temperatura wody wynosi  $10^{\circ}$ — $12^{\circ}$ , po raz pierwszy zazwyczaj przy Karwi od strony pełnego Bałtyku, ławice jeszcze dość ruchliwe i niezbyt skupione poruszają się dalej z prądami w górnych warstwach, pogrążając się stopniowo w miarę nasuwania się okresu wyrównania termicznego, co zazwyczaj ma miejsce w grudniu przy temperaturach  $6^{\circ}$ — $5^{\circ}$ , wyjątkowo wcześniej i przy temperaturach wyższych<sup>1)</sup> pod warunkiem jednak wyrównania termicznego, spowodowanego wówczas sztormami. W swej ucieczce przed zimnem, nadchodzącym z powierzchni, ławice osiągają warstwy przydenne, w których już całą zimę przepędzają. U nas tymi zimowiskami szprotu są głębsze wody Małego morza, poniżej 40 m, mające temperaturę z reguły wyższą o  $1$ — $2^{\circ}$  niż wody powierzchniowe. W dnie mroźne skupianie się przydenne

---

najspokojniejszych. Marzec ze swym termicznym wyrównaniem wiosennym jest okresem wędrówek pionowych ławic w warstwy górne, coraz bardziej usłoneczniane i nagrzewane. Wreszcie kwiecień jest miesiącem intensywnych ruchów rozpraszających się ławic w warstwach górnych wody ze stałą wznoszącą tendencją do oddalania się od brzegów. W r. 1937 ławice znikły wyjątkowo wcześniej, bo już z końcem lutego.

<sup>1)</sup> Nawet przy  $9^{\circ}$ , jak to miało miejsce w początku listopada 1936 r.



Rys. 2. Mapka ilustrująca termikę powierzchniowych wód Bałtyku w listopadzie (według Atlasu Morskiego Obserwatorium w Hamburgu).

ławic jest też najsilniej i najwyraźniej zaznaczone. Połowy w dnie mroźne wznoszą bardzo widocznie. Z początkiem marca w okresie wyrównania termicznego wiosennego, przy temperaturach  $2^{\circ}$ — $3^{\circ}$ , rozpoczyna się wznoszenie ławic ku górze w warstwy wód cieplejszych i bardziej nasłonecznionych, ich większa ruchliwość oraz znane nam już oddalanie się od brzegów na okres rozrodu.

Pod względem termicznym główne okresy życia szprota można scharakteryzować jak następuje:

1. Jesienny okres, poczynając od przybywania szprota do naszych brzegów przy temperaturze wody około  $10^{\circ}$ — $12^{\circ}$ , obejmuje wędrówki ławic z prądami górnymi aż do pogrążania się ich podczas wyrównania termicznego jesiennego, przy temperaturach normalnie  $6^{\circ}$ — $5^{\circ}$  w grudniu, wyjątkowo wcześniej przy temperaturach wyższych, wyrównanych jednak sztormami (czynnik termiczny zasadniczy).

2. Okres zimowego bytowania w warstwach przydennych Małego morza, poczynając od temperatur jesiennego wyrównania wód, około  $6^{\circ}$ , do minimum zimowego w warstwach przydennych, zawsze o jakieś  $1^{\circ}$ — $2^{\circ}$  wyższego od minimum wód powierzchniowych.

3. Wreszcie okres wiosenny, od podnoszenia się ławic w warstwy górne, podczas wyrównania termicznego wiosennego, przy temperaturach średnio  $2^{\circ}$ — $3^{\circ}$  do oddalania się definitywnego ławic od naszych brzegów w kwietniu i początku maja, miesiącach zaznaczającej się silnej insolacji.

Okres życia szprota u naszych brzegów od jesieni do wiosny mieści się zatem w granicach termicznych około  $10^{\circ}$ , średnio od  $12^{\circ}$  do  $2^{\circ}$ . Czy granice te są granicami jego życia wegetatywnego w całym cyklu rocznym i różnych miejscach zasięgu geograficznego gatunku, nie posiadamy co do tego dostatecznych danych, mamy jednak zamiar w przyszłości przystąpić do dalszych badań nad warunkami termicznymi życia szprota. W każdym razie, sądząc z tego, że latem trafia się w warstwach o temperaturze nie przekraczającej w zasadzie  $12^{\circ}$ , należałoby przypuszczać, że rozpiętość  $12^{\circ}$ — $2^{\circ}$  wydaje się być bliska jego normalnej rozpiętości termicznej dla całego cyklu życia.

W uzupełnieniu powyższych danych o zasadniczym wpły-

wie czynników termicznych na zachowanie się ławic szprota u naszych brzegów należy przypomnieć, że gatunek ten, sądząc z rozszedlenia, jest bardziej południowy, niż pokrewny mu śledź. Gdy bowiem ostatni rozszedlony jest od Oceanu Lodowatego po atlantyckie wybrzeża Francji północnej, rozszedlenie szprota rozpościera się od Lofotenów na północy Norwegii po Morze Śródziemne, Adriatyk i Czarne, gdzie znany jest wprawdzie pod innymi nazwami (*Clupea meletta*, *papalina*, *sulinae*), reprezentuje jednak ten sam gatunek, występujący co najwyżej w różnych odmianach czy rasach. U zimniejszych niż europejskie północno-amerykańskich wybrzeży Atlantyku nie występuje, w przeciwieństwie do poławianego tam śledzia. Wreszcie o dużej wrażliwości szprota na warunki termiczne świadczą względnie wąskie granice termiczne rozrodu, mieszczące się między  $8^{\circ}$ — $11^{\circ}$  według FAGE'a<sup>1)</sup>, a tym samym powodujące bardzo wyraźne przesuwanie się okresu tarła zależnie od miejscowości w obrębie swego rozległego zasięgu (w Bałtyku w czerwcu; w M. Północnym w kwietniu i maju; w M. Śródziemnym i Adriatyku w grudniu i styczniu etc.). Jest on gatunkiem generatywnie stenotermicznym, którego termiczne warunki rozrodu mieszczą się w pobliżu górnej granicy warunków termicznych jego życia wegetatywnego. Świadczyłoby to również pośrednio o południowym pochodzeniu gatunku.

### Rola prądów.

Drugim obok termiki zasadniczym czynnikiem, decydującym o zachowaniu się ławic, są prądy morskie. W ich oświetleniu stają się zrozumiałe w szczególności ruchy ławic i ściśle z tymi ruchami związane tereny łowu u naszych brzegów. Szprot jest drobny i zasadniczo nie przeciwstawia się prądom, które go też niosą, zatrzymując jedynie w miejscach spokojnych czyli zastojach wód. Miejsca te—to tereny łowu, których w naszych wodach wyróżniłem 15, mniej lub więcej

---

<sup>1)</sup> Les causes de l'absence du Sprat (*Clupea sprattus* L.) sur les côtes de l'Afrique du Nord. Compte rendu au Congrès de Constantine 1927 de l'Assoc. Franc. p. l'Avancement des Sciences, Paris.



wyraźnie od siebie oddzielonych. Zasadniczym faktem jest, że ławice posuwają się z prądem. Jesienią i wiosną trzymają się wód górnych, cieplejszych i posuwają się z prądami wierzchnimi, czyli idą „z wiatrem”. Zimą w okresie odwrócenia termicznego i najcieplejszych temperatur w warstwach przydennych posuwają się już tylko z prądami dolnymi czyli „pod wiatr”. Na tym właściwie polega, jeśli tak można się wyrazić, cała filozofia ruchów ławic szprota, przynajmniej u naszych brzegów, od jesieni do wiosny. Zależy ona od dwóch zasadniczych czynników: temperatury i prądów. Temperatura, powtarzam, decyduje o sezonowych wędrówkach ku naszym brzegom oraz o warstwach pionowych, w których szprot przebywa, wybierając z reguły cieplejsze, jesienią do wyrównania termicznego—górne, zimą—dolne przydenne, wiosną zaś po wyrównaniu termicznym—znów górne warstwy. Prądy go niosą, zatrzymując w miejscach spokojniejszych, zastojach wód, które okazują się mniej lub więcej wyraźnie zdefiniowanymi terenami łowu.

W takim tylko oświetleniu stają się zrozumiałe ruchy ławic szprota w zatoce Gdańskiej zarówno w okresie wczesnej jesieni, kiedy ławice przedostawszy się na najbardziej południowe brzegi tej zatoki, gdzieś w sąsiedztwo ujścia Wisły, przesuwały się wzdłuż brzegu bądź ku wschodowi, bądź ku zachodowi w zależności od wiatrów i prądów górnych, jak również i późną jesienią w okresie wyrównania termicznego, kiedy ławice, pogrążone już w warstwy przydenne, *nolens volens* zostają wciągnięte do głębszych wód zatoki Puckiej przez cyrkulacyjne dolne prądy tej zatoki, przebiegające z reguły w kierunku ruchu wskazówki zegarowej i tutaj przez okres miesięcy zimowych (styczeń—luty) miotane są po najważniejszych pod względem intratności terenach łowu (9, 10, 11). W tym wreszcie oświetleniu staje się zrozumiałe szybkie znikanie ławic z zatoki wczesną wiosną wraz z górnym prądem, wyprowadzającym wierzchnie wody, w okresie oddalania się ławic od brzegu na tarło<sup>1)</sup>.

---

<sup>1)</sup> W r. 1937 zniknięcie ławic nastąpiło wyjątkowo wcześniej, bo z końcem lutego, a więc zimą, nie zaś wiosną jak zazwyczaj. Tłumaczę to bardzo wczesnym prostym, wiosennym uwarstwieniem termicznym, mimo niższych

### Wpływ innych czynników.

Czy inne czynniki prócz prądów i temperatury mogą w grę wchodzić przy wyjaśnieniu ruchów ławic u nas? Być może, rola ich jest jednak drugorzędna w porównaniu do dwóch pierwszych, zasadniczych. Jesienią i wiosną w pewnym stopniu wpływają na ruchy ławic wody wiślane, które pchane wiatrami wschodnimi w kierunku Małego morza odsuwają ławice na północno-zachodnie jej krańce. Tak więc wiosną, kiedy szprot chodzi wierzchem, jest ruchliwszy i wylewy wiślane obfitsze, ławice przesuwają się dalej ku zachodowi (na teren łowu 14) niż jesienią, kiedy szprot trzyma się głębiej, nie wykazując tendencji do oddalania się od brzegów i kiedy wylewy rzeczne są z reguły mniejsze od wiosennych (teren łowu 8). Wylewy Wisły są jednak czynnikiem raczej dodatkowo wpływającym na ruchy ławic w porównaniu do dwóch zasadniczych: temperatury i prądów.

Również i pożywienie nie odgrywa moim zdaniem większej roli w wyjaśnieniu ruchów ławic w okresie miesięcy zimowych i w miejscach wyjątkowego wprost nagromadzenia się ich w wodach przydennych, jak u nas w Małym morzu. Nic bowiem nie zdaje się przemawiać za tym, by ławice przesuwały się wtedy za jakimiś większymi skupieniami planktonu. Przeciwnie, są one niemal z godziny na godzinę miotane i przesuwane wyraźnie zazwyczaj kołującymi prądami dolnymi Małego morza i zatrzymywane w miejscach czasowego zastoju wód (czyli na terenach łowu). Zresztą, jak tego dowodzą nieopublikowane jeszcze badania przeprowadzone na Stacji Morskiej w Helu przez p. W. MAŃKOWSKIEGO, większość osobników ma w przewodzie pokarmowym zaledwie znikome ilości pokarmu. Supozycja wędrówek ławic za planktonem w okresie ich zimowego zalegania u naszych brzegów nie wydaje się uzasadniona. Być może pożywienie, jako czynnik wędrówek ławic, wcho-

---

temperatur przeciętnie o 2°. Temperatura na powierzchni przy Helu w dn. 25.II.37 wynosiła 0.9° a w głębokości 40 m 0.3°. Ławice uniosły się w warstwy górne cieplejsze i bardziej ustonecznione i wraz z prądami wierzchnimi definitywnie opuściły wody Małego morza o dwa miesiące wcześniej niż zwykle. Por. pracę autora w tej sprawie, ogłoszoną w Nr. 2. Biul. Stacji Morskiej w Helu (1937).

dzi w rachubę kiedy indziej, np. wiosną, kiedy szprot przejawia tendencję do oddalania się od brzegów, lub jesienią zwłaszcza wczesną, a więc po tarle. Tych kwestii jednak, jako bezpośrednio do tematu nie należących, tutaj nie dotykam.

### Charakterystyka terenów łowu.

Opierając się na dotychczasowych obserwacjach przeprowadzonych w ostatnich latach, kiedy skrzętnie notowano iznaczono na mapach codzienne połowy, mogę wyróżnić w Zatoce Gdańskiej conajmniej 15 terenów szprotowych, których mniej lub więcej wyraźna lokalizacja uwarunkowana jest konfiguracją wybrzeża naszego, porą roku czyli sezonowością wraz z towarzyszącymi jej określonymi warunkami termicznymi wody, wreszcie prądami, spowodowanymi działaniem wiatrów. Z ogólnej liczby tych terenów 8 przypada na okres jesienny, 4 na miesiące zimowe, 3 zaś dają się z łatwością obserwować wiosną.

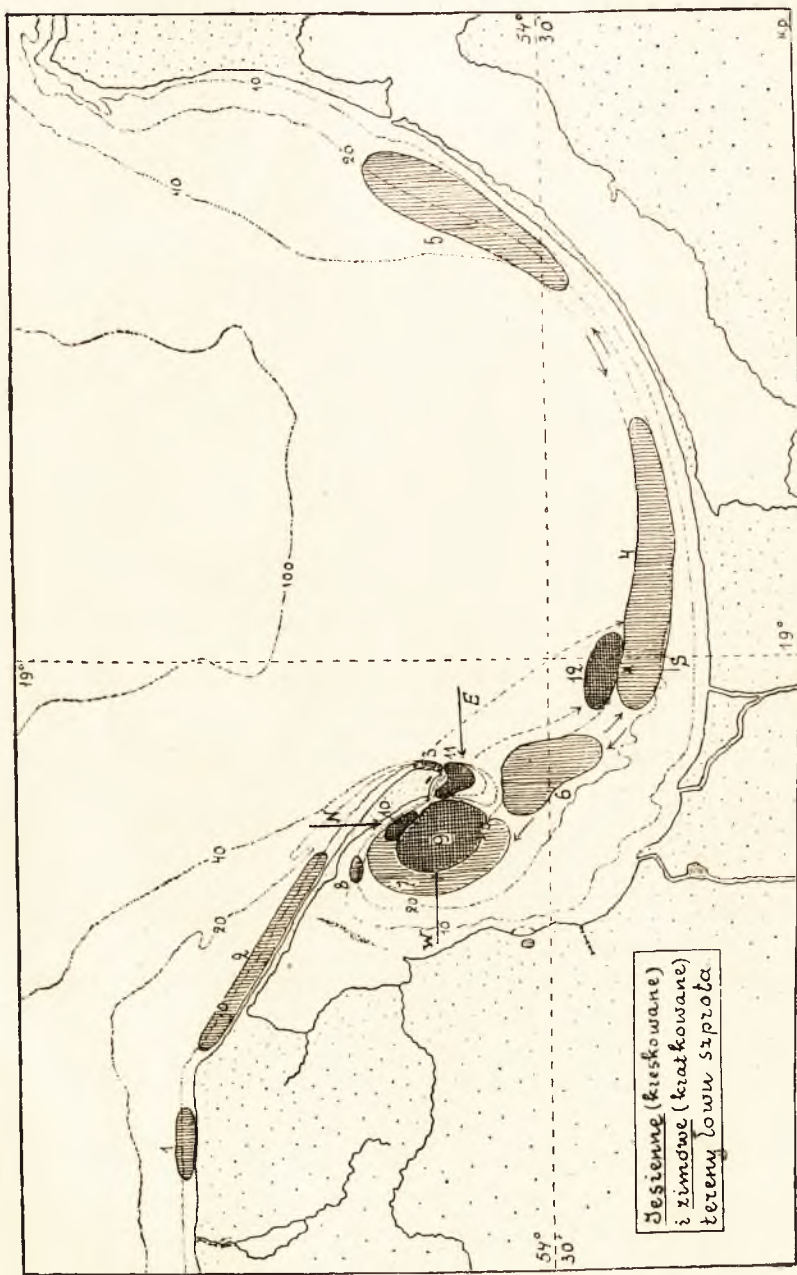
#### Jesiennne tereny łowu (1—8):

1. Teren przy Karwi od strony otwartego Bałtyku. Jest to teren pierwszego pojawu szprotu u naszych brzegów, zazwyczaj w październiku, a nawet już w końcu września. Szprot trzyma się płytkich wód przybrzeżnych i poławiany jest mancami.

2. Teren przejściowy od strony otwartego Bałtyku jednak w oparciu o półwysep Helski, średnio od Chłapowa po Bór. Szprot przesuwa się przy wiatrach zachodnich z prądem wierzchnim w kierunku cypla, czyli ku południowi. Poławiany jest przez wioski Chłapowo, Wielką Wieś, Chałupy, Kuźnicę, Jastarnię i Bór w mance i niewody.

3. Teren przy cyplu półwyspu Helskiego w rejonie między bojami Hel N i Hel S. Jest to teren przejściowy, zazwyczaj krótkotrwały, na którym ławice mogą się zatrzymać przy wiatrach zachodnich i prądzie naprowadzającym w październiku.

4. Teren południowy w Zatoce Gdańskiej, gdzie szprot w swej południowej wędrowce na zimę pojawia się z reguły po raz pierwszy bezpośrednio po opuszczeniu wybrzeży półwyspu Helskiego i pełnego Bałtyku, zazwyczaj w drugiej połowie października (w r. 1936: 26 października). Teren południowy zależnie od panujących wiatrów i prądów przesuwa się bądź ku zachodowi, bądź ku wschodowi.





5. Teren wschodni w zatoce Gdańskiej przy wiatrach zachodnich, o ile ławice nie pogrążyły się jeszcze w warstwy przydenne czyli do okresu wyrównania termicznego. W swym posuwaniu się ku wschodowi ławice dochodzą aż do Piławy. Teren ten, jako bardziej odległy, jest nam mniej znany.

6. Teren u wejścia do Małego morza w głębokościach przeciętnie do 30 m, maksymalnie do 40 m, w rejonie zawartym między liniami Hel—Schiewenhorst i Hel—Oksywie. Do okresu wyrównania termicznego ławice wchodzą na ten teren przy wiatrach wschodnich i wtedy łatwo też wychodzą z zatoki ze zmianą wiatrów. W okresie wyrównania i odwrócenia termicznego wód wchodzą przy wiatrach zachodnich ze stałym cyrkulacyjnym prądem dennym, zazwyczaj w listopadzie.

7. Teren zachodni w Małym morzu, późno-jesienny, przejściowy do terenów zimowych. Tutaj najczęściej ma miejsce ostateczne pogrążanie się ławic na zimę w warstwy przydenne najgłębsze, poniżej 40 m, zazwyczaj w drugiej połowie grudnia, typowym miesiącu wyrównania termicznego.

8. Teren jesienny przy wylewach wiślanych, kierowanych wiatrami wschodnimi na obszar Małego morza. Ławice odepchnięte są ku wschodowi, jednak niezbyt daleko.

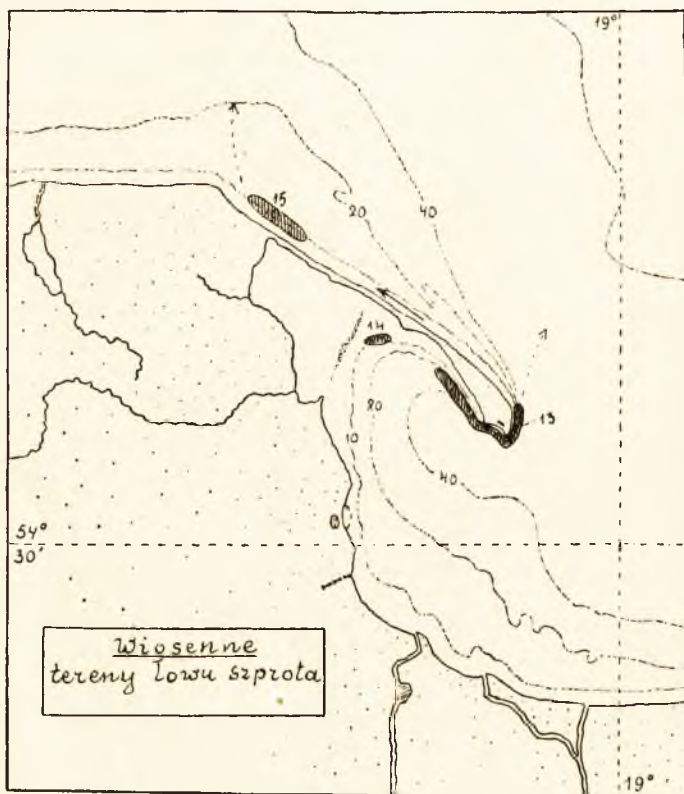
Zimowe tereny łowu (9—12):

9. Teren środkowy w Małym morzu, przy wiatrach zachodnich i przy względnej ciszy. Najrozleglejszy z zimowych, zajmujący najgłębsze części Małego morza, średnio poniżej 40 metrów głębokości. Ławice zajmują wtedy dość znaczny obszar, nie będąc tak skupione jak na innych terenach zimowych. Być może nawet w tym okresie względnego rozproszenia mogą przesuwać się w poszukiwaniu pokarmu.

10. Teren północny w Małym morzu przy wiatrach północnych, kiedy ławice podciągane są pod brzeg półwyspu, czyli idą pod wiatr. Tuż pod stromym progiem brzegu piaszczystego półwyspu zagęszczają się najbardziej, dając połowy najobfitsze, dochodzące do 200 centnarów na zaciąg, w głębokościach średnio 40—20 m.

Rys. 3. Mapa zatoki Gdańskiej ilustrująca jesienne (kreskowane, nr 1—8) i zimowe (kratkiwane, nr 9—12) tereny łowu szprota. Strzałki z oznaczeniem kierunków świata wskazują na zorientowanie terenów zimowych z reguły pod wiatr.

11. Teren wschodni w Małym morzu; przy wiatrach wschodnich i opadaniu poziomu ławice przesuwały się ku wyjściu z Małego morza, zazwyczaj w rejon między Starym Helem i cyplem półwyspu, gdzie dają łatwe i dobre połowy. Ze zmianą wiatrów na kierunki zachodnie ławice przesuwały się z tego wyjściowego terenu, skąd poprzez teren 6 (wejściowy do Ma-



Rys. 4. Mapa zatoki Gdańskiej z głównymi wiosennymi terenami łowu szprota.

łego morza) wchodzą ponownie na teren 9, charakterystyczny zimą dla wiatrów zachodnich i dla względnej ciszy. Przy długotrwałym wietrze wschodnim a po nim wietrze południowym, ławice mogą wyjść całkowicie z Małego morza, przesuując wówczas połowy na teren 12. Jest to jednak raczej wyjątek wobec zazwyczaj zmiennej gry wiatrów i przydennego zalegania ławic zimą.

12. Teren zimowy przy ujściu Wisły, wywołany działaniem wiatrów południowych nastających zwłaszcza po dłuższych wschodnich. Wylewy wislane teren ten mogą przesuwac nieco ku północy.

Wiosenne tereny łowu (13—15):

13. Teren u wyjścia z Małego morza, tuż pod brzegiem półwyspu od strony zatoki. Daje on połowy przeważnie przy wiosennych wiatrach wschodnich, które uwzględniają przebieg półwyspu z NW na SE, utrudniają odejście ławic bardzo już wtedy ruchliwych, unoszących się w górnych warstwach i przejawiających silną tendencję do oddalenia się od brzegów.

14. Teren wiosenny przy wylewach wiślanych, kierowanych wiatrami wschodnimi na Małe morze. Jest on dalej ku zachodowi wysunięty niż analogiczny jesienny (8), również spowodowany wylewami Wisły. Niekiedy nawet ruchliwe ławice w swej ucieczce przed wodami Wisły przedostają się na płytkie miejsca zalewu Puckiego, jak to obserwowano 8—12 kwietnia 1930 roku<sup>1)</sup>.

15. Teren wiosenny na odejściu od strony otwartego Bałtyku przy Chłapowie i Wielkiej Wsi w ostatnim okresie bytowania rozpraszających się ławic u naszych brzegów w końcu kwietnia i w maju. Niedostatecznie wyzyskiwany przez rybaków.

Zestawiając wszystkie te tereny można zauważyć pewną mniej lub więcej stałą kolejność w przesuwaniu się ławic u brzegów Zatoki Gdańskiej. Szprot zjawia się naprzód od strony otwartego Bałtyku poza właściwą zatoką Gdańską, mianowicie przy Karwi (teren 1)<sup>2)</sup>. Stąd z prądem wierzchnim zsuwa się wzdłuż brzegu półwyspu Helskiego, poprzez przejściowe tereny, bądź u podstawy półwyspu (teren 2), bądź przy cyplu (teren 3) na najbardziej południowe brzegi Zatoki (teren 4). Jest to mniej lub więcej stała, z roku na rok dająca się obserwować droga. Stąd przesuwa się bądź ku wschodowi (teren 5),

<sup>1)</sup> Hryniewicki A., Zagadnienie szprotowe, Ryba, II, Nr. 6, Bydgoszcz 1930.

<sup>2)</sup> Drugim wschodnio-pruskim odpowiednikiem tego jesiennego pojawu szprota u brzegów zewnętrznych zatoki Gdańskiej byłby mniej lub więcej stały pojaw ławic przy Neukuhren na brzegu Sambijskim. skąd dalej zsuwają się one na południowe brzegi zatoki Gdańskiej, najprawdopodobniej wzdłuż brzegów Sambii i mierzei Świeżej.

bądź ku zachodowi, w tym okresie do wyraźnego wyrównania termicznego jeszcze z górnym prądem czyli z wiatrem. W miarę zaś pograżania się w warstwy przydenne, ławice prędej czy później zostają wciągnięte dolnymi cyrkulacyjnymi prądami do Zatoki, przechodząc z reguły na teren 7, poprzez wejściowy teren 6. Zawsze więc wchodzą do Małego morza brzegiem gdyńskim, nie zaś helskim, czyli zgodnie z przebiegiem dolnego kompensacyjnego dobałtyckiego prądu Małego morza. W okresie wyraźnego odwrócenia termicznego, poprzez styczeń i luty, ławice zajmują najgłębsze miejsca, przesuwane jedynie dolnymi prądami w kołujących zazwyczaj ruchach po trzech najważniejszych terenach zimowych: 9, 10, 11. Wyjątkowo mogą wyjść zimą z Małego morza na teren 12 przy dłuższych wiatrach lądowych, zwłaszcza południowych, i prądzie obniżającym wydatnie poziom morza. Z chwilą wiosennego wyrównania wód w połowie marca ławice wypływają ku warstwom górnym i poprzez tereny łowu wyjściowe przy Helu (13) wraz z prądem wyprowadzającym wychodzą z zatoki tuż przy cyplu, hamowane co najwyżej w swej ucieczce wiatrami wschodnimi. Wpływ Wisły zaznacza się w odsuwaniu ławic ku północnemu zachodowi w obrębie Małego morza, przy tym wiosną wobec większej ruchliwości szprota i tendencji do oddalania się od brzegów dalej (teren 14), niż jesienią w okresie pograżania się ławic (teren 8).

### Prognoza połowów.

Możliwość mniej lub więcej ścisłego zdefiniowania najważniejszych terenów łowu, uzależnionych od prądów, sezonowości i konfiguracji wybrzeża naszego, wysuwa na porządek dzienny sprawę prognozy połowów, zwłaszcza w okresie miesięcy zimowych, kiedy ławice szprota są najbardziej bierne, skupione na stosunkowo niewielkim obszarze i prądami dolnymi miotane po zupełnie określonych i stosunkowo nieodległych od siebie terenach łowu. Prognoza taka, postawiona na okres krótki, do jednego dnia, jest naszym zdaniem zupełnie możliwa, pod warunkiem jednak posiadania danych co do dwóch zasadniczych czynników: danych meteorologicznych, w szczególności



kierunków wiatrów, oraz stanu poziomu morza, czyli danych dotyczących prądów, uwzględniając oczywiście porę roku (sezonowość).

Praktycznie jednak ujmując rzecz, nie wydaje mi się prawdopodobne, aby prognoza mogła wiele wpłynąć na ilościowy stan połowów. Największe bowiem połowy zależą od tych rybaków, którzy w sytuacji orientują się najlepiej, posiadając przy tym najlepsze środki łowu (kutry, sieci, organizację łowu itd.). Ci doskonale wiedzą, gdzie należy szukać szprotów, orientując się niemal wyłącznie według wiatru (czyli prądów). Za nimi podążają inni i w rezultacie cała nasza rybacka flotylla skupiona w Helu rzuca się, niby stado mew, na przesuujące się nieustannie w pobliżu ławice, uzyskując efekt jeżeli nie maksymalny, to w każdym razie przy obecnym stanie tej flotylli i intensywności połowów z pewnością bliski maksymalnemu, przynajmniej w okresie miesięcy zimowych.

Inaczej jest wiosną, gdy poczynając od wyrównania termicznego ławice zaczynają się podnosić ku górze, stają się bardziej ruchliwe i trudniejsze do wysledzenia. Połowy stają się wtedy raczej hazardowe. Jedne kutry otrzymują obfite efekty, inne tuż obok prawie nic nie łowią. Ławice przesuują się poprzez różne warstwy pionowe, niewiele różniące się jeszcze temperaturą. Wtedy prognoza byłaby może najbardziej pożądana, ale też i wtedy jest najtrudniejsza, ma bardzo wiele szans niesprawdzenia się. Jest ona w tym okresie rozpoczynającej się wiosny i niskich cen na szprotów najmniej zresztą potrzebna.

Jesienią stosunki są pośrednie pomiędzy łatwym dla prognozy okresem zimowym i trudnym wiosennym. Ławice przeciwnie niż na wiosnę mają tendencję do skupiania się i do pograżania, przesuując się po zupełnie określonych terenach łowu, uzależnionych od prądów w warstwach górnych i średnich oraz od wiatrów. Tylko że wtedy, jesienią, tereny łowu znajdują się na bardziej rozległym obszarze, niż tereny zimowe i ławice nie są tak zagęszczone i bierne w swych ruchach, jak w okresie miesięcy zimowych. Stąd też efekt połowów jeszcze nie jest tak duży, jak zimą. Na ten jesienny okres wysiłki zmierzające ku realizacji prognozy szprotowej winny być najbardziej skoncentrowane.

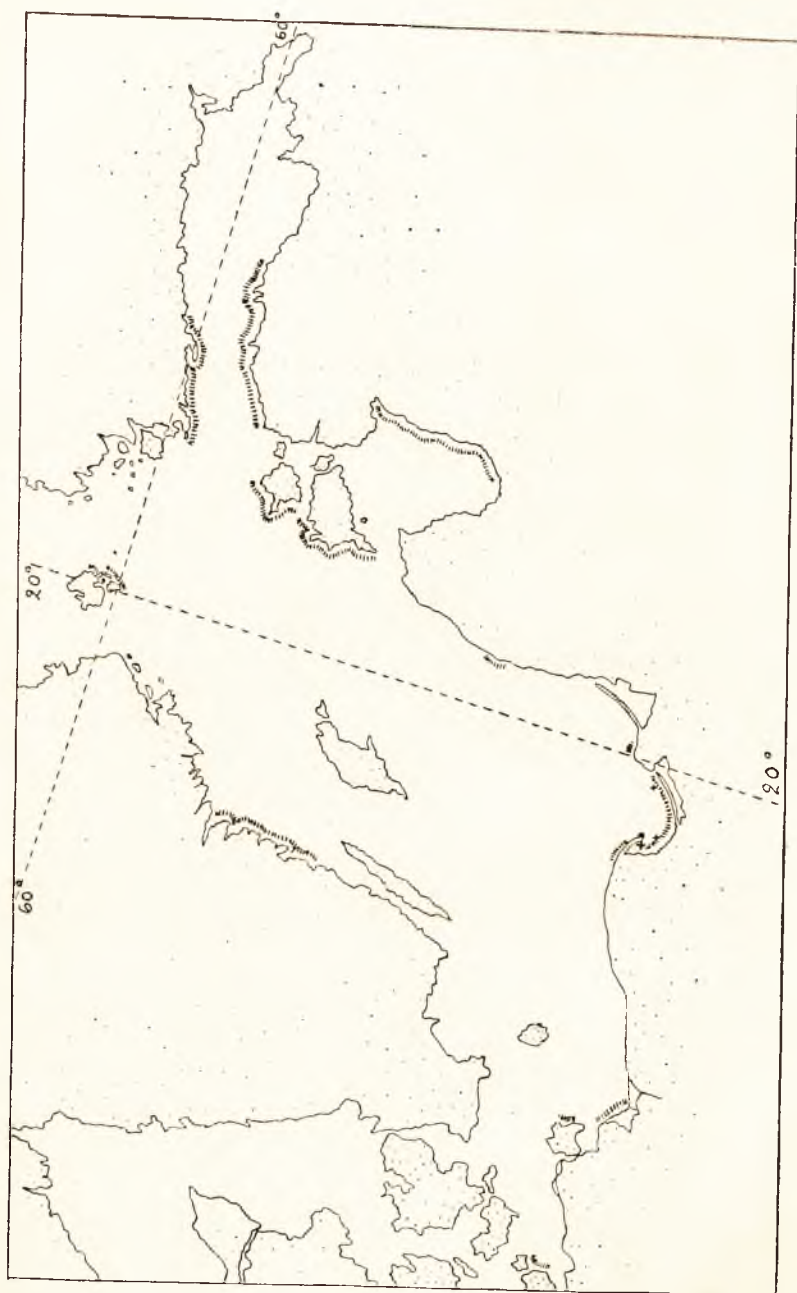
### **Szczególnie korzystne dla połowów szprot warunki geograficzne naszego wybrzeża.**

Wybrzeże nasze okazuje się terenem wyjątkowo wprost uprzywilejowanym pod względem warunków sprzyjających połowom szprot. Świadczy o tym najwymowniej ten fakt, że w ostatnich latach połowy nasze dochodzą 60% ogólnych bałtyckich połowów tego gatunku, co szczególnie jest godne uwagi wobec tego, że pozostałe bałtyckie tereny łowu szprot może kilkadziesiąt, a już conajmniej kilkanaście razy przewyższają obszarem swym nasz mały rejon Małego morza (rys. 5). Jeżeli dalej zwrócimy uwagę na mapkę połowów w Bałtyku, to się okaże, że nasz teren jest jednym z najbardziej południowych i w porównaniu do pozostałych—izolowanym na rozległym brzegu od Rugii po Estonię. Może on przeto skupiać w sobie w okresie zimowych miesięcy ławice z bardziej rozległych przestrzeni niż tereny północne.

Na całym tym bardzo rozległym obszarze zatoka Pucka czyli Małe morze nosi raczej cechy fiordu, jako teren przybrzeżny i jednocześnie głęboki w dolnych swych warstwach mniej lub więcej zaciszny. Jest to niby „wyrstek robaczkowy” właściwej Zatoki Gdańskiej. I kto wie, czy nie jest to właśnie jedna z głównych przyczyn skupiania się u nas ławic w takich ilościach. Szprot bowiem i w innych rejonach bałtyckich na zimę wchodzi do miejsc przybrzeżnych i głębszych, o cechach mniej lub więcej zacisznych fiordów. Przy tym raz w jesieni wprowadzony prądami dolnymi do Małego morza, pozostaje w tym naszym południowym fiordzie bałtyckim niemal przez cały okres zimowych miesięcy, miotany jedynie cyrkulacyjnymi prądami dolnymi po najważniejszych terenach łowu czyli po miejscach lokalnej stagnacji wód. Dzięki tym warunkom jest on przez całą zimę trzymany w Małym morzu jakby dla skoncentrowanej w Helu i czatującej nań flotyłli rybackiej. Port w Helu jest też *par excellence* portem szprotowym.

Na szczególnie korzystne warunki naszego wybrzeża dla połowów szprot składają się zatem:

Rys. 5. Mapka ilustrująca główne przeważnie jesienne tereny łowu szprot w Bałtyku oznaczone kreskami. Krzyżkami oznaczono zimowe tereny w zatoce Gdańskiej o maksymalnej wydajności.



1. Południowe położenie tego wybrzeża, którego wody o temperaturach wyższych, niż w rejonach północnych, stają się terenem, dokąd na zimę przybywają ławice w ich wędrówkach sezonowych.

2. Obecność głębszych przybrzeżnych wód Małego morza, mniej lub więcej zacisznych, o cechach raczej rozległego fiordu, w dodatku jedyne na całym wybrzeżu od Rugii po Estonię.

3. Prądy Małego morza kompensacyjne w stosunku do głównego południowo-bałtyckiego prądu, naprowadzające ławice do zatoki oraz, na skutek stałej cyrkulacji wód dolnych, trzymające je tutaj niemal przez cały okres miesięcy zimowych.

4. Przesuwanie się ławic po ściśle określonych terenach łowu w zależności od konfiguracji wybrzeża, czynników meteorologicznych i prądów, co pozwala na maksymalny odlów (zwłaszcza przy obecności w bezpośrednim sąsiedztwie portu rybackiego).

### Streszczenie.

Stwierdzone zostały trzy zasadnicze okresy w zachowaniu się i ruchach ławic szprotu u naszych brzegów: jesienny do odwrócenia termicznego, kiedy ławice trzymają się warstw górnych wód, poruszając się z prądami górnymi czyli z wiatrem, pograżając się jednak stopniowo w miarę oziębiania wód z powierzchni; zimowy, okres odwrócenia termicznego wód, kiedy ławice trzymają się przydennych warstw wody w Małym morzu poniżej 40 m głębokości, są miotane dolnymi cyrkulacyjnymi prądami po określonych terenach, z reguły pod wiatr; wreszcie wiosenny okres, poczynając od wiosennego wyrównania wód, kiedy ławice wypływają w wierzchnie wody, są ruchliwe, poruszają się z prądami górnymi z wiatrem, przejawiając jednocześnie tendencję do oddalania się od brzegów.

W tych ruchach sezonowych szprotu dwa zasadnicze czynniki zdają się odgrywać rolę decydującą: temperatura i prądy. Inne czynniki, jak wylewy Wisły i pożywienie, odgrywiają rolę co najwyżej dodatkową. Szprot, poczynając od jesieni, ucieka przed wodą zimniejszą i zasadniczo porusza się z prądami, które go zatrzymują w miejscach zaciszniejszych, będących w ten sposób terenami łowu.



Wyróżniono 15 takich terenów szprotowych w Zatoce Gdańskiej, zależnych od pory roku i warunków termicznych, od dominujących prądów w związku z czynnikami meteorologicznymi, wreszcie od konfiguracji wybrzeża.

W związku z tymi mniej lub więcej wyraźnie dającymi się określić terenami łowu szprota, istnieje możliwość stawiania prognozy połowów w zatoce Gdańskiej, prognozy na okres krótkotrwały, przeciętnie jednodniowy, opartej na danych meteorologicznych, w szczególności na kierunkach wiatrów, oraz na wysokości stanu poziomu morza, czyli danych co do prądów, uwzględniając oczywiście porę roku.

Wybrzeże nasze ze względu na swe warunki geograficzne zdaje się być terenem Bałtyku wyjątkowo uprzywilejowanym dla połowów szprota.

*Ze Stacji Morskiej w Helu.*

---

## Résumé

KAZIMIERZ DEMEL

### LES MIGRATIONS DU SPRAT DANS LES EAUX CÔTIÈRES POLONAISES ET LES CONDITIONS HYDROGRAPHIQUES LOCALES

Les observations sur le comportement et plus particulièrement sur les mouvements des bancs du sprat sur la côte polonaise, résumées ici, ont été faites par l'auteur à la Station Maritime de Hel durant la période 1935—1937.

Voici les résultats obtenus:

On a distingué trois périodes principales dans le comportement du sprat sur la côte polonaise: automnale, hivernale, printanière. Durant la période automnale, c'est-à-dire de l'apparition du sprat au mois d'octobre jusqu'à décembre, les bancs

se tiennent dans les couches d'eaux supérieures du Golfe Dantzigois et s'enfoncent au fur et à mesure du refroidissement venant de la surface. Ils se meuvent alors en harmonie avec les courants supérieurs, jusqu'à 30 à 40 m de profondeur au maximum.

La période hivernale, durant les mois de renversement thermique des couches en janvier et février, se caractérise par la concentration des bancs dans les eaux les plus profondes de la baie de Puck, tout près du fond, de 40 à 50 m. Les courants inférieurs de cette baie, circulant habituellement dans la direction d'une aiguille de montre, transportent ces bancs à travers les principaux terrains de pêche hivernaux (Dessin 1).

Enfin la période printanière, de mars à avril, se caractérise par l'écoulement des bancs dans les eaux supérieures, par leurs mouvements toujours en harmonie avec les courants supérieurs et par la tendance de plus en plus marquée à s'éloigner de la côte vers le large pour la reproduction.

Dans tous ces mouvements saisonniers si caractéristiques pour le sprat les conditions thermiques jouent le rôle principal. Il semble que la température est une des conditions déterminant ces mouvements. A partir de l'automne le sprat fuit les eaux froides et se dirige vers les eaux à température plus élevée. A la lumière de cette interprétation on explique bien ses migrations saisonnières pour l'hiver vers les côtes méridionales, vers la côte polonaise, où la température des eaux superficielles est plus élevée que dans les autres régions de la Baltique. Ceci explique la carte (dessin 2) de température moyenne de surface au mois de novembre, mois des migrations maximales des bancs du sprat vers la côte méridionale. La température à la côte polonaise est alors maximale.

Les conditions thermiques nous expliquent aussi l'enfoncement du sprat dans les couches les plus profondes et par conséquent les moins froides en hiver. Ce n'est que par la fuite des couches superficielles les plus froides en hiver que cette migration verticale vers le fond devient claire et compréhensive.

Elles nous expliquent aussi l'écoulement printanier des bancs des eaux profondes dans les couches supérieures et plus ensoleillées, dès que l'égalisation thermique des eaux au mois de mars le permet.

Les conditions thermiques des eaux peuvent nous servir par conséquent de base naturelle et solide pour la distinction des trois principales périodes de comportement du sprat dans les eaux polonaises, proposées plus haut. La période automnale d'octobre et novembre, caractérisée par la stratification thermique normale des eaux; période hivernale, janvier-février, à stratification thermique inverse; enfin la période printanière, avril-mai, à stratification de nouveau normale. Ces périodes sont séparées entre elles par deux mois de transition, décembre et mars, à égalisation thermique des couches, durant lesquels s'effectue soit l'enfoncement (décembre) vers le fond, soit l'écoulement des bancs vers les couches supérieures (mars).

La sensibilité toute spéciale du sprat à la température est probablement en rapport avec la distribution géographique de l'espèce. C'est une espèce méditerranéo-boréale largement répandue, mais ne s'avancant pas si loin au nord que le hareng. La limite septentrionale de sa répartition sont les îles Lofoden. Contrairement au hareng le sprat est répandu dans la Méditerranée où il est connu sous le nom *Meletta sprattus*, dans l'Adriatique (*Clupea papalina*) et dans la Mer Noire (*Cl. sulinae*). Les conditions thermiques optimales de sa reproduction sont incluses entre 8° et 11° et prouvent que c'est une espèce sténothermique au point de vue générative.

Mais la température n'est pas le facteur unique qui détermine les migrations du sprat sur la côte polonaise durant les mois d'hiver. Il y en a d'autres et les courants sont de ceux-ci. Le sprat est petit et ne s'oppose pas aux courants. Il les suit. Étant venu dans les eaux du Golfe Dantzigois, les bancs suivent les courants dominants. Ils se meuvent à travers les terrains de pêche habituellement dans une succession déterminée et en dépendance des vents et du système des courants locaux. En automne et au printemps habituellement avec les vents dominants, c'est-à-dire avec les courants supérieurs; en hiver, plongés et concentrés dans les couches d'eau profondes —contre les vents, avec les courants inférieurs.

Une fois introduits par les courants inférieurs dans les eaux profondes de la baie de Puck (sorte de petit fiord dans le coin nord-ouest du Golfe Dantzigois) les bancs passent ici habituellement tout l'hiver, grâce au système circulatoire des

courants locaux, toujours dans la direction d'une aiguille de montre, transportés à travers les principaux terrains de pêche hivernaux (Dessin 1). Leur pêche est alors très fructueuse comme cela se voit d'après notre graphique (Dessin 6).

La température détermine donc la position verticale des couches dans lesquelles se tiennent les bancs du sprat, les courants les dirigent et transportent à travers les différents terrains de pêche. La nourriture ne joue qu'un rôle tout à fait minime, sinon aucun, dans l'explication des migrations des bancs dans les eaux côtières polonaises en hiver. La température du milieu et les courants sont sûrement les deux facteurs principaux de ces migrations.

On peut distinguer au moins 15 terrains de pêche du sprat dans le Golfe Dantzigois, où la pêche est plus fructueuse que dans les autres localités de ce Golfe. Ils sont conditionnés par la température des eaux variable suivant la saison, par les courants et les vents ainsi que par la configuration assez spéciale de la côte polonaise, garnie avec sa longue presqu'île de Hel. Les terrains numérotés de 1 à 8 sont les terrains automnaux de pêche là où on pêche d'octobre à décembre. Ils sont marqués en hachures verticales sur le dessin 3 du texte polonais. Sur le même dessin on voit aussi les terrains de pêche hivernaux les plus profonds et les plus riches quant aux résultats, numérotés de 9 à 12 (hachure quadrillé). Ils sont orientés contre le vent dominant, car les bancs du sprat, se trouvant en hiver toujours dans les couches d'eau profondes, immédiatement au dessus du fond de 40 à 50 m, se déplacent avec les courants inférieurs, contre le vent. Sur le dessin 4 on observe les 3 terrains de pêche printaniers 13 à 15, où la pêche s'effectue dans les eaux supérieures en mars et avril, période d'éloignement des bancs pour la reproduction.

La possibilité de distinction des terrains de pêche, dépendant des conditions locales et de la configuration de la côte permet de prévoir la pêche pour une courte période de temps, pour une journée à peu près, mais à condition d'obtenir préalablement les deux facteurs nécessaires: données sur l'oscillation du niveau de la mer à Hel (ce qui nous renseigne sur les courants) et données sur les vents.

La côte polonaise paraît être par ses conditions géographi-



ques vraiment privilégiée pour la pêche du sprat et voici pour quelles raisons.

1. La situation méridional de la côte polonaise fait que la température des eaux côtières est supérieure aux autres régions de la Baltique, placées plus au nord. Ceci permet aux bancs de se diriger pour l'hiver vers notre côte polonaise.

2. Les eaux assez profondes de la baie de Puck plus ou moins calmes et situées tout près de la côte constituent une sorte de fiord naturel et unique sur la grande étendue de l'île de Rügen à la côte d'Esthonia. Ceci fait que les bancs du sprat profitent de ces eaux calmes, profondes et moins froides pour y passer l'hiver.

3. Les courants inférieurs de la baie de Puck facilitent de leur côté l'entrée dans ces eaux profondes où, grâce à la circulation constante, ils les tiennent presque tout l'hiver dans le voisinage du port de Hel, important port de pêche polonaise.

4. Les mouvements des bancs du sprat à travers les principaux terrains de pêche sont faciles à prévoir, ce qui permet d'obtenir les meilleurs résultats de pêche. La Pologne tient actuellement dans la Baltique la première place au point de vue de la pêche du sprat.

*Station Maritime de Hel.*

---

WALERIAN CIĘGLEWICZ i ZYGMUNT MULICKI

**DOJRZEWANIE PŁCIOWE I SKŁAD STADA  
TRĄCYCH SIĘ STORNI (*PLEURONECTES FLESUS*)  
W ZATOCE GDAŃSKIEJ**

Praca niniejsza przedstawia wyniki badań nad dojrzewaniem płciowym storni (*Pleuronectes flesus*) w Zatoce Gdańskiej i składem stada tych ryb w czasie tarła. W badaniach tych zwróciliśmy uwagę na: 1) przebieg dojrzewania storni w ciągu roku, 2) wiek, w którym stornia dochodzi do dojrzałości płciowej, 3) miejsce i okres tarła w zależności od wieku i płci tych ryb oraz 4) skład stada trących się storni pod względem wieku, długości i płci.

Dotychczasowe dane dotyczące dojrzewania płciowego storni w Zatoce Gdańskiej, które znajdujemy w literaturze, pochodziły z badań niemieckich (STRODTMANN 1906, 1918, 1926 i 1930, KÄNDLER 1932) opartych na materiale dorywczo zbieranym podczas rzadkich wypraw na Bałtyk badawczego statku „Posejdon”. Te fragmentaryczne obserwacje nie odtwarzały przebiegu dojrzewania płciowego storni w ciągu cyklu rocznego i nie mogły dać podstawy do wniosków praktycznych, mających na względzie racjonalną ochronę tych ryb wobec wzrastającej intensywności naszego rybołówstwa morskiego.

**Materiał i metoda.**

Badany przez nas materiał pochodził z połowów statku badawczego „Ewa” dokonanych na trzech oddzielnych terenach, na których normalnie są łowione stornie przez naszych rybaków: 1) z Zatoki Puckiej—1696 sztuk, 2) z wód przybrzeżnych

wzdłuż zewnętrznych brzegów półwyspu Helu—994 sztuki oraz 3) z Głębi Gdańskiej—2201 sztuk.

Połowry dokonywane były przez cały rok w odstępach miesięcznych w Zatoce Puckiej oraz u zewnętrznych brzegów półwyspu Helu w czasie od sierpnia 1936 do lipca 1937 roku, zaś na Głębi Gdańskiej co dziesięć dni w czasie od marca do maja 1937 r., t. j. w okresie, w którym według dotychczasowych spostrzeżeń rybackich odbywa się tarło storni.

W każdej próbie liczącej średnio 125 ryb określano długość ryb, ich wiek (z otolitów), płeć oraz stopień dojrzałości gonad. Przy określaniu stopnia dojrzałości gonad posługiwaliśmy się zmodyfikowaną skalą MEIERA (1906), która zawiera 8 stopni rozwoju gruczołów płciowych samców i samic. Ponieważ jednak odróżnienie niektórych z tych stopni od siebie okazało się w praktyce raczej wątpliwe, dlatego przy sporządzaniu tabeli zmniejszyliśmy ilość stopni skali MEIERA do czterech, podobnie jak to uczynił V. FRANZ (1910) dla gatunku *Pleuronectes platessa*. Szczególnie odróżnienie stopnia I. od II. skali MEIERA, t. zn. stadium młodocianego od spoczynkowego, przedstawia duże trudności i wymaga użycia specjalnych metod histologicznych, których zastosowanie przy masowym opracowaniu materiału jest zbyt uciążliwe.

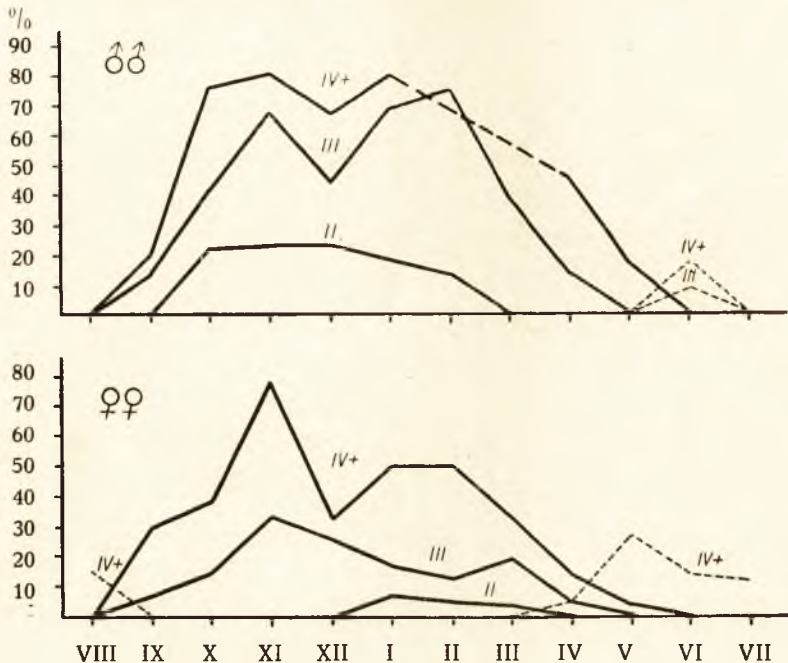
Wyróżniliśmy więc cztery następujące stopnie dojrzałości płciowej storni, wyraźnie od siebie odgraniczone. Stopień 1.—gonady niedojrzałe (I. i II. stopień skali MEIERA); stopień 2.—gonady dojrzewające (III. IV. i V. stopień skali MEIERA); stopień 3.—gonady ciekące (VI. i VII. stopień skali MEIERA); stopień 4.—gonady wytarte (VIII. stopień skali MEIERA).

### A. Stornie z Zatoki Puckiej.

Materiał zebrany w Zatoce Puckiej przedstawiony został w tab. 1, która zawiera procenty, jakie w poszczególnych grupach wzrostowych stanowią ryby o różnych stopniach rozwoju gonad, obliczone oddzielnie dla samców i oddzielnie dla samic. Graficznie przedstawienie tej tabeli mamy na wykresie 1.

Dojrzewanie storni w Zatoce Puckiej rozpoczyna się we wrześniu, ale ilość dojrzewających ryb (2. stopień naszej skali) w tym miesiącu jest stosunkowo nieznaczna. W październiku

i listopadzie ilość ta wzrasta, w grudniu nieco się zmniejsza, po czym znowu zwiększa się, utrzymując taką tendencję w niektórych grupach wzrostowych do lutego włącznie. Od marca procent dojrzewających storni w Zatoce Puckiej znacznie maleje, a z kolei pojawiają się ryby wytarte, które występują już



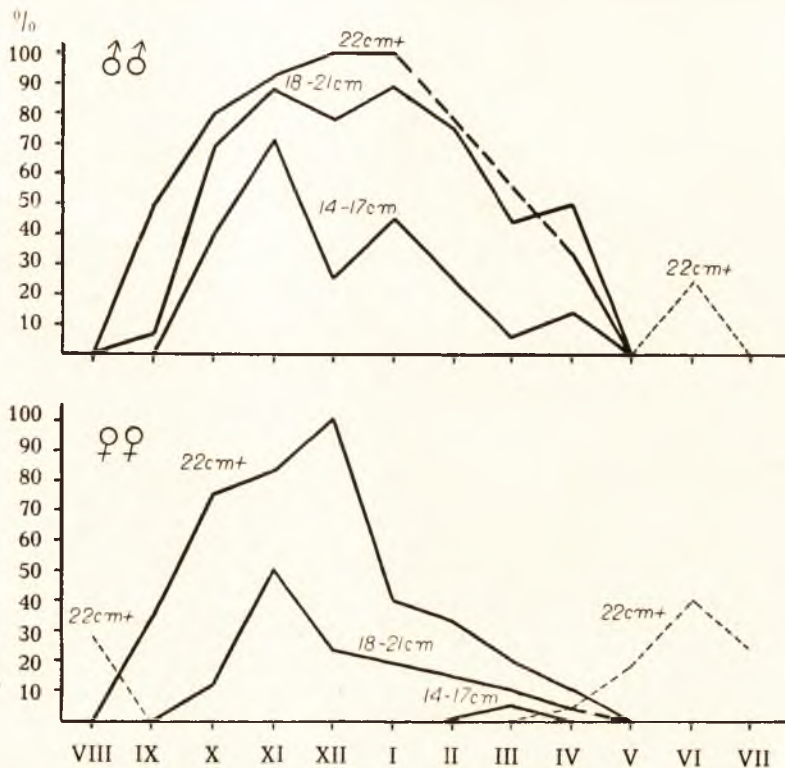
Wykres 1. Stopień dojrzałości płciowej storni poszczególnych grup wzrostowych wyrażony w  $\%$ . (Zatoka Pucka, sierpień 1936—lipiec 1937).—Stage of maturity of flounders in different age groups in  $\%$ . (Bay of Puck, August 1936—July 1937).

Linia ciągła—dojrzewające, linia przerywana—wytarte.  
Continuous line—maturing, broken line—spent.

w kwietniu. Ponieważ ciekających storni, t. zn. odbywających tarło w Zatoce Puckiej prawie się nie spotyka (na 1459 zbadanych sztuk mieliśmy tylko 1 ciekającą samicę), możemy uważać, że stornie dojrzewające w Zatoce Puckiej wywędrowują na tarło poza zatokę. Spadek ilości dojrzewających storni w marcu jest wynikiem ich wywędrowywania z Zatoki, które właściwie zaczyna się już w grudniu, jak to wynika z naszych obserwacji oraz ze spostrzeżeń rybackich.



Porównując procenty dojrzewających ryb w poszczególnych grupach wzrostowych widzimy, że stornie I. grupy są w ciągu całego roku płciowo niedojrzałe i dlatego opuściliśmy tę grupę na wykresie 1. Dojrzewać zaczynają stornie w 3. roku



Wykres 2. Stopień dojrzałości płciowej storni poszczególnych klas długości wyrażony w %. (Zatoka Pucka, sierpień 1936—lipiec 1937).—Stage of maturity of flounders in different size groups in %, (Bay of Puck, August 1936—July 1937).

Linia ciągła—dojrzewające, linia przerywana—wytarte.  
Continuous line—maturing, broken line—spent.

życia, a więc należące do II. grupy, ale ilość ryb dojrzewających tego wieku jest stosunkowo nieznaczna, większa jest w grupie III., a największa w IV. Stornie starszych grup wzrostowych zaczynają dojrzewać wcześniej od młodszych. Na przykład wśród ryb złowionych we wrześniu dojrzewające stornie należały do III. i IV. grupy, podczas gdy dojrzewające stornie

II. grupy złowiono o miesiąc później, bo w październiku. Dojrzwianie samców zaczyna się wcześniej niż samic, zarówno pod względem pory roku jak i wieku. I tak na przykład w II. grupie wzrostowej mieliśmy dojrzewające samce już w październiku w ilości 23<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, podczas gdy samice tego wieku dopiero w styczniu i to tylko w ilości 7<sup>0</sup>/<sub>0</sub>. Tak samo w III. grupie ilość dojrzewających samców jest znacznie większa niż samic i odpowiadająca jej krzywa podnosi się znacznie prędzej niż u samic. Wytarte samice pojawiają się prędzej od samców, występując już w kwietniu, podczas gdy samce dopiero w czerwcu, a ponieważ, jak widzieliśmy, dojrzewanie ich zaczyna się później niż samców, więc można stąd wnioskować, że samice storni mają krótszy okres tarła od samców.

Celem scharakteryzowania przebiegu dojrzewania płciowego storni w zależności od długości ryby sporządziliśmy analogiczne zestawienie stopni rozwoju gonad samców i samic storni w ciągu roku, wprowadzając na miejsce wieku długość ryb, przy czym uwzględniliśmy cztery grupy długości: do 13 cm, 14—17 cm, 18—21 cm oraz 22 + cm. Z tab. 2 oraz załączonego wykresu 2 widzimy, że stornie o długości do 13 cm włącznie są w ciągu całego roku płciowo niedojrzałe, poczynając zaś od 14 cm wwyż procent dojrzewających ryb rośnie z długością.

Dojrzewanie płciowe rozpoczyna się wcześniej u ryb większych niż u mniejszych, np. we wrześniu liczba dojrzewających storni o długości 22 cm i większej przekracza 40<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, podczas gdy liczba dojrzewających storni o długości 18—21 cm stanowi zaledwie kilka procent. Stornie o długości 14—17 cm zaczynają dojrzewać dopiero w październiku. Ponad to obserwujemy tu podobnie jak poprzednio różnice w przebiegu dojrzewania samców i samic, w wyniku których dojrzewanie samców rozpoczyna się wcześniej i przy mniejszej długości niż samic. I tak wśród samców o długości 13—17 cm ilość dojrzewających ryb wynosi w listopadzie przeszło 70<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, podczas gdy dojrzewających samic o tej długości w tym miesiącu nie ma zupełnie, a pojawiają się dopiero w marcu i to w ilości zaledwie 5<sup>0</sup>/<sub>0</sub>. Wśród samców o długości od 18—21 cm ilość dojrzewających ryb dochodzi w listopadzie do 90<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, a wśród samic tylko 50<sup>0</sup>/<sub>0</sub>. Stornie o długości 22 cm i większej są dojrzałe płciowo w stu procentach, zarówno samice jak samce.

## B. Stornie złowione u brzegów półwyspu Helu.

Przebieg dojrzewania płciowego storni występujących u brzegów półwyspu Helu od strony otwartego morza analizowaliśmy w podobny sposób, jak w materiale pochodzącym z Zatoki Puckiej.

Tab. 3 zawiera procenty, jakie w poszczególnych grupach wzrostowych stanowią stornie o różnych stopniach rozwoju gonad obliczone oddzielnie dla obu płci i ułożone w/g miesięcy. Naogół dojrzewanie ma tu przebieg podobny jak w Zatoce Puckiej, przy czym zaznaczają się te same różnice w zależności od wieku, długości i płci, w wyniku których ryby starsze—a tym samym i większe—dojrzewają wcześniej od młodszych i mniejszych, a ponad to samce osiągają dojrzałość płciową wcześniej od samic, zarówno pod względem pory roku jak wieku.

Cieknących storni u brzegów półwyspu helskiego prawie nie ma, podobnie jak i w Zatoce Puckiej (na 994 zbadanych ryb znaleziono tylko 2 ciekące samice), z czego możemy wnioskować, że dojrzewające stornie odchodzą od brzegów półwyspu ku wodom głębszym i tam odbywają tarło.

Wytarte samice wracają ku brzegom wcześniej niż samce, co świadczy o ich krótszym okresie tarła. Ponad to ilość wytartych ryb w kwietniu jest tu większa niż w Zatoce Puckiej, (mniejsza odległość od terenów, na których odbywa się tarło).

Jak widzieliśmy wyżej, stornie starsze rozpoczynają dojrzewanie wcześniej od młodszych. Obserwuje się jednakże różnice w dojrzałości płciowej nawet wśród ryb tego samego wieku zależnie od ich długości. W tab. 4 zestawiliśmy obok siebie długości niedojrzałych i dojrzewających samców i samic storni II. III. i IV. grupy wzrostowej, złowionych w Zatoce Puckiej i u brzegów półwyspu Helu we wrześniu i październiku, czyli w okresie kiedy stornie niedojrzałe i dojrzewające występują razem na tych samych terenach.

Z tab. 4 wynika, że długości dojrzewających storni są naogół większe od długości ryb niedojrzałych tego samego wieku, czyli że okazy lepiej rozwinięte wykazują tendencję do wcześniejszego dojrzewania od okazów gorzej rozwiniętych tego samego wieku, podobnie jak to obserwował WALLACE (1909) dla gatunku *Pleuronectes platessa* z Morza Północnego.

T A B. 4.

Porównanie długości niedojrzałych (Im) i dojrzewających (M) storni tego samego wieku złowionych w Zatoce Gdańskiej (wrzesień — październik 1937).  
Comparison of the length of immature and maturing flounders of the same age caught in the Bay of Danzig (September—October 1937).

Płeć Sex	Samce Males						Samice Females			
	II		III		IV		III		IV	
Grupa wzrost. Age group										
Długość w cm Length in cm	Im	M	Im	M	Im	M	Im	M	Im	M
L i c z b a r y b — N u m b e r o f f i s h e s										
9	2									
10	3									
11	3						1			
12	3						1			
13	3						—			
14	2		1		2		5			
15	2		3		2		4			
16	1		11		1		3			
17	2	1	15	3	4	3	7		2	
18	2	1	14	3	7	1	6		9	
19		2	10	6	16	7	6		7	
20			6	5	11	4	7		11	2
21			5	4	4	6	4		15	3
22			1	2	3	5	5	1	14	4
23			2	1	2	4	1	1	9	4
24				2	2	3	2		11	7
25					1	2			6	3
26					4	5		1	2	4
27									1	1
28						1				1
29										3
30										2
Razem—Total	23	4	68	26	59	41	52	3	87	34



### C. Stornie z Głębi Gdańskiej.

Przy omawianiu dojrzewania płciowego storni występujących w Zatoce Puckiej i u zewnętrznych brzegów półwyspu Helu zwróciliśmy uwagę na to, że na miejscach tych prawie zupełnie nie spotyka się ciekających ryb, z czego już możemy wnioskować, że dojrzewające stornie wędrują na tarło ku miejscom położonym zdala od brzegów, na dużych głębokościach. Tarliska te znajdują się na Głębi Gdańskiej, która w okresie wiosennym obfituje w stornie, jak to wskazuje tab. 5, zawierająca porównanie dokonanych przez naszych rybaków na terenach przybrzeżnych i na Głębi Gdańskiej miesięcznych połowów storni, wyrażonych w procentach całorocznych połowów na tych miejscach w czasie od sierpnia 1936 do lipca 1937.

T A B. 5.

Porównanie miesięcznych połowów storni (w ‰) na terenach przybrzeżnych i na Głębi Gdańskiej w czasie od sierpnia 1936 do lipca 1937.

Comparison of the monthly catches of flounders on the inshore grounds and in the Danzig Deep from August 1936 to July 1937.

Miesiąc Month	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII
Połowy przybrzeżne ‰ Inshore catch	11.6	9.1	7.7	3.8	3.4	0.6	0.1	0.1	2.3	16.6	23.7	21.0
Głębia Gdańska ‰ Danzig—Deep							0.9	46.7	40.0	10.9	1.5	

Z tablicy tej wynika, że połowy storni na Głębi Gdańskiej odbywają się głównie w marcu i kwietniu czyli w tych miesiącach, w których mamy minimum połowów przybrzeżnych i w których stornia odbywa tarło. Terenem naszych połowów była południowa część Głębi Gdańskiej położona w odległości od 14 do 25 mil morskich w kierunku północno-wschodnim od cypla półwyspu Helu. Głębokość tych miejsc waha się w granicach od 100 do 108 m, a dno pokryte jest warstwą szarego łu. Temperatura wody w warstwach przydennych jest na ogół stała w ciągu całego roku, wynosząc 4.1°—6°C według obser-

wacyj KIJOWSKIEGO (1937). Zasolenie wody jest tu stosunkowo znaczne i dochodzi do 12‰. Podobne warunki termiczne i zasolenia znalazł na Głębi Gdańskiej STRODTMANN w roku 1906.

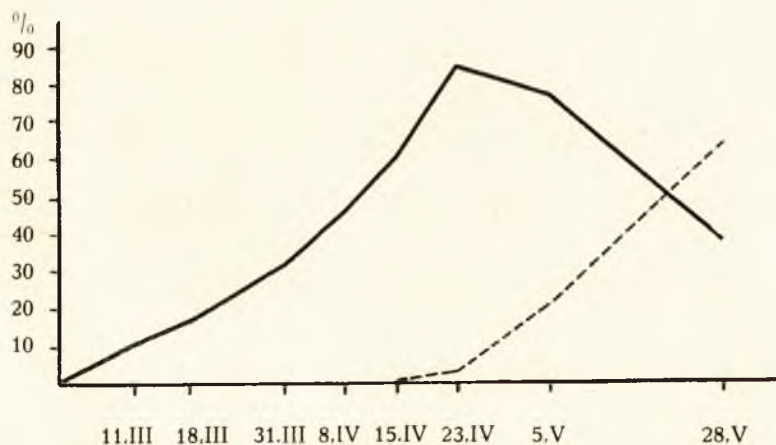
Celem dokładnego ustalenia okresu tarła storni na Głębi Gdańskiej obliczyliśmy procenty jakie w poszczególnych połowach stanowiły ryby ciekące i wytarte (tab. 6).

TAB. 6.

Procenty ciekących i wytartych storni na Głębi Gdańskiej w czasie od marca do maja 1937 r.

Percentage of running and spent flounders in the Danzig Deep from March to May 1937.

Stan gonad Sexual condition	Data Date	11.III.37	18.III.37	31.III.37	8.IV.37	15.IV.37	23.IV.37	5.V.37	28.V.37
Ciekące Running	%	11	17	32	46	60	84	76	36.8
Wytarte Spent	%						3	21	63.2



Wykres 3. Procenty ciekących i wytartych storni na Głębi Gdańskiej w czasie od marca do maja 1937 r.—Percentage of running and spent flounders in the Danzig Deep from March to May 1937.

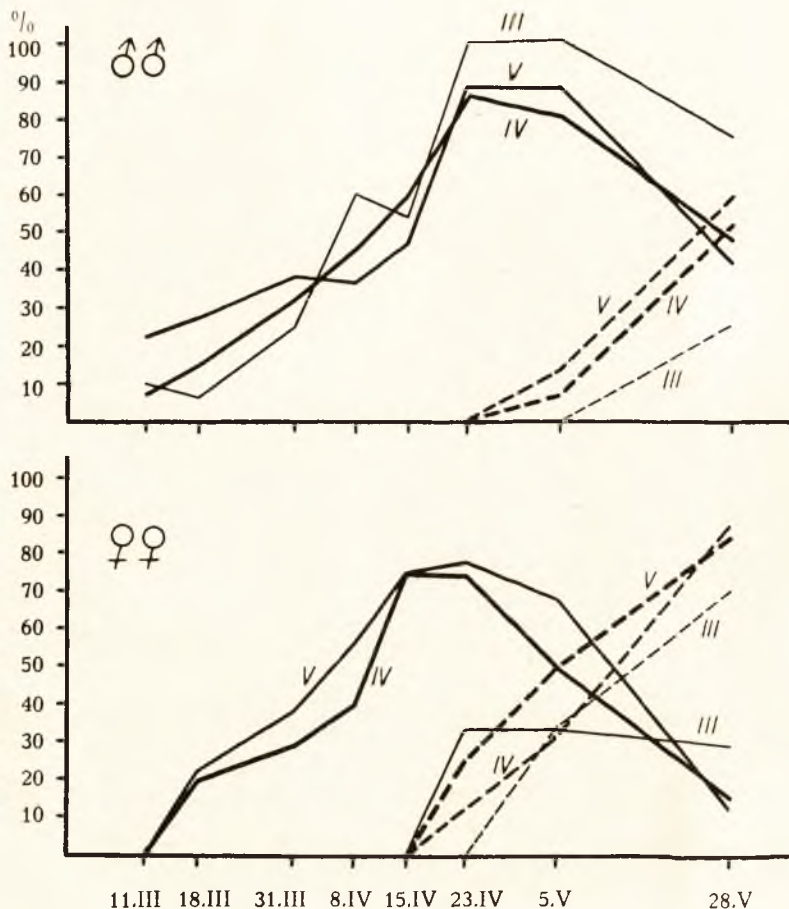
Linia ciągła—ciekące, linia przerywana—wytarte.

Continuous line—running, broken line—spent.

Z tabeli tej oraz wykresu 3 widzimy, że ciekące stornie występują na Głębi Gdańskiej w pierwszych dniach marca i od tej chwili ilość ich rośnie, dochodząc w drugiej połowie kwietnia do maksimum, po czym spada a równocześnie obserwujemy wzrost ilości ryb wytartych. Tarło więc storni na Głębi Gdańskiej zaczyna się w pierwszych dniach marca, osiąga maksimum w drugiej połowie kwietnia i kończy się w ostatnich dniach maja lub z początkiem czerwca. W porównaniu z Głębią Bornholmu (STRODTMANN 1906, 1918, 1926, 1930, KÄNDLER 1932) tarło storni na Głębi Gdańskiej odbywa się nieco później. Różnica w czasie wynosi mniej więcej dwa tygodnie. W bardziej na północ wysuniętej Głębi Gotlandu tarło storni odbywa się jeszcze później niż w Głębi Gdańskiej, bo w kwietniu, maju i czerwcu (HESSLE 1930). Celem scharakteryzowania przebiegu tarła storni w zależności od płci i wieku obliczyliśmy z każdego połowu oddzielnie dla samców i oddzielnie dla samic procenty, jakie w poszczególnych grupach wzrostowych stanowią ryby dojrzewające, ciekące i wytarte, układając je w tab. 7. Niedojrzałych płciowo storni na Głębi Gdańskiej nie spotykaliśmy prawie zupełnie, co świadczy o tym, że przywędrowują tu tylko ryby płciowo dojrzałe dla odbycia tarła. Z tab. 7 oraz wykresu 4 wynika, że samce storni zaczynają tarło wcześniej od samic i później je kończą, czyli że mają dłuższy okres tarła aniżeli samice. Np. 11 marca 1937 mieliśmy ciekące tylko samce, podczas gdy wszystkie samice miały jeszcze gonady w stadium dojrzewania. Ciekące samice złowiono dopiero 18 marca. Z końcem maja ilość ciekących samców jest jeszcze dość znaczna i wynosi we wszystkich grupach wzrostowych razem wziętych przeszło 50%, podczas gdy u samic zmalała już do 19%. Spadkowi ilości ciekących ryb towarzyszy wzrost ilości wytartych, przy czym samice wytarte mamy już od 23 kwietnia i z końcem maja stanowią one przeszło 80%, podczas gdy wytarte samce spotykamy dopiero 5 maja, a w końcu tego miesiąca stanowią one tylko 45%.

Biorąc pod uwagę wiek trących się storni, możemy zaobserwować, że ryby starsze zarówno samce jak i samice zaczynają tarło wcześniej i wcześniej je kończą. I tak np. wśród ryb złowionych 11 marca 1937 nie było ani jednej ciekącej storni III. grupy wzrostowej a tylko grupy IV. i V. Ciekące

stornie III. grupy mieliśmy dopiero 18 marca wśród samców i 23 kwietnia wśród samic. Wytarte stornie IV. i V. grupy spotykamy już 23 kwietnia, podczas gdy III. grupy—dopiero



Wykres 4. Stopień dojrzałości płciowej storni poszczególnych grup wzrostowych wyrażony w %. (Głębia Gdańska, marzec—maj 1937).—Stage of maturity of flounders in different age groups in %, (Danzig Deep, March-May 1937).

Linia ciągła—cieknące, linia przerywana—wytarte.

Continuous line—running, broken line—spent.

5 maja. Tak samo przy uwzględnieniu długości ryby obserwujemy, że ryby większe prędzej zaczynają i prędzej kończą tarło



T A B. 7.

Stopień dojrzałości płciowej storni poszczególnych grup wzrostowych wyrażony w % (Głębia Gdańska, marzec—maj 1937).  
 Stage of maturity of flounders in different age groups in % (Danzig Deep, March—May 1937).

Samce. Males.

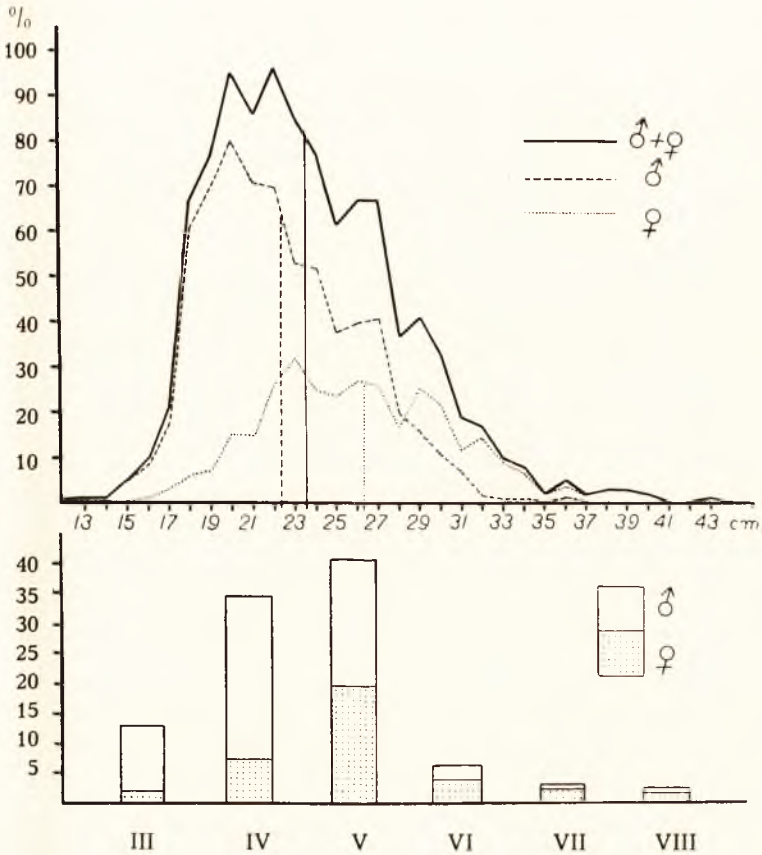
Data Date	11.III.37			18.III.37			31.III.37			8.IV.37			15.IV.37			23.IV.37			5.V.37			28.V.37			
Grupy wzrostowe Age groups	III	IV	V	III	IV	V	III	IV	V	III	IV	V	III	IV	V	III	IV	V	III	IV	V	III	IV	V	
Niedojrzałe Immature																									
Dojrzewające Maturing	90	93	78	94	85	73	75	68	62	40	55	64	46	41	53		14	13			13				
Ciekące Running	10	7	22	6	15	27	25	32	38	60	45	36	54	59	47	100	86	87	100	80	87	75	48	41	
Wytarte Spent																					7	13	25	52	59
Liczba ryb Number of fishes	10	28	37	18	33	15	16	28	29	10	31	22	13	29	19	9	21	45	3	15	38	8	25	27	

Samice. Females

Niedojrzałe Immature						4																		
Dojrzewające Maturing		100	100	100	80	74	100	71	62	100	60	44	100	25	25	66		11	33					
Ciekące Running					20	22		29	38		40	56		75	75	34	75	78	33	50	68	29	15	13
Wytarte Spent																	25	11	34	50	32	71	85	87
Liczba ryb Number of fishes		5	21	1	10	23	4	7	16	2	10	25	3	4	32	3	4	18	3	6	35	7	20	16

od ryb mniejszych, podobnie jak poprzednio widzieliśmy, że wcześniej zaczynały dojrzewać.

Wyniki analizy składu stada storni trących się na Głębi Gdańskiej, opartej na obserwacji długości, wieku i płci 2201



Wykres 5. Długość i wiek storni złowionych w czasie tarła na Głębi Gdańskiej (marzec—maj 1937).—Length and age of flounders caught in the Danzig Deep (March—May 1937).

ryb przedstawiliśmy w tab. 8 i na wykresie 5. Długość ryb waha się w granicach od 13 do 43 cm, wynosząc średnio 23.5 cm. Stornie o długości 13—21 cm stanowią 36.3<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, stornie

o długości 22-29 cm—53,2<sup>0</sup>/<sub>0</sub>, i od 30 cm wzwyż—10,5<sup>0</sup>/<sub>0</sub>. Pod względem wieku ryby należą do grup wzrostowych od III. do VIII.+ (dojrzewające stornie II. grupy z terenów przybrzeżnych po przezimowaniu tworzą już III. grupę). Najliczniej reprezentowana jest V. grupa, stanowiąca 40,5<sup>0</sup>/<sub>0</sub> stada, potem idzie grupa IV.—34,5<sup>0</sup>/<sub>0</sub> i III.—13,1<sup>0</sup>/<sub>0</sub>; grupy od VI. do VIII.+ stanowią razem 11,9<sup>0</sup>/<sub>0</sub>.

Biorąc pod uwagę skład stada storni na Głębi Bornholmu według badań KÄNDLERA z roku 1931, należy zaznaczyć, że połowy nasze zawierają dwa razy większy procent ryb o długości mniejszej od 22 cm niż połowy bornholmskie, pomimo stosunkowo mniejszego udziału III. i IV. grupy wzrostowej. Świadczy to o gorszym wzroście storni z Zatoki Gdańskiej, co również wynika z porównania przeciętnych długości poszczególnych grup wzrostowych storni z obu terenów (CIĘGLEWICZ 1935).

Porównując długość samców i samic storni stwierdzamy różnice na korzyść samic. Długość samców waha się od 13 do 36 cm, wynosząc średnio 22,3 cm, podczas gdy długość samic waha się od 16 do 43 cm i średnio wynosi 26,3 cm. Średnia długość samców jest więc o całe 4 cm mniejsza od średniej długości samic storni. Podobnie z porównania przeciętnych długości samców i samic poszczególnych grup wzrostowych (tab. 8) wynika, że samce storni są zazwyczaj mniejsze niż samice tego samego wieku, czyli że wykazują gorsze tempo wzrostu, zgodnie z obserwacjami STRODTMANNA (1906), FISCHERA (1912) i innych. Przyczyną tego jest prawdopodobnie wcześniejsza dojrzałość płciowa samców storni, w związku z którą następuje wcześniej zahamowanie wzrostu, oraz dłuższy okres tarła, w czasie którego warunki odżywiania są niezbyt pomyślne.

Należy tu jeszcze zwrócić uwagę na to, że długości przeciętne poszczególnych grup wzrostowych storni z Głębi Gdańskiej są większe od długości podanych przez CIĘGLEWICZA (1935) dla storni z przybrzeżnych połowów w Zatoce Gdańskiej. Różnica ta jest tym więcej rażąca, że połowy na Głębi Gdańskiej robiono w czasie od marca do maja, czyli bezpośrednio po zimie, w czasie której wzrost storni był zahamowany, a tamte były robione przeważnie latem. Przyczyną tej różnicy jest ta

TAB. 8.

Długość i wiek storni złowionych w czasie tarła na Głębi Gdańskiej (marzec—maj 1937).  
Length and age of flounders caught in the Danzig Deep (March—May 1937).

Grupy wzrost. Age groups	III		IV		V		VI		VII		VIII+		Razem Total		
Płeć Sex	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂+♀♀
Długość w cm Length in cm	L i c z b a r y b N u m b e r o f f i s h e s														
13	1												1		1
14	1												1		1
15	7		2		2								11		11
16	15	2	5										20	3	23
17	17	3	20	5	2								39	7	46
18	55	7	50	4	29	3							134	14	148
19	44	6	67	3	43	6							154	15	169
20	40	9	67	17	68	9							175	35	210
21	28	8	82	12	46	13							156	33	189
22	15	4	82	19	58	34							155	57	212
23	7	3	30	27	77	41	3						117	71	188
24	6	1	65	15	42	37	1	2					114	55	169
25	5	2	23	14	50	29	6	8					84	53	137
26		2	52	6	25	39	9	9	3	3			89	59	148
27		1	26	16	58	29	7	10					91	56	147
28			12	6	23	20	9	7		4			44	37	81
29			7	9	18	30	3	9	2	3	6	3	36	54	90
30			4	10	4	17	10	15	6	7			24	49	73
31					8	11	6	11	2	2		3	16	27	43
32						12		9	4	5		7	4	33	37
33				2		4		3	1	4	2	7	3	20	23
34						3		1		10	3		3	14	17
35						2				2		1		5	5
36							1	1		2		7	1	10	11
37										2		2		4	4
38								2				5		7	7
39										3		3		6	6
40												4		4	4
43												1		1	1
Razem Total	241	48	594	165	553	339	55	87	18	47	11	43	1472	729	2201
Długość średnia Average length	19.2	20.4	21.9	23.9	23.1	25.6	27.8	29	29.9	32.2	31.1	35	22.3	26.3	23.5
%	13.1		34.5		40.5		6.5		3.0		2.4				

798 =  
36.3%

1172 =  
53.2%

231 =  
10.5%



okoliczność, że jak widzieliśmy poprzednio wśród ryb tego samego wieku osobniki większe wcześniej dojrzewają od mniejszych, przez co stado trących się ryb składa się przeważnie z większych okazów poszczególnych grup wzrostowych.

Stosunek liczbowy samców do samic w stadzie storni trących się na Głębi Gdańskiej wyraża się jak 67:33, czyli że dwa samce przypadają na jedną samicę. Stosunek ten jest zupełnie odmienny od stosunku jaki znajdujemy w połowach przybrzeżnych, w których przypada mniej więcej jeden samiec na jedną samicę. Stosunek ilości samców do ilości samic trących się storni zmienia się z wiekiem i długością ryb (tab. 9, wykres 6).

T A B. 9.

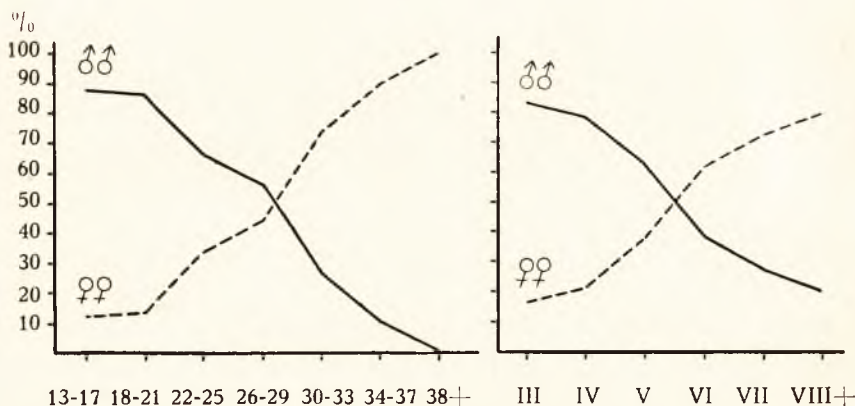
Stosunek procentowy samców do samic storni na Głębi Gdańskiej w zależności od długości i wieku ryb.

The proportion of male and female flounders in the Danzig Deep with increase of size and age.

Długość Length	13—17 cm		18—21 cm		22—25 cm		26—29 cm		30—33 cm		34—37 cm		38+ cm	
Płeć Sex	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀
Liczba ryb Number of fishes	72	10	619	97	470	236	260	206	47	129	4	33		18
%	87.8	12.2	86.5	13.5	66.6	33.4	55.8	44.2	26.7	73.3	10.8	89.2	0	100
Grupy wzrost. Age groups	III		IV		V		VI		VII		VIII+		Razem	
Płeć Sex	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀
Liczba ryb Number of fishes	241	48	594	165	553	339	55	87	18	47	11	43	1472	729
%	83.4	16.6	78.3	21.7	62	38	38.7	61.3	27.7	72.3	20.4	79.6	66.3	33.1

Ilościowa przewaga samców zaznacza się wybitnie wśród ryb należących do III., IV. i V. grupy wzrostowej oraz o długości od 13—29 cm, poczynając zaś od grupy VI. i od długości

30 cm wzwyż stosunek ten ulega odwróceniu; ilość samic staje się większa od ilości samców. Wysoki procent samców storni w III. IV. i V. grupie, wynikający z ich wcześniejszego dojrzewania płciowego, decyduje o ogólnej przewadze samców nad samicami, jako że grupy III.—V. stanowią prawie 90% połowu. Ciekawym zjawiskiem jest stopniowe zmniejszanie się ilości



Wykres 6. Stosunek procentowy samców do samic storni na Głębi Gdańskiej w zależności od długości i wieku ryb.—The proportion of male nad female flounders in the Danzig Deep with increase of size and age.

samców storni z wiekiem i długością, obserwowane również i u *Pleuronectes platessa* przez HEFFORDA (1909, 1916) i WALLACE (1911), którzy przypuszczają, że przyczyną tego może być większy odłów samców niż samic na tarliskach. Rzeczywiście, skoro się zważy, że na skutek intensywnych połowów na tarliskach samce jako wcześniej dojrzewające są prędyj i w większej ilości wylawiane od samic, to tym samym ilość ich w starszych grupach będzie mniejsza.

Celem porównania naszych wyników analizy wieku i długości storni trących się na Głębi Gdańskiej z wynikami STRODTMANNA (1926, 1930) i KÄNDLERA (1932) zestawiono je w tabelach 10 i 11.

Jak widzimy obserwacje niemieckich autorów są oparte na stosunkowo szczupłym materiale, przez co musimy się odnosić z pewnym zastrzeżeniem do wniosków nasuwających się przy porównaniu tych danych z naszymi. Gdybyśmy przyjęli,

T A B. 10.

Skład stada storni, trących się na Głębi Gdańskiej pod względem wieku (w %) w latach 1925—1937.  
Age composition (in %) of the flounder stock in the Danzig-Deep in years 1925—1937.

Data Date	Ilość ryb Number of fishes	Grupy wzrostowe Age groups						Autor Author
		III	IV	V	VI	VII	VIII+	
IV.1925	99	—	14	33	18	10	25	Strodtmann
IV.1929	16	—	38	19	12	12	19	Strodtmann
V.1931	360	2.6	56.5	23.7	7.7	3.8	5.7	Kändler
III—V.1937	2201	13.1	34.5	40.5	6.5	3	2.4	Cięglewicz- Mulicki

że analizowany materiał był odpowiedni pod względem ilościowym, to można by powiedzieć, że w ostatnich latach zaszło pewne odmłodzenie stada storni, trących się na Głębi Gdańskiej, wyrażające się wejściem w jego skład III. grupy wzrostowej oraz przeredzeniem starszych roczników. Odmłodzeniu temu towarzyszy pewna poprawa wzrostu storni, której objawem są przeciętne długości poszczególnych grup wzrostowych, większe w roku 1937 niż w latach poprzednich.

Jakkolwiek zjawiska te odpowiadają zmianom obserwowanym w ciągu ostatnich lat u większości ryb użytkowych, pozostającym w związku ze zwiększeniem intensywności rybołówstwa morskiego, to jednak o prawdziwości ich będziemy mogli się dopiero przekonać, kontynuując badania składu stada storni w Zatoce Gdańskiej w ciągu następnych lat.

### Streszczenie wyników.

1. Dojrzewanie płciowe storni rozpoczyna się we wrześniu podczas jej pobytu na płytkich terenach Zatoki Puckiej i u brze-

T A B. II.

Srednia długość (w cm) storni. trących się na Głębi Gdańskiej w latach 1925—1937.  
Average length (in cm) of flounders caught in the Danzig Deep in years 1925—1937.

Data Date	Ilość ryb Number of fishes	Grupy wzrostowe. Age groups										Autor Author		
		III		IV		V		VI		VII			VIII+	
		♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀		♂	♀
IV.1925	99	—	—	19,8	—	22,1	22,3	23,5	26,5	25,5	28,9	31,1	32,8	Strodtmann
V.1931	360	16,9	—	20,2	22,7	23,5	25,5	26,4	29,9	27,1	29,8	30,1	34,2	Kändler
III.—V.1937	2201	19,2	20,4	21,9	23,9	23,1	25,6	27,8	29,0	29,9	32,2	31,1	35,0	Cięglewicz- Mulicki

gów półwyspu Helu. Dojrzenie to zaczyna się wcześniej u ryb starszych niż u młodszych, a ponad to wśród ryb tego samego wieku dojrzewają wcześniej osobniki większe czyli lepiej rozwinięte. Samce storni zaczynają dojrzewać wcześniej od samic zarówno pod względem pory roku, jak wieku i długości. Najmłodsze stornie, które zaczynają dojrzewać, należą do II. grupy wzrostowej, a po osiągnięciu dojrzałości płciowej t. zn. podczas tarła—do III. grupy. Cieknych storni w Zatoce Puckiej i u brzegów półwyspu Helu prawie nie spotykamy. Dojrzewające ryby wywędrowują w zimie z tych terenów ku Głębi Gdańskiej i tam odbywają tarło.

2. Tarło storni na Głębi Gdańskiej rozpoczyna się w pierwszych dniach marca, osiąga maksimum w drugiej połowie kwietnia i kończy się w ostatnich dniach maja lub z początkiem

czwercą. Okres tarła samców jest dłuższy niż samic, ponieważ zaczynają je wcześniej i później kończą. Ryby starsze zaczynają i kończą tarło wcześniej od młodszych.

3. Stado storni trących się na Głębi Gdańskiej składa się z ryb o długości 13—43 cm; długość średnia wynosi 23,5 cm. Pod względem wieku ryby należą do grup wzrostowych od



III. do VIII.+, przy czym najliczniej reprezentowana jest grupa V., stanowiąca 40,5<sup>o</sup>/<sub>o</sub>, potem grupa IV.—34,5<sup>o</sup>/<sub>o</sub>, III.—13,1<sup>o</sup>/<sub>o</sub>; grupy od VI. do VIII.+ stanowią razem 11,9<sup>o</sup>/<sub>o</sub>. Procent ryb o długości mniejszej od 22 cm jest dwa razy większy niż na Głębi Bornholmu pomimo stosunkowo mniejszego udziału III. i IV. grupy wzrostowej. Świadczy to o gorszym wzroście storni z Zatoki Gdańskiej, podobnie jak i porównanie przeciętnych długości poszczególnych grup wzrostowych z obu terenów.

Stosunek procentowy ilości samców do ilości samic storni na Głębi Gdańskiej wyraża się jak 67:33. Stosunek ten zmienia się z wiekiem i długością ryb. Samce przeważają wśród ryb III., IV. i V. grupy i o długości od 13—29 cm, poczynając zaś od VI. grupy i od 30 cm wzwyż ilość ich jest mniejsza od ilości samic. Wysoki procent samców w grupach wzrostowych od III. do V., wynikający z ich wcześniejszego dojrzewania płciowego, decyduje o ogólnej przewadze samców, ponieważ grupy od III. do V. stanowią prawie 90<sup>o</sup>/<sub>o</sub> połowu. Przyczyną zmniejszania się ilości samców z wiekiem i długością jest prawdopodobnie większy odłów samców na tarliskach, wynikający z ich wcześniejszej dojrzałości płciowej. Samce storni wykazują gorsze tempo wzrostu od samic, co prawdopodobnie jest spowodowane wcześniejszym zahamowaniem wzrostu w związku z wcześniejszą dojrzałością oraz dłuższym okresem tarła. Długości przeciętne poszczególnych grup wzrostowych storni trących się na Głębi Gdańskiej są wyższe od długości storni z przybrzeżnych połowów w Zatoce Gdańskiej. Przyczyną tego jest wcześniejsze dojrzewanie ryb większych od mniejszych tego samego wieku, przez co stado trących się storni składa się przeważnie z większych okazów poszczególnych grup wzrostowych.

Z porównania wyników analizy wieku i długości storni z Głębi Gdańskiej, dokonanej przez STRODTMANNA (1926, 1930), KÄNDLERA (1932) i przez nas możnaby wynioskować o pewnym odmłodzeniu stada storni trących się na Głębi Gdańskiej; ponieważ jednak materiał obu niemieckich autorów był stosunkowo szczupły, zagadnienie to wymaga dalszych obserwacji w ciągu następnych lat.

*Oddział Rybacki Stacji Morskiej w Helu.*

## Summary

W. CIĘGLEWICZ and Z. MULICKI

## THE MATURATION OF THE FLOUNDER (PLEURONECTES FLESUS) AND COMPOSITION OF THE SHOAL OF THE SPAWNING FLOUNDER IN THE BAY OF DANZIG

1. The flounder starts maturation in September during its stay in the shallow waters of the Bay of Puck and along the outer coast of the Hel Peninsula.

Older fish begin their maturation sooner than the younger ones. Among the fishes of the same age, larger, i. e. more developed specimens mature earlier. Males mature earlier than females with regard to season, age and size. The youngest maturing flounders belong to the II. age group and after attaining maturity at spawning period they belong to the III. group.

In the Bay of Puck and on the shores of the outer coast of the Hel Peninsula we find practically no running flounders. Maturing fishes migrate from this region in winter time to the Danzig Deep to spawn there.

2. The spawning of the flounder in the Danzig Deep begins in the first days of March, attains its maximum in the second part of April and reaches its climax during the last days of May or in the beginning of June. The spawning period of the males is longer than that of the females, as the males begin spawning before the females and finish it later. Older fishes begin and finish spawning before the younger ones.

3. The stock of spawning flounders in the Danzig Deep contains fishes from 13 to 43 cm long; the average length being 23.5 cm. The fishes belong to the age groups III. to VIII-†. Among these predominates the group V. which represents 40.5% of the spawning shoals; next is group IV.—34.5%, III—13.1%; the groups from VI. to VIII-†. represent together 11.9%. The percentage of flounders in the Danzig Deep of a length below 22 cm is relatively lower as that of those in the Bornholm Deep, in spite of a relatively lower percentage of the III. and

IV. age group. This is an evidence of a slower growth of flounders in the Danzig Deep. The same evidence is provided by a comparison of the average lengths of each age group from both regions.

The proportion of males to females in the Danzig Deep is 67:33. This relation changes with the age and length of flounders. Males are predominant among the fishes belonging to the III.—V. age groups and of a length from 13 to 29 cm; however, beginning with the VI. group and the length of 30 cm the percentage of the females exceeds that of males. The high percentage of males among the fishes of the III.—V. age group, which is brought about by the earlier maturity of the males, results in their predominance in the whole shoal, as the groups III. to V. represent almost 90% of the catch. The rate of growth of the male flounder is slower than that of the female probably on account of its earlier maturity and longer period of spawning. The average length of the flounder in each age group of spawning flounders in the Danzig Deep is higher than that of the flounders from inshore catches in the Bay of Danzig. The reason for this being that larger fishes mature earlier than smaller ones of the same age, so that the spawning shoal consists generally of larger specimens of each age group.

Comparing the age and length of the flounder spawning in the Danzig Deep according to data given by STRODTMANN (1926, 1930), KÄNDLER (1932) and by ourselves one may state the renewal of the spawning shoal in the Danzig Deep; but the scarcity of material examined in previous years brings out the necessity to continue this investigation in the future in order to confirm this conclusion.

*Department of Fisheries of Marine Station Hel, Poland.*

---

#### LITERATURA.

1. Cięglewicz W. (1935). Wzrost storni (*Pleuronectes flesus*) poławianej w Zatoce Gdańskiej i w zachodnim Bałtyku. Arch. Hydrobiol. i Ryb. T. IX. Suwałki.—2. Franz V. (1910). Die Eiproduction der Scholle. Wiss.

Meeresunters. Abt. Helgoland. N. F. Bd. IX.—3. Henking H. und Fischer E. (1912). Die Scholle und Flunder im Ostseegebiet. Abdruck aus dem Protokoll einer am 11 Juli 1912 im Ministerium für Landwirtschaft abgehaltenen Konferenz.—4. Hefford E. (1909). The proportional distribution of the sexes of Plaice in the North Sea. Rapports et Proc. Verb. Vol. XI.—5. Hefford E. (1916). Report on sexual Differentiation in the Biology and Distribution of Plaice in North Sea. Fishery Investigations, Series II, Vol. III, Nr. 2.—6. Hessler Chr. (1930) The young bottomstages of the flounder (*Pleuronectes flesus* L.) at Farön and the northern part of Gotland. Svenska Hydrog. Biol. Kommiss. Skrift. Ny Serie: Biologi. Bd. 1.—7. Kändler R. (1932). Veränderungen im Flunderbestand der Ostsee durch die Fischerei. Rap. et Proc. Verb. Vol. LXXVIII.—8. Kijowski S. (1937). Nieco danych o składzie chemicznym wód Zatoki Gdańskiej. Biul. Stacji Morskiej w Helu. Nr. 1.—9. Meier H. N. (1906). Beiträge zur Alterbestimmung der Fische. Wiss. Meeresunters. Abt. Helgoland. N. F. Bd. VIII, 1906.—10. Molander A. (1937). Neue Untersuchungen über die Flunder in der Ostsee. Svenska Hydrog. Biol. Kommiss. Skrift. Ny Serie: Biologi Bd. II.—11. Strodtmann S. (1906) Laichen und Wandern der Ostseefische. Wiss. Meeresunters. N. F. Abt. Helgoland Bd. VII.—12. Strodtmann S. (1918). Weitere Untersuchungen über Ostseefische. Wiss. Meeresunters. N. F. Abt. Helgoland. Bd. XIV.—13. Strodtmann S. (1926). Die Untersuchungsfahrt des Posejdon in der Ostsee im Frühjahr 1925.—9. Die Fischereiuntersuchungen. Berichte d. D. W. K. f. Meeresf. N. F. Bd. II.—14. Strodtmann S. (1930). Die Ostseefahrt des Reichsforschungsdampfers Posejdon im April 1929. Berichte d. D. W. K. f. Meeresf. Bd. V.—15. Wallace W. (1909). Report on the Size and Age of Plaice at Maturity in the North Sea and English Channel. Intern. Investig. Marine Biological Assoc. Rep. II. Part. II.—16. Wallace W. (1911). Further Report on the Age and Growth Rate of Plaice in the North Sea and English Channel. Intern. Investig. Marine Biological Assoc. Rep. III.



AMBROŻY MOSZYŃSKI

**AEOLOSOMA NEISVESTNOVI LAST. 1935—UN INTERESSANT OLIGOCHÈTE PSAMMIQUE, NOUVEAU  
POUR LA FAUNE POLONAISE**

Les matériaux qui ont fourni le sujet du présent travail ont été gracieusement mis à ma disposition par M. J. WISZNIEWSKI de la Station Biologique de Polésie. Je considère comme un devoir très agréable d'exprimer ici à M. J. WISZNIEWSKI ma sincère gratitude pour la possibilité qu'il m'a donnée d'étudier à fond l'espèce *Aeolosoma neisvestnovi* qui offre un si grand intérêt.

Les matériaux en question avaient été prélevés dans l'hydrosammon<sup>1)</sup> du lac Somino près de Telechany à une profondeur de 30 cm (18.XI.1937) et de la rivière Dzika Prypeć près de la localité Terebin à une profondeur de 30 à 50 cm (25.XI.37). Ils ont été conservés dans un mélange d'alcool et de formol, dans un mélange de sublimé, d'alcool et d'acide acétique, ainsi que dans le réactif de CARNOY. L'état de conservation était bon. A part cela, vers la fin du mois de novembre de la même année M. WISZNIEWSKI m'a envoyé par poste une éprouvette contenant du sable riverain de la Dzika Prypeć. Cet échantillon que j'ai étudié à Poznań le jour même de son arrivée, contenait beaucoup d'Aeolosomes vivantes, très mobiles. Elles apparaissaient quelquefois au nombre de 15 à 20 individus dans 1 cm<sup>3</sup> d'eau, mélangée de sable, prise à l'aide

---

<sup>1)</sup> Comp.: J. Wiszniewski. Recherches écologiques sur le psammon.—Archives d'Hydrobiologie et d'Ichtyologie. T. VIII, 1934. Suwałki.

d'un compte-goutte. Déjà le lendemain le nombre des individus baissa considérablement; au bout de plusieurs jours tous avaient péri.

Chose curieuse, bien que j'aie examiné un nombre considérable d'individus, je n'ai vu que des spécimens bourgeonnant, pendant que les vers observés immédiatement au lieu des captures par M. WISZNIEWSKI étaient presque tous sexués (environ 90 pour cent) avec un clitellum nettement marqué sur la face ventrale et des organes sexuels contrastant vivement par leur couleur sombre. Dans les matériaux conservés qui m'ont été envoyés par M. WISZNIEWSKI et qui avaient été prélevés en même temps et aux mêmes endroits que l'échantillon vivant, apparaissent également presque exclusivement des individus sexués, ce qui m'a permis de rassembler quelques données sur la reproduction sexuelle de l'*Aeolosoma neisvestnovi*, question dont LASTOČKIN, qui a décrit cette espèce pour la première fois, ne fait aucune mention.

Comme il résulte de ce que je viens de dire, il ne m'a pas été donné d'étudier des individus sexués vivants, par le fait que l'unique échantillon vivant qui avait été mis à ma disposition abondait en représentants de l'espèce *Aeolosoma neisvestnovi*, mais seulement à l'état de bourgeonnement, bien que, comme on le voit, en ce même temps le milieu naturel était justement riche en individus sexués. Ce fait nous permet de supposer, que les individus sexués sont moins résistants que les spécimens bourgeonnant et ont dû périr en route. Probablement, depuis le moment de leur capture dans le milieu naturel aux environs de Pińsk jusqu'au moment de leur étude à Poznań 48 heures ont dû s'écouler, vu le grand éloignement de ces deux localités (Pińsk et Poznań).

La description de l'espèce *Aeolosoma neisvestnovi* que voici permet de considérer une suite de marques passées sous silence par LASTOČKIN (1935); elle constitue donc un complètement de celle de LASTOČKIN, d'ailleurs très sommaire.

Longueur des individus sexués mesurés à l'état conservé compte de 300 à 400  $\mu$ , largeur de 40 à 90  $\mu$ ; par contre les individus bourgeonnant mesurés à l'état vivant atteignent une longueur de 1 mm. En général, le lobe céphalique n'est pas plus large que les segments voisins; sa forme est nettement arrondie.

Le ver atteint sa largeur maximale dans la partie médiane de son corps, ou même plus loin vers sa partie postérieure.

Les glandes colorées sont jaunes, tantôt avec un reflet verdâtre, tantôt avec une teinte nettement orange et avec toutes les nuances intermédiaires entre ces deux couleurs différentes. Dans les limites du corps ces glandes sont disséminées d'une manière irrégulière, mais dans le lobe céphalique elles sont généralement disposées en une rangée qui suit parallèlement le bord extérieur et arrondi du lobe. Le nombre des glandes subit une grande variabilité individuelle.

La partie postérieure du ver est surtout caractéristique par sa bifurcation, au fond de laquelle débouche l'intestin. L'aspect latéral montre clairement, que cette bifurcation est formée par des excroissances qui sont divisées par un sillon en deux parties: une partie dorsale, arrondie et plus grande, de forme cylindrique, munie à son extrémité de plusieurs dizaines de petits poils, et une partie ventrale, bien plus petite, terminée en pointe et recourbée vers le bas. La partie ventrale est munie d'une papille gluante. Le lobe céphalique est recouvert sur sa face ventrale par des cils assez considérables. Sur ses deux faces latérales apparaissent deux renforcements caractéristiques avec des cils plus grands. Le corps tout entier est muni de cils rares, menus et disposés séparément, qui n'ont rien de commun avec les soies. Un renforcement, qui se trouve sur la face ventrale, présente un intérêt tout particulier. Il commence déjà dans le lobe céphalique vers sa partie antérieure. Il a la forme d'un entonnoir; à l'état allongé il prend l'aspect d'une fente, à l'état rétréci—d'une ellipse. Il est entouré de cils plus grands que ceux qui recouvrent le lobe céphalique sur sa face ventrale. Ces cils sont en mouvement continu, pareillement à un appareil rotatoire de certains Rotifères (*Dicranophoridae*, p. ex.). Au fond de ce renforcement, dont la forme peut constamment varier, se trouve l'orifice buccal. *Aeolosoma neisvestnovi* peut absorber des animaux relativement assez gros; j'ai vu deux vers avec des Turbellariés fraîchement englouties dont le diamètre dépassait la moitié du diamètre de l'Aeolosome et la longueur atteignait  $\frac{1}{3}$  de la longueur du ver.

*Aeolosoma neisvestnovi* est plate comme tous les repré-

sentants de ce genre. Le manque de soies constitue sa marque la plus caractéristique. Probablement à la place de ces dernières apparaissent sur les segments du corps de petites glandes gluantes en forme de menus tubercules ou papilles qui saillent légèrement à la surface. Comme LASTOČKIN le fait très judicieusement remarquer, à cause du manque de la segmentation extérieure (qui n'apparaît plus nettement que pendant la contraction du ver), des dissépinements et des soies, il est très difficile de constater la disposition segmentale de ces „tubercules”. La structure du tube digestif peut nous servir ici de moyen auxiliaire: la première paire de papilles du 2-ième segment est placée dans les limites de l'oesophage et de l'entonnoir de la 1-ière paire de néphridies. La 2-ième et la 3-ième paire de papilles est placée dans les limites de la partie élargie du tube digestif (segments 3, 4 ou 5); la 4-ième et la 5-ième paire—est placée dans les limites de l'intestin, donc dans les segments 5 et 6<sup>1)</sup>). Probablement ces glandes gluantes placées sur les papilles se sont formées par le rassemblement des „follicules septales”.

LASTOČKIN adopte que le nombre des segments chez le premier zooïde est de 7 à 8. Les individus sexués, à en juger par la disposition des organes génitaux, doivent posséder de 10 à 12 segments. D'après les données de LASTOČKIN, les néphridies apparaissent dans les segments III et VI, l'entonnoir est ovale, son canal ne forme pas de boucle imitant le chiffre 8. Comme il vient d'être mentionné, le tube digestif est droit, l'intestin ne forme qu'une légère courbe dans les segments V et VI. Chez cette espèce le système nerveux et le système sanguin sont les plus caractéristiques.

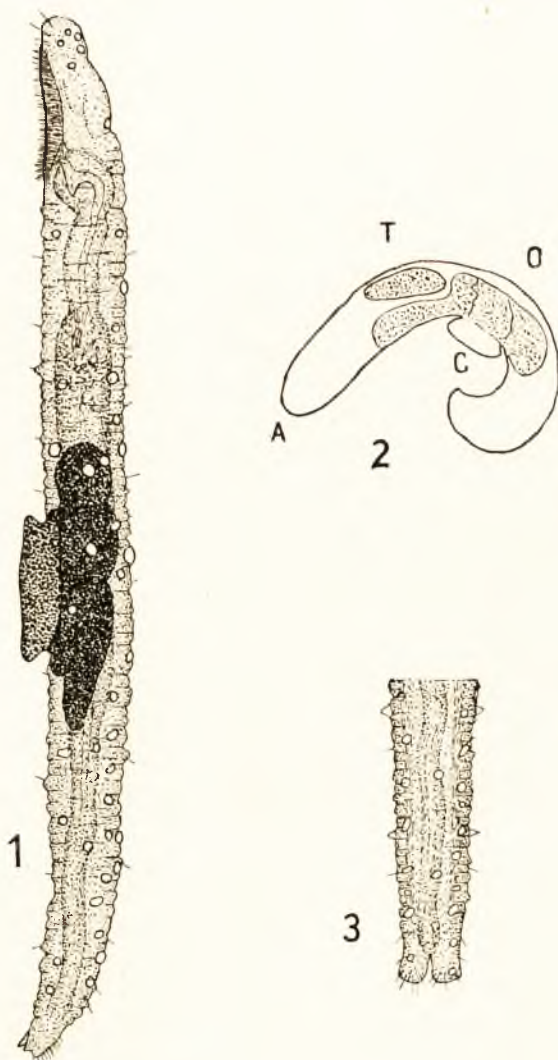
Organes génitaux.—Le clitellum apparaît nettement sur la face ventrale sous la forme d'un bandeau fortement saillant. Vu d'en haut, le clitellum paraît avoir dans toutes ses parties un diamètre égal, toutefois on peut remarquer que sa partie entale (proximale) est étroite, puis elle s'élargit dans sa direction ectale (distale), de manière que ses bords se relèvent et ne touchent pas la face ventrale du ver. Donc, dans sa

---

<sup>1)</sup> Je cite la disposition de ces papilles d'après Lastočekin.



coupe transversale (par rapport au corps du ver cela sera une coupe longitudinale) le bandeau clitellial a la forme d'un trapèze, dont la partie entale est plus étroite que la partie ectale. La couleur du bandeau est d'un brun foncé. Sa hauteur maxi-



*Aeolosoma neisvestnovi* Lastočkín. 1: vue de profil; 2: répartition des organes génitaux (schéma). T—testicules, O—ovaires, A—partie antérieure du corps. C—clitellum; 3: partie postérieure du ver.

male au milieu de la face ventrale atteint chez les individus conservés jusqu'à  $\frac{1}{3}$  du diamètre du ver; vers les côtés du corps cette hauteur diminue graduellement de manière que sur la face dorsale le bandeau disparaît complètement. Le clitellum est placé sur le 6-ième segment et sur une partie du 7-ième.

Chez les individus qui n'ont pas encore complètement atteint leur maturité sexuelle les organes reproductifs sont bruns; chez les individus qui ont atteint leur pleine maturité sexuelle ces organes se présentent sous la forme de masses presque noires.

Les testicules commencent dans la région de l'intestin, derrière l'élargissement formant l'estomac. Ils sont placés en partie dans le 5-ième segment, en partie au commencement du 6-ième. Ils ont un aspect sacculiforme, irrégulier. Les ovaires sont situés sous les testicules sur la face ventrale. Premièrement ils n'occupent que le 5-ième segment, plus tard, à la suite de leur grossissement causé par le développement des oeufs, ils occupent les segments VI et VII et dans ces deux derniers segments ils passent de la face ventrale à la face dorsale. Leur aspect est également sacculiforme et allongé; ils semblent être composés de deux ou trois parties placées à la file, l'une à la suite de l'autre.

La question de l'évacuation des produits sexuels chez *Aeolosoma neisvestnovi* demeure toujours indécise, de même que la présence ou l'absence d'autres parties de l'appareil génital. D'ailleurs, cela concerne en général tous les représentants du genre *Aeolosoma*.

L'espèce *Aeolosoma neisvestnovi* fut décrite pour la première fois en 1935 par LASTOČKIN. (Two new River *Aeolosomatidae* (*Oligochaeta limicola*), Ivanovo Agricultural Institute, U. S. S. R.—The Annals and Magazine of Natural History. Vol. 15, No 90, June 1935, pp. 636—645). Nous trouvons aussi une courte mention sur cette espèce dans le travail de K. NEISVESTNOVA-SHADINA, publié également en 1935 (Zur Kenntnis des rheophilen Mikrobenthos. Archiv für Hydrobiologie. 1935. Bd. XXVIII. S. 555—582), ainsi que dans un autre travail de cet auteur (Verteilung und Saisondynamik der Biozöosen des Flussbettes und ihre Studiummethoden.—Izw. Akadem. Nauk SSSR, 1937, pp. 1247—1275).

Le présent habitat de l'*Aeolosoma neisvestnovi* est le premier qui fut découvert en Pologne. Jusqu'ici cette espèce n'avait été trouvée que dans le bassin du fleuve Wolga (Wolga, Oka, Teza, Uwod). A part cela sa présence avait été notée dans le cours inférieur du Dniepr. Partout elle apparaissait dans le sable riverain (à côté de l'espèce *Propappus volki* Michaelsen).

Le caractère écologique de l'espèce en question semble être indubitable. Son étroite liaison au substratum sablonneux est évidente, on peut donc considérer *Aeolosoma neisvestnovi* comme espèce psammobiotique, liée spécialement à l'hydrosammon des rivières et des lacs. La rhéophilie de cette espèce, supposée par NEISVESTNOVA-SHADINA (1935, 1937), doit être mise en doute vu l'apparition très abondante de l'*Aeolosoma neisvestnovi* dans l'hydrosammon du lac Somino. On peut supposer que cet Oligochète sera retrouvé à l'avenir dans plusieurs bassins d'eau coulante et stagnante, partout où la présence du sable crée des conditions favorables à son développement. Il est probable, que l'aréal de la répartition de l'espèce en question ne soit pas limité au bassin de la Mer Noire, car — d'après l'information de M. WISZNIEWSKI — des exemplaires isolés de cette espèce avaient été sporadiquement observés aussi dans l'hydrosammon de la Vistule.

Comme marques diagnostiques de cette espèce il faut considérer: une longueur d'environ 0.5 mm. Un prostomium arrondi qui n'est pas plus large que les segments voisins (d'après LASTOČKIN il est bien plus large). Les gouttelettes colorées disséminées dans le corps sont jaunes avec des nuances qui varient du verdâtre à l'orange, ou bien sont incolores. Les soies manquent; à leur place apparaissent sur chaque segment, en commençant du 2-ième, des glandes gluantes sous la forme de papilles ou de petites tubercules.

## Streszczenie

AMBROŻY MOSZYŃSKI

AEOLOSONA NEISVESTNOVI LAST. 1935—INTERESUJĄCY  
SKAPOSZCZET PSAMMONOWY, NOWY DLA FAUNY  
POLSKI

Materiał do tej pracy otrzymałem z Poleskiej Stacji Biologicznej od p. J. WISZNIEWSKIEGO. Poczuję się do miłego obowiązku wyrażenia mu serdecznego podziękowania za dostarczenie mi i danie możliwości opracowania tego ciekawego gatunku, znalezionej w hydrosammonie w jez. Somino koło Telechan dnia 18.XI. 1937 r. (30 cm głębokości) i w Dzikiej Prypeci koło miejscowości Terebin 25.XI.1937 (na głębokości 30 do 50 cm). Dotychczasowe jego występowanie ograniczone jest do basenu Wołgi i dolnego biegu Dniepru.

Cechy diagnostyczne gatunku *Aeolosoma neisvestnovi* Last. są następujące: długość ca 0.5 mm. Prostomium zaokrąglone nie jest szersze niż dalej leżące segmenty (według LASTOČKINA jest szersze). Zabarwione kropelki występujące w ciele są żółte z odcieniem zielonkawym lub pomarańczowym, albo bezbarwne. Brak szczecinek. Zamiast nich z boków ciała występują na każdym segmencie począwszy od drugiego lepkie gruczoły w postaci brodawek lub drobnych wyniosłości. Z punktu widzenia ekologicznego gatunek ten można określić jako psammobiotyczny, charakterystyczny dla hydrosammonu rzek i jezior.

---



STANISŁAW JAKUBISIAK

**SUR LES HARPACTICOIDES DES LIMANS  
DE LA MER NOIRE**

Les côtes maritimes de la Roumanie abondent en un grand nombre de lacs, limans et lagunes dont les eaux varient très considérablement au point de vue de la teneur en sel. A côté des lacs à l'eau complètement douce, on y trouve des bassins presque sursalés et entre ces deux types extrêmes—toutes les formes de passage de la salinité. Les conditions chimiques, liées aux autres facteurs, tels que par ex. le passé géologique de la région, impriment un caractère biologique très spécial à chaque bassin qui peut recéler non seulement les formes d'adaptation à la salinité plus ou moins grande, mais aussi contenir les représentants de la faune marine actuelle ou enfin les formes relictées, provenant de la Mer Sarmatique. A notre avis, l'étude un peu poussée de groupes particuliers d'animaux qu'hébergent ces bassins d'eau peut donner des résultats très intéressants. Pour ne citer que quelques exemples, signalons les études de M. BACESCU sur les Mysides, de L. RODEWALD sur les Rotifères et de W. KLIE sur les Ostracodes et les Harpacticoïdes de la région analogue en Bulgarie.

Nous avons entrepris nos recherches, en vue de la connaissance des Harpacticoïdes des limans et des lacs littoraux, en août 1937 lors de notre séjour à la Station Zoologique d'Agigea. Les bassins principaux qui ont été explorés sont les suivants: lac Razelm, Siut-ghiol et Agigea-ghiol. Cette exploration nous a été grandement facilitée grâce à l'extrême obligeance de M. le dr. V. GRIMALSCHI, Administrateur de l'Office National

de Pêche (P.A.R.I.D.) à Tulcea. Nous lui en exprimons ici nos très vifs remerciements.



Avant de passer à l'examen des formes trouvées, nous allons donner ci-dessous une courte caractéristique de chaque bassin d'eau, faisant l'objet de notre étude.

## 1. Lac Razelm.

Ce vaste liman d'un bras du Danube (Dunavetz), d'une étendue de 80.000 ha, constitue un véritable complexe de lacs, reliés entre eux et restant en communication avec la Mer Noire par un étroit et fort court canal-embouchure Portiza. La salinité de ses eaux dépend en premier lieu du débit de l'affluent l'alimentant en eau douce. La portion supérieure du liman, comprenant les lacs Dranow, Razelm proprement dit, Golovitza et Zmeica contient des eaux presque complètement adoucies, au moins à la surface; la portion inférieure, correspondant aux lacs Sinoë, Caranasuf et Duingi présente une salinité qui varie de 12,8‰ (lac Sinoë) à 58,7‰ (lac Duingi). La profondeur de cette masse lacustre n'est pas très grande; elle est de 3 m environ (Antipa).

La végétation aperçue par nous consiste en représentants des genres: *Phragmites*, *Juncus*, *Myriophyllum*, *Potamogeton*, *Trapa* et *Salvinia* (les deux derniers dans le lac Dranow seulement). La composition de la faune est très complexe. Le lac Razelm proprement dit, qui seul a été exploré par nous, héberge à côté de *Plumatella fungosa* et autres formes dulcicoles aussi la curieuse méduse *Maeotias inexpectata*, *Cordylophora lacustris*, *Limnomysis benedeni*, *Mesomysis intermedia*, *Balanus improvisus* (mortes), les genres *Palaemon*, *Hippolyte*, *Cranigon*, *Idothea* et *Sphaeroma*. Parmi les Mollusques citons *Dreissensia polymorpha*, *Monodacna colorata*, *M. pseudocardium* *Adacna fragilis*. *Nereis diversicolor* paraît être très répandue. Enfin on y trouve des Aterines, des Clupeides, des *Pleuronectes* et autres poissons migrateurs.

En ce qui concerne les Harpacticoïdes nous y trouvons les espèces suivantes:

<i>Ectinosoma curticorne</i>	<i>Schizopera grimalschii</i> nov. spec.
<i>Diarthrodes minutus</i>	<i>Mesochra xenopoda</i>
<i>Ameira parvula</i>	<i>Nannopus palustris</i>
<i>Nitocra inuber</i>	<i>Limnocletodes behningi</i>
<i>Nitocra typica</i>	

Il est nécessaire d'ajouter qu'un *Nitocra inuber* ne se rencontre que dans le lac Dranow et le canal R. Ferdinand qui relie ce dernier à Razelm. Les autres formes vivent dans Ra-

zelm même sur le fond de 3 m environ. On a beau es chercher ailleurs. Ces copépodes sont visiblement cantonnés dans les eaux plus profondes et par conséquent plus salées du lac.

## 2. Siut-ghiol<sup>1)</sup>.

Cet ancien golfe de mer, séparé presque complètement de cette dernière par un étroit cordon littoral, est de 5 m de profondeur en moyenne et présente une superficie de 20 km<sup>2</sup> environ. D'après I. LEPSI Siut-ghiol appartient aux bassins du type eutrophe et les organismes qui le peuplent sont ceux qu'on rencontre dans les eaux douces. La vase est une gyttja typique avec *Chironomus plumosus* comme forme caractéristique. Le plancton est riche en Cyanophycées. M. LEPSI cite *Evadne cornigera* Pengo comme unique forme relicte témoin de l'ancienne liaison avec la Mer Sarmatique. Les poissons le plus fréquemment capturés sont: *Leuciscus rutilus*, *Cyprinus carpio*, *Silurus glanus*, *Perca fluviatilis* etc. La végétation macrophytique consiste en *Phragmitetum* et *Characetum*<sup>2)</sup>.

Si la faune actuelle est du type caractérisant le bassin d'eau douce, la „thanatocoenose” évoque le passé tout différent. On trouve à Siut-ghiol des coquilles de *Cardium edule*, *Syndesmya ovata*, *Paludestrina ventosa*, ainsi que les tests de *Balanus improvisus* à l'état subfossil.

A l'étude très intéressante de LEPSI, d'où nous avons tiré les renseignements ci dessus, nous devons ajouter que les recherches plus récentes ont relevé dans Siut-ghiol la présence d'autres formes animales, qui appartiennent plutôt au mode saumâtre, telles que par ex. *Mesomysis kröyeri*, *M. ullskyi* (*M. kowalewskii*) etc.

Nous y avons capturé les copépodes suivants:

*Dactylopusia thysboïdes*

*Paraleptascus spinicaudus* *bisetosus* nov. var.

*Mesochra aestuarii*

<sup>1)</sup> Ghiol—lac en turque.

<sup>2)</sup> Le lac est situé à 1.80 m au-dessus du niveau de la mer et relié avec celle-ci par un étroit canal artificiel.



La première forme est marine, euryhaline; les deux autres font partie plutôt de la faune saumâtre.

### 3. Agigea-ghiol.

Nous n'avons malheureusement pas de renseignements précis concernant l'hydrologie de ce bassin. C'est apparemment aussi un ancien golfe de mer dont l'étendue primitivement assez grande, a été considérablement réduite par les travaux d'assèchement. A l'heure actuelle ce lac, voué à la prompte disparition, est très peu profond. Dans les parties abordables j'ai constaté à peine 20—30 cm de fond. La salinité en août 1937 a été de 16.13<sup>0</sup>/<sub>100</sub>. La végétation macrophytique est excessivement pauvre (phragmitetum). Le lac est relié avec la mer par un canal artificiel.

Outre les Rotifères; *Brachionus plicatilis* f. typ., *B. plicatilis* var. *rotundiformis* et *B. orientalis*<sup>1)</sup> nous avons trouvé à Agigea-ghiol en grande quantité le Harpacticoïde *Cletocamptus retrogressus*, caractéristique pour les eaux saumâtres.

### I. Ectinosomidae.

#### 1. *Ectinosoma curticorne* Boeck.

Quelques exemplaires appartenant sans aucun doute à cette espèce ont été capturés dans la zone littorale de Siut-Ghiol et dragués dans le lac Razelm en points suivants: environs de l'île Popina et Sarichioi, cap Jencina et cap Dolojman.

Distribution: les mers septentrionales, Méditerranée, Mer Noire.

### II. Thalestridae.

#### 2. *Dactylopusia thysboides* (Claus).

Espèce aisément reconnaissable et qui paraît très fixe. Nous l'avons trouvée en un petit nombre dans Siut-Ghiol. KLIE la signale du lac Varna dont la salinité ne dépasse pas 3<sup>0</sup>/<sub>100</sub>.

Distribution: cosmopolite.

---

<sup>1)</sup> Signalons aussi *Mesomysis agigensis* Bacescu, myside inconnu en dehors de ce lac.

### 3. *Diarthrodes minutus* (Claus).

Syn. *Parawestwoodia minuta*.

Draguée dans Razelm, en face du cap Jencina.—La distribution géographique de cette forme est à peu près celle de l'espèce précédente. KLIE l'a capturée dans le plankton du lac Varna.

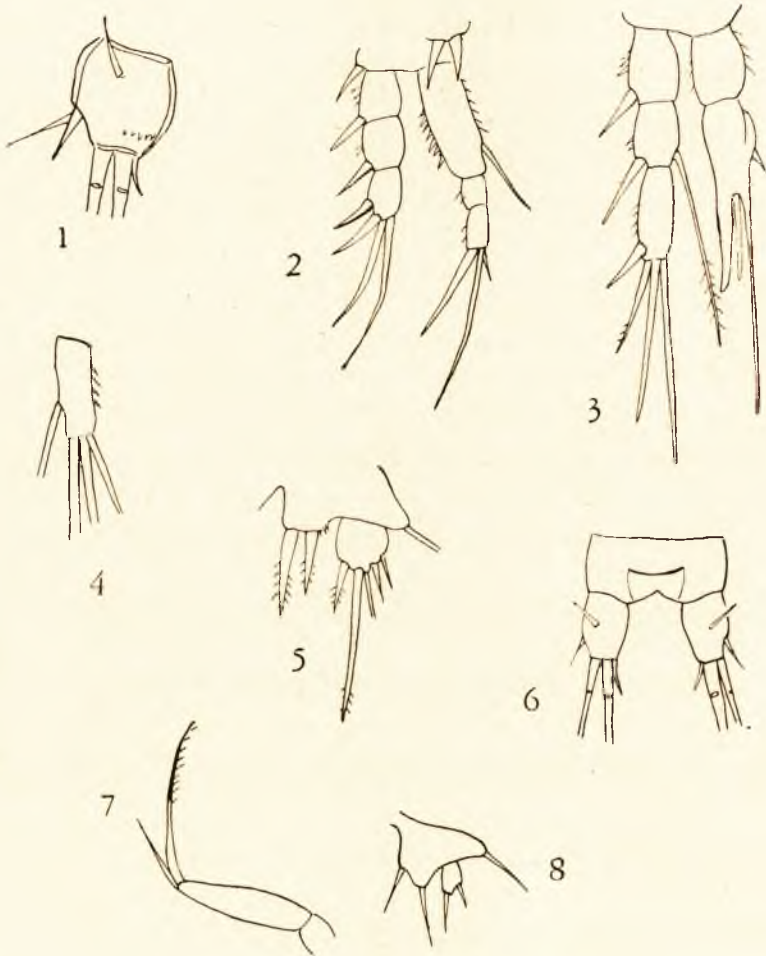


Fig. 1—5: *Schizopera grimalschii*. 1—furca ♀; 2—P1 ♂; 3—P2 ♂; 4—art. term. P3 ♂; 5—P5 ♂.—Fig. 6—8: *Paraleptascus spinicaudus* var. *bisetosus* 6—Fu ♀; 7—Mp2 ♀; 8—P5 ♀.

III. *Diosaccidae*.4. *Schizopera grimalschii* nov. spec. (voir fig., 1—5).

La réduction des addendes aux pattes natatoires, liée aux autres caractères nous font ranger cette forme dans le genre *Schizopera*. Nos exemplaires se rapprochent le plus de *S. clandestina* Klie, n'en différant de cette dernière que par la furca qui est plus courte et par le nombre de soies aux pattes natatoires.

Voici les armatures des pattes (endopodites) de 3 espèces très voisines:

<i>S. longicauda</i>	<i>S. clandestina</i>	<i>S. grimalschii</i>
P2I 1.1. 1—2	0.1. 1—2—1	0.1. 1—2—1
P3 1.1. 1—2—1	1.1. 1—2—1	0.1. 1—2—1
P4 1.1. 1—1—1	1.1. 0—2—1	0.1. 0—2—1

Les antennes, les antennules, les pièces buccales et l'armature de P5 ne présentent pas de caractères distinctifs. A vrai dire ces 3 espèces, auxquelles il faudrait ajouter *S. tobæ* Chappuis et *S. compacta* de Lint ne diffèrent entre elles que par des caractères minimes et sont plutôt des variétés de l'espèce type *S. longicauda* Sars.

Nous dédions cette forme avec plaisir à M. le dr. V. GRIMALSCHI de Toulcea.

IV. *Ameiridae*.5. *Ameira parvula* (Claus).

Le lac Razelm, en face du cap Jencina.

Distribution: mers atlantiques, Méditerranée, Mer Noire, canal de Suez, marais de Diavolsco en Bulgarie (KLIE).

6. *Nitocra inuber* (Schmankewitsch).

C'est une espèce d'eau douce, mais qu'on rencontre aussi dans les bassins légèrement saumâtres. Nous l'avons trouvée dans le lac Dranow (eau douce) et dans le canal R. Ferdinand qui relie ce dernier au bras méridional du Danube. KLIE la signale du lac Gebedze et de Kamcin en Bulgarie.

7. *Nitocra typica* Boeck.

Nous avons dragué quelques exemplaires bien typiques dans Razelm en face du cap Dolojman. Il est intéressant de

remarquer que dans la Mer Noire il existe une variété de cette espèce (*pontica* mihi) et que la forme type paraît ne pas y habiter.

Distribution: mers septentrionales.

#### V. *Canthocamptidae*.

##### 8. *Mesochra aestuarii* Gurney.

Cette espèce paraît être assez répandue dans la Mer Noire et dans les lacs qui en dérivent. Nous avons capturé quelques ♀♀ dans Siut-Ghiol (*Chara*).

Distribution: Norfolk, Baltique, Amu-Daria, Mer Noire, Lacs Varna et Gebedze en Bulgarie (KLIE).

##### 9. *Mesochra xenopoda* Monard.

Lac Razelm au cap Jencina.

Le mâle de cette espèce paraît être extrêmement rare. Nous avons donné ailleurs sa description d'après les exemplaires provenant de la Mer Noire.

Espèce euryhaline. On la signale de Roscoff, Tunisie, Mer Noire et du lac Varna.

19. *Paraleptascus spinicaudus* (T. A. Scott) var. *bisetosus* var. nov. (voir fig., 6—8).

Cette espèce nettement psammophile a été trouvée dans Siut-Ghiol. Tous les exemplaires examinés présentaient un caractère absolument stable qui le distinguait de la forme typique: P5 portait dans les deux sexes à son article distal toujours 2 soies (4 chez le type).

On connaît de ce genre encore deux espèces. *P. brevicaudatus* Wilson et *P. katamensis* W. toutes les deux également psammophiles. *P. spinicaudus* var. *klii* Gagern habite les eaux saumâtres de la Baltique.

#### V. *Cletodidae*.

##### 11. *Nannopus palustris* Brady.

Draguée dans Razelm entre Jencina et Taşburun.

Voici l'armature des distaux de P2—4: 4—2, 6—3, 7—3, 7—2. P5 présente souvent un nombre d'addendes plus réduit



(3 à l'article proximal, 4 à l'article distal). Enfin la grosse soie furcale dans nos exemplaires était toujours dépourvue du crochet à sa base.

Distribution: Norvège, Suède, Angleterre. Allemagne, France, Istrie, Mer Caspienne, Mer d'Aral, delta de la Wolga, Syr-Daria et Amou-Daria.

12. *Limnocletodes behningi* Borutzky.

Nous avons capturé cette intéressante espèce dans Razelm entre Popina et Sarichioi. Elle est en général conforme aux descriptions de BORUTZKY et de SMIRNOW à l'exception de l'endopodite P4 dont la soie interne est dans notre forme beaucoup plus longue. La distribution géographique de cette espèce est très significative: on ne la rencontre pas en dehors du bassin ponto-aralo-caspien. Nous sommes certainement en présence d'une forme relictive, autrefois répandue dans la Mer Sarmatique, actuellement réfugiée dans les limans et les deltas des grosses fleuves de la Russie méridionale.

13. *Cletocamptus retrogressus* Schmankewitsch.

Syn. *Mesochra blanchardi* Richard.

Trouvée en grande quantité à Agigea-Ghiol dont les eaux sont assez fortement minéralisées.

Distribution: les bassins d'eau saumâtre de l'Europe, Asie et Afrique du Nord.

En résumé, les trois bassins d'eau, explorés par nous, dont la teneur en sel croit graduellement, présentaient des faunes nettement différenciées bien en rapport avec la nature des eaux.

Siut-Ghiol, actuellement liman d'eau douce, un golf marin dans le passé pas trop lointain, recèle une faune extrêmement caractéristique, quoique peu nombreuse. *Dactylopusia thysboides*, *Mesochra aestuarii* et *Paraleptascus spinicaudus* var. *bisetosus* sont des espèces euryhalines. La dernière forme est nouvelle.

Le lac Razelm, dont la salinité dans les parties explorées par nous était de 0,67—2,52‰ s'est montré plus riche en espèces. Ce sont également des formes euryhalines, qu'on rencontre surtout dans les mers peu salées. Nous y trouvons en outre *Limnocletodes behningi*, un relictive sarmatique, qu'on rencontre uniquement dans le bassin ponto-aralo-caspien.

Enfin, Agigea-Ghiol, à la salure de 16.13<sup>0</sup>/<sub>100</sub> ne recèle que *Cletocampus retrogressus*, espèce qu'on rencontre dans les eaux salées continentales.

---

#### INDEX BIBLIOGRAPHIQUE.

Borutzky E. V. 1931. Keys to determination of fresh-water organisms of the U. S. S. R.—Borutzky 1926. Copepoda-Harpact. des Wolga-Bassins. Russ. Hydr. Zeitschr.—Borutzky 1927. Materialien zur Copepoden-Fauna des Aralsees etc. Zoolog. Anz.—Chappuis, P. A. 1931. Copepoda Harpact. der Deutsch. Limnol. Sunda-Exped. Arch. Hydr.—Jakubisiak St. 1938. Les Harpact. de la Mer Noire. Ann. Scient. Univers. Jassy.—Klie W. 1923 Über eine neue Brackwasserart der Harpact. Gattung *Amphiascus* Arch. f. Hydrob.—Klie W. 1937 Ostracoden u. Harpact. aus brackigen Gewässern an der bulg. Küste des Schwarzen Meeres. Mitteil. aus den Naturwiss. Inst. in Sofia—Lepsi I. 1934. Zur Biologie des Siut-Ghiol. Bull. Section Scient. Acad. Roum.—Nicholls A. 1935. G. Copepods from the Interst. Fauna of a Sandy Beach. Jour. Marine Biol. Assoc.—Schäfer W. 1936. Harpact. aus dem Brackwasser der Insel Hiddensee. Zool. Jahrb.—Smirnow S. 1933. Notiz über *Limnocletodes behningi* Bor. Zool. Anz.

---

KAZIMIERZ PASSOWICZ

STUDIEN ÜBER DIE ÖKOLOGIE DES WASSERFLOHES  
SIMOCEPHALUS SERRULATUS KOCH

A. Einleitung.—B. Versuchsteil.—C. Freilandsbeobachtungen.—D. Allgemeine Schlussfolgerungen.—E. Zusammenfassung der Ergebnisse.

A. Einleitung.

Der Wasserfloh *Simocephalus serrulatus* Koch ist ein typischer Bewohner stehender Gewässer. Man findet ihn in sumpfigen Tümpeln, Gräben, Teichen, in ruhigen Seebuchten, in alten Flussbetten und überschwemmten Stellen. Er kommt dort gewöhnlich an am Ufer wachsenden Wasserpflanzen vor. In grösseren Gewässern tritt er ausschliesslich in der dem Ufer am nächsten liegenden Litoralzone auf. Pelagische Region vermeidet er entschieden. Zahlreiche Angaben über das Vorkommen dieser Art an den verschiedenen Stellen der Erde und in verschiedenen Gewässern weisen darauf hin, dass wir es hier wahrscheinlich mit einer kosmopolitischen Art zu tun haben, die sowohl in der gemässigten wie auch in der tropischen Zone vorkommt. Diese Art bewohnt Berg- wie auch Tieflandgewässer. Diese Angaben liefern jedoch nicht viel, wenn es um die Möglichkeit einer genauen Bestimmung des Charakters der Gewässer geht, die von *S. serrulatus* bewohnt werden, und um die Präzisierung der ihrem Vorkommen günstigen ökologischen Bedingungen.

Die Mehrzahl der Autoren beschränkt sich gewöhnlich auf die blosse Angabe des Fundortes dieser Art und auf das Verzeichnis der gemeinsam mit ihr vorkommenden Mikrofauna. Sie

legen jedoch keinen Wert auf die eigentlichen Eigenheiten des Biotops. Von den Arbeiten, die gewisse Hinweise auf das Vorkommen dieser Art bringen, müssen die Arbeiten folgender Autoren erwähnt werden: LANGHANS (1911), WEREŠCAGIN (1912), WOLSKI (1914), HERR (1917), SKADOWSKY (1923), GAJL (1924), BOWKIEWICZ (1925), MAUVAIS (1927), RETOWSKI (1929), RAMULT (1930), WELCH (1936), RAMMNER (1937), PASSOWICZ (1938). Auf den unmittelbaren Zusammenhang zwischen dem Vorkommen des Wasserflohes *S. serrulatus* und einigen Eigenheiten der von dem Wasserfloh bewohnten Gewässern weisen die Arbeiten einer Reihe von Autoren hin, wie: BREHM (1917), HERR (1917), LITYŃSKI (1925a), KUPTSCH (1927), WOLSKI (1927), BERG (1929), PACAUD (1935).

Unter den letzterwähnten Verfassern sehen BREHM, WOLSKI, LITYŃSKI, BERG und HERR die Anwesenheit von Humusstoffen als Indikator für das Vorkommen dieses Wasserflohes an. KUPTSCH identifiziert die Biologie von *Simocephalus serrulatus* mit der Biologie von *Simocephalus vetulus*. PACAUD stellt die Abhängigkeit des Vorkommens von *S. serrulatus* von der sauren Reaktion des Mediums fest, indem er diese als den Trennungsfaktor des Vorkommens des acidophilen *S. serrulatus* von *S. vetulus* ansieht. Der Verfasser äussert sich darüber folgendermassen: „Il ne faudrait certes pas hâter de conclure que le pH conditionne la distribution respective de ces deux formes si voisines; une telle question est fort complexe; mais il y a au moins, ici, une corrélation remarquable, constatée à Bellevue aussi bien qu'aux Etangs et qu'on peut retenir pour une plus ample enquête”. PEUS im Werke „Die Tierwelt der Moore” (1932) zählt diesen Wasserfloh zu den Biozönosen der Hochmoore. HARNISCH (1929) zählt sie dagegen zu der Tiergruppe, die den negativen Indikator der Torfbiozönosen darstellt.

Das Studium der obenangeführten Literatur weist deutlich darauf hin, wie gering und widersprechend die die Ökologie dieser Art betreffenden Angaben sind. In Anlehnung an diese kann man nur feststellen, dass *S. serrulatus* am liebsten in sauren moorigen Humusgewässern vorkommt. Die Feststellung dieser Tatsache ist überaus allgemein und erklärt in keiner Weise, worauf die Abhängigkeit seines Vorkommens von den Eigenheiten eines derartigen Mediums beruht. Dieser Wasser-



floh tritt ausserdem nicht ausschliesslich in Biotopen auf, die einen entschieden sauren und moorigen Charakter tragen. Es ist nämlich schwer, das Litoral des Sees Neuchatel (MAUVAIS 1927), der Chodeckie- oder Świtaz-Seen (WOLSKI 1914, 1927), in denen *S. serrulatus* gefunden wurde, als moorige, humushaltige Medien anzusehen, die identisch mit dem Medium mit den Eigenschaften eines Hochmoores sind. Die Beobachtungen, dass *S. serrulatus* eine gewisse grössere Neigung zum Auftreten in sauren Humusgewässern besitzt, die oft durch ihre Eigenheiten und Pflanzenbiozönose sehr den Hochmooren ähneln, lässt nur die Vermutung zu, dass unter diesen Eigenheiten derartiger Medien die Faktoren zu suchen sind, die das Auftreten dieser Art bestimmen. Dies ist jedoch nicht gleichbedeutend mit der Feststellung der Tatsache, dass nur saure, moorige Humusgewässer von Hochmoor-Charakter die für sein Auftreten unentbehrlichen Eigenheiten besitzen.

Die reiche Literatur aus dem Bereich der Ökologie der Wasserflöhe liefert uns eine übermässig ausreichende Zahl von Beispielen, dass *S. serrulatus* manchmal auch solche Gewässer vermeidet, in denen man ihn im Einvernehmen mit den sein Auftreten gerade in sauren Torfmooren verzeichnenden Beobachtungen der Verfasser, erwarten dürfte. Es unterliegt also nicht dem geringsten Zweifel, dass diese Art spezifische Lebensanforderungen stellt. Wenn man das kosmopolitische Auftreten von *S. serrulatus*, weiter sein Vorkommen in Gebirgs- und Tieflandgewässern in Betracht zieht, scheint der Einfluss anderer sein Auftreten bestimmenden Faktoren ausser dem ökologischen Faktor sich von selbst auszuschliessen. Die Entscheidung des unberechenbaren Vorkommens dieser Art muss unbedingt in der Untersuchung seiner Abhängigkeit von dem Charakter des Mediums gesucht werden.

Das Bild des gegebenen „Mediums“ wird gebildet durch einen Komplex gegenseitig wirkender Faktoren biotischer und physiko-chemischer Natur. Unter diesen Faktoren besteht eine gegenseitige Abhängigkeit, wobei die entscheidende Rolle in der Bildung des ökologischen Charakters des gegebenen Mediums die physiko-chemischen Faktoren der Produktion spielen. Genauer präzisiert, der Chemismus des Gewässers bestimmt gewöhnlich seinen Charakter und seine ökologischen Eigenheiten.

Das Medium in dem *S. serrulatus* gewöhnlich erscheint, zeichnet sich gerade durch spezifische chemische Eigenschaften aus und unterscheidet sich dadurch deutlich von der Mehrzahl der Binnengewässer. Der Hinweis also auf die Abhängigkeit der Entwicklung und des Vorkommens dieses Wasserflohes vom Chemismus des Mediums scheint das Grundproblem seiner Ökologie zu sein. Die Untersuchung dieser Verhältnisse entscheidet sofort seine Zugehörigkeit zu den Gewässern des oligo-, eu- oder dystrophen Typus, wodurch der Untersuchungsbereich eingengt und nur nach der Richtung der Analyse der Einwirkung von physikalischen und biotischen Faktoren gelenkt wird.

Eine der charakteristischen Eigenschaften des Chemismus dystropher Gewässer, die sich unwiderruflich von den übrigen Typen von Binnengewässern unterscheiden, ist sein starker Oligo-Gypsotrophismus. Zieht man eine derartige chemische Beschaffenheit des Mediums, in dem *S. serrulatus* am häufigsten vorkommt, in Betracht, so kommt der Gedanke auf, dass gerade zwischen dem Auftreten dieses Wasserflohes und der im Wasser gelösten Kalksalzmengen eine gewisse Abhängigkeit besteht. Die im Wasser gelösten Ca-Verbindungen können nämlich zweifelsohne einen Selektionsfaktor für das Auftreten gewisser Tier- oder Pflanzenarten darstellen. Ein klassisches Beispiel dafür ist die von THIENEMANN (1926) bewiesene Abhängigkeit des Auftretens von *Holopedium gibberum* von der im Seewasser gelösten Kalksalzmenge.

Dieses Problem in Bezug auf unseren Wasserfloh könnte man durch ein Gegenüberstellen der chemischen Beschaffenheit aller dieser Gewässer, in denen man ihn antrifft, lösen. Die den Chemismus des Wassers dieser Gewässer betreffenden Angaben sind jedoch zu gering, um daraus derartige Schlüsse zu ziehen. Es bleibt also nur der Untersuchungsweg oder das Sammeln des hydrochemischen Materials einer grösseren Anzahl der von *S. serrulatus* bewohnten Gewässer. Schliesslich kann gleichzeitig diese und jene Methode angewandt werden.

In der vorliegenden Arbeit, deren hauptsächliches Ziel es ist die Untersuchung der Abhängigkeit zwischen dem Vorkommen des Wasserflohes *S. serrulatus* und der Menge der in dem Wasser gelösten Ca-Verbindungen durchzuführen, wählte ich die letzterwähnte Möglichkeit der Laboratoriumsversuche,

indem ich gleichzeitig eine Reihe der von diesem Wasserfloh bewohnten Gewässer in hydrochemischer Hinsicht untersuchte.

Die in unseren Binnengewässern gelösten Ca-Verbindungen kommen hauptsächlich als Karbonate vor. Sie bilden zusammen mit  $\text{CO}_2$  einen physiko-chemischen Komplex, der die Höhe der  $\text{H}^+$ -Konzentration reguliert. Der Einfluss der Härte des Wassers auf das Vorkommen der gegebenen Art beruht also nicht nur auf der Wirkung von  $\text{Ca}^{++}$ , sondern auch von der gleichzeitigen  $\text{H}^+$  Wirkung, das quantitativ mit den Karbonaten gebunden ist. Um nun auf experimentellem Wege die Abhängigkeit des Vorkommens von *S. serrulatus* vom Ca-Standard nachzuweisen, musste ich bei den Versuchen nicht nur den Einfluss verschiedener  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentrationen, sondern auch den Einfluss verschiedener  $\text{H}^+$ -Konzentrationen berücksichtigen.

Das Hauptziel meiner Versuche war: 1) die Widerstandskraft des Wasserflohes *S. serrulatus* auf verschiedene  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration zu untersuchen, um die Grenzkonzentrationen zu bestimmen, auf Grund dessen ich dann über Zugänglichkeit von Ca-oligo-, meso- oder auch polytropher Gewässer für diesen Wasserfloh folgen könnte. Aus den schon erwähnten Gründen mussten die Versuche ferner nachweisen, 2) wie weit der Einfluss der  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration von der Reaktion des Mediums abhängt? Oder mit anderen Worten: Existiert eine Abhängigkeit, und worauf beruht diese, zwischen der Wirkung der Konzentrationen von  $\text{Ca}^{++}$  und  $\text{H}^+$ ? Die Freilandsversuche bezwecken 1) die Kontrolle der Versuchsergebnisse, wenn es um das Verhältnis von *S. serrulatus* zum Ca-Standard geht, ferner 2) das Kennenlernen der chemischen und biozönotischen Eigenheiten der von diesem Wasserfloh bewohnten Gewässer.

Indem ich hauptsächlich Nachdruck auf die Abhängigkeit des Chemismus des Mediums und des Auftretens von *S. serrulatus* legte, beschäftigte ich mich nur zu Orientierungszwecken mit der Flora und den Wasserflöhen (*Cladocera*) der untersuchten Gewässer. Die Freilandsversuche erleichterte mir die Gegenwart einiger in der Nähe der Hydrobiologischen Wigry-Station gelegener mit Wald umgebener dystropher Seen, deren nächste Umgebung mit zahlreichen Tümpeln von Hochmoor-Charakter versehen ist. In diesen Tümpeln, wie auch im Litoral der erwähnten Seen, müsste man das Auftreten von

*S. serrulatus* erwarten. Das Vorkommen dieses Wasserflohes wurde nämlich schon in zwei kleinen Seen dieses Typus von LITYŃSKI (1925b) festgestellt.

Die obenangeführten umwaldeten Seen stellen aus folgenden Gründen ein ausnahmsweise günstiges Terrain für ökologische Untersuchungen dar: 1) Einige von ihnen bilden eine Entwicklungsreihe von Gewässern, die genetisch mit den grossen Mutterseen wie Wigry und Krzywe Wigierskie (Huciańskie) verbunden sind. Sie besitzen im Zusammenhang damit, je nach dem Entwicklungsstadium des gegebenen Sees ihre eigene Individualität, wodurch sich solch ein See von anderen verwandten Gewässern unterscheidet. 2) Eine gewisse Zahl dieser Seen grenzt gegenwärtig schon gänzlich oder teilweise an vom Wald entblösste Gebiete, die in Ackerflächen verwandelt wurden. Der Ackerbau dieser unmittelbar an diese Gewässer grenzenden Gebiete blieb daher wahrscheinlich nicht ohne Einfluss auf den Chemismus des Wassers. Man müsste daher erwarten, dass derartige Gewässer eine eventuelle Differenzierung der hydrochemischen Beschaffenheit aufweisen, indem sie jedoch ihre prinzipielle Eigenschaften — die Dystrophie — weiter behielten. Bei der Inangriffnahme der ökologischen Probleme über den Chemismus des Mediums schienen mir die Untersuchungen in einer so differenzierten Gruppe von Gewässern ausnahmsweise interessant und vorteilhaft.

Die Laboratoriums- sowie die Freilandversuche führte ich während meines Aufenthaltes auf der Hydrobiologischen Wigry-Station in den Jahren 1936—37 aus.

## B. Versuchsteil.

### I. Material und Methode.

Zu meinen Versuchen, die ich im Sommer und Herbst 1936 ausführte, benutzte ich Tiere aus einem der angeführten, umwaldeten dystrophen Seen. Dieser See, der sogenannte Suchar Krzyżacki, liegt ungefähr 7 km SO von der Hydrobiologischen Station entfernt. Er hat ungefähr eine Oberfläche von 2 ha; die grösste von mir gemessene Tiefe beträgt 2,5 m; die Farbe



beträgt nach der Forel-Ule Skala ungefähr 19; die Sichttiefe des Wassers beträgt in den Sommermonaten ungefähr 2 m. Dieser flache See wird im Sommer stark erwärmt, die Temperatur steigt an der Oberfläche der Seemitte bis auf 26°, im Litoral bis zu 28°. Ein breiter *Sphagnetum*-Gürtel umgibt den See. Sein Boden ist von einer tiefen Schicht braunen, gallertartigen Schlammes bedeckt. Die Reaktion des Wassers ist sauer (14.VII. 36; pH 5.5). *S. serrulatus* tritt sehr häufig auf, am liebsten in den stark erwärmten kleinen Buchten, die sich in der randständigen *Sphagnum*-Decke bilden. In einer dieser Buchten stellte ich stets das massenhafte Vorkommen dieses Wasserflohes fest. Die physiko-chemischen Untersuchungen dieser Bucht vom 10.VI.37 wiesen folgende Beschaffenheit des Wassers auf.

Temperatur	24°C	PO <sub>4</sub>	0.006 mg/l
pH	5.6	Fe (Ges.-geh.)	0.002 mg/l
CaO	3.7 mg/l	Oxydierbarkeit	11.2 mg O <sub>2</sub> /l
O <sub>2</sub>	5.3 cm <sup>3</sup> /l	Nitrite u. Nitrate	nicht vorhanden
CO <sub>2</sub>	1.7 cm <sup>3</sup> /l	H <sub>2</sub> S	" "

Von Wasserflöhen stellte ich fest: *Simocephalus serrulatus*, *Acantholeberis curvirostris*, *Alona guttata*, *A. costata* und *Chydorus sphaericus*.

Aus dieser Bucht entnahm ich das nötige Versuchsmaterial. Die mittels eines Netzes gefangenen Individuen (*S. s.*) trug ich in Glasgefäßen ins Laboratorium. Dort hielt ich die Tiere in einem kleinen Aquarium, in denen 3 bis 4-mal in der Woche das speziell dafür aus dem See geholte Wasser gewechselt wurde.

Der Zweck meiner Untersuchungen, wie schon erwähnt, war festzustellen, ob und inwiefern eine Änderung der Wasserreaktion auf die Wirkung von Kalksalzen auf die Lebensfähigkeit von *S. serrulatus* Einfluss hat. Um also die Möglichkeit einer leichten und beliebigen Änderung der H-Konzentration im Wasser der Versuchskulturen zu erzielen, führte ich eine Reihe von Versuchen über die Herstellung einer künstlichen

Zuchtlösung aus, deren Eigenheiten die Gewinnung einer unveränderlichen H<sup>+</sup>-Konzentration gestatteten, wobei jedoch die normalen Lebensbedingungen erhalten blieben. Die Möglichkeit der Herstellung einer derartigen Lösung, die eine Zucht eines in an Humusstoffen reichen Wasser lebenden Wasserflohes ermöglicht, erschien mir auch deshalb aktuell, da bekanntlich diese Stoffe sehr schnell physischen und chemischen Änderungen unterliegen, wenn man Wasser, das diese Stoffe enthält, längere Zeit im Laboratorium aufbewahrt. Das Ausfällen der Humussubstanzen und die Änderung der Reaktion nach der alkalischen Richtung stellt die einfachste und allgemein bekannte physiko-chemische Reaktion dar, die in dem ins Laboratorium gebrachten Wasser abläuft. Falls eine Versuchskultur in solch einem Wasser gezüchtet werden soll, besteht die Notwendigkeit das Wasser sehr oft zu wechseln, was den Verlauf der Versuche wesentlich erschwert. Die Herstellung einer Zuchtlösung in Gestalt einer Lösung neutraler Elektrolyten, die in bezug auf *S. serrulatus* eine physiologische Flüssigkeit darstellt, würde die Durchführung der beabsichtigten Versuche erheblich erleichtern. Im Zusammenhang damit unternahm ich noch vor der Ausführung der definitiven Versuche eine Reihe von Proben, um qualitativ und quantitativ die Zusammensetzung dieser Flüssigkeit festzustellen. Ich nahm die Verbindungen folgender vier Elemente in Betracht: Ca, Mg, Na und K. Kalk wurde als CaCl<sub>2</sub>, Magnesium als MgSO<sub>4</sub>, Natrium als NaCl und Kalium als KCl der Lösung zugeführt. Unter den vier erwähnten Elementen befindet sich Ca in Binnengewässern in den grössten Mengen. Als grundsätzlichen Bestandteil der Zuchtlösung benutzte ich CaCl<sub>2</sub>. In Anbetracht dessen, dass die Menge der in dystrophen Seen des Suwałki-Gebietes gelösten Ca-Verbindungen durchschnittlich in Bruchteilen eines deutschen Härtegrades bestehen, nahm ich als Grundmenge für CaCl<sub>2</sub> 0.012 g dieser Verbindung bei Herstellung der Zuchtlösung an. Die entsprechenden Mengen von NaCl, MgSO<sub>4</sub> und KCl versuchte ich auf experimentellem Wege zu bestimmen. Es erwies sich jedoch, dass ohne Rücksicht auf das verschiedene Verhältnis, in welchem ich die letztangeführten Verbindungen in die hergestellte Zuchtlösung hinzugab, diese Flüssigkeit stets von stark tödlicher Beschaffenheit war. Das Übertragen der Tiere in die herge-

stellte Zuchtlösung, in der die allgemeine Elektrolytenmenge ( $\text{CaCl}_2 + \text{MgSO}_4 + \text{NaCl} + \text{KCl}$ ) nicht 0.019 g/l überstieg, endete regelmässig mit dem Tode der Tiere nach einigen zehn Stunden.

HARNISCH (1929) gibt an, dass der osmotische Druck von Moorwasser ungefähr dem osmotischen Druck der Knop'schen Nährlösung entspricht, die einige Gramm Elektrolyten auf ein Liter  $\text{H}_2\text{O}$  enthält. Die tödliche Wirkung meiner Zuchtlösung muss also ihrer hypotonischen Eigenschaft zugeschrieben werden. Obgleich weder die Verbindungen von Ca, noch K, noch Mg und Na die Reihe der im Wasser von Mooren gelösten Elektrolyten erschöpfen, so muss jedoch in Anbetracht des minimalen Gehaltes aller übrigen Elektrolyten, die bestimmt nicht den osmotischen Druck des Moorwassers zur Höhe des osmotischen Druckes der Knop'schen Nährlösung auszugleichen imstande sind, in der schädigenden Wirkung meiner hypotonischen Zuchtlösung ein Beweis für die grosse Bedeutung der im Moorwasser gelösten organischen Verbindungen gesucht werden. Eine hundertfache Verstärkung der Elektrolytenkonzentration in der von mir hergestellten Zuchtlösung, also die Zugabe von  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{NaCl}$  und  $\text{KCl}$  in der allgemeinen Menge von 1.9 g/l, nahm diese Flüssigkeit sofort ihre giftige Beschaffenheit ab. Bei Benutzung solch hoher Elektrolytenkonzentration gelang es mir *S. serrulatus* 4 Generationen hindurch zu züchten.

Das letzte Zuchtergebnis in der angeführten Zuchtlösung muss aber als negativ angesehen werden. Die Versuchstiere wurden nämlich von Zeit zu Zeit schwächer. Ihre Kulturen gingen in der Regel in der dritten oder vierten Generation ein, die in der synthetischen Lösung gezüchtet wurden.

Ob jedoch das negative Ergebnis ausschliesslich nur den nachteiligen Eigenschaften der Zuchtlösung zuzuschreiben ist, kann schwer entschieden werden, da auch die Ernährung der Wasserflöhe darauf einen Einfluss ausüben konnte. Die Tiere, die längere Zeit in der täglich gewechselten Lösung anorganischer Salze blieben, mussten natürlich ihre Nahrung in Form irgendwelcher organischer Substanzen erhalten, die von aussen in die Kultur eingeführt wurden. Diese Tatsache konnte gerade entscheidend das negative Ergebnis der Zuchtversuche beeinflussen.

Dies erscheint insofern als wahrscheinlich, als alle mir bekannten und ausprobierten Fütterungsmethoden, die an *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Chydorus sphaericus* und *Simocephalus vetulus* angewandt wurden, fast gänzlich in bezug auf *S. serrulatus* versagten. Ohne Rücksicht nämlich auf Art und Menge der gereichten Nahrung in den Zuchtgläsern, wurden die Filtrierextremitäten stets und unveränderlich von der Nahrung umklebt und dadurch bewegungslos gemacht. Das wiederum zog nach sich, dass das ganze Tier sich nicht regen konnte und verhungerte. Ich fütterte diesen Wasserfloh mit zentrifugierten ausgewaschenen Bakterien-Extrakten aus Jauche, aus Pferde- und Kuhdünger, weiterhin mit verschiedenen Algen und Hefen. Auf Grund von Beobachtungen mehrere Monate hindurch, kann ich mit Sicherheit feststellen, dass jede der angeführten Nahrungsart im Darmkanal von *S. serrulatus* verdaut wird und daher die Möglichkeit besitzt, die Lebensfunktion dieses Wasserflohes zu erhalten. Dagegen jede der oben erwähnten Nahrungsarten verklebt den Filterapparat, erschwert und verhindert schliesslich gänzlich die Nahrungszufuhr. Das Hindernis im Ernähren von *S. serrulatus* besteht nicht in der entsprechenden Beschaffenheit der gereichten Nahrung, sondern wahrscheinlich im Bau oder sogar in den physischen Eigenschaften der Oberfläche seines Filterapparates. Diese verursachen, dass die Nahrung, die solchen Arten, wie *D. magna*, *D. pulex*, *Ch. sphaericus* und vor allem dem phylogenetisch am nächsten stehenden *S. vetulus* zugänglich ist, sich am Filterapparat verklebt und die normale Ernährung des untersuchten Wasserflohes verhindert.

Als Nahrung, die verhältnismässig am wenigsten die Filter von *S. serrulatus* verklebte, erwies sich Hefe. Sie heftete sich so langsam an den Filterapparat, dass wenn es ihm gelang vor dem gänzlichen Bewegungslosmachen sich zu häuten und auf diese Weise sich von der ihm anheftenden Hefe zu befreien, er bis zur nächsten Häutung seine normale Lebensfunktion ausüben konnte.

Die Ursachen für das Verkleben des Filterapparates dürfen nicht in einer eventuellen Schwächung der Versuchstiere durch die schädliche Einwirkung der synthetischen Lösung gesucht werden. Wenn man in das Gefäss mit der synthetischen Zuchtlösung einen *Sphagnum*-Zweig tat, der mit Mikroorganis-



men bedeckt war, die den Cladoceren die entsprechende Nahrung lieferte, so verklebten sie sich nicht und die Wasserflöhe selbst waren äusserst lebhaft und regsam.

Es ist gewiss schwer endgültig zu entscheiden, ob das ungünstige Zuchtergebnis in der synthetischen Zuchtlösung allein der Wirkung derselben oder auch der Unmöglichkeit einer entsprechenden Fütterung der Versuchstiere zuzuschreiben ist. Ohne Rücksicht auf die Gründe des Fehlschlagens der Versuche, eignete sich die Zuchtmethod von *S. serrulatus* in einer Elektrolytenflüssigkeit nicht, um die beabsichtigten Versuche über den Einfluss von  $\text{Ca}^{++}$  auf die Lebensfähigkeit dieses Tieres zu untersuchen. Ich entschloss mich daher die Versuche im Wasser durchzuführen, das direkt daher stammte, wo das Versuchsmaterial herkam, d. h. aus einer Stelle, die sich in der *Sphagnum*-Decke bildete, die den Suchar Krzyżacki-See umgibt.

Ich erhielt das Wasser dreimal wöchentlich in einer einige zehn Liter fassenden Glasflasche. Die speziell für diesen Zweck durchgeführten Versuche erwiesen, dass dieses Wasser eine ausreichende für *S. serrulatus* entsprechende Nahrungsmenge bietet. In Anbetracht des häufigen Wechsels bestand keine Gefahr, dass das darin befindliche Nahrungsmaterial sich erschöpfte und das Hungern der Versuchstiere nach sich zog. Das Wasser wurde durch Müllersche Gaze Nr. 25 durchgeseiht und in die Zuchtgläser abgefüllt, das hier täglich gewechselt wurde. Auf diese Weise sicherte ich den Versuchstieren eine genügende Nahrungsmenge.

Das Ziel meiner Versuche bestand, wie schon erwähnt, in der Untersuchung, welche  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration *S. serrulatus* ohne Schaden ertragen kann. In den Binnengewässern tritt Kalk hauptsächlich als Karbonate auf. Das sind jedoch schwach lösliche Verbindungen. Um also eine entsprechende  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration im Wasser der Versuchskulturen herzustellen, benutzte ich  $\text{CaCl}_2$ . Im Verlauf der Versuche benutzte ich n/10, n/25, n/50, n/75, n/100, n/250, n/500 und n/1000  $\text{CaCl}_2$ -Konzentrationen. Diese Konzentrationen erhielt ich in den entsprechenden Kulturen auf die Weise, indem ich als Verbindungsmittel das aus dem erwähnten See entnommene Wasser benutzte, das ich mittels einer Bürette in die Zuchtgläser goss, mit der ich

gleichzeitig genau  $n/1$   $\text{CaCl}_2$  Lösung abmass, um die nötigen  $\text{CaCl}_2$ -Konzentrationen in der gegebenen Kultur ( $n/10$ ,  $n/25$ ,  $n/50$  usw.) zu erhalten. In Anbetracht dessen, dass das als Lösungsmittel benutzte Wasser offensichtlich nicht chemisch rein war, da es als Seewasser nicht nur geringe  $\text{CaCO}_3$  Mengen, sondern auch andere organische und anorganische Verbindungen enthielt (vergl. Analyseergebnis vom 10.VI.37), waren meine  $\text{CaCl}_2$ -Konzentrationen denen, die solchen in chemisch reinem Wasser entsprechen sollten, nur genähert. In Verbindung damit muss die Normalität der  $\text{CaCl}_2$ -Konzentrationen, die im Text der vorliegenden Arbeit angeführt werden, als dem tatsächlichen Wert genähert angesehen werden.

Wie schon erwähnt, galten meine Experimente auch der Untersuchung, inwiefern eine Änderung der Reaktion des Mediums auf die Einwirkung der  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentrationen auf die Lebensfähigkeit von *S. serrulatus* einen Einfluss ausübt. In Anbetracht dessen, dass das benutzte Wasser ständig eine saure Reaktion besass, musste ich, um eine Änderung derselben nach der alkalischen Richtung zu erzielen, das Zuchtwasser entsprechend alkalisieren. Dazu benutzte ich  $n/100$   $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung. Diese Lösung goss ich in das Kulturwasser, nachdem die Menge genau mit der Pipette gemessen und ein entsprechend grosses Quantum Seewasser abgegossen wurde (vor der Vermischung mit  $\text{CaCl}_2$ ).

In den Versuchen berücksichtigte ich drei prinzipielle Kulturgruppen:

I. Gruppe der Versuchskulturen im Wasser, das nicht mit  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  alkalisiert wurde.

II. Gruppe der Versuchskulturen, in denen die  $\text{H}^+$ -Konzentration durch eine Zugabe von  $2 \text{ cm}^3$   $n/100$   $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung herabgesetzt wurde,

III. Gruppe der Versuchskulturen, in denen die  $\text{H}^+$ -Konzentration durch eine Zugabe von  $4 \text{ cm}^3$   $n/100$   $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung herabgesetzt wurde.

In der Gruppe der Versuchskulturen, die nicht alkalisiert wurden, schwankte die  $\text{H}^+$ -Konzentration des Wassers sämtlicher Kulturen in den Grenzen zwischen pH 5.4 bis 6.2. In der Gruppe, der  $2 \text{ cm}^3$   $n/100$   $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung hinzugegossen wurde, schwankte die  $\text{H}^+$ -Konzentration von pH 6.9 bis 6.6. In der

Gruppe, der  $4 \text{ cm}^3$   $n/100 \text{ Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung hinzugegeben wurde, schwankte die  $\text{H}^+$ -Konzentration zwischen pH 7.3 bis 7.0. Es muss betont werden, dass in der Kultur, in die  $4 \text{ cm}^3$   $n/100 \text{ Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung hinzugegossen wurde, die  $\text{H}^+$ -Konzentration zu Beginn einen höheren Wert als pH 8.0 aufwies, jedoch nach einigen Stunden seinen Wert bis auf pH 7.3 verminderte.

Die Versuchstiere übertrug ich in die Kultur dieser letzten Gruppe erst nach der obigen Änderung der Wasserstoffionen-Konzentration. Die  $\text{H}^+$ -Konzentration sämtlicher Kulturen mass ich täglich vor dem Übertragen der Versuchstiere in die frische Lösung und nachdem sie aus der Kultur, in der sie 24 Stunden weilten, entfernt wurden. In einer Reihe von Versuchen wies ich nach, dass die Anwendung einer Puffermethode zur Erzielung einer unveränderlichen  $\text{H}^+$ -Konzentration im Wasser von Versuchskulturen völlig zwecklos ist, da die Mehrzahl der Puffersubstanzen giftige Eigenschaften besitzt. Obgleich also die durch Zugabe einer entsprechenden Menge einer  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung in das Zuchtwasser erzielte  $\text{H}^+$ -Konzentration bedeutenden Schwankungen unterlag, musste ich mich aus obenerwähnten Gründen nur mit der Anwendung von  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  als Alkalisierungsmittel begnügen.

Zu den Versuchen benutzte ich ausschliesslich parthenogenetische Weibchen und deren im Laufe der Versuche hervorgebrachten Nachkommen. Die Versuchskulturen legte ich in  $100 \text{ cm}^3$  grossen chemischen Bechergläsern an. Alle chemischen Verbindungen, die während der Versuche benutzt wurden, waren als Mercks Reagenzien „pro analysi“ bezeichnet. Die  $\text{H}^+$ -Konzentration mass ich mittels der Clark'schen Methode und dem Hellige-Komparator, indem ich dabei das Walpole'sche Prinzip anwandte.

## II. Der Verlauf der Versuche.

Die Versuche führte ich in 6 Serien durch:

Serie I: Kulturen im Seewasser mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$ ; pH 5.4—6.2.

Serie II: Kulturen im Seewasser mit Zugabe von  $2 \text{ cm}^3$   $n/100 \text{ Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung; pH 6.9—6.6.

Serie III: Kulturen im Seewasser mit Zugabe von 4 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung; pH 7.3—7.0.

Serie IV: Kulturen im Seewasser mit Zugabe von CaCl<sub>2</sub> und 2 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung; pH 6.9—6.7.

Serie V: Kulturen im Seewasser mit Zugabe von CaCl<sub>2</sub> und 4 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung; pH 7.3—7.0.

Serie VI: Kulturen im Seewasser mit Zugabe CaCl<sub>2</sub> und 4 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Lösung; pH 5.3—6.5.

Die Beobachtungen der Tiere in den Kulturen der Serien I, II, III, IV und V führte ich im Sommer und Herbst 1936, dagegen die Beobachtungen der Tiere in den Kulturen der Serie VI im Frühling 1937 durch.

In der Serie I führte ich Untersuchungen an drei Generationen des Wasserflohes *S. serrulatus* aus. Die Höhe sowie die Änderungen der H<sup>+</sup>-Konzentration in der Serie I gebe ich getrennt für die Kulturen jeder Generation an. In dieser Serie berücksichtigte ich eine Reihe folgender Versuchskulturen: 1) Eine Kontrollkultur sowie 2) Versuchskulturen, in deren Wasser ich CaCl<sub>2</sub> hinzufügte, wodurch ich in den einzelnen Kulturen n/10, n/25, n/50, n/75, n/100, n/250, n/500 und n/1000 der Lösung dieser Salze erhielt. Jede Kultur legte ich mit 25 Tieren an, indem ich täglich ihre Lebensfähigkeit kontrollierte, sowie ihren Verdauungskanal und die Produktion der Eier untersuchte. Die Nachkommenschaft der Tiere obiger Kulturen übertrug ich in getrennte Zuchtgefäße von identischen CaCl<sub>2</sub>-Gehalt, wie das Wasser ihrer Mutterkulturen. Die H<sup>+</sup>-Konzentration wurde, wie schon erwähnt, täglich gemessen. Ihre Höhe, die Temperaturschwankungen während der Versuche, sowie die Dauer der Versuche selbst führe ich in Tabellen an, die den Versuchsverlauf darstellen. In den Tabellen der Versuchsergebnisse an den Tieren der einzelnen Serien machte ich Angaben über die Lebensfähigkeit der Tiere von 3 Tage, über die allgemeine Zahl der Nachkommenschaft sowie den Prozentsatz der Tiere, die nach 18 Tagen am Leben blieben.

Aus der Tab. 1 (S. 307) geht hervor, dass die Lösungen von CaCl<sub>2</sub> n/10 und n/25 auf die Versuchstiere entschieden tödlich wirken. Die Kulturen in den Lösungen n/50 und n/75 weisen einen hohen Prozentsatz der Sterblichkeit im Verhältnis zu den Kulturen in den Lösungen n/100, n/250, n/500 und



TAB. 1.

Serie I. Kulturen von *S. serrulatus* im Seewasser, mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$ . A. Mütterliche Generation, d. h. die Tiere, die direkt aus dem Seewasser in die Versuchskulturen übertragen wurden; pH 5.5—6.1;  $T^\circ\text{C}$  21.2—16.5; Versuchsdauer 14.VIII—1.IX.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozent- satz der überleb- ten Tiere nach 18 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontroll- kultur	25	20	19	19	19	19	76	138
$\frac{n}{10}$	0	0	0	0	0	0	0	25
$\frac{n}{25}$	6	0	0	0	0	0	0	25
$\frac{n}{50}$	25	25	19	10	5	5	20	43
$\frac{n}{75}$	23	23	15	3	3	3	12	43
$\frac{n}{100}$	25	23	18	15	15	15	60	192
$\frac{n}{250}$	25	23	19	10	10	10	40	140
$\frac{n}{500}$	25	25	18	15	15	15	60	202
$\frac{n}{1000}$	25	25	18	15	15	15	60	217

$n/1000$  auf. Ausser den Kulturen in den Lösungen  $n/10$  und  $n/25$  wiesen alle übrigen Kulturen eine genügende Zahl einer gesunden Nachkommenschaft um mit ihnen neue Kulturen zu beginnen, zwecks Durchführung identischer Versuche wie an den Muttertieren. Die Begrenzung des Versuches nur auf eine Generation, die unmittelbar aus dem Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurde, erschien mir nämlich wenig zweckdienlich, da der Einfluss der schädlichen Wirkung der  $\text{CaCl}_2$ -Konzentration auf derartige Tiere unbedingt ein anderer sein muss (stärker oder schwächer) als auf die schon in Ver-

suchsbedingungen geborene Generation. Massgebend können also die Ergebnisse der Versuche sein, die an einige Generationen bei Einwirkung von Versuchsbedingungen durchgeführt wurden.

Mit der Nachkommenschaft der Muttergeneration besetzte ich eine Reihe identischer Kulturen, wie sie oben an den Muttertieren durchgeführt wurden. Zu den Kulturen in den Lösungen  $n/10$  und  $n/25$   $\text{CaCl}_2$  benutzte ich die Tiere, die in einer Lösung  $n/1000$   $\text{CaCl}_2$  produziert wurden. Die übrigen Kulturen wurden derart eingelegt, dass jede Kultur in einer Lösung der gegebenen Konzentration mit der Nachkommenschaft solcher Tiere besetzt wurde, die in einer identischen  $\text{CaCl}_2$ -Konzentration gezüchtet wurde, d. h. mit den Nachkommen von Muttertieren einer Kultur in einer Lösung von  $n/75$  besetzte ich eine folgende Kultur gleichfalls in einer Lösung von  $n/75$  usw. Dieses Prinzip führte ich in allen weiter unten beschriebenen Versuchen durch, mit Ausnahme dieser Fälle, wo die Nachkommenschaft der Tiere der gegebenen Kultur fehlte, und zum Anlegen einer neuen musste ich eine andere Nachkommenschaft benutzen, die in einer anderen Konzentration von  $\text{CaCl}_2$  gezüchtet wurde. In der Beschreibung der weiteren Versuche hebe ich diese Fälle besonders hervor.

Das Ergebnis der Versuche, das in Tab. 2 (S. 309) dargestellt ist, bestätigt die Beobachtungen an den Muttertieren in Lösungen von  $n/10$  und  $n/25$   $\text{CaCl}_2$  (vgl. Tab. 1). Die Wirkung dieser Lösungen erwies sich als tödlich auch im Verhältnis zu den Nachkommen, die in einer Lösung von  $n/1000$   $\text{CaCl}_2$  geboren wurden, und aus dieser Lösung in Lösungen von  $n/10$  und  $n/25$  übertragen wurden. Dagegen stieg der Prozentsatz der am Leben gebliebenen Tiere der Kulturen in sämtlichen übrigen Lösungen von  $\text{CaCl}_2$  bedeutend, indem er mit Ausnahme der Kultur in einer Lösung von  $n/50$  den Prozentsatz der überlebenden Tiere in der Kontrollkultur überschritt.

Mit der Nachkommenschaft der zweiten Generation der Versuchstiere besetzte ich identische Kulturen (s. Tab. 3, S. 310), wie im Falle der mütterlichen Generation (vgl. Tab. 1) und der ersten Generation (vgl. Tab. 2). Zur Besetzung der Kulturen in den Lösungen  $n/10$  und  $n/25$   $\text{CaCl}_2$  verwandte ich die Nachkommenschaft in einer Lösung  $n/500$  der zweiten Generation (vgl. Tab. 2).

T A B. 2.

Serie I. Kulturen von *S. serrulatus* im Seewasser mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$ . B. Zweite Generation, d. h. die Nachkommenschaft von Tieren, die der Einwirkung von  $\text{CaCl}_2$  unterworfen wurden (vergl. Tab. 1) und gänzlich in Versuchsbedingungen hervorgebracht wurden; pH 5.4—6.2;  $T^\circ\text{C}$  20.0—15.0; Versuchsdauer 5.IX.—23.IX.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozent- satz der überleben- den Tiere nach 18 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontroll- kultur	25	25	20	18	18	18	72	96
$\frac{n}{10}$	0	0	0	0	0	0	0	0
$\frac{n}{25}$	7	0	0	0	0	0	0	2
$\frac{n}{50}$	23	20	15	13	13	13	52	25
$\frac{n}{75}$	25	25	25	25	25	25	100	84
$\frac{n}{100}$	25	25	23	20	20	20	80	79
$\frac{n}{250}$	25	23	20	20	20	20	80	56
$\frac{n}{500}$	25	20	20	20	20	20	80	120
$\frac{n}{1000}$	25	23	20	20	20	20	80	98

Die Lösungen  $n/10$  und  $n/25$   $\text{CaCl}_2$  (s. Tab. 3) erwiesen sich wiederum entschieden giftig für die Tiere, die deren Einwirkung unterworfen wurden. Die Tiere, die der Einwirkung der Lösungen  $n/100$ ,  $n/250$ ,  $n/500$  und  $n/1000$  unterzogen wurden, wiesen im Vergleich mit den Tieren der Muttergeneration und der zweiten Generation (vergl. Tab. 1 und 2), die der Einwirkung identischer  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen unterworfen wurden, eine grössere Widerstandskraft auf. Die Tiere, die in den Lösungen  $n/50$  und  $n/75$  verblieben, wiesen eine geringere Widerstandskraft auf

T A B. 3.

Serie I. Kulturen von *S. serrulatus* im Seewasser mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$ . C. Dritte Generation, d. h. die Nachkommenschaft der Tiere der zweiten Generation (vergl. Tab. 2), die völlig in Versuchsbedingungen produziert wurden; pH 5.5—6.2;  $T^\circ\text{C}$  18.0—15.0; Versuchsdauer 1.X.—19.X.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozent- satz der überleb- ten Tiere nach 18 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontroll- kultur	20	20	15	15	15	15	60	35
$\frac{n}{10}$	0	0	0	0	0	0	0	0
$\frac{n}{25}$	8	0	0	0	0	0	0	0
$\frac{n}{50}$	25	20	20	20	15	10	40	10
$\frac{n}{75}$	25	25	23	23	23	22	88	15
$\frac{n}{100}$	25	25	25	24	23	22	88	65
$\frac{n}{250}$	25	25	24	24	23	23	92	75
$\frac{n}{500}$	25	25	25	25	23	21	84	62
$\frac{n}{1000}$	25	25	22	21	21	21	84	50

als die Tiere von identischen Kulturen der zweiten Generation (vergl. Tab. 2). Diese Widerstandskraft war jedoch entschieden und deutlich grösser als bei den Muttertieren, die der Einwirkung identischer  $\text{CaCl}_2$ -Konzentrationen (vergl. Tab. 1) unterzogen wurden.

Auf Grund der oben dargestellten Versuche muss festgestellt werden:

1)  $n/10$  und  $n/25$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen wirken in jedem Falle tödlich auf *S. serrulatus* und zwar sowohl auf die Tiere, die unmittelbar aus dem Seewasser kamen als auch auf Tiere, die



vorher in n/500 und n/1000 Lösungen von  $\text{CaCl}_2$  gezüchtet wurden. Die Sterblichkeit der Tiere in den obigen Lösungen (n/10, n/25) konnte auf Grund der Versuche von RAMULT (1925) über die Einwirkung von Lösungen anorganischer Salze auf die Entwicklung und Widerstandskraft der Wasserfloembryonen vorausgesehen werden. Dieser Verfasser schreibt über die Einwirkung von  $\text{CaCl}_2$  auf *Daphnia pulex* folgendermassen: „n/15  $\text{CaCl}_2$  was strongly poisonous: after 4 hours all animals were dying... In n/30  $\text{CaCl}_2$  the weakening of the adult was to be noticed on the second day of the experiment”.

2) Die Einwirkung von n/50 Lösung  $\text{CaCl}_2$  auf *S. serrulatus* muss als schädlich angesehen werden, wenn man die Lebensfähigkeit der Tiere der Versuchskulturen und der Kulturen in den Lösungen n/75, n/100, n/250, n/500, n/1000  $\text{CaCl}_2$  (vergl. Tab. 2 und 3) in Erwägung zieht.

3) Die Versuchstiere, die der Einwirkung n/75, n/100, n/250, n/500 und n/1000  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen unterworfen wurden, erwiesen sich im hohen Masse als widerstandsfähig. Sie wiesen in zwei Generationen, die schon gänzlich in Versuchsbedingungen produziert wurden, einen sehr hohen Prozentsatz der Lebensfähigkeit auf, der diejenigen der Tiere der Kontrollkulturen erheblich überragte (vergl. Tab. 2 und 3).

Bei Berücksichtigung dieses letzten Versuchsergebnisses, das von der grossen Anpassungsfähigkeit des Wasserflöhes *S. serrulatus* in Generationen, die in Versuchsbedingungen d. h. in n/75, n/100, n/250, n/500 und n/1000  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen gezüchtet wurden, Zeugnis ablegt, muss man annehmen dass die Einwirkung dieser Lösungen im sauren Medium (pH 5.5; 5.4—6.1; 6.2) 3 Generationen hindurch unschädlich ist. Die hohe Sterblichkeit der Wasserflöhe, die der Einwirkung der letzt erwähnten Lösungen und besonders n/75  $\text{CaCl}_2$ -Lösung nach unmittelbarem Übertragen in Versuchsbedingungen unterzogen wurden, muss als Reaktion der Tiere, die bisher im Wasser vom minimalen  $\text{Ca}^{++}$ -Gehalt weilten, auf die stark erhöhte Konzentration der Ionen dieses Elementes in dem Versuchsmedium angesehen werden. Die Widerstandskraft von 3 Generationen *S. serrulatus*, d. h. der Generation, die direkt aus dem Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurde, sowie der zwei folgenden Generationen, die schon gänzlich im Laufe der

Versuche über die Einwirkung verschiedener Konzentrationen  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen aufgezo-gen wurden, illustriert die Abbildung 1, in die die Kurven des Prozentsatzes der überlebten Versuchstiere nach 18 Tagen ihres Aufenthaltes in den Lösungen übertragen wurden. Die Versuche mit jeder der obenerwähnten Generationen wurden als Ganzes behandelt, indem anhand der Versuchsergebnisse der einzelnen Kulturen der gegebenen Generation (vergl. Tab. 1, 2, 3) eine gemeinsame Kurve hergestellt wurde. Auf Abb. 1 haben wir also 3 Kurven, die das Verhalten von 3 Generationen in  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen darstellen. Auf der Ordinatenachse ist der Prozentsatz der lebenden Wasserflöhe nach Ablauf von 18 Versuchstagen, auf der Abszissenachse die Konzentration von  $\text{CaCl}_2$  der einzelnen Kulturen eingezeichnet, wobei aus technischen Rücksichten für alle Konzentrationen von  $\text{CaCl}_2$  Abschnitte gleicher Länge angenommen werden.

Punktirt-unterbrochene Linie der Abb. 1 bezeichnet die Kurve der Muttergeneration, die unterbrochene Linie—die der zweiten Generation, die kontinuierliche Linie—die der dritten Generation.

Ein Vergleich des Verlaufes dieser Kurven zeigt deutlich die Unterschiede zwischen der Reaktion der Wasserflöhe, die in Versuchsbedingungen direkt aus Seewasser übertragen wurden, und dem Verhalten der Wasserflöhe zwei Generationen später, die in Versuchsbedingungen gezüchtet wurden.

Die obigen Versuche führte ich im Zuchtwasser von saurer Reaktion durch. Die Untersuchung des Einflusses der  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration fand also in anderen Bedingungen statt als in der Natur, wo der hohe Ca-Gehalt hauptsächlich in Form von Karbonaten auftritt und die alkalische Reaktion des Mediums verursacht. Bei der Untersuchung der Abhängigkeit des Vorkommens des gegebenen Organismus von der im Wasser gelösten Kalkmenge (in der Annahme, dass er hauptsächlich in Form von Karbonaten auftritt) darf nicht vergessen werden, dass seine Menge mit der Reaktion des Wassers des gegebenen Beckens eng verbunden ist. Daher vermute ich auch, dass die Feststellung einer bedeutenden Widerstandsfähigkeit von *S. serrulatus* in bezug auf  $\text{Ca}^{++}$  im sauren Medium, theoretischen Wert besitzt und die Abhängigkeit dieses Wasserflohes von

den Ca-Verbindungen der von ihm bewohnten Gewässer nicht erklärt.

Es scheint bis zu einem gewissen Grade gleichgültig zu sein, ob das Vorkommen des gegebenen Organismus im Biotop durch die unmittelbare Einwirkung von  $\text{Ca}^{++}$  ausgeschlossen

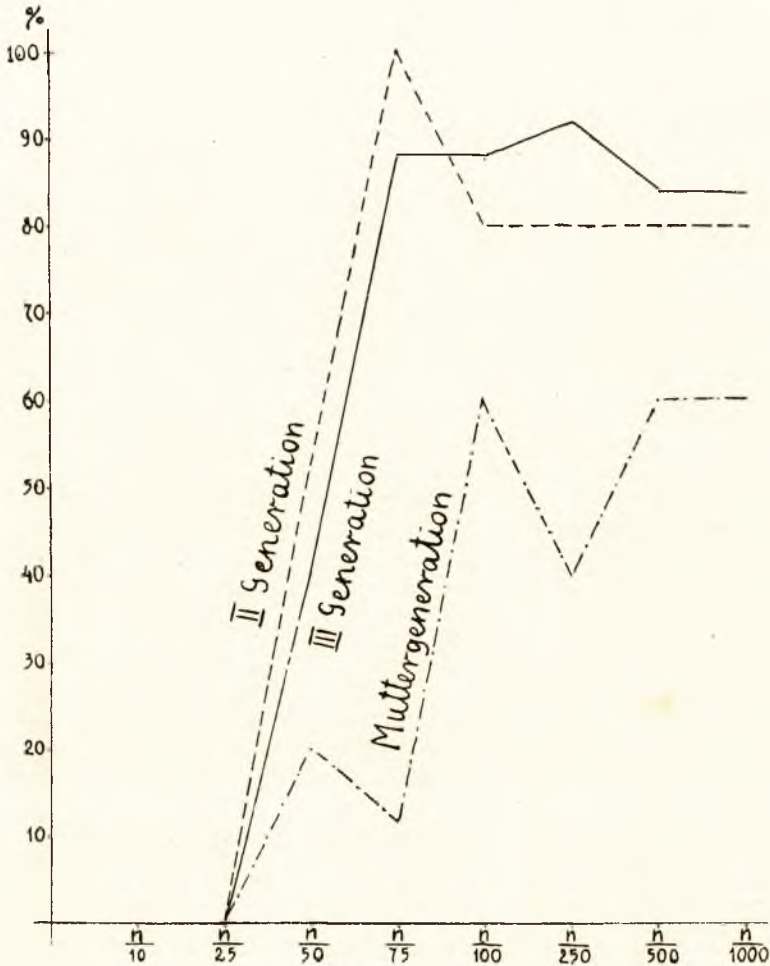


Abbildung 1.

wird, oder ob nur die Tatsache, dass einige seiner Verbindungen die  $\text{H}^+$ -Konzentration moderieren und durch schwächere oder stärkere Alkalisierung des Wassers ein Bewohnen seitens

irgendwelcher pflanzlicher oder tierischer Organismen unmöglich machen. Wenn also die Versuche an *S. serrulatus* die Bestätigung der Tatsache erbrachten, dass eine bedeutende Steigerung der  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentrationen im Zuchtwasser von saurer Reaktion längere Zeit hindurch die Lebensfähigkeit desselben nicht vermindert, so drängt es sich auf folgende Frage zu lösen: Übt die Alkalisierung des Zuchtwassers, das aus dem von ihm bewohnten Gewässer entnommen wurde, und inwiefern einen Einfluss auf die Lebensfähigkeit dieses Wasserflohes aus?

Um auf obige Frage eine Antwort zu finden, führte ich Versuche durch, die auf einer Herabsetzung der  $\text{H}^+$ -Konzentration des Zuchtwassers durch Zugabe einer  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung beruhten. Obige Versuche führte ich in zwei Serien durch, nämlich in den Serien II und III. Die Alkalisierung des Kulturwassers der Serie II beruht auf Zugabe von  $2 \text{ cm}^3$  1/100 n  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung auf  $100 \text{ cm}^3$  des Zuchtwassers. Die Alkalisierung des Wassers der Serie III wurde durch Zugabe von  $4 \text{ cm}^3$  1/100 n  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung erreicht. Das Versuchsergebnis der II Serie ist in der 4 und 5 Tabelle angeführt.

Das in Tab. 4 (S.315) dargestellte Ergebnis von Versuchen an Tieren, die direkt aus Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurden, weist darauf hin, dass während 18 Tagen die Tiere, die in drei Kulturen verweilten (Nr. 1, 2, 3), deren  $\text{H}^+$ -Konzentration zwischen pH 6.9—6.6 schwankte, eine ziemlich grosse und in allen Kulturen einheitliche Widerstandskraft gegenüber der Alkalisierung des Mediums aufweisen. Ihre Widerstandskraft zeigte sich, wenn man nach dem Prozentsatz (60%) der am Leben gebliebenen Tiere urteilt, als ziemlich gross und grösser als die der parallel angelegten Kontrollkultur.

Mit der Nachkommenschaft der Tiere aus den Kulturen der Serie II, die gänzlich in Versuchsbedingungen gezüchtet wurde, legte ich eine Reihe identischer Kulturen wie in dem oben angeführten Versuch an der Muttergeneration an (vergl. Tab. 4).

Tab. 5 (S. 316), die den Verlauf und das Ergebnis der Versuche über die Nachkommen der Tiere, die aus Seewasser in alkalisiertes Wasser mit Zugabe von  $2 \text{ cm}^3$  1/100 n  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (vergl. Tab. 4) übertragen wurden, weist deutlich nach, dass die Widerstandskraft der Nachkommenschaft nicht geringer als



TAB. 4.

Serie II. Kulturen von *S. serrulatus* in 100 cm<sup>3</sup> Seewasser mit Zugabe von 2 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>.

A. Muttergeneration, d. h. die Tiere, die direkt aus Seewasser in Versuchskulturen übertragen wurden; pH 6.9—6.6; T°C 19.0—15.0; Versuchsdauer 18.IX—6.X.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozentsatz der überlebten Tiere nach 18 Tagen	Gesamtzahl der Nachkommenschaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontrollkultur pH 5.2—6.0	23	20	15	15	14	14	56	35
Versuchskultur Nr. 1.	18	18	18	15	15	15	60	89
Versuchskultur Nr. 2.	21	20	18	15	15	15	60	64
Versuchskultur Nr. 3.	21	18	18	18	15	15	60	79

bei der Muttergeneration ist. Der Prozentsatz der überlebten Tiere nach 18 Versuchstagen in zwei Kulturen (2, 3) wuchs bedeutend (76%) und in der Kultur Nr. 1 wies er einen identischen Wert (60%) wie in den alkalisierten Kulturen der Muttergeneration auf (vergl. Tab. 4).

Aus den Versuchen an Cladoceren im Zuchtwasser mit herabgesetzten H<sup>+</sup>-Konzentration der II Serie geht also hervor, dass die Änderung der H<sup>+</sup>-Konzentration des Zuchtwassers auf pH 6.9—6.6 nicht entscheidend auf die Lebensfähigkeit von *S. serrulatus* zwei Generationen hindurch einwirkt.

Die Zugabe von 2 cm<sup>3</sup> 1/100 Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung verschob zwar die Reaktion des Zuchtwassers im letztbeschriebenen Versuch deutlich nach der alkalischen Richtung (pH 6.9—6.6), nichtsdestoweniger blieb ihre Reaktion trotz der Verminderung

TAB. 5.

Serie II. Kulturen von *S. serrulatus* in 100 cm<sup>3</sup> Seewasser mit Zugabe von 2 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>.

B. Die Nachkommenschaft der Tiere (s. Tab. 4), die direkt aus dem Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurden; pH 6.9—6.6; T°C 18.0—15.0; Versuchsdauer 7.X.—25.X.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozentsatz der überlebten Tiere nach 18 Tagen	Gesamtzahl der Nachkommenschaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontrollkultur pH 5.3—6.0	22	22	20	19	15	12	48	12
Versuchskultur Nr. 1.	23	19	18	16	15	15	60	37
Versuchskultur Nr. 2.	25	23	22	20	20	19	76	30
Versuchskultur Nr. 3.	20	20	20	20	20	19	76	21

der H<sup>+</sup>-Konzentration schwach sauer. Angesichts dessen, dass die H<sup>+</sup>-Konzentrationen der sauren Moorgewässer, in denen *S. serrulatus* am liebsten auftritt, manchmal auch einen derartigen Wert aufweisen können, erschien es mir zweckmässig das Wasser bis zu der Höhe der H<sup>+</sup>-Konzentration zu alkalisieren, die ungefähr dem pH 7.0 entspräche und wollte dann die Widerstandskraft des Wasserflohes auf diese H<sup>+</sup>-Konzentration untersuchen. Dazu dienten mir Versuchskulturen der III Serie. Das Wasser dieser Kulturen alkalisierte ich wie schon erwähnt durch eine Zugabe von 4 cm<sup>3</sup> 1/100 Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung. Das Ergebnis der Versuche an Tieren der Kulturen in der III Serie ist in Tab. 6 und 7 (S. 317 und 318) dargestellt.

Die Versuchstiere wurden in Zuchtwasser, das mit Zugabe von 4 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung alkalisiert wurde, und eine

T A B. 6.

Serie III. Kulturen von *S. serrulatus* in 100 cm<sup>3</sup> Seewasser mit Zugabe von 4 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>.

A. Muttergeneration, d. h. die Tiere, die direkt aus dem Seewasser in die Versuchskulturen gebracht wurden; pH 7.3—7.0; T°C 18.0—15.0; Versuchsdauer 27.IX—15.X.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozent- satz der überleb- ten Tiere nach 18 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontroll- kultur pH 5.4—6.2	24	21	21	19	15	15	60	61
Versuchs- kultur Nr. 1.	22	22	17	17	15	15	60	72
Versuchs- kultur Nr. 2.	23	23	20	16	15	15	60	60
Versuchs- kultur Nr. 3.	22	22	20	18	18	15	60	71

H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 7.3—7.0 besass, übertragen. Sie wiesen eine identische Widerstandskraft auf die Einwirkung der obenangeführten H<sup>+</sup>-Konzentration auf, wie die Tiere, die der Einwirkung von H<sup>+</sup>-Konzentrationen unterworfen wurden, die zwischen pH 6.9 und pH 6.6 schwankten (vergl. Tab. 4). Eine Verschiebung der Reaktion des Zuchtwassers nach der alkalischen Richtung bis über pH 7.0 erwies sich für die Versuchstiere als nicht schädlicher, als die Einwirkung des Zuchtwassers von leicht saurer Reaktion, die durch Zugabe von nur 2 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung bewirkt wurde.

Mit der in den Kulturen der III Serie produzierten Nachkommenschaft (s. Tab. 6) besetzte ich neue Kulturen, indem ich darin identische Versuchsbedingungen schuf.

Die Ergebnisse der Versuche an der Nachkommenschaft

T A B. 7.

Serie III. Kulturen von *S. serrulatus* in 100 cm<sup>3</sup> Seewasser mit Zugabe von 4 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung.

B. Die Nachkommenschaft von Tieren, die direkt aus Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurden (s. Tab. 6); pH 7.3—7.0; T°C 20.0—16.5; Versuchsdauer 15.X.—2.XI.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozent- satz der überleben- den Tiere nach 18 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontroll- kultur pH 5.5—6.2	20	17	15	14	13	10	40	18
Versuchs- kultur Nr. 1.	20	20	20	20	20	20	80	33
Versuchs- kultur Nr. 2.	21	18	18	18	18	18	72	27
Versuchs- kultur Nr. 3.	21	20	19	18	17	17	68	19

von Tieren, die in alkalisiertes Zuchtwasser (s. Tab. 6) übertragen wurden, sind in der beigefügten Tab. 7 dargestellt; sie weisen deutlich auf eine Zunahme der Widerstandskraft der Versuchstiere im Vergleich zu der Widerstandskraft, die die direkt in Zuchtwasser von pH 7.3—7.0 übertragenen Tiere aufwiesen. Insofern die letzteren (vergl. Tab. 6) in allen Kulturen nach Ablauf von 18 Tagen 40% Mortalität aufwiesen, so wies deren Nachkommenschaft, die der Einwirkung von pH 7.3—7.0 unterworfen wurde, in der ersten Versuchskultur 20% nach 18 Tagen, in der zweiten Kultur 28% und in der dritten Kultur 32% Mortalität auf. Es muss also festgestellt werden, dass durch 2 Generationen hindurch die H<sup>+</sup>-Konzentration von pH 7.3—7.0 auf *S. serrulatus* nicht tödlich wirkt und ihn in seiner Fortpflanzung nicht hindert. Das obige Versuchsergebnis sowie



das an den Kulturen der Serie II, in denen alkalisiertes Wasser durch Zugabe von 2 cm<sup>3</sup> 1/100 n Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung eine H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 6.9 und pH 6.6 besass, weist deutlich darauf hin, dass eine Verschiebung der Reaktion des Zuchtwassers nach der alkalischen Richtung (bis pH 7.3) keine entscheidende Rolle auf die Lebensfähigkeit des Wasserflohes *S. serrulatus* ausübt.

Die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen lassen sich folgendermassen zusammenfassen:

1) Der untersuchte Wasserfloh erträgt ohne Schaden bedeutende Konzentrationen von CaCl<sub>2</sub> in den Grenzen von n/75, n/100, n/250, n/500 bis zu n/1000 im Wasser von saurer Reaktion (pH 5.4—6.2).

2) Die Änderung der Reaktion des Zuchtwassers nach der alkalischen Richtung (pH 7.3) ohne gleichzeitige Vergrösserung der Menge der Ca-Verbindungen bleibt ohne Einfluss auf die Lebensfähigkeit des untersuchten Wasserflohes.

Es erhebt sich nun also die Frage, auf welche Weise eine Steigerung der Ca<sup>++</sup>-Konzentration im Zuchtwasser bei gleichzeitiger Alkalisierung auf die Lebensfähigkeit dieses Wasserflohes einwirkt?

Die Versuche über das Verhalten des Wasserflohes *S. serrulatus* im derartigen Medium führte ich in den Kulturen der Serie IV und V durch.

Ich gab in das Wasser jeder Kultur der Serie IV 2 cm<sup>3</sup> n/100 Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung hinzu, und erzielte auf diese Weise eine H<sup>+</sup>-Konzentration, die in den Grenzen von pH 6.9 bis pH 6.6 schwankte. Gleichzeitig vergrösserte ich die Ca<sup>++</sup>-Konzentration durch Zugabe von CaCl<sub>2</sub>, wodurch ich n/50, n/75, n/100, n/250, n/500 und n/1000 Lösungen dieser Verbindung erhielt.

Auf analoge Weise bereitete ich die Kulturen der Serie V. Durch Zugabe von 4 cm<sup>3</sup> n/100 Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung erzielte ich eine H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 7.3—7.0. In der Serie IV und V berücksichtigte ich die Kulturen von einer Konzentration n/10 und n/25 CaCl<sub>2</sub> nicht, da die obigen Konzentrationen, wie aus den Ergebnissen der Kulturen der Serie I ersichtlich ist, sich für *S. serrulatus* entschieden tödlich gestalten.

Den Verlauf und das Ergebnis dieser Versuche stellt die 8, 9, 10 und 11 Tabelle dar.

TAB. 8.

Serie IV. Kulturen von *S. serrulatus* im Seewasser mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$  sowie  $2 \text{ cm}^3$   $n/100 \text{ Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung.

A. Muttergeneration, d. h. die Tiere, die direkt aus Seewasser in die Versuchskulturen übertragen wurden; pH 6.9—6.7;  $T^\circ\text{C}$  19.0—15.0; Versuchsdauer 18.IX.—6.X.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozentsatz der überlebten Tiere nach 18 Tagen	Gesamtzahl der Nachkommen-schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontrollkultur pH 5.1—6.2	25	15	15	14	14	14	56	35
$\frac{n}{50}$	20	10	8	0	0	0	0	17
$\frac{n}{75}$	25	15	15	15	5	0	0	19
$\frac{n}{100}$	18	15	15	15	5	0	0	10
$\frac{n}{250}$	23	15	15	15	15	15	60	67
$\frac{n}{500}$	23	15	15	15	15	15	60	44
$\frac{n}{1000}$	25	25	25	25	20	20	80	112

Die Versuchsergebnisse (s. Tab. 8) sind folgende:  $n/50$ ,  $n/75$  und  $n/100$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen im Wasser von einer  $\text{H}^+$ -Konzentration zwischen pH 6.9—6.7 erwiesen sich für *S. serrulatus* als schädlich, indem alle dieser Einwirkung unterworfenen Tiere nach 18 Tagen eingingen. Die Tiere in den Lösungen  $n/250$ ,  $n/500$  und  $n/1000$  erwiesen sich im hohen Masse widerstandsfähig; nach Beendigung der Versuche hatten sie eine Mortalität von nur 20—40%.

Identisch wie in den vorhergehenden Serien legte ich auch mit den Tieren Kulturen an, die gänzlich in Versuchsbedingungen aufgezogen wurden. Die Kulturen in Lösungen  $n/50$ ,  $n/75$ , und  $n/100$ , besetzte ich mit der Nachkommenschaft der Tiere, die aus der Kultur  $n/1000$  stammten (vergl. Tab. 8).

TAB. 9.

Serie IV. Kulturen von *S. serrulatus* im Seewasser mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$  sowie  $2 \text{ cm}^3$  n/100  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung.

B. Die Nachkommenschaft der Tiere, die direkt aus Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurden (vergl. Tab. 8); pH 6.9—6.7;  $T^\circ\text{C}$  18.0—15.0  
Versuchsdauer 7.X.—25.X.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozent- satz der überleb- ten Tiere nach 18 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontroll- kultur pH 5.4—6.2	22	22	20	20	15	12	48	12
$\frac{n}{50}$	22	15	10	8	1	0	0	2
$\frac{n}{75}$	22	12	9	0	0	0	0	2
$\frac{n}{100}$	23	19	15	12	5	0	0	0
$\frac{n}{250}$	23	15	15	15	12	12	48	4
$\frac{n}{500}$	21	18	18	18	18	18	72	8
$\frac{n}{1000}$	25	21	20	19	19	19	76	35

Das Ergebnis der Versuche an der Nachkommenschaft der Tiere, die schon vorher verschiedenen  $\text{CaCl}_2$ -Konzentrationen im Zuchtwasser von einer  $\text{H}^+$ -Konzentration zwischen pH 6.9—6.7 ausgesetzt waren, stimmt mit den Versuchen an den Muttertieren völlig überein. Die  $n/50$ ,  $n/75$  und  $n/100$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen erwiesen sich für die Nachkommenschaft genau so tödlich, wie für die Muttergeneration. Dagegen zeigten die Tiere, die einer Einwirkung von  $n/250$ ,  $n/500$  und  $n/1000$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen unterworfen wurden, eine bedeutende Widerstandskraft und zwar: Die Kultur, die einer Einwirkung von  $n/250$   $\text{CaCl}_2$ -Lösung unterworfen wurde, wies 48% lebender Tiere nach 18 Tagen auf, die Kulturen, auf die die  $n/500$  und  $n/1000$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen einwirkten, wiesen 72 und 76% lebender Tiere auf.

Die Verschiebung der Reaktion des Wassers nach der alkalischen Richtung, durch Zugabe von 4 cm<sup>3</sup> n/100 Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung ins Wasser der Versuchskulturen bei gleichzeitiger Zugabe von CaCl<sub>2</sub>, lieferte folgende Ergebnisse (vgl. Tab. 10 und 11).

TAB. 10.

Serie V. Kulturen von *S. serrulatus* in 100 cm<sup>3</sup> Seewasser, mit Zugabe von CaCl<sub>2</sub> sowie 4 cm<sup>3</sup> n/100 Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung.

A. Muttergeneration, d. h. die Tiere, die direkt aus Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurden; pH 7.3—7.0; T°C 18.0—15.0; Versuchsdauer 27.IX.—15.X.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozent- satz der überleb- ten Tiere nach 18 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontroll- kultur pH 5.4—6.2	24	20	15	15	15	15	60	61
$\frac{n}{50}$	2	2	0	0	0	0	0	5
$\frac{n}{75}$	5	0	0	0	0	0	0	0
$\frac{n}{100}$	7	5	2	0	0	0	0	0
$\frac{n}{250}$	11	9	5	0	0	0	0	25
$\frac{n}{500}$	23	21	15	15	15	15	60	65
$\frac{n}{1000}$	22	22	17	15	15	15	60	87

Aus der Tabelle 10 geht hervor, dass eine Herabsetzung der H-Konzentration auf den pH-Wert 7.3—7.0 nicht nur eine Sterblichkeit der Tiere bewirkt, die der Einwirkung von n/50, n/75 und n/100 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen unterworfen wurden, sondern auch die Tiere, die in den Lösungen n/250 CaCl<sub>2</sub> verblieben. Eine Herabsetzung der H-Konzentration des Zuchtwassers auf den pH-Wert 7.3—7.0 erhöht demnach die giftige Wirkung



von  $\text{Ca}^{++}$  und bewirkt, dass nur Lösungen von grösster Verdünnung, nämlich  $n/500$  und  $n/1000$ , nicht tödlich auf *S. serrulatus* wirken.

Ähnlich wie in den vorigen Serien besetzte ich mit der Nachkommenschaft aus den zwei letzterwähnten Lösungen weitere Versuchskulturen (s. Tab. 11).

TAB. 11.

Serie V. Kulturen von *S. serrulatus* in Seewasser mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$  sowie  $4 \text{ cm}^3$   $n/100$   $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung.

B. Die Nachkommenschaft der Tiere, die direkt aus Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurden (vergl. Tab. 10); pH 7.3—7.0;  $T^\circ\text{C}$  20.0—16.5; Versuchsdauer 15.X.—2.XI.

	Anzahl der überlebten Tiere						Prozentsatz der überlebten Tiere nach 18 Tagen	Gesamtzahl der Nachkommenschaft
	nach 3	6	9	12	15	18 Tagen		
Kontrollkultur pH 5.4—6.2	15	12	10	10	10	10	40	18
$\frac{n}{50}$	0	0	0	0	0	0	0	0
$\frac{n}{75}$	15	2	0	0	0	0	0	0
$\frac{n}{100}$	5	3	0	0	0	0	0	0
$\frac{n}{250}$	15	9	6	2	1	1	4	2
$\frac{n}{500}$	20	20	19	18	16	15	60	31
$\frac{n}{1000}$	22	19	18	18	18	18	72	35

Das Ergebnis der Versuche an der Nachkommenschaft von Tieren, die schon der Einwirkung von  $n/500$  und  $n/1000$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen (vergl. Tab. 10) unterworfen wurden, stimmt mit den Beobachtungen über Einwirkung von  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen auf Tiere der Muttergeneration überein. Als tödliche Lösungen

für die zweite Generation erwiesen sich auch hier nicht nur n/50, n/75 und n/100 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen, sondern auch die Lösung n/250. Es muss also endgültig festgestellt werden, dass im Zuchtwasser, deren H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 7.3—7.0 schwankte, n/50, n/75, n/100 und n/250 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen sich durch 2 Generationen hindurch tödlich auswirkten. Dagegen die Tiere, die in Lösungen n/500 und n/1000 gezüchtet wurden, wiesen eine grosse Widerstandskraft (60 und 72<sup>0</sup>/<sub>0</sub>) auf. Bei der Zusammenfassung der Versuchsergebnisse an den Kulturen sämtlicher Serien muss festgestellt werden:

1) Im Zuchtwasser von einer H<sup>+</sup>-Konzentration innerhalb der Grenzen vom pH 5.4 bis 6.2 weist *S. serrulatus* eine sehr grosse Widerstandskraft durch 3 Generationen hindurch auf die Einwirkung von n/75, n/100, n/250, n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen auf.

2) Dieser Wasserfloh weist 2 Generationen hindurch eine grosse Lebensfähigkeit und Widerstandsfähigkeit auf Änderungen der Reaktion des Zuchtwassers nach der alkalischen Richtung bis zur H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 7.3—7.0, insofern als in diesem Wasser nicht auch gleichzeitig die CaCl<sub>2</sub>-Konzentration gesteigert wurde.

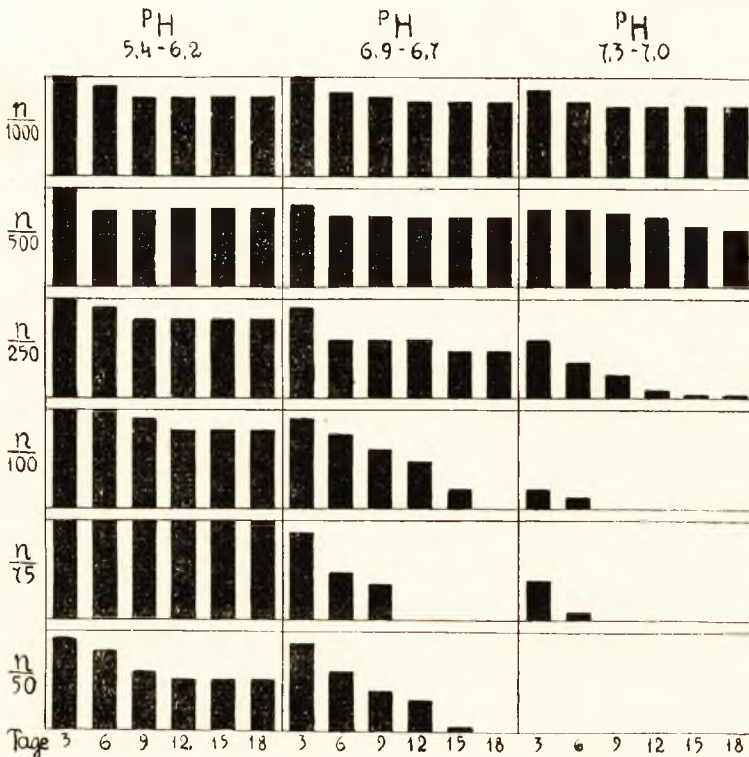
3) Im Zuchtwasser von der H<sup>+</sup>-Konzentration innerhalb der Grenzen vom pH 6.9 und 6.6 weist dieser Wasserfloh 2 Generationen hindurch eine grosse Widerstandsfähigkeit gegenüber der Einwirkung n/250, n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen auf. Dagegen wirken die Lösungen n/50, n/75 und n/100 im Wasser mit den letztgenannten H<sup>+</sup>-Konzentrationen zweifellos tödlich.

4) Im Zuchtwasser von der H<sup>+</sup>-Konzentration innerhalb der Grenzen vom pH 7.3 bis 7.0 wies *S. serrulatus* 2 Generationen hindurch eine grosse Widerstandsfähigkeit gegenüber der Einwirkungen n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen auf. Dagegen im Wasser mit den letztgenannten H<sup>+</sup>-Konzentrationen wirken n/50, n/75, n/100 und n/250 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen tödlich auf ihn ein.

Das Ergebnis der Versuche der I, IV und V Serie stellt das beiliegende Diagramm I dar. Es wurde durch genaue Übertragung der in den Tabellen 2, 9 und 11 enthaltenen Daten auf die Zeichnung erhalten. Senkrecht ist das Ganze in 3 Serien, die sich in der H<sup>+</sup>-Konzentration unterscheiden, eingeteilt und innerhalb jeder Serie sind Einteilungen nach der 3-täglichen

Dauer meiner Versuche vorgenommen. Wagerecht haben wir 6 Gruppen, die sich nach dem  $\text{CaCl}_2$ -Gehalt unterscheiden. Die Höhe einer jeden Säule drückt die Anzahl der Individuen aus, die in Versuchsbedingungen ( $\text{H}^+$ -Konzentration) der gegebenen Serie bei der  $\text{CaCl}_2$ -Konzentration  $n/50$ ,  $n/75$  usw. nach 3, 6, 9 usw. Tagen am Leben blieben.

Diagramm I.



Im Frühling 1937 wiederholte ich alle Versuche vom Sommer und Herbst des Vorjahres. Sie bezweckten die Versuchsergebnisse von 1936 zu kontrollieren. Die Versuche im Frühjahr führte ich auf identische Weise und in derselben Art wie die oben beschriebenen durch. Ihr Ergebnis stimmte völlig mit den Ergebnissen von 1936 überein. In den Versuchen vom Frühjahr

fürte ich ausserdem noch zusätzliche Beobachtungen an Tieren in solchen Kulturen durch, die als Kontrollkulturen gedacht waren.

In das Zuchtwasser dieser Kulturen gab ich anstatt  $n/100$   $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung  $n/100$   $\text{Na}_2\text{SO}_4$ -Lösung hinzu. Dies sollte der Nachprüfung dienen, ob die Mortalität der Tiere in den  $n/50$ ,  $n/75$ ,  $n/100$  und  $n/250$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen bei gleichzeitiger Zugabe von  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  durch die giftige Wirkung von  $\text{Na}^+$  oder durch die Verminderung der  $\text{H}^+$ -Konzentration hervorgerufen wird. Der Verlauf sowie die Ergebnisse dieser Versuche wird in der Tabelle 12 dargestellt.

Dieses Ergebnis der Versuche an *S. serrulatus*, der verschiedenen Einwirkungen von  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen unterworfen wurde, bei gleichzeitiger Zugabe von  $4 \text{ cm}^3$   $n/100$   $\text{Na}_2\text{SO}_4$  in das Zuchtwasser, die die gleiche Anzahl von  $\text{Na}$ -Jonen wie  $4 \text{ cm}^3$   $n/100$   $\text{Na}_2\text{CO}_3$  enthielten, weist deutlich darauf hin, dass die giftige Wirkung von  $n/50$ ,  $n/75$ ,  $n/100$  und  $n/250$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen im Wasser, das mit  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  alkalisiert wurde (vergl. Tab. 10), der Herabsetzung der  $\text{H}^+$ -Konzentration und nicht der Wirkung von  $\text{Na}$ -Jonen zugeschrieben werden muss.

Diagramm II gibt den Vergleich dieser Ergebnisse wieder. In diesem Diagramm ist wagerecht in der oberen Zone die Serie der Kulturen in mit  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  alkalisiertem Wasser dargestellt, wagerecht in der unteren Zone die Serie der Kulturen, in die  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  zugegeben wurde. Die senkrechten Felder bezeichnen die einzelnen Kulturen in  $n/50$ ,  $n/75$  usw. Lösungen von  $\text{CaCl}_2$ . Mit Kreuzchen wurden die Kulturen bezeichnet, in denen die Mortalität der Versuchstiere höchstens  $60\%$  betrug, mit Längsstrichchen dagegen die Kulturen mit einer Sterblichkeit von  $100\%$ .

### III. Besprechung der Ergebnisse.

Die oben dargestellten Versuchsergebnisse, die im Sommer und Herbst 1936 sowie im Frühling 1937 erzielt wurden, scheinen auf eine enge Abhängigkeit zwischen der  $\text{H}^+$ - und  $\text{Ca}^{++}$ -Wirkung hinzuweisen, was den Einfluss ihrer Konzentrationen auf die Lebensfähigkeit von *S. serrulatus* anbelangt. Diese Be-



TAB. 12.

Serie VI. Kulturen von *S. serrulatus* im Seewasser mit Zugabe von  $\text{CaCl}_2$  sowie  $4 \text{ cm}^3 \text{ n}/100 \text{ Na}_2\text{SO}_4$ -Lösung.

A. Muttergeneration, d. h. die Tiere, die direkt aus Seewasser in Versuchsbedingungen übertragen wurden; pH 5.3—6.5;  $T^\circ\text{C}$  23.0—19.25; Versuchsdauer 12.VI—26.VI.

	Anzahl der überlebten Tiere							Prozent- satz der überleb- ten Tiere nach 14 Tagen	Gesamt- zahl der Nach- kommen- schaft
	nach 2	4	6	8	10	12	14 Tagen		
Kontroll- kultur	25	25	24	21	21	21	21	84	100
$\frac{\text{n}}{50}$	25	25	19	18	15	12	10	40	52
$\frac{\text{n}}{75}$	25	25	23	20	16	15	15	60	111
$\frac{\text{n}}{100}$	25	23	22	20	18	17	16	64	118
$\frac{\text{n}}{250}$	25	23	21	20	20	20	20	80	123
$\frac{\text{n}}{500}$	24	24	21	20	20	20	20	80	115
$\frac{\text{n}}{1000}$	25	23	22	21	21	21	21	84	117

Diagramm II.

$4 \text{ cm}^3 \text{ n}/100$ $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösung pH 7.3—7.0	—	—	—	—	+	+
$4 \text{ cm}^3 \text{ n}/100$ $\text{Na}_2\text{SO}_4$ -Lösung pH 5.3—6.5	+	+	+	+	+	+
$\text{CaCl}_2$	n/50	n/75	n/100	n/250	n/500	n/1000

zeichnung beruht ohne Zweifel auf der antagonistischen Wirkung dieser Ionen.

Aus den Versuchen geht nämlich deutlich hervor, dass *S. serrulatus* umso höhere  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentrationen erträgt, je höher die  $\text{H}^+$ -Konzentration ist, und umgekehrt, eine Senkung der  $\text{H}^+$ -Konzentration zieht den Tod der Tiere in den Lösungen nach sich, die in hohen  $\text{H}^+$ -Konzentrationen sich als unschädlich erwiesen. Angesichts dessen, dass wie aus den Versuchen hervorgeht eine  $\text{H}^+$ -Konzentrationsänderung in ziemlich weiten Grenzen (pH 5.4—7.3) auf diesen Wasserfloh nicht giftig wirkt, darf man annehmen, dass in diesen Grenzen die  $\text{H}^+$ -Konzentration nur insofern einwirkt, als von ihrer Höhe die Schädlichkeit bzw. Unschädlichkeit der  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen abhängt. Die Beziehung der Wasserreaktion und der giftigen Eigenschaften der  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen stellt Diagramm III dar. Wagerecht sind die 3 Reaktionsgrade (pH 5.2—6.2; 6.9—6.6; 7.3—7.0) des Zuchtwassers dargestellt, senkrecht dagegen die  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen. Mit Kreuzchen sind diejenigen  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen bezeichnet, die bei der gegebenen Reaktion des Zuchtwassers sich als unschädlich für den Wasserfloh erwiesen. Die tödlich wirkenden Lösungen sind mit einem wagerechten Strichchen bezeichnet.

Das Diagramm stellt die schon oben dargestellte Versuchsergebnisse über die Wirkung von  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen in verschie-

Diagramm III.

pH 7.3—7.0	—	—	—	—	+	+
pH 6.9—6.6	—	—	—	+	+	+
pH 5.2—6.2	+	+	+	+	+	+
$\text{CaCl}_2$	n/50	n/75	n/100	n/250	n/500	n/1000

denen  $H^+$ -Konzentrationen dar und weist deutlich darauf hin, dass die Schädlichkeit der  $CaCl_2$ -Lösungen in dem Masse zunimmt, wie die  $H^+$ -Konzentration abnimmt. Man kann also annehmen, dass die  $H^+$ -Konzentration bis zu einem gewissen Grade die Wirkung der  $Ca^{++}$ -Konzentration reguliert.

Die Feststellung der obigen Tatsache scheint zu erklären, worauf die Abhängigkeit des Auftretens dieses Wasserflohes in seinen natürlichen Lebensbedingungen von den Ca-Verbindungen beruht. Diese Verbindungen treten im Süsswasser hauptsächlich in Gestalt von Karbonaten auf, die mit Kohlendioxyd ein physiko-chemisches System bilden, das in erster Linie die Höhe der  $H^+$ -Konzentration entscheidet.

Als allgemeinen Grundsatz kann man annehmen, dass die hohe  $H^+$ -Konzentration unserer Gewässer mit dem Mangel der Gewässer an Kalkkarbonaten im Zusammenhang steht und umgekehrt, die grossen Mengen dieser Verbindungen bestimmen die niedrige  $H^+$ -Konzentration. Angesichts dessen, dass wie aus den Versuchen hervorgeht der Wasserfloh hohe  $Ca^{++}$ -Konzentrationen in Abhängigkeit von den hohen  $H^+$ -Konzentrationen erträgt und diese wiederum in unseren Gewässern von der Menge der Kalkverbindungen abhängen, bildet die Grenze für das Auftreten dieser Art die Karbonatkonzentration, in der die Wirkung der  $Ca^{++}$ -Konzentration (quantitativ mit den Karbonaten verbunden) sich als nicht schädlich erweist in einer  $H^+$ -Konzentration, die durch die Menge der gleichzeitig anwesenden Karbonate bestimmt wird.

Mit anderen Worten, das Vorkommen von *S. serrulatus* in natürlichen Bedingungen hängt von Ca ab, das mit der Zahl von Karbonaten verbunden ist, die diese  $H^+$ -Konzentration hervorrufen, die die Unschädlichkeit des gleichzeitig auftretenden Kalkes bestimmt. Dieser Wasserfloh besitzt daher umso geringere Möglichkeiten ein Gewässer zu beherrschen, je mehr Karbonate in diesem Wasser gelöst sind. Das Optimum der Lebensbedingungen dieses Wasserflohes muss also im weichen Wasser gesucht werden. Seine Gegenwart in derartigen Gewässern muss aber nicht wie aus den Versuchen hervorgeht, ausschliesslich weder der Kalciphobie dieses Wasserflohes noch der Vorliebe für hohe  $H^+$ -Konzentrationen zugeschrieben werden. Sein Vorkommen entscheidet die Mitwirkung beider erwähnten Ionen

(Ca u. H) und es ist nur ein Zufall, dass die quantitativen Verhältnisse dieser letzteren hauptsächlich von der Menge der im Süsswasser gelösten Karbonate abhängen.

Obige Interpretation der Abhängigkeit des Vorkommens von *S. serrulatus* von den Kalkverbindungen ändert offensichtlich nicht die Tatsache, dass schliesslich sein Vorkommen die Härte des von ihm bewohnten Wassers bestimmt. Meine Feststellung der ziemlich weiten Grenzen der Abhängigkeit des Einflusses von Ca<sup>++</sup> erlaubt jedoch anzunehmen, dass dieser Wasserfloh nicht ausschliesslich an weiche Gewässer gebunden ist. Mit der Senkung der H<sup>+</sup>-Konzentration des Zuchtwassers wird die Grenze der Widerstandskraft dieses Wasserflohes in bezug auf die Ca<sup>++</sup>-Konzentration eingeengt, nichtsdestoweniger ertragen die Tiere, wie dies aus den Versuchen hervorgeht, sogar im leicht alkalischen Wasser verhältnismässig grosse Kalkmengen. Daraus kann man annehmen, dass auch in natürlichen Bedingungen dieser Wasserfloh Gewässer von einigen Härtegraden ertragen kann und dass die extreme Oligo-Gypsotrophie der sauren Moorgewässer keine unumgängliche Bedingung für sein Vorkommen darstellt. Aus meinen Versuchen geht nämlich hervor, dass diese Form im Zuchtwasser von einer H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 6.9 und 6.7 durch 2 Generationen hindurch n/250, n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen erträgt, dagegen in leicht alkalischem Wasser (pH 7.3—7.0) n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen. Die Ca-Menge in diesen Lösungen entspricht 11.21 (n/250), 5.6 (n/500) und 2.8 (n/1000) deutschen Härtegraden.

NAUMANN (1921b), der den Ca-Standard in Gewässern bestimmte, sieht Gewässer mit mehr als 100 mg CaO/l als Capolytroph, Gewässer mit mehr als 25 mg CaO/l als Camesotroph und Gewässer mit 3—25 mg CaO/l als Ca-oligotroph an. Angesichts dessen, dass der Versuch erwies, dass *S. serrulatus* im Zuchtwasser von der H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 6.9—6.7 solche Kalkmengen ertragen kann, die ca. 11 deutschen Härtegraden entsprechen, muss man annehmen, dass diesem Wasserfloh grundsätzlich sogar CaO-polytrophe Gewässer zugänglich sind.

Wenn man jedoch in Betracht zieht, dass eine CaO-Polytrophie in Gewässern mit pH 6.7 ziemlich ungewöhnlich wäre,



muss man als massgebend nur die Analyse der Versuchsergebnisse in leicht alkalischem Wasser ansehen (pH 7.3—7.0). In diesem Wasser erträgt *S. serrulatus* n/500 und n/1000  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen, die wie schon erwähnt 5.6 und 2.8 deutschen Härtegraden entsprechen. Bei der Berechnung dieser Werte auf mg CaO geht hervor, dass diesem Wasserfloh CaO-mesotrophe Gewässer zugänglich sind. Dies ist ein allgemeiner Schluss der obigen Versuchsergebnisse, die ich bei der Einwirkung von  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen auf die Lebensfähigkeit des Wasserflohes *S. serrulatus* erzielte. Sie berechtigen zu dieser Folgerung insofern, als die Wirkung von  $\text{CaCl}_2$  und  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  als massgebend für die Wirkung der Ca-Verbindungen natürlicher Gewässer angesehen werden kann. Auf Grund meiner Versuche kann man daher die Zugänglichkeit der CaO-mesotrophen Gewässer für *S. serrulatus* als wahrscheinlich aber nicht für bewiesen ansehen. Und wenn man sich in Anbetracht der Versuche mit  $\text{CaCl}_2$ - und  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ -Lösungen von der Festsetzung einer fest bestimmten Grenze des Vorkommens dieses Wasserflohes hüten muss, was die Abhängigkeit dieses Vorkommens von der Wasserhärte anbelangt, so berechtigt doch die unleugbare Tatsache einer grossen Widerstandskraft dieses Wasserflohes auf die Wirkung von  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen sogar in leicht alkalischem Wasser zu der Annahme, dass die Ursachen einer besonderen Vorliebe dieser Art für saure Moorgewässer nicht in ihrer extremen Oligo-Gypsotrophie, sondern in anderen Eigenheiten derartiger Gewässer zu suchen sind.

Die Ergebnisse des Versuchsteiles der vorliegenden Arbeit zusammenfassend, muss festgestellt werden:

1) Zwischen dem Einfluss der  $\text{Ca}^{++}$ - und  $\text{H}^+$ -Konzentrationen auf die Lebensfähigkeit des Wasserflohes *S. serrulatus* besteht eine Beziehung, die auf der antagonistischen Wirkung in dem Sinne beruht, dass die Höhe der für seine Lebensfähigkeit unschädlichen  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration proportional der  $\text{H}^+$ -Konzentration ist.

2) Da in süssen Binnengewässern die Höhe der  $\text{H}^+$ -Konzentration allgemein genommen umgekehrt proportional der  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration ist, so wird das Vorkommen von *S. serrulatus* in seinen natürlichen Lebensbedingungen von dieser  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration reguliert, in Form von Karbonaten, deren An-

wesenheit (je nach dem gelösten  $\text{CO}_2$ ) eine  $\text{H}^+$ -Konzentration hervorruft, die diesem Wasserfloh unbeschadet gleichzeitige  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentrationen ertragen lässt.

3) Wenn man die Ergebnisse der Versuche über die Wirkung von  $n/500$  und  $n/1000$   $\text{CaCl}_2$ -Lösungen im Zuchtwasser von leicht alkalischer Reaktion (pH 7.3—7.0) in Betracht zieht, so kann man annehmen, dass diesem Wasserfloh auch Gewässer von 5.6 und 2.8 deutschen Härtegraden zugänglich sind, also  $\text{CaO}$ -mesotrophe Gewässer, die im Vergleich zu den sauren Moorgewässern, die von dem untersuchten Wasserfloh am öftesten bewohnt werden, sehr grosse  $\text{Ca}$ -Mengen besitzen.

Die Möglichkeit des Auftretens von *S. serrulatus* in  $\text{CaO}$ -mesotrophen Gewässern ist nicht gleichbedeutend mit seiner tatsächlichen Gegenwart. Der Wasserfloh kann derartige Gewässer meiden, unabhängig von ihrer Zugänglichkeit in bezug auf die darin gelösten Kalkverbindungen. Eine notwendige Ergänzung des Versuchsteiles der vorliegenden Arbeit bilden die Freilandsuntersuchungen, die die Bedingungen des Vorkommens dieses Wasserflohes in natürlichen Gewässern betreffen. Sie sollten im Zusammenhang mit den bisherigen Ergebnissen feststellen, ob der Wasserfloh tatsächlich in  $\text{CaO}$ -mesotrophen Gewässern auftritt. Wenn nicht, dann sollte nachgeprüft werden, ob sein Fehlen in diesen Gewässern anderen Eigenschaften der  $\text{CaO}$ -mesotrophen Gewässer zugeschrieben werden muss, die unabhängig von dem  $\text{Ca}$ -Standard das Vorkommen dieses Wasserflohes unmöglich machen, oder auch ob sein ausschliessliches Vorkommen in sauren oligo-gypsotropen Moorgewässern nur mit der Vorliebe dieses Wasserflohes zu derartigen Gewässern in bezug auf einige besondere Eigenheiten im Zusammenhang steht.

### C. Freilandsbeobachtungen.

#### I. Allgemeine Charakteristik der untersuchten Gewässer.

Das Suwałki-Gebiet, wo ich die Untersuchungen über den mich interessierenden Wasserfloh durchführte, verdankt der Eiszeit seine Morphologie.

In der Gesamtzahl von über 300 Gewässern, die dieses Seegebiet bilden, kann man eine Reihe von Seetypen unterscheiden. STANGENBERG (1936) untersuchte die Seen des Suwałki-Gebietes auf Grund ihrer hydrochemischen Eigenheiten und unterscheidet 7 Typen: oligotrophe, a-mesotrophe, b-mesotrophe, eutrophe, teichartige, alkalitrophe (sogen. „Jeziorko“-Seen) und dystrophe Seen (sogen. „Suchar“-Seen). Zur dystrophen Seengruppe zählt er 22 Gewässer. In der Einleitung dieser Arbeit betonte ich, dass die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen über das Verbreitungsgebiet der Wasserflöhe in den Suwałki-Seen auf das voraussichtliche Vorkommen von *S. serrulatus* vor allem in dystrophen Seen hinweisen. Die Gewässer dieses Typus bildeten also das Hauptobjekt meiner Untersuchungen. In meinen im Jahre 1937 durchgeführten Versuchen berücksichtigte ich insgesamt 24 grössere Gewässer von Seecharakter, sowie 6 kleinere von Tümpelcharakter.

Von den erwähnten 24 Gewässern müssen 17 auf Grund der Klassifikation von STANGENBERG zu den dystrophen Seen gerechnet werden. Dazu gehören folgende Seen: 1) Suchar Wschodni, 2) Suchar Zachodni, 3) Suchar Dembowskich, 4) Suchar Wielki, 5) Suchar Rzepiskowy, 6) Suchar Krzyżacki (Wygorzele), 7) Stanowisko, 8) Ślepek-Zielone, 9) Mozguc, 10) Suchar I, 11) Suchar II, 12) Suchar III, 13) Suchar IV, 14) Suchar Dziegiarka (S. V), 15) Suchar Brzozowy Mszar (S. VI), 16) Suchar Generalski (S. VII) und 17) Suchar Wądołek.

Drei Seen müssen zum eutrophen Typus gezählt werden. Dies sind: Gałęziste, Jeziorko Rzepiskowe und Czarne pod Bryzglem (b-mesotroph). Zwei Seen, nämlich Samle Wielkie und Samle Małe sind alkalitrophe Seen. Ein See, nämlich Klonek, ist teichartig oligotroph. Als letztes Gewässer mit dem Charakter eines Sees wählte ich den tief ins Land reichenden südlichen Teil der Hańczańska-Bucht des oligotrophen Wigry-Sees. Die kleineren Gewässer, die ausser den erwähnten Seen untersucht wurden, liegen innerhalb von Wiesen, die von Norden den eutrophen Leszczówek-See umgeben. Dies sind gewöhnlich Torfgräben von kleinen Ausmassen.

Die untersuchten dystrophen Seen, in der Volkssprache als „Suchar“-Seen bezeichnet, sind Gewässer von nicht grosser Oberfläche (0.17 bis 8.97 ha) und geringer Maximaltiefe (2.5—

16.0 m). Die Mehrzahl liegt im Nadelwald (*Pinus, Picea*). Nur die Seen Mozguc, Stanowisko und Slepak-Zielone sind schon heute von bewirtschafteten Feldern umgeben. Die dystrophen Seen sind fast immer von einer breiten *Sphagnetum*-Gürtel umgeben, die gewöhnlich bis zur Wasserfläche reicht und an den Ufern schwimmende Decken bildet. Das Wasser dieser Seen besitzt eine saure Reaktion, eine braune oder rot-braune Farbe, und enthält minimale Ca-, wie auch P- und Fe-Mengen. Der Boden ist gewöhnlich von einer mehrere Meter tiefen Schlamm-schicht bedeckt.

STANGENBERG (1936) sieht die unmittelbare Nachbarschaft der bewaldeten Gebiete für eine der Bedingungen für die Bildung und Erhaltung des dystrophen Charakters dieser Seen an. Sie entstanden durch die Schliessung der Buchten grösserer Seen oder bilden, unabhängig von anderen Gewässern, selbstständige Einheiten. Im ersten und zweiten Fall (STANGENBERG l. c.) fehlt ihnen der Zufluss von kalkreichem Wasser in der Gestalt von Quellen, Bächen und dergl. Ferner führte die Anwesenheit von der Walddecke, die Ca gern bindet, zu einer Verarmung dieser Gewässer an Verbindungen dieses Elementes. Der Entkalkungsprozess dieser Seen führt allmählich zum Sauerwerden und im Zusammenhang damit lieferte die Zersetzung des allochthonen Waldmaterials in einem derartigen Medium als Endprodukt Humusstoffe.

Folgende von mir untersuchte Seen dieses Typus müssen genetisch mit den Nachbarseen und zwar dem Wigry- und Krzywe Wigierskie (Huciańskie)-See in Verbindung gebracht werden. Die Wigry-Gruppe: Mozguc, Slepak-Zielone, Stanowisko, Suchar Krzyżacki, Suchar Dembowskich, Suchar Wschodni, Suchar Zachodni und die Huciańskie-Gruppe: Die „Suchar“-Seen I, II, III, IV, V, VI. Als selbstständige Seen müssen dagegen Suchar Wądołek, Suchar Rzepiskowy, Suchar Wielki und Suchar VII angesehen werden.

Die alkalitrophen Seen Samle Wielkie und Samle Małe verdanken ihren Charakter zweifelsohne zahlreichen Quellen. Diese kleine Seen, ca. 6 km NW vom Wigry-See entfernt, liegen in Wäldern und sind in unmittelbarer Nachbarschaft von feuchten Waldwiesen umgeben. Ein kleiner Fluss Samlanka verbindet sie. Dicht dabei liegt der eutrophe See Gałężiste, der



von diesen Seen durch einen hohen Moränenwall getrennt ist. Der zweite eutrophe See, Jeziorko Rzepiskowe, bildete früher gewiss eine Bucht des Wigry-Sees. Gegenwärtig ist dies un-leugbar ein selbstständiger See, der mit dem letzteren nur durch einen schmalen Streifen in Verbindung steht und sich im letzten Stadium der Trennung vom Muttersee Wigry befindet. Der dritte eutrophe See (b-mesotroph), Czarne pod Bryzglem, wie auch der teichartige Klonek, liegt dicht beim Wigry-See, und bildete mit diesem einst bestimmt eine Einheit.

Die Mehrzahl der von mir untersuchten dystrophen Seen der sog. „Suchar“-Seen, ist, wie schon erwähnt, von einem Nadelwald umgeben. In diesen Seen müsste man den Wasserfloh *S. serrulatus* erwarten. Ich wählte also andere Seen als Untersuchungsobjekt und lenkte dabei meine Aufmerksamkeit hauptsächlich auf die gleichfalls im Walde liegenden Seen, wie Samle Wielkie, Samle Małe, Gałęziste und Jeziorko Rzepiskowe. Der dritte eutrophe See, nämlich Czarne pod Bryzglem, liegt im Gegensatz zum Gałęziste-See in waldloser Gegend. Der Klonek-See liegt auch in waldloser Gegend; mir schien er einer Untersuchung wert aus dem Grunde, dass er unter sämtlichen in der Nähe liegenden Seen am meisten den Charakter der dystrophen Seen trägt.

Die physiko-chemischen sowie morphometrischen Eigenheiten der von mir berücksichtigten Seen führte STANGENBERG (1936) in seiner Klassifikation der Seen des Suwałki-Gebietes auf Grund ihrer hydrochemischen Merkmale an. Aus diesen Angaben entnehme ich nur die Maximaltiefe, die Oberfläche sowie die Sichttiefe der untersuchten Seen. Ich führe sie bei der besonderen Charakteristik der Gewässer an.

Die hydrochemischen Merkmale der Suwałki-Seen bestimmte STANGENBERG (l. c.) auf Grund der Analyse von Wasserproben aus einer 1 m über dem Boden der Gewässer gelegenen Tiefenschicht. Die derart festgestellten hydrochemischen Eigenheiten der mich interessierenden Gewässer bedürften einer Vervollständigung bezüglich des Chemismus des Litorals, das von *S. serrulatus* gerade bewohnt wird. Im Zusammenhang damit stützte ich mich beim Bestimmen der physiko-chemischen Eigenheiten der Seen ausschliesslich auf meine eigenen hydrochemischen und thermischen Angaben.

## II. Methodik.

Ich beschränkte die Untersuchungen der Gewässer ausschliesslich auf das dem Ufer anliegende Litoral; die Durchsichtung nach dem Wasserfloh *S. serrulatus* wurde auf folgende Weise ausgeführt. Mit einem GazeNetz Nr. 14, das an einem Stock befestigt war, durchsuchte ich sorgfältig auf einem Raum von einigen zehn Metern das Litoral nach den Wasserflöhen. Das auf diese Weise gesammelte Material übertrug ich in Behälter und untersuchte es sofort mittels einer Lupe und eines Feldmikroskopes. Auf diese Weise untersuchte ich das gesamte Litoral des gegebenen Sees, indem ich ständig nach ein paar Schritten einen neuen Fang am Ufer tat. Nachdem ich mich schon im Terrain mit der Zusammensetzung der litoralen Cladocerenfauna bekannt machte und das Vorkommen oder Fehlen von *S. serrulatus* feststellte, fing ich noch einmal an den charakteristischsten Punkten des Litorals Proben von Wasserflöhen, konservierte sie in Formalin, um mich im Laboratorium genauer mit ihnen bekanntzumachen. Nach dem Fang mass ich die Temperatur, die H<sup>+</sup>-Konzentration und nahm Wasserproben zwecks Durchführung der chemischen Analyse.

Den im Wasser gelösten Sauerstoff bestimmte ich nach WINKLER (ohne Versetzung mit Brom), den anorganischen Phosphor nach DENIGES-ATKINS, das Eisen (Gesamtgehalt) mittels KCNS, indem ich die Proben mit 3<sup>o</sup>/<sub>o</sub> H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxydierte. Die Karbonathärte in deutschen Härtegraden durch n/10 oder n/100 HCl; die H<sup>+</sup>-Konzentrationen mittels Nitrophenol von Hellige; die Oxydierbarkeit nach KUBEL-TIEMANN; die Nitrate nach der Bruzin-Methode; die Anwesenheit von H<sub>2</sub>S untersuchte ich mit Caro-Reagenz.

## III. Hydrochemische Eigenschaften des Litorals der untersuchten Gewässer sowie die sie bewohnende Cladocerenfauna.

### a) Dystrophe Seen („Suchar“-Seen).

1) Suchar Wschodni (15.VII.37): Maximaltiefe 4.2 m; Oberfläche 1.14 ha; Sichttiefe 1.8 m (6.VII.34).

Der See ist von einem dichten Kiefernwald mit vereinzel-

ten Fichten umgeben. Eine *Sphagnum*-Decke bedeckt seine Ränder, an denen vereinzelt verkrüppelte Kiefern vorkommen. Unter der Uferflora stellte ich fest *Oxycoccus quadripetala*, *Ledum palustre*, *Carex limosa*; im Wasser dagegen: *Nuphar luteum* und *Utricularia* sp.

Eine Bucht am Nordufer: T° 22.0; CaO 1.4 mg/l; pH 6.7; O<sub>2</sub> 8.0 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 29.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum* (Liévin), *Holopedium gibberum* (Zaddach), *Scapholeberis mucronata* (O. F. M.), ***Simocephalus serrulatus***, *Streblocerus serricaudatus* (Fischer), *Alona guttata* (G. O. Sars).

2) Suchar Zachodni (15.VII.37): Maximaltiefe 3.0 m; Oberfläche 1.25 ha; Sichttiefe 1.8 m (6.VII.34). Der See ist von einem dichten Kiefernwald mit vereinzelt Fichten umgeben. Eine *Sphagnetum*-Decke überzieht die Ufer des Sees, die von *Sphagnum*, *Oxycoccus quadripetala*, *Ledum palustre* und *Carex limosa* gebildet wird; im Wasser stellte ich die Anwesenheit von *Nuphar luteum* fest.

I. Eine kleine Bucht am Nordufer: T° 22.0; CaO 2.8 mg/l; pH 6.2; O<sub>2</sub> 8.7 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> Spuren; Fe 0.04 mg/l; Oxydierbarkeit 27.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula* (O. F. M.), *Lathonura rectirostris* (O. F. M.), *Streblocerus serricaudatus*, *Chydorus globosus* (Baird).

II. Eine kleine Bucht am Südufer: T° 21.8; CaO 2.8 mg/l; pH 6.2; O<sub>2</sub> 9.9 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 27.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Scapholeberis mucronata*, ***Simocephalus serrulatus***, *Streblocerus serricaudatus*, *Acantholeberis curvirostris* (O. F. M.), *Chydorus sphaericus* (O. F. M.).

3) Suchar Dembowskich (15.VII.37): Maximaltiefe 8.5 m; Oberfläche 3.59 ha; Sichttiefe 3.2 m (6.VII.34). Der See wird von einem dichten mit Fichten durchmischten Kiefernwald umgeben. Das Seeufer bedeckt eine *Sphagnum*-Decke. *Ledum palustre* und *Oxycoccus quadripetala* kommt

häufig vor. Von anderen Pflanzen stellte ich fest: *Menyanthes trifoliata*, *Potamogeton natans*, *Nuphar luteum* und *Nymphaea alba*.

I. Eine Bucht am Südennde des Ostufers: T° 22.0; CaO 2.7 mg/l; pH 6.9; O<sub>2</sub> 9.0 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> Spuren; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 28.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus* (O. F. M.), ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Streblocerus serricaudatus*, *Peracantha truncata* (O. F. M.), *Chydorus sphaericus*.

II. Eine Bucht am nördlichen Ende des Westufers: T° 20.7; CaO 3.0 mg/l; pH 6.9; O<sub>2</sub> 8.2 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> Spuren; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 30.0 mg/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, (O. F. M.), *Scapholeberis mucronata*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Acantholeberis curvirostris*, *Streblocerus serricaudatus*, *Alona costata* (G. O. Sars), *Alona rectangula* (G. O. Sars), *Peracantha truncata*, *Polyphemus pediculus* (Linné).

4) Suchar Wielki (3. VIII. 37): Maximaltiefe 9.6 m; Oberfläche 8.97 ha; Sichttiefe 3.9 m (27. VII. 34). Der See ist von einem Kiefern- und Fichtenwald umgeben. Der Wald ist am Nordufer des Sees teilweise gelichtet. Das Seeufer wird von einer *Sphagnetum*-Decke überzogen, die von *Sphagnum Ledum palustre*, *Oxycoccus quadripetala*, *Drosera rotundifolia*, *Oenanthe aquatica*, *Comarum palustre*, *Potentilla silvestris* gebildet wird. Von Wasserpflanzen stellte ich fest: *Menyanthes trifoliata* sowie *Nuphar luteum*.

I. Der mittlere Teil des südöstlichen Ufers: T° 18.9; CaO 3.1 mg/l; pH 5.7; O<sub>2</sub> 9.2 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 28.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Scapholeberis mucronata*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Streblocerus serricaudatus*, *Acroperus harpae* (Baird), *Alonopsis elongata* (G. O. Sars), *Alona guttata var. tuberculata*, *Peracantha truncata*, *Polyphemus pediculus*.

II. Der mittlere Teil des nordwestlichen Ufers: T° 19.0; CaO 3.0 mg/l; pH 5.7; O<sub>2</sub> 9.0 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 30.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Scapholeberis mucronata*,



**Simocephalus serrulatus**, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Acroperus harpae*, *Alona guttata*, *Chydorus ovalis* (Kurz), *Chydorus latus* (G. O. Sars), *Polyphemus pediculus*.

III. Eine Bucht in der nordwestlichen Ecke des Sees (gegenüber dem Wege nach dem Muliczne-See): T° 19.0; CaO 3.0 mg/l; pH 5.7; O<sub>2</sub> 9.1 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.09 mg/l; Oxydierbarkeit 35.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, **Simocephalus serrulatus**, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine), *Alona guttata*, *Alona costata*, *Alonella excisa* (Fischer), *Chydorus sphaericus*, *Polyphemus pediculus*.

IV. Eine Bucht im nördlichen Teil des Ostufers: T° 19.1; CaO 3.0 mg/l; pH 5.7; O<sub>2</sub> 7.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> Spuren; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 41.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Scapholeberis mucronata*, **Simocephalus serrulatus**, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Streblocerus serricaudatus*, *Peracantha truncata*, *Polyphemus pediculus*.

5) Suchar Rzepiskowy (3. VIII. 37): Maximaltiefe 6.0 m; Oberfläche 1.09 ha; Sichttiefe 2.6 m (27. VII. 34). Den See umgibt ein Kiefern- und Fichtenwald mit Sträuchern und Laubbäumen vermischt. Das Seeufer wird von einer *Sphagnum*-Decke bedeckt.

I. Eine Bucht im südwestlichen Teil des Sees: T° 19.1; CaO 2.8 mg/l; pH 5.3; O<sub>2</sub> 7.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.04 mg/l; Oxydierbarkeit 31.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Scapholeberis mucronata*, **Simocephalus serrulatus**, *Bosmina longirostris* (O. F. M.), *Streblocerus serricaudatus*, *Polyphemus pediculus*.

II. Eine Bucht im nordwestlichen Teil des Sees: T° 19.0; CaO 2.8 mg/l; pH 5.3; O<sub>2</sub> 8.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.05 mg/l; Oxydierbarkeit 30.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Scapholeberis mucronata*, **Simocephalus serrulatus**, *Bosmina longirostris*, *Acantholeberis curvirostris*, *Leptodora kindtii* (Focke).

6) Suchar Krzyżacki (3. VIII. 37): Maximaltiefe 2.5 m (STANGENBERG 4.0 m); Oberfläche 2.06 ha; Sichttiefe 2.0 m (8. VIII. 34). Den See umgibt ein mit Fichten gemischter Kiefernwald. Eine *Sphagnum*-Decke überzieht die Ufer des Sees. Am

See tritt reichlich auf: *Ledum palustre*, *Drosera rotundifolia*, *Oxycoccus quadripetala*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium uliginosum*, *Carex limosa*, *Betula* sp., *Salix* sp. Diesen See untersuchte ich 1936 und 1937 genauer, um mich mit der Zusammensetzung der Phyllopodenfauna bekannt zu machen, sowie um seine hydrochemische Eigenschaften in den verschiedenen Jahreszeiten zu untersuchen. Auf Grund dieser Untersuchungen kann ich feststellen, dass *S. serrulatus* hier besonders häufig vorkommt und zwar vom Frühling bis in den späten Herbst.

Das Ergebnis der am 3.VIII.37 ausgeführten Untersuchungen ist folgendes: T<sup>0</sup> 22.0; CaO 2.8 mg/l; pH 5.3; O<sub>2</sub> 8.7 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> Spuren; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 9.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Streblocerus serricaudatus*, *Acantholeberis curvirostris*, *Acroporus harpae*, *Alona costata*, *Alona guttata*, *Alonella nana* (Baird), *Chydorus sphaericus*.

7) Stanowisko (9.VI.37): Maximaltiefe 5.7 m; Oberfläche 1.85 ha; Sichttiefe 2.3 m (8.VIII.34). Der See liegt inmitten bewirtschafteter Felder. Sein Ufer ist nur von vereinzelt Kiefern, Fichten, Wacholder, Birken und Erlen eingesäumt. *Sphagnum* überzieht das Ufer nur an einzelnen Punkten. Die Uferflora setzt sich zusammen aus: *Scirpus* sp., *Typha* sp., *Juncus conglomeratus*, *Cicuta virosa*; im Wasser stellte ich folgende Pflanzen fest: *Chara fragilis*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Nuphar luteum*.

Eine Bucht im mittleren Teil des Nordufers: T<sup>0</sup> 22.4; CaO 14.0 mg/l; pH 6.9; O<sub>2</sub> 8.0 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.01 mg/l; Fe 0.03 mg/l; Oxydierbarkeit 60.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Daphnia cucullata* (G. O. Sars), *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia pulchella* (G. O. Sars), *Bosmina longirostris*, *Eurycercus lamellatus* (O. F. M.).

8) Ślepak-Zielone (9.VI.37): Maximaltiefe 5.5 m; Oberfläche 0.47 ha; Sichttiefe 1.8 m (8.VIII.34). Der See liegt inmitten bewirtschafteter Felder. Sein Ufer ist von vereinzelt Kiefern, Birken und Weiden umsäumt. Die Uferflora

setzt sich zusammen aus: *Sphagnum*, *Carex limosa*, *Andromeda polifolia*, *Cicuta virosa*, *Calla palustris*, *Juncus conglomeratus*: im Wasser stellte ich *Menyanthes trifoliata* und *Nuphar luteum* fest.

T<sup>0</sup> 21.8; CaO 3.0 mg/l; pH 6.3; O<sub>2</sub> 7.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.01mg/l; Fe 0.05 mg/l; Oxydierbarkeit 28.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia pulchella*, *Streblocerus serricaudatus*, *Acantholeberis curvirostris*, *Alona guttata var. tuberculata*, *Alonella nana*, *Peracantha truncata*.

9) Mozguc (6.VII.37): Maximaltiefe 5.2 m; Oberfläche 4.83 ha; Sichttiefe 1.2 m (4. VII. 34). Der See liegt inmitten bewirtschafteter Felder. Sein Ufer ist von Kiefern, Birken und Weiden umgeben. Mit Ausnahme einiger Stellen ist der See von einer *Sphagnum*-Decke umgeben. Von der Uferflora stellte ich fest: *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia*, *Ledum palustre*, *Menyanthes trifoliata*, *Typha* sp; im Wasser wächst *Nymphaea alba*.

I. Eine Bucht in der *Sphagnum*-Decke am westlichen Ufer: T<sup>0</sup> 21.1; CaO 5.6 mg/l; pH 6.3; O<sub>2</sub> 8.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 16.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, ***Simocephalus serrulatus***, *Bosmina longirostris*, *Acroperus harpae*, *Peracantha truncata*, *Alona costata*, *Chydorus sphaericus*.

II. Eine Bucht in der *Sphagnum*-Decke am südlichen Ende des Westufers: T<sup>0</sup> 21.4; CaO 5.6 mg/l; pH 6.5; O<sub>2</sub> 9.2 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 19.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Polyphemus pediculus*.

III. Eine sumpfige Bucht am Nordufer des Sees in unmittelbarer Nähe von bewirtschafteten Feldern: T<sup>0</sup> 21.2; CaO 5.9 mg/l; pH 5.3; O<sub>2</sub> 4.0 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.1 mg/l; Fe 1.0 mg/l; Oxydierbarkeit 25.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: ***Simocephalus serrulatus***, *Simocephalus congener* (Schoedler), *Ceriodaphnia quadrangula*, *Alona quadrangularis* (O. F. M.).

IV. Ein Torfgraben von *Sphagnum* überwachsen (Westufer des Sees): T<sup>0</sup> 21.0; CaO 3.0 mg/l; pH 3.9; O<sub>2</sub> 3.9 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 32.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: **Simocephalus serrulatus**, *Acantholeberis curvirostris*, *Alonella excisa*, *Chydorus sphaericus*.

V. Ein Torfgraben, einige zehn Schritte vom See nach dem Friedhof zu entfernt: T° 19.8; CaO 5.9 mg/l; pH 4.3; O<sub>2</sub> 2.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.05 mg/l; Fe 0.6 mg/l; Oxydierbarkeit 94.3 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Scapholeberis mucronata*, **Simocephalus serrulatus**, *Alona* sp., *Chydorus ovalis*, *Chydorus sphaericus*.

10) Suchar I (31.VII.37): Maximaltiefe 4.5 m; Oberfläche 1.04 ha; Sichttiefe 3.0 m (22. VII. 34). Der See liegt in einem mit Fichten gemischten Kiefernwald. In einer geringen Entfernung vom See befinden sich einige Wirtschaften. Das Seeufer wird von einer *Sphagnum*-Decke überzogen. Von Wasserpflanzen stellte ich fest: *Nuphar luteum* und *Potamogeton pectinatus*.

Der mittlere Abschnitt des Westufers T° 20.0; CaO 6.2 mg/l; pH 6.5; O<sub>2</sub> 7.4 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.01 mg/l; Fe 0.03 mg/l; Oxydierbarkeit 21.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, **Simocephalus serrulatus**, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longirostris*, *Acantholeberis curvirostris*, *Peracantha truncata*, *Polyphemus pediculus*.

11) Suchar II. (31.VII.37): Maximaltiefe 11.0 m; Oberfläche 2.7 ha; Sichttiefe 4.1 m (22. VII. 34). Der See wird von einem Kiefernwald mit vereinzelt Fichten umgeben. Das Westufer ist von einer *Sphagnum*-Decke überzogen. *Menyanthes trifoliata* kommt häufig vor. Ich stellte auch *Phragmites communis* fest; im Wasser wächst *Nuphar luteum*.

I. Der Mittelabschnitt des Ostufers: T° 20.0; CaO 2.8 mg/l; pH 6.7; O<sub>2</sub> 6.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.008 mg/l; Fe 0.03 mg/l; Oxydierbarkeit 22.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, **Simocephalus serrulatus**, *Bosmina longirostris*, *Iliocryptus sordidus* (Liévin), *Acantholeberis curvirostris*, *Polyphemus pediculus*.

II. Ein kleines Gewässer in einer Vertiefung der *Sphagnum*-Decke (Westufer): T° 23.0; CaO 2.8 mg/l; pH 5.3; O<sub>2</sub> 4.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> Spuren; Fe Spuren; Oxydierbarkeit 31.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: **Simocephalus serrulatus**, *Acantholeberis curvirostris*, *Alona costata*, *Peracantha truncata*.



12) Suchar III (31. VII. 37): Maximaltiefe 5.0 m; Oberfläche 0.38 ha; Sichttiefe 1.1 m (22. VII. 34). Der See wird von einem mit Fichten gemischten Kiefernwald umsäumt. Eine *Sphagnum*-Decke überzieht das Seeufer. *Ledum palustre* und *Oxycoccus quadripetala* kommen häufig vor.

Eine Bucht in der *Sphagnum*-Decke des Ostufers: T° 20.0; CaO 2.8 mg/l; pH 4.5; O<sub>2</sub> 3.9 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> ?; Fe ?; Oxydierbarkeit 36.1 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Scapholeberis mucronata*, ***Simocephalus serrulatus***, *Streblocerus serricaudatus*, *Alona guttata var. tuberculata*.

13) Suchar IV (31.VII.37): Maximaltiefe 7.0 m; Oberfläche 1.16 ha; Sichttiefe 2.2 m (22.VII.34). Der See wird von einem Fichten-Kiefernwald umgeben. Das Seeufer wird von einer *Sphagnetum*-Decke überzogen, die sich aus *Sphagnum*, *Ledum palustre*, *Oxycoccus quadripetala*, *Vaccinium uliginosum* und *Carex limosa* zusammensetzt.

Der mittlere Abschnitt des Nordufers: T° 20.0; CaO 2.8 mg/l; pH 6.3; O<sub>2</sub> 5.2 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.005 mg/l; Fe 0.02 mg/l; Oxydierbarkeit 28.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Acantholeberis curvirostris*, *Alona costata*, *Alona guttata var. tuberculata*, *Rhynchotalona rostrata* (Koch), *Polyphemus pediculus*.

14) Dziegciarka (Suchar V) (19.VIII.37): Maximaltiefe 6.0 m; Oberfläche 0.49 ha; Sichttiefe 2.2 m (22. VII. 34).

Eine Bucht in der südwestlichen Ecke des Sees: T° 21.7; CaO 1.5 mg/l; pH 5.8; O<sub>2</sub> 6.7 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.02 mg/l; Oxydierbarkeit 32.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longirostris*, *Streblocerus serricaudatus*, *Alona guttata*, *Alonella nana* (Baird), *Rhynchotalona rostrata*, *Polyphemus pediculus*.

15) Brzozowy Mszar (Suchar VI) (19.VIII.37): Maximaltiefe 3.0 m; Oberfläche 0.32 ha; Sichttiefe 3.0 m (22.VII. 34). Den See umgibt ein mit Fichten und Birken durchsetzter Kiefernwald. Das Ufer überzieht eine *Sphagnum*-Decke.

Eine Bucht im *Sphagnum* des Nordufers: T° 22.1; CaO 4.2 mg/l; pH 5.1; O<sub>2</sub> 6.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> Spuren; Fe 0.15 mg/l; Oxydierbarkeit 33.5 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Acantholeberis curvirostris*, *Kurzia latissima* (Kurz), *Alona guttata* var. *tuberculata*.

16) Suchar Generalski (Suchar VII) (19. VIII. 37): Maximaltiefe 3.0 m; Oberfläche 0.17 ha; Sichttiefe 2.2 m (22. VII. 34). Den See umgibt ein mit Fichten und Birken durchsetzter Kiefernwald. Im Wasser kommen häufig vor: *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba* und *Utricularia* sp.

Das Südufer des Sees: T° 22.3; CaO 2.8 mg/l; pH 5.1; O<sub>2</sub> 7.1 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.04 mg/l; Oxydierbarkeit 28.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina* (O. F. M.), ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Alona guttata* var. *tuberculata*, *Chydorus sphaericus*.

17) Wądołek (19. VIII. 37): Maximaltiefe gegen 16 m; Oberfläche 1.0 ha; Sichttiefe 2.5 m (5. VIII. 34). Den See umgibt ein mit Fichten und Birken durchsetzter Kiefernwald. Das Seeufer überzieht eine *Sphagnum*-Decke. Darunter stellte ich fest: *Carex* sp., *Drosera rotundifolia*, *Oxycoccus quadripetala*, *Oenanthe aquatica* und *Menyanthes trifoliata*.

Eine Bucht in der *Sphagnum*-Decke am Nordufer des Sees: T° 21.0; CaO 7.0 mg/l; pH 6.0; O<sub>2</sub> 5.2 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.0 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 18.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Simocephalus vetulus*, ***Simocephalus serrulatus***, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longirostris*, *Alona costata*, *Alona rectangula* (G. O. Sars), *Rhynchotalona rostrata*.

#### b) Teichartige Seen.

18) Klonek (2. VII. 37): Maximaltiefe 3.3 m; Oberfläche 4.37 ha; Sichttiefe bis zum Grund (26. VII. 34). Der See liegt in einer waldlosen Gegend. Am Ufer treten hier und da Birken und Erlen auf. Am Nordufer findet man mit *Sphagnum*

überzogene Flächen, ausserdem ist das Ufer mit Gras bedeckt. An einigen Stellen des Ufers trifft man *Phragmites communis* und *Menyanthes trifoliata*. Im Wasser kommt häufig vor: *Potamogeton natans*, *Potamogeton praelongus*, *Nymphaea alba* und ab und zu *Chara fragilis*.

I. Der mittlere Abschnitt des Südufers gegenüber dem Dorf Zakąty: T° 19.3; CaO 18.0 mg/l; pH 7.3; O<sub>2</sub> 8.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.06 mg/l; Fe 0.02 mg/l; Oxydierbarkeit 9.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longirostris*, *Acroperus harpae*, *Alona quadrangularis*, *Alona guttata*, *Graptoleberis testudinaria* (Fischer), *Alonella nana*, *Pleuroxus laevis* (G. O. Sars), *Polyphemus pediculus*.

II. Eine Bucht am Zuflussgraben zum See Wigry, gegenüber der Insel Ostrów: T° 19.2; CaO 16.0 mg/l; pH 7.3; O<sub>2</sub> 9.0 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.01 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 7.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Eurycercus lammellatus*, *Acroperus harpae*, *Alona protzi?* (Hartwig), *Polyphemus pediculus*.

### c) Eutrophe Seen.

19) Czarne pod Bryzglem (2. VII. 37): Maximaltiefe 32.0 m; Oberfläche 7.63; Sichttiefe 3.4 m (26. VII. 34). Den See umgeben feuchte, torfige Wiesen. Nur an der Südwestseite grenzt der See an einen Hain. Am Ostufer treten vereinzelt wachsende Kiefern und Wacholder auf. Am Ufer wächst *Phragmites communis*, *Scirpus lacustris*, *Cladium mariscus* und *Menyanthes trifoliata*. Im Wasser wächst *Chara fragilis*, *Potamogeton natans* und *Potamogeton praelongus*.

I. Der südliche Abschnitt des Sees: T° 18.0; CaO 26.0 mg/l; pH 7.9; O<sub>2</sub> 9.6 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.01 mg/l; Fe 0.02 mg/l; Oxydierbarkeit 8.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Ceriodaphnia laticaudata* (P. E. Müller), *Eurycercus lamellatus*, *Peraçantha truncata*, *Polyphemus pediculus*.

II. Der mittlere Abschnitt des Ostufers: T° 18.0; CaO 28.0 mg/l; pH 7.9; O<sub>2</sub> ?; PO<sub>4</sub> 0.008 mg/l; Fe 0.02 mg/l; Oxydierbarkeit 12.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina coregoni* (Baird), *Eurycerus lamellatus*, *Acroperus harpae*, *Alona costata*, *Rhynchotalona rostrata*, *Pylyphemus pediculus*.

20) Gałęziste (27.VIII.37): Maximaltiefe 14.3 m; Oberfläche 3.83 ha; Sichttiefe 3.80 m (30.VI.34). Den See umgibt ein Kiefern-Fichtenwald. Aus dem südlichen Ende des Sees fließt ein kleiner Bach. An dieser Stelle grenzt der See an Wiesen und an einen kleinen Erlenhain. Am südlichen Teil des Ufers kommt *Phragmites communis* und *Alisma plantago* vor. Im Wasser stellte ich fest: *Stratiotes aloides*, *Chara* sp., *Potamogeton* sp.

I. Das Dickicht von *Phragmites* und *Alisma*: T° 19.2; CaO 61.6 mg/l; pH 8.1; O<sub>2</sub> 5.6 cm/l; PO<sub>4</sub> 0.04 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 9.5 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia longispina*, *Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia pulchella* (G. O. Sars), *Bosmina longirostris*, *Eurycerus lamellatus*, *Camptocercus rectirostris* (Schoedler), *Alona costata*, *Polyphemus pediculus*.

II. Der mittlere Abschnitt des Nordufers: T° 18.9; CaO 61.0 mg/l; pH 8.0; O<sub>2</sub> 6.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.04 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 6.0 mg/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia longispina*, *Simocephalus vetulus*, *Bosmina longirostris*, *Eurycerus lamellatus*, *Alona quadrangularis*, *Alona costata*, *Alona tenuicaudis* (G. O. Sars), *Polyphemus pediculus*.

21) Jeziorko Rzepiskowe (3.VIII.37): Maximaltiefe 7.5 m; Oberfläche 1.37 ha; Sichttiefe 3.7 m (27.VII.34). Dieser See besitzt an der Südostseite eine schmale Verbindung mit dem Wigry-See. In unmittelbarer Nähe des Sees liegen torfige Wiesen. Das Ufer wird von Bäumen umsäumt (Kiefer, Erle, Fichte), ferner von einem dichten Bruch von *Phragmites communis*. Im Wasser stellte ich *Chara* sp., *Nymphaea alba* und *Nuphar luteum* fest.

I. Das Nordwestufer des Sees: T° 18.8; CaO 78.0 mg/l;



pH 7.5; O<sub>2</sub> 6.2 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.06 mg/l; Fe 0.05 mg/l; Oxydierbarkeit 12.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Daphnia cristata* (G. O. Sars), *Ceriodaphnia pulchella*, *Bosmina longirostris*, *Pleuroxus aduncus* (Jurine), *Polyphemus pediculus*.

II. Das Südwestufer des Sees: T° 18.5; CaO 78.0 mg/l; pH 7.5; O<sub>2</sub> 7.0 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.06 mg/l; Oxydierbarkeit 11.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Bosmina longirostris*, *Polyphemus pediculus*.

#### d) Alkalitrophe Seen.

22) Samle Wielkie (27.VIII.37): Maximaltiefe 12.0 m; Oberfläche 2.06 ha; Sichttiefe 3.0 m (30.VII.34). Der See liegt inmitten feuchter schwer zugänglicher Wiesen. Diese Wiesen grenzen im Süden an bewirtschaftete Felder, im Norden an einen Fichten-Kiefernwald. Am Nordufer des Sees gibt es zahlreiche Quellen. An der Westseite fließt ein kleiner Fluss und verbindet diesen See mit Samle Małe-See. Die Ufer sind mit *Phragmites communis*, *Typha latifolia*, *Menyanthes trifoliata*, *Carex* sp., *Cicuta virosa* bewachsen. Im Wasser tritt *Hydrocharis morsus ranae* und *Nuphar luteum* auf.

Der mittlere Abschnitt des Südufers: T° 18.9; CaO 100.8 mg/l; pH 7.9; O<sub>2</sub> 9.9 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.06 mg/l; Fe 0.02 mg/l; Oxydierbarkeit 12.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Sida crystallina*, *Daphnia cucullata*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata*, *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine), *Bosmina longirostris*, *Alonella exigua* (Lilljeborg), *Peracantha truncata*, *Pleuroxus trigonellus* (O. F. M.).

23) Samle Małe (27.VIII.37): Maximaltiefe 10.0 m; Oberfläche 0.84 ha; Sichttiefe 3.0 m (30.VII.34). Der See liegt inmitten sumpfiger Wiesen. Im Süden grenzt er an bewirtschaftetes Gelände, im Norden und Westen an einen Fichten-Kiefernwald. In unmittelbarer Nähe des Sees treten jedoch vereinzelte Bäume oder Baumgruppen auf. Dies sind meistens Kiefern oder Erlen. Am Nordufer finden sich zahlreiche Quellen, die den See speisen. Der See ist vermittelt eines kleinen

Flusses mit dem oben beschriebenen See Samle Wielkie verbunden; der Fluss mündet in diesen See im Osten. Den See umgibt ein ununterbrochener Pflanzengürtel von *Phragmites communis*, *Scirpus lacustris*, *Cladium mariscus*, *Menyanthes trifoliata*. Im Wasser stellte ich *Potamogeton natans*, *Hydrocharis morsus ranae*, *Utricularia* sp., *Chara* sp. fest.

I. Der westliche Teil des Südufers (westlich von der Mündung der Samlanka): T° 19.2; CaO 112.0 mg/l; pH 7.9; O<sub>2</sub> 7.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.15 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 25.0 mg O<sub>2</sub>/l. Nitrate (Bruzinreaktion) ca. 1.0 mg/l. Unter sämtlichen untersuchten Gewässern stellte ich diese letzterwähnten Verbindungen nur in diesem See fest.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Simocephalus vetulus*, *Simocephalus congener*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Ceriodaphnia megops*, (G. O. Sars), *Bosmina longirostris*, *Eurycercus lamellatus*, *Acroperus harpae*, *Alonella nana*, *Peracantha truncata*.

II. Der mittlere Abschnitt des Nordufers: T° 19.1; CaO 112.0 mg/l; pH 7.9; O<sub>2</sub> 6.2 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.2 mg/l; Fe 0.0 mg/l; Oxydierbarkeit 20.0 mg O<sub>2</sub>/l; Nitrate (Bruzinreaktion) ca. 1.0 mg/l.

Wasserflöhe: *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, *Simocephalus congener*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Bosmina longirostris*, *Camptocercus lilljeborgi* (Schoedler), *Acroperus harpae*, *Peracantha truncata*, *Pleuroxus aduncus*.

Ausser den obenangeführten Gewässern führte ich noch zusätzliche Untersuchungen nach dem Wasserfloh *S. serrulatus* im Wigry-See durch. Dieser See von einer allgemeinen Fläche von 2166.18 ha und einer Maximaltiefe von 73.0 m schien mir wenig wahrscheinlich diesen Wasserfloh zu besitzen, da an seinem Ufer ständig starke Wellen gehen. Die einzige Stelle, wo wahrscheinlich *S. serrulatus* im Wigry-See vorkommen würde, schien mir der südlich tief ins Land reichende Teil der sog. Hańczańska-Bucht zu sein. Von dieser Bucht trennten sich einst die obenerwähnten dystrophen Seen Suchar Dembowskich, Suchar Wschodni und Suchar Zachodni, in denen ich das Vorkommen von *S. serrulatus* feststellte. Zwischen diesen Seen und der Hańczańska-Bucht besteht bis zum heutigen

Tage ein Rest der früheren Verbindung in Gestalt eines sumpfigen Streifens. In diesem Teil der Hańczańska-Bucht führte ich dort, wo sie am tiefsten ins Land ragt und den einige hundert Schritt entfernten dystrophen Seen am nächsten ist, Untersuchungen über das Vorkommen des Wasserflohes durch.

24) Wigry-See, Hańczańska-Bucht (15.VII.37):  
 T° 18.0; CaO 70.0 mg/l; pH 7.9; O<sub>2</sub> 8.5 cm<sup>3</sup>/l; PO<sub>4</sub> 0.08 mg/l;  
 Fe 0.05 mg/l; Oxydierbarkeit 8.0 mg O<sub>2</sub>/l.

Wasserflöhe: *Scapholeberis mucronata*, *Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia megops*, *Alona costata*, *Polyphemus pediculus*.

Ausser den Gewässern, die den Charakter eines Sees trugen, untersuchte ich auch eine Reihe kleinerer Gewässer, die den Charakter von Tümpeln und Torfgräben besitzen. Diese Gewässer befinden sich in unmittelbarer Nähe der Hydrobiologischen Wigry-Station in W-Richtung auf Torfwiesen, die den Leszczówek-See umgeben. Die Untersuchungen dieser 6 Gewässer beschränkte ich auf die chemische Analyse des Wassers sowie auf die Feststellung, welche Art der Gattung *Simocephalus* darin vorkommt.

#### e) Tümpel.

25) Gewässer auf den Wiesen, die den Leszczówek-See umgeben (28.VI.37):

Tümpel	T°	CaO mg/l	pH	O <sub>2</sub> ccm/l	PO <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l	Oxydier- barkeit mg O <sub>2</sub> /l	Simo- cephalus
I	19.8	18.2	7.5	6.7	1.5	1.25	36.6	congener
II	18.9	50.0	7.5	5.2	0.05	2.0	23.0	congener
III	19.2	80.0	7.5	7.0	0.02	0.04	17.0	congener
IV	19.0	72.0	7.4	6.5	0.02	0.6	22.0	congener
V	18.8	120.0	7.6	5.2	0.9	0.5	8.5	vetulus
VI	19.0	86.0	7.2	4.9	Spuren	0.02	27.0	congener

## IV. Die Ergebnisse der Freilandsuntersuchungen.

Bei der Gesamtzahl von 30 Gewässern, die ich vom Juni, Juli und August 1937 untersuchte, stellte ich in 17 Gewässern *S. serrulatus* fest. In den übrigen 13 fand ich diesen Wasserfloh nicht vor.

Die Mengen der Ca-Verbindungen, die im Wasser der von *S. serrulatus* bewohnten Gewässer enthalten sind, nach mg CaO/l berechnet, schwankte zwischen 1.4 (Suchar Wschodni) und 14.0 (Stanowisko). Dies sind also entschieden oligo-gypsotrophe Gewässer. Die H<sup>+</sup>-Konzentration schwankte zwischen pH 3.9 (Mozguć IV) und pH 6.9 (Suchar Dembowskich, Stanowisko). In dem untersuchten Terrain trat dieser Wasserfloh also ausschliesslich in sauren oligo-gypsotropen Gewässern auf. Von 13 Gewässern, in denen ich *S. serrulatus* nicht feststellte, konnte man nur 3 zu CaO-polytrophem Gewässern zählen; nämlich Samle Wielkie (100.8 mg CaO/l), Samle Małe (112.0 mg CaO/l) und ein kleines Torfloch aus der Leszczówek-Gruppe mit V bezeichnet (120.0 mg CaO/l). Die übrigen besitzen eine solche Ca-Menge, dass man sie entweder zu CaO-mesotrophen (Czarne pod Bryzglem: 26.0 mg/l; Gałęziste: 61.0 mg/l; Jeziorko Rzepiskowe: 78.0 mg/l; Hańczańska-Bucht: 70.0 mg/l; kleines Gewässer aus der Leszczówek-Gruppe mit II bezeichnet: 50.0 mg/l; Tümpel Nr. III: 80.0 mg/l, Tümpel Nr. IV: 72.0 mg/l; und Tümpel Nr. VI: 86.0 mg/l) oder sogar zu CaO-oligotrophen zählen kann (Klonek: 18.0 mg/l, Tümpel Nr. I: 18.2 mg/l).

In diesen letzten Gewässern dürfte man also *S. serrulatus* erwarten. Dies betrifft vor allem den Klonek-See (16—18 mg/l CaO; pH 7.3), der durch seine Eigenschaften der Gruppe dystrophen Seen am nächsten steht. Ausser den erwähnten 17 dystrophen Gewässern fand ich aber *S. serrulatus* in keinem anderen Gewässer.

Auf Grund der bisherigen Kenntnis der Wasserflöhe aus dem Suwałki-Gebiet (LITYŃSKI 1922a, 1922b, 1925a, 1925b, BOWKIEWICZ 1934a, 1934b, 1934c, 1935) muss man annehmen, dass dieser Wasserfloh tatsächlich nur in den „Suchar“-Seen und in den benachbarten Tümpeln vorkommt. Diese Tatsache steht also in Widerspruch zu meinen Versuchsergebnissen, die darauf hinweisen, dass CaO-mesotrophe Gewässer für *S. serru-*



*latus* zugänglich sind. Dieser Widerspruch wird jedoch durch das Ergebnis der hydrochemischen und faunistischen Untersuchungen an dem eutrophen Kociołek-See, aus dem Ludwiko-Gebiet (ca. 24 km von Poznań entfernt) erklärt. Die wertvollen Angaben über die morphometrischen, hydrochemischen sowie faunistischen Eigenschaften dieses Sees verdanke ich Herrn Dr. G. BRZEK, dem ich an dieser Stelle meinen besten Dank für die Überlassung der Protokolle seiner Untersuchungen über den Kociołek-See aussprechen möchte.

Der See Kociołek besitzt eine 4.8 ha grosse Fläche; seine Maximaltiefe beträgt 7.5 m. Er liegt in einer trichterförmigen Vertiefung und ist ringsum vom hochstämmigen Mischwald umgeben. Er besitzt keine Zuflüsse und Abflüsse. Die Untersuchungen am 25.VIII.37 ergaben wie folgt:

Tiefe m	T°	O <sub>2</sub> ccm/l	CaO mg/l	pH	H <sub>2</sub> S
0	23.3	—	95.2	8.8	—
0.25	22.1	7.2	—	—	—
1	22.1	6.5	—	—	—
2	22.1	6.5	—	—	—
3	21.0	6.5	—	—	—
4	21.0	5.2	—	—	—
5	20.5	5.2	—	—	—
6	19.2	3.0	—	—	Spuren
7	18.5	2.9	98.0	7.5	vorhanden

Ich führe jetzt einen wörtlichen Auszug aus den Notizen von Dr. BRZEK über das Auftreten der Wasserflöhe im Kociołek-See an.

Probe Nr. 43, 13. VIII. 35. Fang am Ufer zwischen den Binsen längs des östlichen und südlichen Ufers. Der Boden ist mit schwarzem Detritus bedeckt. Tiefe 0.5—1 m; Entfernung

vom Ufer 1—2 m. Sonniger Tag nach mehrtägigem Regen; 13 Uhr. *S. serrulatus* 5—7 Exemplare. In der Probe dominierten: *Peracantha truncata*, *Acroperus harpae*, *Eurycerus lamellatus*. Probe Nr. 65/66. 4.X.35. Unter den gleichen Bedingungen, wie Probe Nr. 43; neblig. 10 Uhr. *S. serrulatus* gegen 15 Exemplare. In der Probe dominierten: *Sida crystallina*, *Eurycerus lamellatus*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Acroperus harpae*. Probe Nr. 75. 2. XI. 35. Südufer; Fang 2—3 m vom Ufer, sandiger Boden mit fadenförmigen Algen überzogen. Bewölkter Himmel. 10 Uhr. *S. serrulatus* 3—5 Exemplare. In der Probe dominierten: *Ceriodaphnia pulchella*, *Acroperus harpae*, *Camptocercus rectirostris*.

Die Untersuchungen der anderen Proben des Zooplanktons des Kociołek-Sees wiesen mehrere Jahre hindurch ständig *S. serrulatus* auf. Dieser Wasserfloh ist also ein Bestandteil der Phyllopodenfauna im Kociołek-See, der ein eutrophes und CaO-mesotrophes Gewässer von einer niedrigen H<sup>+</sup>-Konzentration (pH 8.8) darstellt. Das Vorkommen von *S. serrulatus* in einem derartigen Gewässer bestätigt also mein Versuchsergebnis, wodurch, wie schon erwähnt, die Annahme berechtigt ist, dass diesem Wasserfloh CaO-mesotrophe Gewässer zugänglich sind. Zwar müsste der hohe pH-Wert (8.8) im Kociołek See und der Gehalt von über 90 mg CaO/l im Zusammenhang mit der von mir festgestellten Beziehung der Ca<sup>++</sup>-Konzentrationen und H<sup>+</sup>-Konzentrationen sich auf die Lebensfähigkeit bei einer so niedrigen H<sup>+</sup>-Konzentration und hohen Ca<sup>++</sup>-Konzentration als giftig erweisen, man muss sich jedoch das vor Augen halten, dass die anormalen Lebensbedingungen des Wasserflohes im Laboratorium negativ die Lebensfähigkeit beeinflussen und den Bereich der Abhängigkeit der Ca<sup>++</sup>- und H<sup>+</sup>-Konzentration einengen mussten. Die allgemeine Folgerung aus meinen Versuchsergebnissen stimmt jedoch mit den Versuchsergebnissen vom Kociołek-See überein, wodurch die Zugänglichkeit der CaO-mesotrophen Gewässer für *S. serrulatus* als bewiesen angesehen werden muss.

Der Wasserfloh *S. serrulatus* erwies sich also im hohen Masse unabhängig von der Acidität der Gewässer, wie auch von der Menge der Ca-Verbindungen. Er kommt nämlich sowohl in Gewässern von pH 3.9 (Mozguć IV), wie auch im

Wasser von pH 8.8 (Kociołek-See) vor. Es sind ihm Gewässer zugänglich, die kaum 1.4 mg CaO/l (Suchar Wschodni) enthalten, wie auch Gewässer mit 95.2 mg CaO/l (Kociołek). Im selben Masse erweist er sich als unabhängig von anderen hydrochemischen Eigenschaften der Gewässer, die er bewohnt. Ich fing diesen Wasserfloh in einem Humustümpel (vergl. PASSOWICZ 1938), dessen Wasser an der Oberfläche am 9.VIII.37 bloss 1.11 cm<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/l und am 10.IX kaum 0.27 cm<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/l aufwies, ich fing ihn ferner gleichzeitig in solchen Gewässern, wie Suchar Wielki I, Mozguc II mit 9.2 cm<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/l und Suchar Zachodni II mit 9.9 cm<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/l. Diesem Wasserfloh sind sogar Gewässer zugänglich, die überhaupt keine Spuren PO<sub>4</sub> (Suchar Wschodni, Suchar Rzepiskowy, Suchar Wielki I, II, III, Mozguc I, II, IV, Dziegciarka, Suchar Generalski, Wadołek) verraten, wie auch Gewässer, die verhältnismässig bedeutende Phosphatverbindungen besitzen (Mozguc III: 0.1 mg PO<sub>4</sub>/l; der Tümpel, der in der Arbeit über *D. pulex* beschrieben wurde: 0.25 mg PO<sub>4</sub>/l).

Ähnlich kann man die Unabhängigkeit des Vorkommens dieses Wasserflohes von Fe-Verbindungen beobachten. Er tritt in Gewässern auf, die nicht einmal Spuren dieser Verbindungen aufweisen (Wadołek, Suchar Wielki I, II), wie auch in Gewässern mit bedeutenden Mengen dieser Verbindungen (Mozguc III: 1.0 mg Fe/l). Die Zahl der organischen Verbindungen, die die von diesem Wasserfloh bewohnten Gewässer verunreinigen, bleibt gleichfalls, wie es scheint, ohne besondere Bedeutung für sein Vorkommen. Er tritt nämlich in stark verunreinigten Gewässern, wie Stanowisko (Oxydierbarkeit 60.0 mg O<sub>2</sub>/l) und Mozguc V (94.36 mg O<sub>2</sub>/l) auf, wie auch in verhältnismässig wenig verunreinigten, wie z. B. Suchar Krzyzacki (Oxydierbarkeit 9.0 mg O<sub>2</sub>/l).

Der Kociołek-See, in dem Dr. G. BRZEK diesen Wasserfloh ständig feststellte, ist ein humusarmer See. Die dystrophen Seen im Suwalki-Gebiet, in denen ich den Wasserfloh feststellte, sind humusreiche Seen. *S. serrulatus* ist auch in weiten Grenzen von der Temperatur unabhängig. RAMMNER (1937) führt in der Arbeit über die Wasserflöhe aus Java *S. serrulatus* im tropischen See Pandjaloe an, der stets eine Temperatur über 25°C besitzt. In den Sommermonaten fing ich öfters *S. serrulatus* in kleinen Buchten inmitten von *Sphagnum*, deren Was-

sertemperatur 27°—28°C betrug. Am 30. X. 36 fand ich diesen Wasserfloh sehr zahlreich im Suchar Rzepiskowy von 6°C Wassertemperatur. Eine gleiche Wassertemperatur musste der Kociolek-See besitzen, in dem Dr. BRZEK diesen Wasserfloh im Spätherbst am 4.X und 2.XI.1935 fand. Man kann also annehmen, dass dieser Wasserfloh eurytherm ist. Ich nehme also an, dass die Ursachen für sein unberechenbares Vorkommen, seiner Vorliebe zu nur einigen Gewässern unbedingt nicht in den hydrochemischen und thermischen Eigenheiten gesucht werden müssen.

Wenn also im Zusammenhang mit der allgemein bekannten und durch meine Versuche bestätigten Tatsache, dass er fast ausschliesslich in sauren oligo-gypsotropen Gewässern zu finden ist, die Frage aufkommt, warum jedoch dieser Wasserfloh derartige Gewässer aufsucht, indem er deutlich und entschieden CaO-mesotrophe Gewässer meidet, muss man annehmen, dass diese Ursachen nicht durch den unmittelbaren Einfluss des Chemismus des Wassers auf seine Lebensfähigkeit verursacht werden. Die erwähnte Annahme wird durch die allgemein bekannte Erscheinung bestätigt, dass dieser Wasserfloh nur manche oligo-gypsotrophe Gewässer wählt. Er ist also nicht unbedingt an eine gewisse Gruppe von Gewässern gebunden, die chemisch verwandt sind, sondern sein Auftreten entscheiden individuelle Eigenheiten, sei es saurer oligo-gypsotrophen („Suchar“-Seen), sei es alkalischer CaO-mesotropher Gewässer (Kociolek).

Unabhängig vom hydrochemischen Typus des Gewässers tritt der Wasserfloh darin auf, wenn ausser der ihm nebensächlichen in weiten Grenzen chemischen Zusammensetzung des Wassers, das Gewässer die zur Erhaltung dieser Art nötigen Eigenheiten besitzt. Als diese Eigenheiten muss man wahrscheinlich die Fähigkeit dieses Gewässers organische Substanzen als Nahrung für *S. serrulatus* zu produzieren ansehen.

Ich habe schon vorher nachgewiesen, dass eine derartige Nahrung, wie Bakterien, Hefe und Algen verschiedener Art, die anderen Wasserflöhen zugänglich sind, für *S. serrulatus* ungeeignet ist, da sie den Filterapparat dieses Wasserflohes verklebt und als Folge davon den Hungertod des Tieres nach sich zieht. Ich sprach die Vermutung aus, dass dies im Zu-



sammenhang mit den physikalischen Eigenheiten der Oberfläche der Filter dieses Krebses steht, die einige kleine Körper von sehr entwickelter Oberfläche festhalten können. Die für diese Form als Nahrung zugängliche organische Substanz befindet sich in Wasser in Form einer Emulsion kleiner Teilchen und muss so beschaffen sein, dass der Filterapparat dieses Wasserflohes diese nicht auf seiner Oberfläche adsorbiert.

Das Vorkommen von *Simocephalus serrulatus* hängt also wahrscheinlich davon ab, ob das gegebene Gewässer die organische Substanz von entsprechenden Eigenschaften enthält oder nicht. Wie mir scheint, steht dies in keinem unmittelbaren Zusammenhang mit der Trophie des Gewässers, obgleich es möglich ist, dass in sauren oligo-gypsotrophen und N + P oligotrophen Gewässern am häufigsten eine derartige organische Substanz produziert wird und daher in solchen Gewässern *S. serrulatus* am häufigsten vorkommt. Ich bin jedoch der Meinung, dass die diesem Wasserfloh nötige Nahrung, die die obenerwähnten Eigenheiten besitzt, gleich gut in einem sauren Humustümpel vorkommen, wie auch in einem eutrophen See produziert werden kann. Die entscheidende Rolle spielen nämlich sicher die physikalischen und nicht die chemischen Eigenheiten dieser Nahrung.

Wenn man die oben dargestellten Versuchsergebnisse zusammenstellt, kann man feststellen:

1) *S. serrulatus* ist in hohem Masse von den hydrochemischen Eigenheiten der Gewässer unabhängig.

2) Das Vorkommen dieses Wasserflohes hängt wahrscheinlich von der Anwesenheit spezifischer Nahrung ab, die in den Gewässern unabhängig von ihrer Trophie gebildet wird, oder zumindestens in einem sehr lockeren Zusammenhang mit ihrem trophischen Charakter steht.

#### D. Allgemeine Schlussfolgerungen.

Meine These der Abhängigkeit des Vorkommens des Wasserflohes *S. serrulatus* von der Anwesenheit organischer Materie mit spezifischen physikalischen Eigenheiten wird bis zu einem

gewissen Grade durch die Untersuchungen anderer Autoren über die Abhängigkeit des Vorkommens der Wasserflöhe von den Eigenschaften des Mediums bestätigt.

Über die Abhängigkeit des Vorkommens der Wasserflöhe von der chemischen Zusammensetzung des Wassers schreibt HUTCHINSON (1933) folgendermassen: „The experimental evidence presented, taken in conjunction with the available records of the occurrence of Cladocera in waters of high electrolyte content, makes it very improbable that the absence of Cladocera in Lake Tanganyika is due to chemical factors. It is suggested that peculiar nutritive conditions in the lake are responsible for this deficiency in its fauna”.

PACAUD (1933) stellt in seiner Arbeit „Répartition de deux Cladocères communs et teneur des eaux en matières organiques dissoutes” den engen Zusammenhang des Vorkommens von *Daphnia pulex* und *Simocephalus vetulus* von der diesen Wasserflöhen zugänglichen Nahrung fest. In meiner Arbeit (1938) über das Vorkommen von *Daphnia pulex* in einem dystrophen Humustümpel wies ich auf die völlige Unschädlichkeit eines sauren Humusmediums für diesen Wasserfloh bei gleichzeitiger Gegenwart organischer Substanzen tierischer Herkunft im Wasser dieses Tümpels hin.

Über das Vorkommen von *Holopedium gibberum* in kalkarmen Seen Norddeutschlands schreibt KLIE (1937) folgendermassen: „Wenn *Holopedium* nicht in allen Gewässern unserer Liste vorkommt, die nach den physikalischen und chemischen Gegebenheiten seinem Fortkommen günstig sein müssten (der von THIENEMANN 1932 erwähnte Versuch vom August 1931, Holopedien aus dem Pinnsee im Kl. Ukleisee anzusiedeln, ist nach freundlichst gewährter brieflicher Auskunft seines Urhebers von 24.IV.1936 wohl fehlgeschlagen), so liegt das vermutlich an den Mangel an geeigneter Nahrung. Diese setzt sich aus Schwebstoffteilchen und gelösten organischen Kolloiden zusammen, und von dem Vorhandensein oder Fehlen der letztgenannten im Rahmen der erforderlichen physikalisch-chemischen Bedingungen dürfte die Entscheidung über die Lebensmöglichkeiten von *Holopedium* abhängen”.

Viele andere Autoren weisen auf die Abhängigkeit zwischen dem Vorkommen verschiedener Arten der *Copepoda*

und *Rotatoria* und dem Vorhandensein spezifischer organischer Verbindungen hin. Dies ist allgemein bekannt. Ich sehe also keine Notwendigkeit, ausser den charakteristischsten Bemerkungen, alle Bemerkungen der Verfasser über die festgestellte oder vermutliche Abhängigkeit des Vorkommens einiger Arten des Zooplanktons im Süßwasser von dem Vorhandensein organischer Substanzen in den Gewässer zu zitieren.

Alle diese Beobachtungen und besonders die der letzt zitierten Verfasser, wie auch die Ergebnisse meiner eigenen Untersuchungen über die Bedingungen des Vorkommens von *S. serrulatus*, scheinen ganz deutlich darauf hinzuweisen, dass es zweifelsohne Wasserfloharten gibt, die im hohen Masse von dem unmittelbaren Einfluss der chemischen Eigenheiten des Gewässers unabhängig sind und mit ihm nur durch das Vorhandensein spezifischer organischer Materie in Beziehung stehen. Daher kann man annehmen, dass in der Ökologie, wenn nicht aller, so doch einer gewissen Gruppe von Wasserflöhen, die physikalischen Eigenheiten der diesen Tieren zugänglichen organischen Substanzen eine entscheidende Rolle spielen. Die Zugänglichkeit dieser Substanzen, d. h. die Nahrungsaufnahme, ist bis zum heutigen Tage in allen Einzelheiten noch nicht genügend bekannt. Auf Grund der Arbeiten von NAUMANN (1921a) und STORCH (1924a, 1924b, 1925a, 1925b) kann man z. B. die Tatsache nicht erklären, warum sich bei *S. serrulatus* die Filter mit einer gewissen Nahrungsart verkleben und dadurch die Zuführung in den Verdauungskanal verhindern.

Da ich zahlreiche *Daphnia pulex*-Kulturen züchtete, hatte ich Gelegenheit festzustellen, dass diese Wasserflöhe einige Generationen hindurch mit der gleichen Nahrung gefüttert (Fischmehl) und nachher in Wasser mit Algen (*Chlamydomonas*) übertragen sämtlich von Hunger eingingen, da sie die Algen, die in anderen Fällen ein treffliches Futtermittel für diese Cladoceren bilden, nicht filtrierten. Zwischen den physikalischen Eigenheiten der Nahrung und dem Bau bzw. den physikalischen Eigenschaften des Filterapparates des Wasserflöhe, die die Zuführung der Nahrung in den Verdauungskanal dieser Tiere ermöglichen, besteht ohne Zweifel eine Beziehung, deren Einzelheiten wir vorläufig nicht kennen. Es ist also nicht ausgeschlossen, dass das Vorkommen eines Wasserflohes die besondere Eigenheit

seines Filterapparates entscheiden kann, der ihm die Nahrungsaufnahme ermöglicht bzw. unmöglich macht. Es scheint mir sehr wahrscheinlich, dass das Medium nicht nur in physiologischer und biozönotischer Hinsicht ausgeglichen sein muss, sondern auch das Medium muss eine Nahrung mit derartigen Eigenheiten hervorbringen, die den Filtern des Wasserflohes entsprechen. Obgleich man die Fähigkeit eines Gewässers organische Substanzen zu produzieren quantitativ mittels der Trophieindikatoren von NAUMANN (1921b, 1932) bestimmen kann, so sagen uns diese Indikatoren jedoch nicht viel über die spezifische Differenzierung der organischen Substanz in physikalischer Hinsicht. Wenn man nun annimmt, dass von dieser Differenzierung das Vorkommen gewisser Wasserfloharten abhängen kann, so scheint die Zusammensetzung der Cladocerenfauna in geringer Masse von den Merkmalen der Gewässer abzuhängen, die durch die Trophieindikatoren NAUMANNs charakterisiert sind.

Wenn meine Annahme der Abhängigkeit zwischen dem Vorkommen der Wasserflöhe und den physikalischen Eigenschaften der Oberfläche (Oberflächenspannung) deren Filter einerseits und den physikalischen Eigenschaften der filtrierten Teilchen andererseits sich richtig erweisen würde, so wären die Wasserflöhe eine Tiergruppe, die mit dem Medium auf ausserordentlich subtile Weise zusammenhängen. Dieser Zusammenhang würde ausserdem physikalische Grundlagen besitzen, die in hohen Masse von der Trophie des Gewässers unabhängig sind.

### E. Zusammenfassung der Ergebnisse.

In der vorliegenden Arbeit wurde die Abhängigkeit des Vorkommens des Wasserflohes *Simocephalus serrulatus* von der Menge der im Wasser gelösten Ca-Verbindungen behandelt. Im Zusammenhang damit wurden durchgeführt: 1) Eine Reihe von Untersuchungen über den Grad der Empfindlichkeit des Wasserflohes auf  $\text{CaCl}_2$ -Lösungen verschiedener Konzentration in Abhängigkeit von der Höhe der  $\text{H}^+$ -Konzentration des Zuchtwassers, 2) Freilandsuntersuchungen, um hydrochemisches Vergleichsmaterial der von diesem Wasserfloh bewohnten Gewässer zu erhalten.



Die Ergebnisse der Laboratoriumsversuche sind folgende:

1) Im Zuchtwasser von der H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 5.4 und 6.2 weist *S. serrulatus* 3 Generationen hindurch eine grosse Widerstandskraft gegenüber der Einwirkung von n/75, n/100, n/250 n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen auf.

2) Dieser Wasserfloh weist 2 Generationen hindurch eine grosse Lebensfähigkeit auf, trotz der Änderung der Reaktion des Zuchtwassers nach der alkalischen Richtung bis zur H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 7.3 und 7.0, wenn im Wasser nicht gleichzeitig die Ca<sup>++</sup>-Konzentration gesteigert wurde.

3) Im Zuchtwasser von einer H<sup>+</sup>-Konzentration, die in den Grenzen zwischen pH 6.9 und 6.6 schwankte, weist *S. serrulatus* zwei Generationen hindurch eine grosse Widerstandskraft gegenüber der Wirkungen von n/250, n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen auf. Dagegen wirken die Lösungen n/50, n/75 und n/100 im Wasser von einer H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 6.9 und 6.6 unbedingt tödlich auf den Wasserfloh ein.

4) Im Zuchtwasser von einer H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 7.3 und 7.0 wies der Wasserfloh zwei Generationen hindurch eine grosse Widerstandskraft gegenüber der Wirkung von n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen auf. Dagegen im Wasser über der erwähnten H<sup>+</sup>-Konzentration (pH 7.3—7.0) wirken n/50, n/75, n/100 und n/250 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen tödlich ein.

5) Zwischen der Wirkung der H<sup>+</sup>-Konzentration und der Ca<sup>++</sup>-Konzentration auf die Lebensfähigkeit von *S. serrulatus* besteht eine Beziehung, die auf der antagonistischen Wirkung dieser Ionen beruht, d. h. dass die Höhe der für Lebensfähigkeit unschädlichen Ca<sup>++</sup>-Konzentration proportionell zur Höhe der H<sup>+</sup>-Konzentration ist.

6) Angesichts dessen, dass im Zuchtwasser von der H<sup>+</sup>-Konzentration zwischen pH 7.3 und 7.0 *S. serrulatus* eine grosse Widerstandskraft gegenüber der Wirkung n/500 und n/1000 CaCl<sub>2</sub>-Lösungen aufwies, also unbeschadet die Ca-Mengen ertrug, die 5.6 und 2.8 deutschen Härtegraden entsprechen, muss man annehmen, dass diesem Wasserfloh CaO-mesotrophe Gewässer von 25—100 mg CaO/l Gehalt (NAUMANN 1921b) zugänglich sind.

In den Freilandsuntersuchungen stellte ich jedoch fest, dass der Wasserfloh tatsächlich a) nicht nur in CaO-oligotrophen

(1.4 mg CaO/l), sondern auch in CaO-mesotrophen (95.2 mg CaO/l) Gewässern vorkommt. Ferner stellte ich fest, dass dieser Wasserfloh b) in sauren (pH 3.9) und in alkalischen (pH 8.8) Gewässern, c) in P + Fe oligotrophen (0.0 mg PO<sub>4</sub>/l, 0.0 mg Fe/l) und in P + Fe mesotrophen (0.25 mg PO<sub>4</sub>/l, 1.0 mg Fe/l) bzw. eutrophen Gewässern (Kociołek), d) in Gewässern mit minimalen O<sub>2</sub>-Mengen (0.27 cm<sup>3</sup>/l), wie auch in stark sauerstoffgesättigten (9.9 cm<sup>3</sup>/l), e) in humusarmen (Kociołek), wie auch humusreichen Gewässern („Suchar“-Seen), f) in stark verunreinigten (Oxydierbarkeit 94.36 mg O<sub>2</sub>/l), wie auch nur geringe Verunreinigung aufweisenden Gewässern (Oxydierbarkeit 9.0 mg O<sub>2</sub>/l), g) in Gewässern mit sehr hoher Temperatur (25-28°C) und in Gewässern mit niedriger Temperatur (6.0°) vorkommt.

Der Wasserfloh *S. serrulatus* erwies sich als eine Art, die im hohen Masse von der Thermik und den hydrochemischen Eigenheiten der Gewässer unabhängig ist. Er tritt jedoch am meisten in sauren dystrophen Moorgewässern auf.

Im Zusammenhang damit wurde die Vermutung ausgesprochen, dass die Ursache dieser Erscheinung in der Produktion von Nahrungsmaterial mit spezifischen physikalischen Eigenschaften liegt, das dieser Cladocerenart dank ihres Filterapparates bzw. dank der auf seiner Oberfläche ablaufenden Erscheinungen zugänglich ist.

Dem Leiter der Hydrobiologischen Wigry-Station Herrn Dr. A. LITYŃSKI sage ich an der Stelle meinen herzlichsten Dank für die mir gütigst erteilten Ratschläge.

Ich möchte die technische Hilfe seitens des Laboranten der Hydrobiologischen Station, Herrn A. WASYLENKO, hervorheben, wodurch mir die Durchführung der Versuche sowie das Sammeln des faunistischen und hydrochemischen Materials bedeutend erleichtert wurde.

#### LITERATURVERZEICHNIS.

1. Berg Kaj. 1929. A Faunistic and Biological Study of Danish *Cladocera*. Vidensk. Medd. fra Dansk naturh. Foren. Bd. 88.—2. Bowkiewicz J. 1925. Materiały do fauny *Cladocera* Wileńszczyzny. Wioślarki Je-

zior Zielonych. Prace Tow. Przyj. Nauk w Wilnie. Wydział nauk mat. przyr. T. 11.—3. Bowkiewicz J. 1926. 5. Cladoceren-Fauna von Nordostpolen. Zool. Anzeig. Bd. 65.—4. Bowkiewicz J. 1934 a. Materiały do fauny *Cladocera* i *Copepoda* jezior Suwalszczyzny. Fragm. Faun. Musei Zool. Pol. T. II. Nr. 15.—5. Bowkiewicz J. 1934 b. Materiały do planktonu jezior Suwalszczyzny. Ebenda. T. II. Nr. 17.—6. Bowkiewicz J. 1934 c. Materiały do planktonu jezior Suwalszczyzny. Prace i Sprawozd. Zakł. Ichtiob. Ryb. S. G. G. W. Nr. 34.—7. Bowkiewicz J. 1935. Materiały do typologii jezior Suwalszczyzny. Archiw. Hydrobiol. Ryb. T. 9.—8. Brehm V. 1917. Ergebnisse einiger im Franzesbader Moor unternommener Exkursionen. Archiv f. Hydrobiol. Bd. 11.—9. Brehm V. 1930. Notizen zur Cladocerenfauna Madagaskars. Ebenda. Bd. 21.—10. Brehm V. 1934. Cladoceren. Voyage de Ch. Alluaud et P. A. Chappuis en Afrique Occidentale Francaise. Ebenda. Bd. 26.—11. Brehm V. 1935. Crustacea. I. *Cladocera* und *Euphyllopoda*. Mission Scient. de l'Omo. T. 2. F. 8.—12. Brehm V. 1937. Cladoceren aus Palästina. Zool. Anzeig. Bd. 120.—13. Ekman Sv. 1904. Die Phyllopoden, Cladoceren und freilebenden Copepoden der nord-schwedischen Hochgebirge. Zool. Jahrb. System. 21.—14. Eynard L. 1912. Cladocères du Lac du Parc de la Tête d'Or du Jardin Botanique de Lyon d'une Lône située à la Pape (Rhône) et du Lac du Bourget (Savoie). Annal. Soc. Linn. Lyon. T. 59.—15. Gajl K. 1924. Über zwei faunistische Typen aus der Umgebung von Warschau auf Grund von Untersuchungen an *Phyllopoda* und *Copepoda* (excl. *Harpacticidae*). Eull. de l'Acad. Pol. des Sc. Cracovie.—16. Harnisch O. 1924 a. Studien zur Ökologie der Moorfauna. Biol. Centralbl. 44.—17. Harnisch O. 1924b. Einige Gesichtspunkte zum Verständnis der Fauna der Humusgewässer. Verh. Int. Verein. Limnol. 2.—18. Harnisch O. 1925. Studien zur Ökologie und Tiergeographie der Moore. Zool. Jahrb. Abt. Syst. 51.—19. Harnisch O. 1929. Die Biologie der Moore. Die Binnengewässer. Bd. 7. Stuttgart.—20. Herr O. 1917. Die Phyllopodenfauna der preussischen Oberlausitz und der benachbarten Gebiete. Inaug.-Diss. Görlitz.—21. Hutchinson G. E. 1933. Experimental Studies in Ecology. I. The Magnesium Tolerance of Daphniidae and its ecological Significance. Int. Rev. d. ges. Hydr. u. Hydr. Bd. 28.—22. Keilhack L. 1908. Zur Cladocerenfauna der Mark Brandenburg. Inaug.-Diss.—23. Keilhack L. 1909. Die Süßwasserfauna Deutschlands. Jena.—24. Klie W. 1937. Die Entomostraken-Fauna kalkarmer Seen Norddeutschlands mit vergleichsweiser Berücksichtigung normal kalkhaltiger Seen des gleichen Gebietes. Archiv. f. Hydrobiol. Bd. 31.—25. Klut H. 1922. Untersuchungen des Wassers an Ort und Stelle. Berlin.—26. Kuptsch P. 1927. Die Cladoceren der Umgegend von Riga. Archiv f. Hydrobiol. Bd. 18.—27. Langhans V. H. 1911. Die Biologie der litoralen Cladoceren. I. Leipzig.—28. Lehmann C. 1924. Die Bedeutung der Alkalität im Stoffhaushalte der Gewässer unter besonderer Berücksichtigung ihres fischereibiologischen Wertes. Teil I. Biol. Centralbl. 41.—29. Lehmann C. 1925. Dasselbe. Teil II. Zs. f. Fischerei. Bd. 23.—30. Lityński A. 1922 a. Jezioro Wigry jako zbiornisko fauny planktonowej. Prace Stacji Hydrobiol. na Wigrach. T. I. Nr. 1.—31. Lityński A. 1922 b. Dane ogólne o jeziorach Wigierskich. Sprawozd.

- Stacji Hydrobiol. na Wigrach. T. I.—32. Lityński A. 1925 a. Próba klasyfikacji biologicznej jezior Suwalszczyzny na zasadzie składu zooplanktonu. Sprawozd. Stacji Hydrobiol. na Wigrach T. I.—33. Lityński A. 1925 b. Uzupełnienie do wykazu wioślarek (*Cladocera*) znalezionych na terenie wigerskim. Sprawozd. Stacji Hydrobiol. na Wigrach. T. I.—34. Luyten M. 1934. Over de Oecologie der Cladocera von Belgie. Biologisch Jaarboek der Dodonea Te Gent. Antwerpen.—35. Maucha R. 1932. Hydrochemische Methoden in der Limnologie. Die Binnengewässer. Bd. 12. Stuttgart.—36. Mauvais G. 1927. La faune littorale du Lac de Neuchâtel. Bull. Soc. neuchâtel. Sc. Nat. 51.—37. Naumann E. 1921 a. Spezielle Untersuchungen über die Ernährungsbiologie des tierischen Limnoplanktons. I. Über die Technik des Nahrungswerbs bei den Cladoceren und ihre Bedeutung für die Biologie der Gewässertypen. Lunds Universitets Arsskrift. Bd. 17. Nr. 4.—38. Naumann E. 1921 b. Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. Ebenda. Nr. 8.—39. Naumann E. 1929. Grundlinien der experimentellen Planktonforschung. Die Binnengewässer. Bd. 6. Stuttgart.—40. Naumann E. 1932. Grundzüge der regionalen Limnologie. Die Binnengewässer. Bd. 11. Stuttgart.—41. Nordquist H. 1921. Studien über das Teichzooplankton. Lunds Universitets Arsskrift. Bd. 17. Nr. 5.—42. Nygaard G. 1938. Hydrobiologische Studien über dänische Teiche und Seen. 1. Teil: Chemisch-physikalische Untersuchungen und Planktonwägungen. Archiv f. Hydrobiol. Bd. 32. — 43. Pacaud A. 1933. Répartition de deux Cladocères communs et teneur des eaux en matières organiques dissoutes. Bull. Soc. Zool. France. 58. — 44. Pacaud A. 1935. Sur le peuplement en Cladocères de quelques stations à la limite de la Brenne et du Boïschaut. C. R. S. Soc. Biogéographie No. 101.—45. Passowicz K. 1938. Beitrag zur Kenntnis der Ökologie des Wasserflohes *Daphnia pulex* de Geer. Archiw. Hydrobiol. i Ryb. T. 11. — 46. Pesta O. 1923. Hydrobiologische Studien über Ostalpenseen. Archiv f. Hydrobiologie. Suppl. Bd. 3. — 47. Pesta O. 1936. Kleingewässerstudien in Ostalpen. Archiv f. Hydrobiol. Bd. 29. — 48. Pia J. 1933. Kohlensäure und Kalk. Die Binnengewässer. Bd. 13. Stuttgart.—49. Rammer W. 1937. Beitrag zur Cladocerenfauna von Java. Int. Revue d. ges. Hydr. u. Hydr. Bd. 35.—50. Ramułt M. 1925. Development and resisting power of *Cladocera* embryos in the solutions of certain inorganic salts. Bull. Int. de l'Acad. Pol. des Sc. Cracovie.—51. Ramułt M. 1930. Untersuchungen über die Cladocerenfauna des polnischen Ostseeküstenlandes. Ebenda.—52. Retowski L. 1929. Materjały do biologiji planktonu zbiorników zalewowych na zasadzie badań w delcie rzeki Wołgi. Archiw. Hydrobiol. Ryb. T. 4. — 53. Schiklejew S. M. 1930. Die Cladocerenfauna der kaukasischen Hegegewässer und des Strandes des Schwarzen Meeres. Archiv f. Hydrobiol. Bd. 21. — 54. Schoedler E. 1877. Zur Naturgeschichte der Daphniden. Abhandl. Jahresber. Dorotheenstädtische Realschule. Berlin.—55. Skadowsky S. N. 1923. Hydrophysiologische u. hydrobiologische Beobachtungen über die Bedeutung der Reaktion des Mediums für die Süßwasserorganismen. Verh. Int. Ver. Limn. zu Kiel 1922. Stuttgart.—56. Stangenberg M. 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza suwalskiego. Inst. Badaw. Las. Państw. Rozpr. Sprawozd. Nr. 19.—



57. Storch O. 1924 a. Morphologie und Physiologie des Fangapparates der Daphniden. *Ergebn. Fortschr. Zool.* Bd. 6.—58. Storch O. 1924 b. Der Phyllopoden-Fangapparat. I. *Int. Revue d. ges. Hydr. u. Hydr.* Bd. 12.—59. Storch O. 1925 a. Dasselbe. II. *Ebenda.* Bd. 13.—60. Storch O. 1925 b. *Cladocera*. *Biol. d. Tiere Deutschl.* Lief. 15. Teil 14. Berlin.—61. Tauson A. 1932. Die Abhängigkeit der Verbreitung von *Holopedium gibberum* Zadd. von einigen Faktoren des äusseren Mediums. *Arch. f. Entwicklungsmech.* Bd. 125.—62. Thienemann A. 1925. Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewässer. Bd. 1. Stuttgart.—63. Thienemann A. 1926. *Holopedium gibberum* in Holstein. *Zs. f. wiss. Biol. Abt. A. Morph. Ökol. d. Tiere.* Bd. 5.—64. Welch P. S. 1936. A limnological study of a small sphagnum-leatherleaf-black spruce bog lake with special reference to its plankton. *Trans. Amer. Microsc. Soc.* 55. — 65. Wereszczagin G. 1912. K'planktonu oz. Wielikago Nowgorodskoj gub. *Warszaw. Uniw. Izwiestia.*—66. Wereszczagin G. 1932. Methoden der hydrochemischen Analyse in der limnologischen Praxis. *Archiv f. Hydrobiol.* Bd. 23.—67. Wolski T. 1914. Zarys fauny wioślarek (*Cladocera*) przybrzeżnych jeziora Chodeckiego w gub. Warszawskiej. *Pamiętnik Fizjograficzny* T. 22.—68. Wolski T. 1927. Materiały do fauny wioślarek (*Cladocera*) Polesia. Cz. II. Wioślarki jezior Polesia polskiego. *Archiw. Hydrobiol. Ryb.* T. II.
-

MARIAN GIEYSZTOR

## ÜBER EINIGE TURBELLARIEN AUS DEM SÜSSWASSERPSAMMON

Während meiner Arbeitsperiode auf der Hydrobiologischen Wigry-Station im Jahre 1931 hatte ich Gelegenheit gehabt, mich mit den Untersuchungen meines Kollegen Dr. J. WISZNIEWSKI über die Rotatorien des sog. Psammons bekannt zu machen. Im Zusammenhang mit seinen interessanten Ergebnissen hielt ich für zweckmässig, auch die Turbellarien, die im feuchten Ufersand unterhalb und oberhalb des Wasserspiegels vorkommen, einer Untersuchung zu unterziehen.

Die Turbellarienfauna des Psammons hat sich als beachtenswert erwiesen, ihrer Bearbeitung müsste jedoch ein besonderes Studium gewidmet werden. Die von mir damals gewonnenen Psammonproben aus dem Wigrysee lieferten nur ein bescheidenes Material, das zu jener Zeit gesammelt wurde, die von meiner Arbeit über Kleingewässer völlig in Anspruch genommen war. Später erhielt ich (1936—37) von Dr. J. WISZNIEWSKI mehrere Proben des Bodensandes aus den Flüssen Wisła (Weichsel) und Prypeć (Pripet), in denen eine interessante Turbellarie aus der Unterfamilie *Otoplaninae* vorkam. Die Besprechung dieser Art führe ich auch weiter unten an.

Das Material sammelte ich am 28.VI, 2.VII, 6.VII und 21.VII.1931 aus drei Zonen des Wigrysees, die von Lebensgemeinschaften besiedelt sind, welche von WISZNIEWSKI (1934) als Hydropsammon, Hygropsammon und Eupsammon bezeichnet wurden. Zum Vergleich führe ich hier auch die Turbellarien aus den anderen Litoralzonen des Wigrysees an.

Inmitten der *Charawiesen* wurden im Wigrysee in einer Tiefe bis 2 m folgende 16 Arten gefunden:

Stenostomum leucops (A. Dug.)	Microdalyellia brevimana
Macrostomum appendiculatum (O. Fabr.)	(Beklem.)
Macrostomum viride v. Beneden	Castrella truncata (Abildg.)
Microstomum lineare (Müller)	Strongylostoma radiatum (Müll.)
Microdalyellia expedita (Hofsten)	Castrada viridis Volz
Microdalyellia virgulifer (Plotn.)	Castrada armata (Fuhrm.)
Microdalyellia lugubris wigrensis Gieysztor	Mesostoma lingua (Abildg.)
	Mesostoma ehrenbergi (Focke)
	Gyratrix hermaphroditus Ehrbg.
	Plagiostomum lemani (Pless.)

Ausserdem fand ich im Litoral des Wigrysees zwischen Steinen *Microdalyellia cuspidata* (O. Schm.) und im Hydropsammon—*Olisthanella truncula* (O. Schm.); diese beiden Arten treten aller Wahrscheinlichkeit nach auch in *Charawiesen* auf.

In der Hydropsammonzone wovon die Proben an seichten Stellen (in 5—20 cm Tiefe) entnommen wurden, stellte ich das Vorkommen von 8 Rhabdocoelenarten fest:

Rhynchoscolex simplex Leidy	Microdalyellia cuspidata
Stenostomum leucops (A. Dug.) (ziemlich zahlreich)	(O. Schm.)
Microstomum lineare (Müll.) (ziemlich zahlreich)	Castrada viridis Volz
	Castrada armata (Fuhrm.)
	Olisthanella truncula (O. Schm.)
	Gyratrix hermaphroditus Ehrbg.

Die Hydropsammonzone scheint ein vorteilhaftes Medium für mehrere Turbellarienarten zu sein, worauf auch das ziemlich zahlreiche Vorkommen einiger Arten hinzuweisen scheint. Die Feststellung des Vorkommens einer ziemlich reichhaltigen Rhabdocoelenfauna im Hydropsammon ist übrigens nicht neu. Mit Ausnahme von *Rhynchoscolex simplex* kommen indessen alle übrigen Arten nicht nur in der Hydropsammonzone, sondern auch in anderen Zonen des Wigrysees vor.

Ganz anders stellt sich der Charakter der Turbellarienfauna des Hydropsammons im Wigrysee dar. Es muss betont werden, dass die Rhabdocoelen ziemlich zahlreich im Hydropsammon vertreten sind und dass sie sogar im Eupsammon vorkommen. Diese Tatsache war schon in der Arbeit WISZNIEWSKIS (1934, S. 267) auf Grund meiner Auskunft erwähnt. Ich konnte hier das Auftreten von 7 Arten feststellen:

Rhynchoscolex simplex Leidy	Microdalyellia wiszniewskii
Stenostomum spec.	n. sp.
Macrostomum appendiculatum	Dochmiotrema limicola Hofsten
(O. Fabr.)	Gyratrix hermaphroditus Ehrbg.
Macrostomum viride v. Beneden	

Die im Vergleich zu anderen Zonen des Wigry-Sees abweichende Zusammensetzung der Turbellarien des Hygropsammons entspricht den von WISZNIEWSKI an Rotatorien beobachteten Verhältnissen, die in dieser Lebensgemeinschaft sich u. a. auch in faunistischer Hinsicht ganz spezifisch gestalten.

Unter den erwähnten 7 Arten wurden vier nirgends im Wigrysee ausserhalb des Hygropsammons gefunden. Von diesen Arten, wie man nach den bisherigen Angaben schliessen dürfte, sind *Stenostomum* sp. und *Microdalyellia wiszniewskii* n. sp. psammobiont, *Dochmiotrema limicola* dagegen psammophil. *Rhynchoscolex simplex* ist ein Schlammbewohner. Er kommt im Schlamm des Seelitorals vor und wurde auch im Schlamm auf Steinen (Genfer See), ferner in Sümpfen mit *Sphagnum*, in Bächen und im von Wasser durchsickerten Moos festgestellt; CORDE (1923) erwähnt als Fundort dieser Art auch den Humus auf dem Sande im Litoral eines Sees.

Die im Hygropsammon gefundenen: *Macr. appendiculatum* (1 Exemplar), *Macr. viride* (1 Exemplar) und *Gyr. hermaphroditus* (2 Exemplare) müssen als Psammoxenen betrachtet werden.

Wir gehen jetzt zur näheren Behandlung einiger bemerkenswerteren Arten der psammischen Turbellarien über.

#### *Stenostomum* spec.

Zwei Exemplare am 21.VII. Der Schwanz ist sehr deutlich, ähnlich wie bei *St. arevaloi* GIEYSZTOR ausgebildet. Die lichtbrechenden Organe fehlen. Beide Exemplare sind sehr klein. Sie gehören wahrscheinlich einer neuen Art.

#### *Microdalyellia wiszniewskii* n. sp.

In einer Probe des Hygropsammons wurden von Dr. J. WISZNIEWSKI am 28.IX.1931 während seiner Untersuchungen am Wigrysee einige Exemplare von *Microdalyellia* aufgefunden.



Aus einem Exemplar hatte er eine Zeichnung des Cuticularapparates angefertigt, die er mir in dankenswerter Weise übersandte. Diese Zeichnung, die sorgfältig mit Hilfe eines Zeichenapparates ausgeführt wurde, weist ohne jeden Zweifel auf eine neue *Microdalyellia* hin, aller Wahrscheinlichkeit nach aus der *Microdalyellia rubra*-Gruppe. Der Bau des Cuticularapparates genügt in diesem Falle zur Beschreibung der neuen Art, trotzdem wir vorläufig keine weiteren näheren Angaben über ihren Körperbau anführen können. Die Art nenne ich *Microdalyellia wiszniewskii* n. sp.

Der Ringbandapparat von *Md. wiszniewskii* ist nur mit 5 grossen hohlen Stacheln versehen. Abb. 1 (Taf. III) gibt den Charakter der basalen Stachelnöffnungen wieder. Diese Stacheln sind von gleicher Länge und weisen zweifellos eine grosse Ähnlichkeit mit den Stacheln des Cuticularapparates von *Md. cuspidata* (O. Schm.) auf. Im Gegensatz zu dieser letzten Art ist hier jedoch ein Ringband ausgebildet. Seine Höhe ist kaum kleiner als die Stachellänge. Dieses offene Ringband ist, wie wir es sonst nur bei *Md. sibirica* (Plotn.) sehen, mit winzigen Höckerchen versehen. Die Ähnlichkeit im Bau des Cuticularapparates von *Md. wiszniewskii* mit dem Cuticularapparat von *Md. cuspidata* einerseits und *Md. sibirica* andererseits unterliegt keinem Zweifel. Es sei noch unterstrichen, dass NASONOW (1917) eine Ähnlichkeit im Bau der Stacheln von *Md. cuspidata* und seiner Exemplare von *Md. sibirica* bemerkte. Dieser Autor gibt jedoch weder Abbildung noch eine genaue Beschreibung von *Md. sibirica* an, so dass die Ähnlichkeit im Bau der Stacheln beider Arten, die NASONOW hervorhebt, mir nicht genug klar erscheint.

#### *Dochmiotrema limicola* Hofsten.

Der Vorderteil des Körpers ist schmal, sein hinterer Teil abgestumpft. Die Körperlänge beträgt bis 2.5 mm. Das Tier ist weiss. Im Körper treten zahlreichen Fetttropfchen auf. Augen fehlen. Der Pharynx ist undeutlich aber merklich von der Körpermitte nach hinten verschoben.

Die oben angeführten Merkmale entsprechen den Beschreibungen und Zeichnungen von HOFSTEN (1907), NASONOW (1917)

und CORDÉ (1923). FINDENEGG (1930) erklärte, dass das Gebild, das HOFSTEN als Endteil des Exkretionssystems ansah, in Wirklichkeit dem Ascus entspricht. Beide Hauptstämme des Exkretionssystems münden, jeder getrennt, zu beiden Seiten des Pharynx nach aussen (CORDÉ). Über den Bau des Epithels, des Hautmuskelschlauches, der Körpermuskulatur, der Rhabditen-

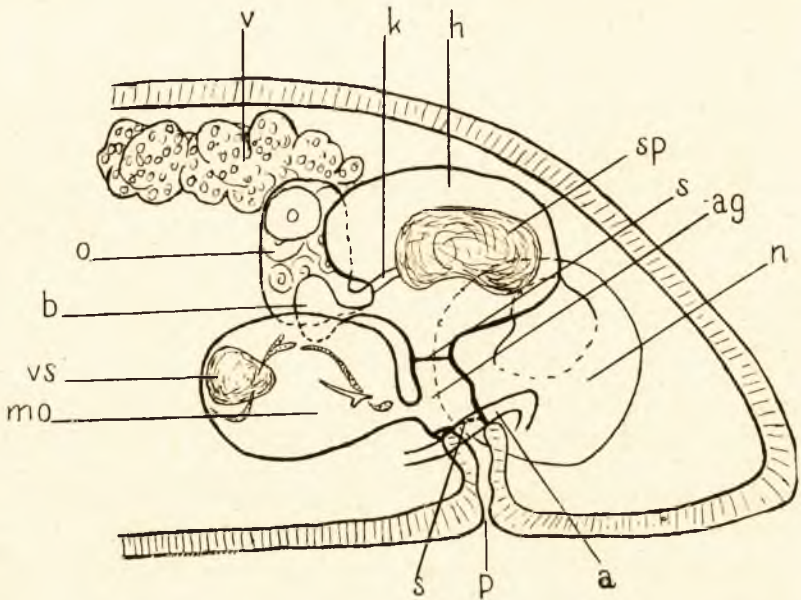


Fig. 1. *Dochmiotrema limicola* Hofsten. Schema des Geschlechtsapparates (Rekonstruktion nach Schnitten) a—Ascus, ag—Atrium genitale, b—Bursa copulatrix, h—Hauptblase des Receptaculum seminis, K—Kanal, mo—männliches Kopulationsorgan (mit Vesicula seminalis vs, Kornsekretmassen und Ductus ejaculatorius), n—Nebenblase des Receptaculum seminis, o—ovarium (teilweise nach hinten gerichtet), p—Porus genitalis, s—Sphinkter, sp—Sperma, v—ein Teil der Vitellarien.

drüsen, des Pharynx sowie des Gehirns finden wir einige Angaben bei HOFSTEN.

Die unten angeführten Ergebnisse der an Längsschnittpräparaten vorgenommenen Vermessungen veranschaulichen die gegenseitige Lage des Pharynx und des Genitalporus im Körper, obgleich offensichtlich diese Zahlen nicht ganz richtig die Verhältnisse wiedergeben, da das Tier unter Einwirkung der Konservierungsflüssigkeiten stark schrumpft.

1. Die Gesamtlänge des Schnittpräparates 552  $\mu$ . Die Entfernung vom Vorderteil des Körpers bis zur Mundöffnung 289  $\mu$ . Die Entfernung vom Porus genitalis bis zum Körperende 110  $\mu$ .

2. Die Entfernung vom Vorderteil bis zur Mundöffnung 230  $\mu$ , von der Mundöffnung bis zum Porus genitalis 160  $\mu$ .

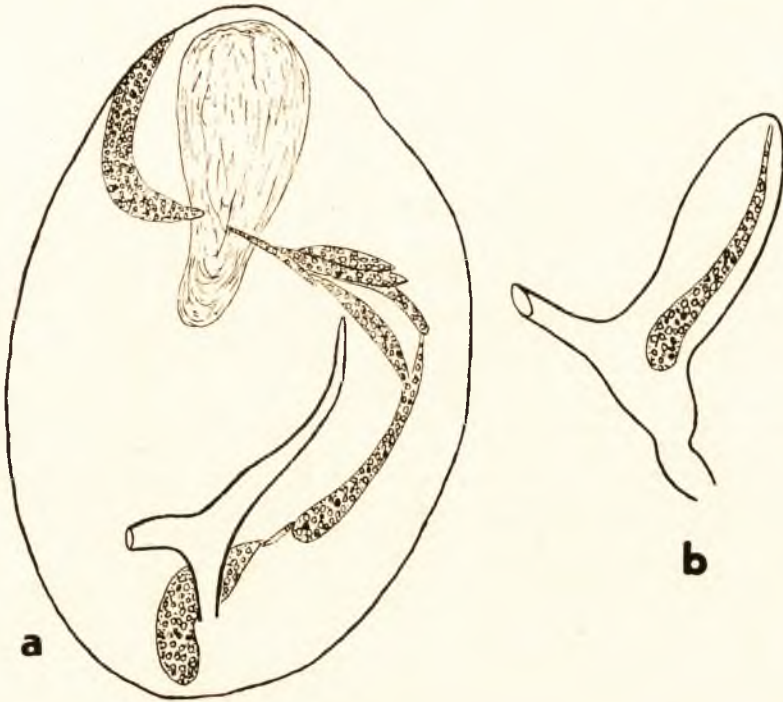


Fig. 2. *Dochmiotrema limicola* Hofsten. a—Männliches Kopulationsorgan mit Vesicula seminalis, Kornsekretmassen und Ductus ejaculatorius. b—Ductus ejaculatorius mit Kornsekret.

3. Die Gesamtlänge des Schnittpräparates 586  $\mu$ . Die Entfernung vom vorderen Körperende bis zur Mundöffnung 306  $\mu$ , von der Mundöffnung bis zum Körperende 280  $\mu$ .

Wir gehen jetzt zur Beschreibung des spezifischen und interessanten Baues der Geschlechtsorgane von *D. limicola* über (Textfig. 1).

Porus genitalis mündet in einen deutlich differenzierten Kanal, der im Atrium genitale endet. Dieser Kanal liegt im Verhältnis zur Körperlängsachse fast im rechten Winkel, mit einer Neigung zum Vorderende zu. Diese Neigung besteht auch

beim Atrium genitale. Der Kanal ist auf einem der Schnittpräparate 40  $\mu$  lang. Die Breite des Kanallumens beträgt in der Nähe des Porus genitalis 3.5  $\mu$ , das den Kanal auskleidende Epithel ist auch ungefähr 3.5  $\mu$  hoch. Die Gesamtbreite des Kanals überschreitet also etwas in seinem unteren Teil 10  $\mu$ , während sie dagegen in der Nähe des Atriums genitale 17  $\mu$  beträgt, wovon 10  $\mu$  auf das Lumen entfällt. Der besprochene Kanal weist also eine deutliche Verbreiterung nach dem Atrium genitale auf. Er bildet eine in sich geschlossene Einheit infolge des Sphinkters, der den Kanal von Atrium trennt, und infolge des gänzlich erhaltenen bewimperten Epithels, das auf meinen Präparaten im Atrium genitale nicht wahrzunehmen ist.

Das Atrium genitale ist von kleinen Ausmassen (nach den Präparaten zweier Exemplare: 35  $\mu$   $\times$  20  $\mu$  und 31  $\mu$   $\times$  22  $\mu$ ). Seine Wände wie auch diejenigen des obenerwähnten Kanals weisen eine dünne Muskelschicht auf. In das Atrium mündet das männliche Kopulationsorgan (dessen Mündung scheinbar nicht mit einem Sphinkter versehen ist), sowie das Receptaculum seminis, das vom Atrium durch einen gut ausgebildeten Sphinkter abgegrenzt ist.

Das männliche Kopulationsorgan mündet in das Atrium genitale mittels eines kurzen schmalen Kanales, der der Zeichnung von HOFSTEN (Taf. 22, Fig. 10, ductus penialis) entspricht. Er ist jedoch nach diesem Autor „von 2—3 stärkeren Ringmuskeln umgeben“. Die Wandung des männlichen Kopulationsorganes besteht aus den beiden Spiralmuskelschichten. Das epitheliale Plasma und die Zellkerne von 3.5  $\mu$  Durchmesser sind gut sichtbar. Die Grösse des männlichen Kopulationsorganes beträgt nach 3 Schnittpräparaten 71  $\mu$   $\times$  37  $\mu$ , 68  $\mu$   $\times$  41  $\mu$  und 82  $\mu$   $\times$  48  $\mu$ . Die grobkörnige Substanz liegt stets in S-Form, wie dies Textfigur 2a darstellt. In einem Falle füllt sie den Ductus ejaculatorius aus. Die feinkörnige, sich schwächer färbende Substanz füllt das männliche Organ mit einem Netz von miteinander anastomosierenden Strängen aus. Der Bau des Ductus ejaculatorius ist in Textfig. 2a und 2b dargestellt. Er ist, wie HOFSTEN schreibt, oben in zwei Äste gespalten. Der grössere Ast kann, wie aus der beigegefügten Figuren erkenntlich ist, eine mannigfaltige Gestalt annehmen, was man nur durch die verschieden stark gequetschten Exemplare nicht erklären



kann. Im Gegensatz zu HOFSTEN konnte ich niemals bemerken, dass der zweite Ast in zwei Teile gespalten war. Da jedoch auch bei den Exemplaren von HOFSTEN die erwähnte dichotome Teilung durchaus nicht die Regel war, kann dieses Merkmal, das für Mehrzahl der Exemplare von HOFSTEN charakteristisch war, nicht als grundsätzliches systematisches Merkmal gewertet werden. Der erwähnte kleinere Ast ist mit einer Öffnung, deren Anwesenheit HOFSTEN in Zweifel zog, versehen.

Die auch an lebenden Tieren leicht zu beobachtenden Testes liegen an der Rückseite des Körpers. Sie reichen von der Mundöffnung ziemlich weit nach vorn, d. i. bis zur Grenze des ersten und zweiten Viertels des Körpers. Die Länge der Testes entspricht ungefähr einem  $\frac{1}{4}$  der Körperlänge.

Die gewöhnlich stark ausgebildeten Vitellarien ohne deutliche Papille jedoch nicht glatt, liegen unmittelbar unter den Testes, also auf der Rückenseite des Körpers. Nach vorn reichen sie etwas weiter als die Testes, nach hinten fast an das Receptaculum seminis, was von der ausserordentlichen Kürze des Vitellocoductus zeugt.

Ein spezifisches Merkmal von *D. limicola* ist die grosse doppelte unmittelbar in das Atrium genitale mündende Blase, deren eine Hälfte, die mit dem Atrium genitale kommuniziert, gewöhnlich mit Sperma angefüllt ist. Dieses Organ wurde von HOFSTEN Receptaculum seminis genannt, gleich dem entsprechenden Organ bei *Ascophora paradoxa* und *A. elegantissima* von FINDENEGG (1930). Da das Receptaculum seminis unmittelbar dem Atrium genitale aufliegt und an der Basis nur eine kurze Verengung bildet, müssen wir bei *D. limicola* das Fehlen eines ausgebildeten Ductus communis feststellen, obgleich das Receptaculum seminis als umgebildeter Ductus communis anzusehen ist (vergl. auch HOFSTEN), der nichts anderes als eine mehr oder weniger deutlich abgesonderte Ausbuchtung des Atriums genitale ist. Dafür, dass das Rec. seminis ein umgebildeter Ductus communis ist, spricht unleugbar der Umstand, dass in die Hauptblase des Recept. seminis die Vitellarien, das Ovarium und die Bursa copulatrix münden. Dieses Bild auf Grund des Baues der Geschlechtsorgane von anderen Vertretern der *Typhloplanidae* (mit Ausnahme vielleicht von *A. paradoxa*) macht einen unnatürlichen und völlig spezifischen Ein-

druck, da in anderen Fällen die Bursa copulatrix in das Atrium copulatorium, Atrium genitale oder in die Ausbuchtung des Atrium genitale (wie bei *Olisthanella truncula*) mündet, das Ovarium dagegen—in den Ductus communis (*Ol. truncula*, *Ascophora*); bei *D. limicola* münden jedoch das Ovarium und die Bursa copulatrix in ein blasenartiges Organ. Die Bursa copulatrix wurde bisher bei *D. limicola* nicht gefunden und ihr angebliches Fehlen galt als charakteristisches Merkmal der Gattung *Dochmiotrema*. Wie aus Textfig. 1 hervorgeht, besteht die Bursa copulatrix im Verhältnis zu den Massen des männlichen Kopulationsorganes und besonders des Receptaculum seminis ausserordentlich klein. Die Bursa copulatrix stellte ich auch an zwei Quetschpräparaten an lebenden Tieren in Gestalt einer kleinen gestielten Blase fest. Die Masse der Bursa copulatrix auf Grund des Schnittpräparates, nach dem die Fig. 1 angefertigt wurde, betragen  $21 \mu \times 15 \mu$ , die Länge des Stieles  $18 \mu$ . Die Muskulatur der Bursa copulatrix ist schwach entwickelt. In der Bursa bemerkte ich stets Sperma, die vermutlich von Receptaculum seminis stammt.

Das Ovarium ist ein grosses Organ, dessen Länge die des männlichen Kopulationsorganes überschreitet; die Grösse der ältesten Eizellen betrug bei einem Exemplar  $41 \mu \times 31 \mu$ . Das Ovarium mündet fast unmittelbar in das Receptaculum seminis; der Oviduct fehlt also, oder man kann ihn mit HOFSTEN als ausserordentlich kurz und trichterförmig bezeichnen, dagegen steht er mit dem Inneren dieses Organs, in dem sich Sperma befindet, mit einem Kanal in Verbindung (vergl. Porus proprius bei *Asc. paradoxa* Findenegg), der  $19 \mu$  lang,  $3.2 \mu$  breit ist, und der die dicken Wände des Receptac. seminis, die wie bei *Ascophora paradoxa* aus zahlreichen einander umfassenden Schalen gebaut sind, durchbricht. Der erwähnte Bau der Vorderwand des Rec. seminis aus Zellen in Gestalt abgeplatteter Lamellen ist ein ausserordentlich charakteristisches Merkmal für *Asc. paradoxa* und *D. limicola*. Die aussergewöhnliche Grösse des Rec. seminis wurde besonders für *Ascophora* hervorgehoben. An einem der Präparate stellte ich folgende Masse dieses Organs fest: die Hauptblase  $86 \mu \times 64 \mu$ , eine darin befindliche Spermakugel  $65 \mu \times 30 \mu$ ; die Nebenblase von  $102 \mu \times 82 \mu$ . Grösse ist durch eine starke Verengung abgegrenzt.

Ferner tritt an der Verengerungsstelle ein Sphinkter auf. Ausser der dicken Vorderwand der Hauptblase des *Rec. seminis* von zwiebelartiger Schalenstruktur findet man an seinen Wänden ein fast kernloses Epithel. Die Wände der Nebenblase dagegen, in die Sperma nicht gelangt, sind aussergewöhnlich dünn und manchmal überhaupt nicht zu sehen.

Die Hauptblase funktioniert meiner Ansicht nach auch als *Bursa copulatrix*, worauf unter anderem ihre Lage und die Anwesenheit von Sperma hinweist. Die eigentliche *Bursa copulatrix* scheint dagegen ein rudimentäres Organ zu sein, wobei ihre Bedeutung für den Organismus unklar ist, da die kleinen Ausmasse nicht die Vermutung aufkommen lassen, dass sie als *Rec. seminis* funktionieren könnte und ihre Lage nicht darauf hinweist, dass sie als *Bursa copulatrix* diene. Die Nebenblase des *Rec. seminis*, die von der Hauptblase durch eine Verengung und einen Sphinkter getrennt ist, dient bei *D. limicola* als Uterus, was meiner Ansicht nach nicht zu bezweifeln ist. Es wäre schwer sich sonst das Auftreten einer grossen Nebenblase vorzustellen, die niemals mit Sperma angefüllt ist, deren Wände wie schon erwähnt ausserordentlich dünn sind und in einigen Fällen es unmöglich machen, eine Wandung zu erblicken; dann bildet das Mesenchym direkt die Blasengrenze, wie dies LUTHER (1904) bei *Typhloplana minima* (S. 126) beobachtete. Schliesslich wies die Lage eines Eies, das an einem Exemplar beobachtet wurde, darauf hin, dass es sich in der Nebenblase des *Rec. seminis* befand.

Man muss sich vorstellen, dass das Ei aus dem Ovarium in die Hauptblase des *Rec. seminis* gelangt, dort befruchtet wird, dann nach der Nebenblase wandert, wo es einige Zeit hindurch bleibt und den Körper des Tieres entweder durch die Wände der Nebenblase und durch einfaches Platzen des Körperepithels verlässt, oder in die Hauptblase zurückkehrt und von da durch das Atrium genitale und den Porus genitalis ausgestossen wird (CORDE beobachtete ein Ei im Atrium genitale, das *Rec. seminis* enthielt zu der Zeit keine Sperma).

HOFSTEN beobachtete nur kleine Anhänge der vorderen Atriumwand, die er als Uterus deutete (es ist nicht ausgeschlossen, dass dies Fragmente des Ascus waren). Meines Erachtens kommt ein Uterus bei *D. limicola* nicht vor.

Die maximale Breite des muskulösen Ascoductus beträgt 10  $\mu$ . Die darin befindliche Substanz ist nicht körnig. Den Ascoporus konnte ich nicht deutlich sehen. Der Ascus umfasst den Kanal, der den Porus genitalis mit dem Atrium genitale verbindet, da Ascostoma auf der einen, der Ascoporus dagegen auf der anderen Seite des Kanals liegt. Auf Grund meiner Präparate, die diese Verhältnisse nicht näher erleuchten, kann man vermuten, dass der Ascoporus in den Kanal mündet, der in das Atrium genitale führt (?).

Die deutliche Verwandtschaft der Gattungen *Dochmiotrema* und *Olisthanella* unterliegt keinem Zweifel. Ein Vergleich dagegen des Baues der Geschlechtsorgane von *D. limicola* mit den Vertretern des Tribus *Protoplanellini*, *Typhloplanini* und *Mesostomatini* weisen deutliche Unterschiede auf, die u. a. dadurch zum Ausdruck kommen, dass das Ovarium bei ihnen am Ende des Ductus communis auftritt, das Rec. seminis in der Regel geringe Masse besitzt und manchmal überhaupt nicht als gesondertes Organ ausgebildet ist. Einen noch mehr abweichenden Bau besitzen die Arten mit ausgebildeten Atrium copulatorium.

Im Zusammenhang mit dem Auffinden der Bursa copulatrix bei *D. limicola* sowie mit der Feststellung, dass der Uterus fehlt, fielen die prinzipiellen Merkmale, wodurch sich die Gattungen *Dochmiotrema* Hofsten und *Ascophora* Findenegg voneinander unterschieden, fort. Von den Unterschieden zwischen beiden Gattungen muss man annehmen, dass die Vitellarien bei *D. limicola* weit nach vorn reichen, während sie bei *Ascophora* nur wenig die Körpermitte nach vorn zu überschreiten, dass bei *Dochmiotrema* die Bursa copulatrix rudimentären Charakter trägt, dass der Ductus communis in Gestalt eines Ganges nicht ausgebildet ist und schliesslich, dass der Porus genitalis im Vergleich zu *Ascophora* bedeutend nach hinten gerückt ist.

Die angeführten Unterschiede zwischen den Gattungen *Ascophora* und *Dochmiotrema* bilden keine derartige Abweichungen, die zur Unterscheidung beider Gattungen berechtigen. Die Gattung *Ascophora* muss also als Synonym der Gattung *Dochmiotrema* angesehen werden.

Es gibt Anlass zur Überlegung, dass das Ovarium von *Ascophora paradoxa* am Ductus communis liegt, obgleich es



mittels des Porus proprius in das Rec. seminis mündet. Meiner Ansicht nach kann man die Zeichnung von FINDENEGG derart interpretieren, dass das Ovarium in das Rec. seminis an seiner Basis mündet auf gleiche Weise, wie ich es für *D. limicola* dargestellt habe.

*D. limicola* ist unzweifelhaft mit *A. paradoxa* eng verwandt und diese beiden Arten müssten zu einer Gattung gehören. *A. elegantissima* weist keine so deutliche Verwandtschaft mit *D. limicola* auf, ihr Bau dagegen erinnert laut FINDENEGG in mehrfacher Hinsicht an die *Olisthanellini* (vergl. u. a. S. 88).

Die Diagnose des Tribus *Olisthanellini* und des Tribus *Ascophorini*, die von FINDENEGG (S. 75 und 85) angeführt wird, weist auf die Unterschiede lediglich im Vorkommen bzw. Fehlen des Ascus und in der verschiedenen Lage des Porus genitalis hin. Das letzte Merkmal stellt mit Rücksicht auf die Lage des Porus genitalis bei *D. limicola* kein Merkmal dar, das man bei der Diagnose des Tribus berücksichtigen könnte. Die Beibehaltung der Gattung *Dochmiotrema* neben *Olisthanella* erscheint nicht ganz genügend begründet, obgleich wir noch einmal eine engere Verwandtschaft zwischen *D. limicola* und *A. paradoxa* sowie ziemlich grosse Unterschiede im Bau dieser beiden Arten im Vergleich zu *O. truncula*, der einzig genau bearbeiteten Art der Gattung *Olisthanella*, feststellen, da *A. elegantissima* diese beiden Gattungen eng verbindet, die in den Tribus *Olisthanellini* gehören müssen.

*D. limicola* fing ich 1931 im Wigry-See. Am 27. VI trat sie ziemlich häufig am Ufer der Białczańska-Bucht im Hygropsammon in der Nähe der Wasserlinie auf. Das Alter der Exemplare war verschieden, von völlig jungen bis zu den Tieren von 2 mm Länge. Am 6.VII traten im Hygropsammon (beim Głęboki Las) ziemlich häufig Exemplare bis zu 2.5 mm Länge auf; alle waren ohne Eier. Dasselbst fand ich am 21.VII junge und völlig geschlechtsreife Exemplare, nur eins von ihnen hatte jedoch ein Ei im Körper.

*D. limicola* stellte ich also ausschliesslich im Hygropsammon fest und stets fand ich sie zahlreich. Dagegen fand ich, trotz zahlreicher Fänge im Wigry-See, kein Exemplar ausserhalb des Hygropsammons.

HOFSTEN 1907 (S. 419) beschreibt folgendermassen einen

Fundort, wo er *D. limicola* gefischt hat: „Der einzige Fundort für diese Art ist ein Bächlein bei Därlingen, wo ich mehrmals einige Exemplare an einem Ort mit fast stehendem Wasser wenige Meter vom Ufer des Thuner Sees, erbeutete. Sie leben im Schlamm, lichtscheu und träge“. Die obige Beschreibung würde nicht mit der Vermutung im Widerspruch stehen, dass HOFSTEN *D. limicola* im unter Wasser befindlichen Sand fand, der vielleicht von einer dünnen Schlammschicht überzogen ist. NASONOV (1917) bespricht *D. limicola* unter dem Namen *Olisthanella valaamica* n. sp. Sie wurde im Ladoga-See im Schlamm am Ufer gefunden (es ist auch nicht ausgeschlossen, dass hier Sand vorhanden war). Schliesslich fand CORDE (1923) *D. limicola* (die Verfasserin zählte sie fälschlich zu der Gattung *Typhloplanella*) im See Perejeslawskoje an einer seichten Stelle zwischen *Heleocharis*.

Auf Grund des Charakters des Vorkommens von *D. limicola* im Wigrysee müsste man sie ohne Zögern als Psammobiont ansehen. Die Mitberücksichtigung aber der obenerwähnten Literaturangaben qualifiziert diese Art wenigstens als einen ausgesprochenen Psammophil.

#### *Otoplana fluviatilis* n. sp.

Während seiner Untersuchungen über die Rotatorien des Psammons der Weichsel fand Dr. J. WISZNIEWSKI im Jahre 1936 einige Turbellarien im Hydropsammon und stellte ihre Zugehörigkeit zur Unterfamilie *Otoplaninae* (Fam. *Monocelididae*) fest. Das nicht einfache Sammeln dieses Materials wurde ihm dank der Freundlichkeit von Prof. Dr. W. ROSZKOWSKI erleichtert. Sowohl Herrn Prof. Dr. W. ROSZKOWSKI wie auch Herrn Doz. Dr. J. WISZNIEWSKI danke ich für die zahlreichen Exemplare der interessanten Otoplanine. Das Sammeln des Materials beruhte in dem Füllen von Reagenzgläser mit Sand aus dem Flussbett in 30 cm bis 2 m Tiefe. Die Proben wurden Ende Mai, Anfang Juni und in der ersten Julihälfte 1937 entnommen. Nach mühsamen Suchen der Turbellarien im eingeholten Sande wurden gewöhnlich vereinzelt Exemplare dieser Tierchen gefunden. Weitere Untersuchungen von Dr. J. WISZNIEWSKI an der Polessischen Biologischen Station in Pińsk (August 1937) erwiesen, dass diese Turbellarien im Fluss Prypeć (Strumień)

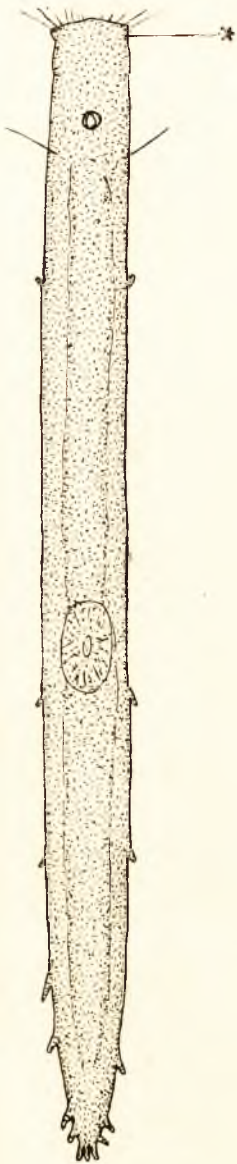


Fig. 3. *Otoplana fluviatilis* n. sp. Allgemeiner Habitus. U. a. ist der Pharynx und die Statocyste sichtbar.

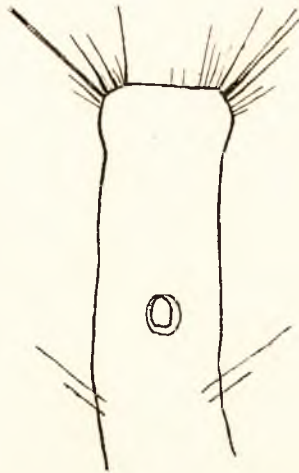


Fig. 4. *Otoplana fluviatilis* n. sp. Habitus des Vorderteiles mit Statocyste.

bei Terebin zahlreich auftreten. Die obigen Bemerkungen über das zahlreiche Auftreten dürfen nicht unmittelbar mit den Ergebnissen verglichen werden, die bei Fängen im Wasser mittels eines Planktonnetzes erreicht werden, wodurch natürlich grössere Mengen von Würmern gefangen werden können. Deshalb kann man das Vorkommen der besprochenen Otoplanine in der Weichsel gleichfalls als ziemlich zahlreich ansehen. Fast die sämtlichen Exemplare aus der Weichsel und dem Prypeć waren geschlechtsunreif, was davon zu zeugen scheint, dass ihr Reifezustand kurzdauernd ist und es schwer ist, Exemplare mit vollkommen entwickelten Geschlechtsorganen zu finden.

Die Feststellung des Vorkommens eines Vertreters der Unterfamilie Otoplaninae im Süßwasser, das insofern interessant ist, dass sämtliche bisher bekannten Arten dieser Unterfamilie im Meere<sup>1)</sup> auftreten, wurde jedoch nicht zum ersten Male gemacht. NEISWESTNOVA-SHADINA (1935, 1937) stellte nämlich fest, dass die Turbellarien der Familie *Otoplanidae* die charakteristischen Bewohner der Hydropsammonzone des Flusses Oka sind. Die Zeichnung des Habitus dieses Turbellars sowie kurze Beschreibung seines äusseren Aussehens und des Charakters seiner Bewegungen überzeugt, dass er mit der Art identisch ist, die ich aus dem Prypeć und der Weichsel gewonnen habe.

Herr Prof. Dr. J. MEIXNER (Graz), der gegenwärtig das Material aus der Nordsee und dem Baltischen Meer bearbeitet, das durch seine Artenmenge unsere bisherige Kenntnis über die Vertreter der *Otoplaninae* bedeutend vergrössert, war so freundlich, die von mir ihm zugeschickten Skizzen und Präparate der Weichselexemplare durchzusehen, wofür ich ihm herzlich danke. Ich füge dabei hinzu, dass nach brieflicher Mitteilung von Prof. Dr. J. MEIXNER diese Art zu einer neuen Gattung zu zählen ist, die Prof. MEIXNER in seiner im Erscheinen begriffenen Arbeit über die Otoplaninen beschreiben wird.

Wir gehen jetzt zur Beschreibung der Morphologie der besprochenen Art über.

Die Körperform ist schlank. Die Körperlänge verhält sich zur Körperbreite wie 10:1 und ist bei einigen Exemplaren noch schlanker. Der Körper ist fast durchweg überall gleich breit, der Verjüngung des Hinterteils ist unbedeutend. Der Vorderteil ist wie aus Textfig. 3 und 4 ersichtlich, vom übrigen Körper nicht deutlich abgegrenzt. Infolge von Reizen kann das Tierchen, das Zuckungen ausführt, die Einschnürung die auf Textfig. 3 mit Sternchen bezeichnet ist, vertiefen und dadurch den Vorderteil besser vom Körper abheben, wobei ein Bild zustande kommt, wie es BRAUN für *Bothrioplana semperi* (GRAFF, Tierreich, Fig. 393) darstellt. Die erwähnten Einschnürungen treten bei normal sich bewegenden Tierchen niemals auf. Ich habe hier keine Bewimperung festgestellt und es scheint mir,

---

<sup>1)</sup> In dieser Hinsicht weniger typisch ist das Vorkommen von *Bothriomolus constrictus* Hallez.



dass die besprochene Art keine Wimpergrübchen besitzt. Sehr charakteristisch ist das Auftreten nicht bewimperter Haftpapillen, obgleich man häufig Exemplare findet, die diese Papillen nicht besitzen (dies betrifft vor allem junge Exemplare). Die Zahl und Grösse der Papillen kann verschieden sein, ihre Verteilung am Körper weist auch keine strenge Regelmässigkeit auf. Ich beobachtete nur das Auftreten eines Papillenpaares, das am weitesten nach vorn lag, stets an der gleichen bestimmten Stelle. Die obige Unregelmässigkeit im Auftreten der Papillen steht vielleicht im Zusammenhang mit der Fähigkeit sie einzuziehen, wie dies NEISWESTNOVA - SHADINA (1935) schreibt. Diese Erscheinung konnte ich an meinen Exemplaren nicht feststellen. Das Cilienkleid befindet sich nur auf der Ventralfläche. Dieses Flimmerkleid umfasst, wie dies Beobachtungen an lebenden Exemplaren erwiesen, die gesamte Ventralfläche in Gestalt eines einheitlichen Feldes. Die Kerne der Epithelzellen sind nicht eingesenkt. Das Vorkommen langer Borsten am Vorderteil des Körpers wird in den beigefügten Abbildungen genau dargestellt. Stets wurden zwei Paar Borsten (ein längeres, leichter zu beobachtendes sowie ein kurzes Paar) bemerkt, die bedeutend nach hinten verschoben waren.

Die Lage der Statocyste im vorderen Körperteil stellen die Fig. 3 und 4 dar. Man sieht die dünne Grenzmembran, grosse Kerne im Plasma (vergl. HOFSTEN 1907, S. 578 und 1921, S. 33) sowie den Otholithen. Dieser letztere hat von oben gesehen die Gestalt eines Viereckes von stark abgerundeten Ecken (Taf. III, fig. 2). Sein seitliches Bild zeigt, dass er flach ist. Ausmasse:  $27 \mu \times 17 \mu$ .

Der Pharynx ist etwas nach hinten von der Mitte verschoben; er steht senkrecht zur Bauchfläche.

Von ca. 30 untersuchten lebenden Exemplaren, von denen ein grosser Teil gut entwickelt war, besass nur ein Exemplar ausgebildete männliche Geschlechtsorgane. Alle übrigen Exemplare wiesen keine Differenzierung der Geschlechtsorgane auf, obgleich das Material in der Zeit von Ende Mai bis August einschliesslich gesammelt wurde. Es ist möglich, dass man vielleicht auf Schnittpräparaten den Bau der nicht vollentwickelten Geschlechtsorgane im gewissen Grade entziffern kann. Meine Präparate versagten jedoch, da die Konservierungsflüssigkeit,

nämlich Carnoy-Flüssigkeit, für dieses Material nicht geeignet erschien. Fig. 3 (Taf. III) stellt das Körperende mit den zu Seiten liegenden Vitellarien (sie reichen nach vorn bis fast an die Statocyste) sowie die Stacheln des Ductus ejaculatorius dar. Es sind 15 dünne Stacheln vorhanden, sowie ein grosser dreieckiger, welcher durch seine Gestalt an den sog. Medianfortsatz des Cuticularapparates erinnert, der bei vielen Arten der Gattung *Dalyellia* und *Microdalyellia* auftritt. Die Länge eines dünnen Stachels, dessen Bau genauer in Fig. 5 (Taf. III) dargestellt ist, beträgt 37  $\mu$ . Die Spitze des hakenartig gebogenen Stachels spaltet sich in 2 Teile, von denen der eine stark ausgebildet in grader Linie verläuft, während der zweite dünn und ziemlich stark gebogen ist. Der Mittelteil des Stachels bildet eine dünne und zarte Membran. Das obige Bild ähnelt sehr der Zeichnung der Stacheln des männlichen Kopulationsorganes von *Otoplana intermedia*, die von HOFSTEN nach Skizzen von GRAFF dargestellt (1921, Textfig. 11 c und 11 d). Zwei Stacheln, die länger als die übrigen sind (Fig. 11 c) entsprechen in Wirklichkeit wahrscheinlich den Rändern des grossen breiten Stachels, der bei *O. fluviatilis* auftritt und den ich oben mit dem Medianfortsatz des Cuticularapparates bei *Dalyellia* und *Microdalyellia* verglichen habe.

Aus den Arbeiten von WISZNIEWSKI (1934, 1935 u. 1936), die auf das Studium einer reichen und interessanten Fauna der Psammonrotatorien beruhen, wissen wir, dass das Hydropsammon eine verhältnismässig arme Lebensgemeinschaft ist. Die Rotatorien treten hier in geringer Zahl auf und sind hauptsächlich psammoxene Formen oder gehören meistens den Arten, die zahlreich im Hydropsammon vertreten sind. Ausserdem—und das ist für uns von grösstem Interesse—äussern sich die Unterschiede in der Rotatorienfauna aus dem Psammon der Flüsse und Seen schwach und besitzen einen mehr quantitativen Charakter. Nach WISZNIEWSKI (1935) wäre die Einteilung in „Potamopsammon“ und „Limnopsammon“ als getrennte Vergesellschaftungen nicht genug begründet. Aus diesem Grunde wird die Bedeutung des Vorkommens von *Otoplana fluviatilis* ausschliesslich im Hydropsammon der Flüsse erhöht. *O. fluviatilis* scheint also ein echter Psammorheophil im Sinne von NEISWESTNOVA-SHADINA (1935) sein, im Gegensatz

zu anderen Elementen des Flusshydropsammons, wie z. B. zu den Rädertieren und zum Oligochaeten, *Aeolosoma neisvestnovi* LASTOČKIN, die alle auch im Hydropsammon der Seen gefunden wurden (vergl. WISZNIEWSKI 1935 und MOSZYŃSKI 1938).

Wenn wir den Meerescharakter der ganzen Familie *Monocelididae* in Betracht ziehen, können wir vermuten, dass aller Wahrscheinlichkeit nach *Otoplana fluviatilis* von den verwandten Meeresformen abstammt. Es ist zwar nicht ausgeschlossen, dass sie ein Immigrant aus Meeren (bzw. aus dem Brackwasser) nach dem Süßwasser ist. Gegen diese Annahme spricht jedoch der in gewissem Masse stenohaline Charakter vieler Arten der Fam. *Monocelididae* und ferner das Vorkommen von *O. fluviatilis* in Flüssen, die in drei verschiedene Meere münden (Baltisches, Kaspisches und Schwarzes Meer). Für die ökologische Charakteristik von *O. fluviatilis* wäre es besonders interessant festzustellen, ob sie in einem der erwähnten Meere vorkommt. Auf Grund der bisher bekannten Tatsachen kann man *O. fluviatilis* in ökologischer Hinsicht eher als hoch spezialisierte Süßwasserart ansehen, die für das Hydropsammon der Flüsse spezifisch ist. Jedenfalls scheint diese Art kein so altertümliches Element der Süßwasserfauna zu repräsentieren, wie z. B. *Otomesostoma auditivum* und *Bothrioplana semperi*, welche monotypische Familien darstellen, die in stehenden Süßwasserbecken vorkommen.

Es muss hervorgehoben werden, dass das Element von entscheidender ökologischen Bedeutung für das Auftreten der Otoplaninen immer der Sand ist, der für das Vorkommen sowohl der Meeres- als auch der Süßwasserformen dieser systematischen Gruppe unbedingt notwendig ist.

Das Auftreten von *Otoplana fluviatilis* im Hydropsammon der Flüsse ist, wie wir aus den obigen Betrachtungen sehen, überaus interessant, sowohl vom Standpunkt der Ökologie der Turbellarien wie auch vom Standpunkt der allgemeinen Charakteristik des Psammons.

*Zoologisches Institut der Hochschule für Bodenkultur in Warszawa  
und Hydrobiologische Station am Wigrysee.*

## LITERATURVERZEICHNIS

1. Cordé N., 1923. Recherches sur la faune du gouv. d'Ivanovo Voznesensk. 6. La faune des *Turbellaria* de la région des recherches. Rech. Inst. Pol. Ivanovo-Woznessensk.—2. Findene gg I., 1930. Untersuchungen an einigen Arten der Familie *Typhloplanidae*. Zool. Jahrb. Abt. Syst. Vol. 59.—3. Hofsten N., 1907. Studien über Turbellarien aus dem Berner Oberland. Zeitschr. wiss. Zool. Vol. 85.—4. Hofsten N., 1921. Anatomie, Histologie und systematische Stellung von *Otoplana intermedia* du Plessis. Zool. Bidrag fran Uppsala. Vol. 7.—5. Luther A., 1904. Die Eumesostominen. Zeitschr. wiss. Zool. Vol. 77.—6. Moszyński A., 1938. *Aeolosoma neiswestnovi* Last. 1935, un intéressant Oligochète psammique, nouveau pour la faune polonaise. Archiwum Hydrobiol. Ryb. Suwałki. Tom 11.—7. Nasonov N., 1917. Sur la faune des *Turbellaria* de Finlande. Bull. Ac. Sc. de Russie.—8. Neiswestnova-Shadina K., 1935. Zur Kenntnis des rheophilen Mikrobenthos. Arch. f. Hydrobiol. Vol. 28.—9. Neiswestnova-Shadina E. S., 1937. Verteilung und Saisondynamik der Biozönosen des Flussbettes und ihre Studiummethoden. Bull. Acad. Sc. URSS. Cl. Sc. math. nat.—10. Wiszniewski J., 1934. Recherches écologiques sur le psammon. Arch. Hydrobiol. Ryb. Suwałki. Vol. 8.—11. Wiszniewski J., 1935. Notes sur le psammon. II. Rivière Czarna aux environs de Varsovie. Ibidem. Vol 9.—12. Wiszniewski J., 1936. Note sur le psammon. IV. Rotifères psammiques de la Vistule près de Varsovie. Ibidem. Vol. 10.

## ERKLÄRUNG DER TAFEL III.

Fig. 1. *Microdalyellia wiszniewskii* n. sp. Cuticularapparat.

Fig. 2. *Otoplana fluviatilis* n. sp. Statocyste.

Fig. 3. *Otoplana fluviatilis* n. sp. Hinterer Teil des Körpers mit Vitelarien, und einem Teil des männlichen Kopulationsorganes.

Fig. 4. *Otoplana fluviatilis* n. sp. Stachelapparat des männlichen Kopulationsorganes.

Fig. 5. *Otoplana fluviatilis* n. sp. Einer der Stacheln des Stachelapparates bei starker Vergrößerung.



DANIEL EFRON

## ROZMIESZCZENIE PIONOWE BAKTERYJ W JEZIORZE WIGRY

Badania bakteriologiczne zyskują w limnologii coraz większe znaczenie. Ponieważ świat bakteryjny zajmuje poczesne miejsce w biocenozie jeziornej, jasne jest, że bez dokładnego poznania flory bakteryjnej, „pracującej” w jej obrębie, nie można zrozumieć należycie szeregu procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, odbywających się w wodach. Znaczenie badań w tym kierunku ujął THIENEMANN (1926) w następującym zdaniu: „Eine grosse Rolle werden die Bakterien für die Stoffwechselforgänge im Seewasser und vor allem Seeschlamm spielen. Es muss in den verschiedenen Seetypen eine qualitativ und quantitativ ganz verschieden entwickelte Bakterienflora vorhanden sein. Doch fehlt uns darüber völlig an positiven Kenntnissen”.

Praca niniejsza miała na celu zbadać skromny odcinek tej rozległej dziedziny, mianowicie pionowe rozmieszczenie bakteryj w jeziorze Wigry z uwzględnieniem zachodzących wahań sezonowych. Chodziło przy tym narazie tylko o stosunki ilościowe, nie zaś jakościowe.

Prac polskich z tego zakresu niestety dotąd nie mamy. Jeżeli chodzi o prace obce, ilość ich również nie przedstawia się zbyt pokaźnie. Większość traktuje ponad to zagadnienie rozmieszczenia bakteryj raczej ze stanowiska higieny, pobieżnie tylko uwzględniając punkt widzenia limnologiczny. Należy jednak stwierdzić, że im praca jest późniejsza, tym większy zazwyczaj kładzie ona nacisk na stosunki limnologiczne.

Zagadnienie rozmieszczenia bakteryj w wodach starano się oświetlić z różnych stron. Poszukiwano przyczyn takiego a nie innego ich rozmieszczenia w insolacji, temperaturze bądź innych czynnikach środowiska. Nie badano jednakże równoległe całego zespołu czynników jednocześnie. Wyniki otrzymane są wobec tego nader niejednolite. Jedni badacze stwierdzili pewną regularność i cykliczność w rozmieszczeniu bakteryj, inni natomiast żadnej prawidłowości nie zaobserwowali. Różnorakie wyniki zanotowano także w zależności od terenu badań. Badacze, którzy stwierdzili ilościowe wahania sezonowe bakteryj w pewnych okresach, nie są zgodni co do charakteru samych okresów. Tak np. podają jedni, że maksimum ilości bakteryj w jeziorze występuje zimą (MINDER 1920 w jez. Zurichskim, RUTTNER 1932 w j. Lunz), niektórzy stwierdzają, że jesienią (KUZNETZOW 1923 w j. Głubokoje), wreszcie inni, że latem (RUBY BERE 1933 w j. Mendota). Różnice występują również w zapatrywaniach na okresy minimów bakteryjnych, chociaż rozbieżności są tu już mniejsze. Większość autorów, jak MINDER (1920), PFENIGER (1902), KUZNETZOW (1923), ZIH i RUTTNER (1932), podaje zgodnie, że minimum występuje latem. Jedynie RUBY BERE (1933) stwierdza istnienie minimum zimą.

Brak zgodności zapatrywań dotyczy następnie warstwowego rozmieszczenia bakteryj w kierunku pionowym. Spotykamy zdanie, że prawidłowość jest nieznaczną, mianowicie ogranicza się ona do pewnego maksimum, występującego jednak nie na powierzchni, lecz głębiej i uwarunkowanego ciepłotą (przy wzroście temperatury ilości bakteryj mają być większe) bądź światłem. Istnieje na tym tle uwarstwienie pionowe, ale tylko latem, wyrażające się wzrostem ilości bakteryj z głębokością (PFENIGER 1902). Tenże autor podaje wytłumaczenie mechanizmu tego procesu: z powodu rozmaitej szybkości mnożenia się bakteryj w rozmaitych warstwach, populacje górnych warstw zbliżają się do minimum letniego szybciej aniżeli dolnych. RUBY BERE (1933) konkluduje na podstawie badań przeprowadzonych na kilku jeziorach, że wprawdzie nie istnieje prawdopodobnie ogólne prawo, określające rozmieszczenie bakteryj, jednakże w większości jezior występuje zapewne wzrost ilości bakteryj z głębokością.

Prowadzono również badania nad zależnością między

własnościami fizyko-chemicznymi wody i ilością bakteryj. Wyniki nie są jednak i tutaj zgodne. KUZNETZOW (1923) np. stwierdza, że nie daje się tu zauważyć prostej zależności. Usiłuje on wytłumaczyć powstawanie warstwy minimum tlenowego na podstawie rozmieszczenia nitryfikatorów i denitryfikatorów. Jednakże dochodzi do wniosku, że liczba tych bakterii jest za mała, by mogły one rzeczywiście powstanie warstwy takiej wywołać. Inni badacze dochodzą do wniosku, że warstwa minimum tlenowego odpowiada w jeziorach istotnie warstwie maksimum bakteryj i przez nią daje się też wytłumaczyć (KARSINKIN 1930).

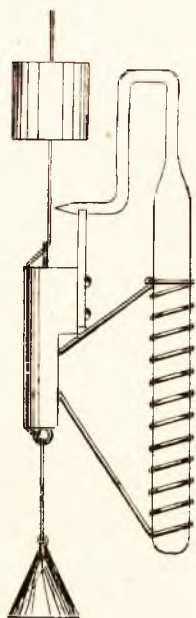
Badania moje miały na celu sprawdzenie omówionych wyżej rozbieżności w poglądach na rozmieszczenie pionowe bakteryj na tle wahań sezonowych, własności fizyko-chemicznych wody i warunków meteorologicznych oraz zbadanie, czy rozmieszczenie to posiada związek ze stratyfikacją czynników fizyko-chemicznych.

Jeziro Wigry należy do jezior dużych (około 22 km<sup>2</sup> powierzchni) o głębokości maksymalnej dochodzącej 73 m. Jest ono bardzo rozczłonkowane i tworzy szereg zatok. Charakter limnologiczny jeziora nie jest jednolity: części otwarte są umiarkowanie oligotroficzne, zatoki posiadają charakter mniej lub więcej eutroficzny.

Większość prób pobierałem na t. zw. toni Chmielnik na płosie północnym, przeważnie z łodzi motorowej, rzadziej wiosłowej. Pobierałem je według następującego zasadniczego schematu, z paroma odstępstwami w kierunku powiększenia ilości pobranych próbek. Jedną próbkę zaczerpywałem z powierzchni jeziora, drugą z granicy epi- i metalimnionu, trzecią z dolnej granicy termokliny i górnej hypolimnionu, wreszcie ostatnią z najniższej warstwy hypolimnionu. Mułu nie badałem, gdyż stanowi on odrębne środowisko, zupełnie różne od pozostałej części jeziora.

Układ termiczny ustalałem za pomocą termometru min.-max. z dokładnością do 0.1°C. Próby tlenowe były pobierane za pomocą czerpacza RUTTNERA, a ilości tlenu określane metodą WINKLERA. Zaznaczę, że niektóre wartości tlenowe podane przeze mnie w tablicach nie zostały uzyskane równoległe z próbami bakteriologicznymi, lecz otrzymałem je przez porównanie z wartościami pochodzącymi z analogicznych okresów z lat

ubiegłych. W innych przypadkach przy próbach pobieranych w niewielkich odstępach czasu przyjmowałem, że wartości tlenowe posuwają się w dół razem z uwarstwieniem termicznym. Metoda ta jest na ogół w zgodzie z doświadczeniem, dokładność jej zaś wystarcza w zupełności do naszych celów.



Rys. 1. Aparacik do pobierania próbek wody do celów bakteriologicznych pomysłu A. Lityńskiego. (Apparatus used for obtaining samples of water for bacteriological analysis constructed by A. Lityński).

Do pobierania próbek używałem probówek bakteriologicznych, uprzednio wysterylizowanych. Są to zwykłe probówki z wyciągniętymi końcówkami, jak wskazuje rys. 1, z silnie rozrzedzonym wewnątrz powietrzem. Zwężone ich końce były zatopione. Probówkę taką wstawiałem do spirali przyrządu konstrukcji A. LITYŃSKIEGO (por. rys. 1). Cienki koniec probówki zarysowywałem bezpośrednio przed użyciem pilniczkiem. Cały przyrząd z probówką, odpowiednio obciążony, opuszczałem na kalibrowanej linie. Na linkę był nałożony mały ciężarek walcowaty z otworem w środku. Po opuszczeniu przyrządu na pożądaną głębokość puszczałem ciężarek, czyli t. zw. „posłańca”, który ułamywał pod wodą koniuszek rureczki, umożliwiając dostanie się do wnętrza wody. Pod wodą probówka pozostawała kilka minut, aby mogła się maksymalnie wypełnić wodą z danej głębokości, zabezpieczając się w ten sposób od zakażenia wodą innych warstw. Po wyciągnięciu przyrządu na powierzchnię otwór zatykałem korkiem z waty i przenosiłem moż-

liwie szybko do pracowni, gdzie natychmiast posiewałem próbki. Jak wykazał bowiem PRINGSHEIM (1920) dłuższe stanie wody z bakteriami wpływa na ich ilość bezwzględna, zmieniając również stosunek jakościowy między nimi. Od zakażenia z zewnątrz chroniły próbkę w ten sposób: warstwa izolująca wysterylizowanego powietrza pozostałego w górnej części probówki, następnie zaگیęta część rureczki, wreszcie korek z waty.



W pracowni ułamywałem górną część próbówki i za pomocą cechowanej pipety posiewałem 1 cm<sup>3</sup> wody na płytkę Petri'ego ze zwykłą pożywką agarową. Płytki umieszczałem w termostacie w temperaturze 36—38°C. W ciągu 1/2—1 godziny płytki stały w termostacie otwarte, dnem do góry, celem wysuszenia wody kondensacyjnej, która mogłaby następnie zakazić całą płytkę, uniemożliwiając wzrost oddzielnych kolonii, a tym samym liczenie (por. OHLMÜLLER-SPITTA 1931). Kolonie liczyłem za pomocą 20-krotnej lupy preparacyjnej.

Metodę płytkowego liczenia stosowałem z następujących powodów. Bakteriologia nie rozporządza dotychczas metodą, która by podawała rzeczywiste, absolutne liczby bakterii zawartych w wodzie. Ogólnie rzecz ujmując, metodyka obliczania ilości bakterij idzie tu w dwóch kierunkach. Jeden to t. zw. metoda bezpośrednia, drugi pośrednia. Zasadą pierwszej jest koncentracja odpowiedniej ilości bakterii w małej objętości wody, co można otrzymać rozmaitymi sposobami: przez adsorbcję bakterii np. hydratami Al i odwirowanie (SNOW i FRED 1926), odparowanie pod bardzo niskim ciśnieniem (KARSINKIN, KUZNETZOW, KUZNETZOWA 1930) i innymi metodami, a następnie przez obliczenie pod mikroskopem wszystkich bakterii, które udaje się nagromadzić w preparacie.

Druga metoda polega na wysianiu bakterij na odpowiednie pożywki na płytkach Petri'ego i obliczeniu ilości powstałych kolonii. Przyjmuje się, że każda kolonia powstaje z jednej bakterii (por. MATUSZEWSKI 1932). W przypadkach wielkiej ilości bakterij wodę przed posianiem odpowiednio się rozcieńcza.

Metoda bezpośredniego obliczania nie jest dokładna, chociaż daje ona ilości większe aniżeli metoda płytkowa. Słabym jej punktem jest trudność odróżnienia niektórych bakterii, szczególnie ziarenkowców, od różnych zawiesin, znajdujących się w wodzie i barwiących się podobnie jak bakterie. Zdaniem moim metoda ta nie nadaje się zwłaszcza do wody jeziornej. Jak słusznie zauważył BAIER (1936) ilość bakterij w wodzie jest wyrazem dynamicznej równowagi pomiędzy intensywnością rozmnażania i wymierania („Die Bakterienzahl des Wassers ist der Ausdruck eines dynamischen Gleichgewichtes zwischen Vermehrungs- und Vernichtungsintensität der Bakterien”). Otóż

przy metodzie bezpośredniej liczymy bakterie barwione, na których sumę składają się organizmy, które w chwili pobrania próbki pozostawały w wodzie zarówno w stanie żywym jak martwym. Popełniamy więc błąd, którego wielkości nie możemy nawet w przybliżeniu określić.

Zdaniem moim należałoby stosować następującą metodę. Przede wszystkim określić jakościowo florę bakteryjną w danym zbiorniku, a następnie stosować pożywki wybiórcze dla jednego albo kilku gatunków. Poza tym należy zwrócić uwagę na hodowlę beztlenowców, otrzymane zaś liczby zsumować. W ten sposób uzyskalibyśmy ilości bakterii żywych, bez uwzględnienia „trupów”, a raczej całych „cementarzy”.

W zamierzeniach autora leży przeprowadzenie w niedalekiej przyszłości takich właśnie badań. W pracy niniejszej metoda ta nie znalazła jednak zastosowania, ponieważ wykrystalizowała się ostatecznie dopiero w okresie końcowym. Metoda obecnie stosowana daje jednak wyniki porównywalne, choć relatywne. Należy jeszcze zaznaczyć, że przy metodzie płytkowej operujemy przeważnie jedną grupą bakteryj, zależną od pożywki (np. grupą bakterii proteolitycznych), czyli ograniczamy zakres naszych badań, jednakże w uwzględnionych granicach badamy bakterie żywe.

Badania przeprowadziłem w czasie od września 1935 do sierpnia 1936 r. Pierwszą serię prób pobrałem dnia 4 września 1935 r. w trzech punktach jeziora nad trzema różnymi głębokościami: 48 m, 30 m i 15 m. Uczyniłem tak, chcąc stwierdzić, czy istnieją różnice w rozmieszczeniu pionowym, w zależności od głębokości maksymalnej danego punktu.

Dzień był pochmurny, ale zupełnie spokojny. Jak wskazuje tabela 2, zachmurzenie w czasie badań (około południa) wynosiło 10 (przy skali 0—10), wiatru zaś zupełnie nie było. Ilość godzin słonecznych bardzo mała. W tab. 2, jak również we wszystkich innych uwidoczniających stosunki meteorologiczne, podaję przeciętną ilość światłogodzin, wysokość temperatury i opadów, chyżość wiatrów i stan zachmurzenia w okresie 14-dniowym, gdyż działanie tych czynników może okazać swój wpływ dopiero po takim okresie (por. okres inkubacji u MINDERA 1920, SNOW'a 1926 i in).

Jak widzimy z tab. 2, wiatry były bardzo słabe nie tylko

w dniu pobrania prób, ale i w dniu poprzednim. Również w 14-dniowym okresie poprzedzającym badania (okres ten będę w dalszym ciągu nazywał „okresem wpływów”) wiatry były bardzo słabe. Przeciętna dzienna wynosiła zaledwie 0.9 m/sek. Widzimy z tego, że wiatry nie mogły wpływać na rozmieszczenie (ewentualne przemieszanie) bakteryj, gdyż siła ich była za mała, by działanie to mogło sięgnąć poza powierzchnię.

T A B. 1. 4. IX. 1935.

A	1	2	3	4	5
Głębokość <i>Depth</i> m	Ilość bakteryj w 1 cm <sup>3</sup> <i>Quantity of bacteria in 1 ccm</i>	Stosunek poszczegól- nych warstw do maksimum przy- jętego za 1 <i>Proportion of quantities of particular layers to the max. ad- mitted as unity</i>	t°C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> %
0	14	0.1772	14.2	11.1	105.7
15	51	0.6455	13.4	5.6	52.4
18	79 !	1.0000	11.6	5.3	47.7
20	42	0.5316	10.5	7.2	63.4
30	18	0.2278	9.1	6.9	59.8
45	17	0.2151	8.5	6.3	53.1

Linie poziome określają położenie termokliny.

Horizontal lines determine the position of the thermocline.

Nad wpływem insolacji były od dawna dokonywane badania, które doprowadziły do stwierdzenia bakteriobójczego działania promieni świetlnych oraz faktu zmniejszania się przez to ilości bakteryj w pewnych warstwach (KLEIBER 1894). Spoty-  
kamy się nawet z poglądem, że ilość i periodyczność występo-  
wania bakteryj jest funkcją intensywności światła (MINDER 1920).

Tenże autor podnosi, że bakterie wyższych warstw reagują szybciej i silniej na światło niż dolnych. Wydaje mi się, że sformułowanie to jest zbyt kategoriyczne, jak to zresztą okaże się z poniższych badań, które nie wykazały tak ścisłej zależności<sup>1)</sup>.

T A B. 2.

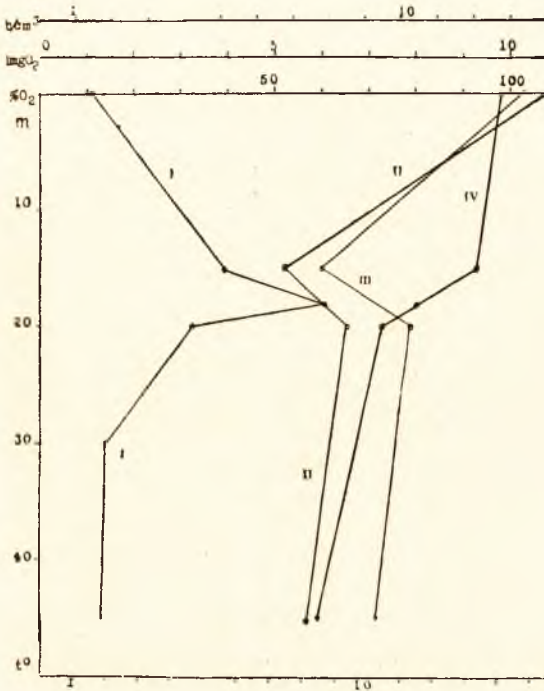
Dane meteorologiczne do serii z 4. IX. 1935.  
*Meteorological particulars to series of September 4th 1935.*

	W dniu pobrania próby <i>The day of the sample taking</i>				Dzień przed pobranem próby (średnie) <i>Day before the sample taking (average)</i>	Średnie dienne za 14-dniowy okres poprze- dzający badania <i>Day average for a fortnight period prece- ding the sam- ple taking</i>
	7 <sup>h</sup>	13 <sup>h</sup>	21 <sup>h</sup>	Średnie dienne <i>Day average</i>		
Zachmurzenie <i>Clouds</i> 0—10	10	10	4	8.0	6.0	6.7
Wiatry <i>Wind</i> m/sek	0	0	0	0	1.3	0.9
Temperatura <i>Temperature</i> t°C	13.6	16.7	14.0	14.6	17.3	14.9
Opady <i>Falls</i> mm	0				2.6	0.9
Ilość światło- godzin <i>Quantity of hours of light</i>	1.8				2.5	4.7

<sup>1)</sup> Sam fakt bakteriobójczego działania promieni świetlnych jest dawno znany i nie ulega żadnej wątpliwości, ani nie wymaga specjalnych podkreśleń. Chodzi jednak tutaj o możliwość działania tych wpływów w wodzie, jako warstwie izolującej (patrz niżej), oraz o domniemany efekt powyższego czynnika.



Niejasność wniosków w tej dziedzinie wynika może po części z niezwrócenia uwagi w dotychczasowych pracach na okoliczność, że nie można rozważać ilości światłogodzin bez uwzględnienia zachmurzenia. Inny jest bowiem wpływ promieni słonecznych, działających nieprzerwanie, w sposób ciągły w pewnym okresie czasu, aniżeli takiej samej ilości godzin świetlnych, działających z przerwami, wywołanymi zachmurzeniem.



Rys. 2. 4.IX.1935. Wykres ilustrujący zależność między ilością bakterij, temperaturą, ilością lmg  $O_2$  i  $\% O_2$  na rozmaitych głębokościach (porów. tab. 1). [Graphs showing the relation between the quantity of bacteria, temperature, quantity of lmg of  $O_2$  and  $\% O_2$  on different depths (comp. tab. 1)].  
I—bakterie (bacteria), II— $\% O_2$ , III—lmg  $O_2$ , IV— $t^\circ$ .

Takie naświetlenie moglibyśmy, przez analogię ze sterylizacją, nazwać naświetleniem „frakcjonowanym”. W tabeli 2. podane zostały sumy godzin usłonecznienia w dniu pobrania próby według danych heliografu Stacji Hydrobiologicznej (1.8 śg) oraz dnia poprzedniego (2.5). Całkowita ilość światłogodzin w okre-

się wpływów wynosiła 66.1 przy zachmurzeniu 94.3 (dane średnie, patrz tab. 2). Liczby powyższe wskazują, że światło również nie mogło, mimo swego zasadniczo bakteriobójczego działania, wpływać w danym przypadku na rozmieszczenie bakterij.

Należy z kolei zwrócić uwagę na opady. Otóż w dniu pobrania prób opadów w ogóle nie było, poprzedniego zaś dnia wyniosły one tylko 2.6 mm. W okresie wpływów osiągnęły one w sumie zaledwie 12 mm. Jak z tego wynika, również wpływ opadów mógł być tylko minimalny, ograniczony przy tym do samej powierzchni wody.

Maksymalna różnica temperatur (powierzchnia — dno) w dniu pobrania próbek (4.IX.35) wynosiła 5.7°C. Był to okres początku cyrkulacji jesiennej. Termoklina zaczynała się w głębokości 15 m przy temperaturze 13.4°, kończyła się w głębokości 18 m przy temperaturze 11.6°. Hypolimnion sięgał w pierwszym badanym punkcie do 48 m. Barwa wody, określona za pomocą skali FOREL-ULE'go i krążka SECCHI'ego odpowiadała Nr. 10, przezroczystość mierzona tymże krążkiem wynosiła 6.4 m. Ostatnie dane wskazują również, że wpływ światła nie może być brany w rachubę. Jak widać bowiem z tab. 1 (rubryka 1), w epilimnionie i metalimnionie występował wtedy wzrost ilości bakterij z głębokością. Na dolnej granicy metalimnionu znaleziono najwyższą liczbę w danej serii<sup>1)</sup>. Próby pobrane w hypolimnionie wykazują uwarstwienie wręcz odwrotne aniżeli w epilimnionie, gdzie ilości bakterij rosną z głębokością. W rubryce 4 mamy podane ilości O<sub>2</sub> w mg/l zaś w rubryce 5 procentową zawartość tlenu (stopień nasycenia). Widzimy, że maksimum bakterij odpowiada mniej więcej warstwie minimum tlenowego. Również pozostałe wartości wykazują pewną współzależność między ilościami bakterij i zawartością procentową tlenu. Mianowicie widzimy, że ze zmniejszeniem ilości bakterij wzrasta na ogół nasycenie tlenowe. Niezgodność stwierdzamy jedynie na powierzchni. Gdy bowiem przy dnie wartość dla bakterij wynosi 17 b/cm<sup>3</sup> dla tlenu zaś 53.1‰; na powierzchni ilość bakterij była mniej więcej taka sama: 14 b/cm<sup>3</sup>, ale zawartość

---

<sup>1)</sup> Liczby oznaczone wykrzyknikiem w tej i następujących tablicach są liczbami maksymalnymi dla danej serii.

tlenu wynosiła 105.7‰ (przesycenie). Tę dysproporcję można jednak wytłumaczyć kontaktem powierzchni wody z atmosferą i możliwością stałej regeneracji zawartości tlenu.

T A B. 3. 4. I. 1936.

A	1	2	3	4	5
Głębokość <i>Depth</i> m	Ilość bakteryj w 1 cm <sup>3</sup> <i>Quantity of bacteria in 1 ccm</i>	Stosunek poszczegól- nych warstw do maksimum przy- jętego za 1 <i>Proportion of quantities of particular layers to the max. ad- mitted as unity</i>	t°C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> ‰
0	9	0.7500	2.0	11.6	84.0
5	10	0.8333	1.8	11.5	82.4
15	6	0.5000	„	11.5	82.4
20	8	0.6666	„	11.4	82.0
40	6	0.5000	„	11.6	82.8
45	12 !	1.0000	„	11.7	83.8

W rubryce 2 podano stosunek ilości bakteryj poszczególnych warstw do liczby maksymalnej przyjętej za 1. W rubryce 3 są uwidocznione temperatury, panujące na danych głębokościach. Bezpośredniego związku między temperaturą i ilością bakteryj nie można, zdaje się, ustalić. Wpływ pośredni istnieje jednak napewno: przez zmianę warunków, w jakich odbywają się procesy chemiczne, w których biorą udział bakterie, jak również przez zmianę ciężaru właściwego wody, który może z kolei wpływać na rozmieszczenie (np. przez opadanie organizmów planktonowych i innych zawiesin).

Co się tyczy prób pobranych nad innymi głębokościami, są one bardzo niekompletne i podaję otrzymane wyniki jedynie dla orientacji. Próby były pobrane nad maksymalną głębokością

30 m (t. zw. punkt II). Punkt III znajdował się nad maksymalną głębokością 18 m. W punkcie II pobrałem próby z głębokości 18 i 30 m. W 18 m znalazłem 69 b/cm<sup>3</sup>, co jest w dużej zgodzie z danymi z punktu I. W 30 m otrzymałem 52 b/cm<sup>3</sup>, która to liczba, aczkolwiek niezgodna z danymi p. I, da się może

T A B. 4.  
Dane meteorologiczne do serii z dn. 4. I. 1936.

	W dniu pobrania próby <i>The day of the sample taking</i>				Dzień przed pobranie próby (średnie) <i>Day before the sample taking (average)</i>	Średnie dzienne za 14-dniowy okres poprzedzający badania <i>Day average for a fortnight preceding the sample taking</i>
	7 <sup>h</sup>	13 <sup>h</sup>	21 <sup>h</sup>	Średnie dzienne <i>Day average</i>		
Zachmurzenie <i>Clouds</i> 0—10	10	10	10	10.0	6.3	8.0
Wiatry <i>Wind</i> m/sek	5	6	5	5.3	3.3	2.8
Temperatura <i>Temperature</i> t° C	3.7	5.7	5.7	3.5	3.0	0.0
Opady <i>Falls</i> mm	0				0.4	1.7
Ilość światłogodzin <i>Quantity of hours of light</i>	0				0.7	0.4

wytłumaczyć odmienną stratyfikacją. W p. III pobrałem tylko jedną próbę nad dnem i otrzymałem 11 b/cm<sup>3</sup>. Mała ilość tych prób nie pozwala na wyciągnięcie jakichkolwiek pewnych wniosków co do rozmieszczenia poziomego bakteryj w jeziorze Wigierskim.



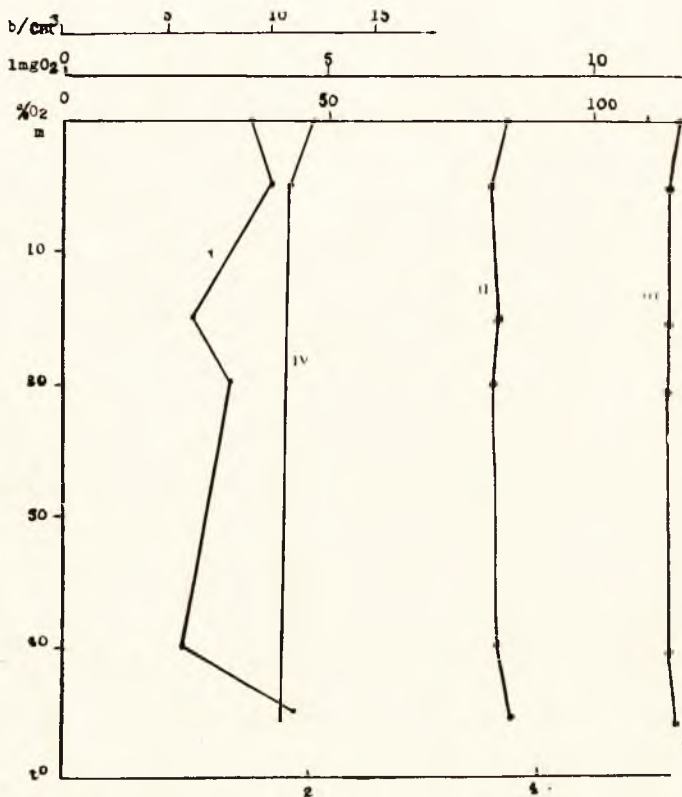
Drugą serię prób pobrałem dnia 4 stycznia 1936 r. nad maksymalną głębokością 45 m, na powierzchni jeziora całkowicie wolnej od lodu. Serię tę omówię ze względu na prawie jednakowe dane i wyniki razem z serią następną z dnia 6 stycznia 1936 r. Zaznaczam również, że nie podaję oddzielnej tabeli z warunkami meteorologicznymi dla serii z 6.I.36, ponieważ odstęp dwóch dni, dzielących te dwie próby, mógł wywołać jedynie nieznaczne odchylenia od wartości podanych dla próby z 4.I.36.

TAB. 5. 6. I. 1936.

A	1	2	3	4	5
Głębokość <i>Depth</i> m	Ilość bakteryj w 1 cm <sup>3</sup> <i>Quantity of bacteria in 1 ccm</i>	Stosunek poszczegól- nych warstw do maksimum przy- jętego za 1 <i>Proportion of quantities of particular layers to the max. ad- mitted as unity</i>	t <sup>o</sup> C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> ‰
0	11	0.7857	2.0	11.6	84.0
5	8	0.5714	1.8	11.5	82.4
15	7	0.5000	"	11.5	82.4
20	9	0.6428	"	11.4	82.0
40	8	0.5714	"	11.6	82.8
45	14 !	1.0000	"	11.7	83.8

Dzień, w którym przeprowadziłem te badania, był bardzo pochmurny, zupełnie bezsłoneczny. Dzień poprzedni był również pochmurny. Wiatry były dość silne. Siła ich w stosunku do poprzedniego okresu wzrosła. Opady były niewielkie. Ilość światłogodzin b. mała. Stosunki panujące w jeziorze były zgoła odmienne od zaobserwowanych podczas badań pierwszej serii z 4.9.35.

Normalnie w styczniu jezioro Wigry jest pokryte lodem, a uwarstwienie termiczne odwrotne. W czasie pobierania prób stosunki były bardzo dalekie od normalnych. Jezioro nie było jeszcze zamrożone i panowała w nim zupełna homotermia z wyjątkiem samej powierzchni, której temperatura była o  $0.2^{\circ}\text{C}$



Rys. 3. 4. I. 1936. Wykres ilustrujący zależność między ilością bakteryj, temperaturą, ilością  $\text{mg O}_2$  i  $\% \text{O}_2$  na rozmaitych głębokościach (porów. tab. 3). [Graphs showing the relation between the quantity of bacteria, temperature, quantity of  $\text{mg}$  of  $\text{O}_2$  and  $\% \text{O}_2$  on different depths (comp. tab. 3)].  
I—bakterie (bacteria), II— $\% \text{O}_2$ , III— $\text{mg O}_2$ , IV— $t^{\circ}$ .

wyższa aniżeli pozostałej warstwy wody. Przezroczystość sięgała 11 m. Barwa odpowiadała numerowi 7 skali. W związku z odbywającą się cyrkulacją jasne jest, że jezioro w tym okresie nie posiadało żadnego uwarstwienia. Nasylenie tlenowe

również we wszystkich głębokościach było takie same. Ilości bakteryj były też na wszystkich poziomach bardzo do siebie zbliżone i wahały się w serii z 4.I.36 w granicach 6—12 b/cm<sup>3</sup>, w serii z 6.I.36 w granicach 14—7 b/cm<sup>3</sup>.

T A B. 6. 17. IV. 1936.

A	1	2	3	4	5
Głębokość <i>Depth</i> m	Ilość bakteryj w 1 cm <sup>3</sup> <i>Quantity of bacteria in 1 ccm</i>	Stosunek poszczegól- nych warstw do maksimum przy- jętego za 1 <i>Proportion of quantities of particular layers to the max. ad- mitted as unity</i>	t°C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> %
0	10 l	1.0000	3.4	10.60	79.0
5	6	0.6000	„	11.40	85.0
20	2	0.2000	„	11.40	85.0
30	4	0.4000	„	11.43	85.1
40	3	0.3000	„	11.43	85.1
55	8	0.8000	„	11.38	84.8

Należy tutaj zwrócić uwagę na pewien wzrost ilości bakteryj nad dnem. Nie wydaje się on przypadkowym. W tej wielkiej fabryce chemicznej, jaką jest muł, bakterie wykonują gros pracy. Dlatego też w warstwach wodnych, sąsiadujących z dnem, mogą zachodzić pewne zmiany, wywołane bliskością wielkich skupień bakteryj. Podobnie tłumaczę zaobserwowane odchylenia w zawartości tlenu nad dnem (czasem podwyższenie, czasem obniżenie, w zależności od intensywności i jakości procesów zachodzących w danej chwili).

W całej tej serii widzimy znaczną zgodność między rozmieszczeniem tlenu i bakteryj. Przy tych samych ilościach bak-

teryj na rozmaitych głębokościach mamy odpowiednio równe stopnie nasycenia wody tlenem.

Dalszą serię prób pobrałem dnia 17 kwietnia 1936 r. nad głębokością maksymalną 55 m. Wyniki badań i warunki meteorologiczne są przedstawione w tab. 6 i 7. Widzimy, że więk-

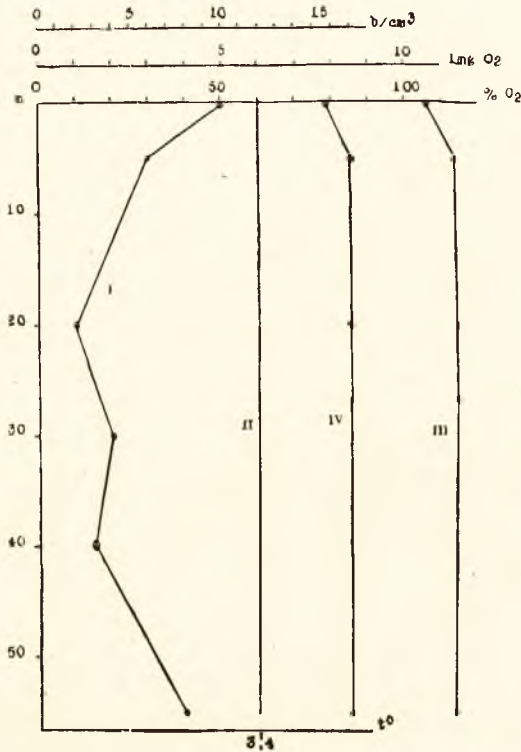
T A B. 7.  
Dane meteorologiczne do serii z dn. 17. IV. 1936.

	W dniu pobrania próby <i>The day of the sample taking</i>				Dzień przed pobranem próby (średnie) <i>Day before the sample taking (average)</i>	Średnie dzienne za 14-dniowy okres poprze- dzający badania <i>Day average for a fortnight period preced- ing the sam- ple taking</i>
	7 <sup>h</sup>	13 <sup>h</sup>	21 <sup>h</sup>	Średnie dzienne <i>Day average</i>		
Zachmurzenie <i>Clouds</i> 0—10	3	7	10	6.7	5.0	8.7
Wiatry <i>Wind</i> m/sek	1	12	12	8.3	5.6	3.1
Temperatura <i>Temperature</i> t° C	10.0	19.4	16.4	15.5	11.2	3.4
Opady <i>Falls</i> mm	0				0	0.8
Ilość światło- godzin <i>Quantity of hours of light</i>	4.9				7.7	3.6

szość liczb w okresie wpływów wzrosła w porównaniu z poprzednimi, przy tym niektóre dość poważnie. Jedynie opady zmniejszyły się. Ilość światłogodzin była stosunkowo wielka, jednakże i zachmurzenie było dość znaczne. Temperatura powietrza była również wysoka, dochodząc do 19.4°. Przejrzysto-



stość wody wynosiła 6.0 m, barwa odpowiadała Nr. 9 skali. Pozostałe stosunki jeziorne natomiast mało się zmieniły w porównaniu z poprzednimi. Również w tym czasie panowała w jeziorze homotermia, jednakże na poziomie wyższym (3.4°). Liczba bakteryj na powierzchni wynosiła 10. Jest to zarazem



Rys. 4. 17. IV. 1936. Wykres ilustrujący zależność między ilością bakteryj, temperaturą, ilością lmg O<sub>2</sub> i % O<sub>2</sub> na rozmaitych głębokościach (porów. tab. 6). [(Graphs showing the relation between the quantity of bacteria, temperature, quantity of lmg of O<sub>2</sub> and % O<sub>2</sub> on different depths (comp. tab. 6)).

I—bakterie (bacteria), II—t°, III—lmg O<sub>2</sub>, IV—% O<sub>2</sub>.

najwyższa liczba danej serii. Nie należy jednak zapominać, że górna warstwa wody narażona jest na ciągle stykanie się z atmosferą, co przy panujących wówczas silnych wiatrach mogło doprowadzić do zakażenia jej bakteriami z zewnątrz. W 55 m stwierdziłem 8 b/cm<sup>3</sup>, drugą co do wielkości ilość tej serii. Na

tej samej głębokości występowało (tab. 6) minimum tlenowe, co po uwzględnieniu poprzednio uczynionej uwagi o powierzchni wykazuje znowu równoległość warstwy maksimum bakteryj i minimum tlenu. Również w innych warstwach wartości tlenowe są w dość dużej zgodzie z wartościami bakteryjnymi (im więcej bakteryj tym mniej tlenu). Wogóle wartości tlenowe w różnych głębokościach tej serii są do siebie zbliżone. To samo odnosi się do bakteryj.

T A B. 8. 21. IV. 1936.

A	1	2	3
Głębokość <i>Depth</i> m	Ilość bakteryj w 1 cm <sup>3</sup> <i>Quantity of bacteria in 1 ccm</i>	Stosunek poszczególnych warstw do maksimum przyjętego za 1 <i>Proportion of quantities of particular layers to the max. admitted as unity</i>	t°C
0	9	0.6000	4.0
5	7	0.4666	"
20	8	0.5333	"
39	15 !	1.0000	"

Dnia 21 kwietnia 1936 r. pobrałem następną próbę (tab. 8 i 9). Głębokość maksymalna w tym punkcie wynosiła 40 m. Stosunki jeziorne były podobne, temperatura wody podniosła się jednak do 4°. Barwa wody odpowiadała Nr 9 skali, zaś przezroczystość wynosiła 6.1 m. Temperatura powietrza wykazywała duże skoki dzienne (np. rano wynosiła 3.2°, w południe zaś 10.8°). Wiatry były dość silne, jednak bardzo niejednostajne: rano w dniu badań siła wiatru 3 m/sek, w południe 12 m/sek. Insolacja była dość intensywna, dochodząc do 8.2 śg, średnio osiągając wartość 4.0 śg. Zachmurzenie duże. Ilości bakteryj na rozmaitych głębokościach bardzo do siebie zbliżone. Nad dnem w głęb. 39 m znalazłem 15 b/cm<sup>3</sup>, najwyższą liczbę w całym przekroju.

Dnia 6 sierpnia 1936 r. pobrałem znowu 2 serie prób: jedną nad głębokością 50 m, drugą nad głęb. 16 m. Przezroczystość wody wynosiła 5.5 m, barwa odpowiadała Nr. 11 skali. Zachmurzenie w okresie wpływów było dość silne, natomiast w czasie pobierania prób małe. Insolacja wyrażała się dość wysokimi liczbami, tak w okresie wpływów jak i bezpośrednio w czasie pobierania prób. Opady były małe; w dniu i w przeddzień badań w ogóle ich nie było, a w okresie wpływów wyniosły dziennie przeciętnie 1.9 mm. Wiatry były słabe (p. tab. 11). Temperatura powietrza wahała się w granicach 14<sup>o</sup>—20<sup>o</sup>.

T A B. 9.  
Dane meteorologiczne do serii z dn. 21. IV. 1936.

	W dniu pobrania próby <i>The day of the sample taking</i>				Dzień przed pobranie próby (średnie) <i>Day before the sample taking (average)</i>	Średnia dzienne za 14-dniowy okres poprze- dzający badania <i>Day average for a fortnight period preced- ing the sam- ple taking</i>
	7 <sup>h</sup>	13 <sup>h</sup>	21 <sup>h</sup>	Srednie dziennie <i>Day average</i>		
Zachmurzenie <i>Clouds</i> 0—10	3	9	4	5.3	2.7	6.3
Wiatry <i>Wind</i> m/sek	3	12	2	5.6	3.6	3.6
Temperatura <i>Temperature</i> t <sup>o</sup> C	3.2	10.8	8.6	7.8	4.5	6.0
Opady <i>Falls</i> mm	1.5				0	1.2
Ilość światło- godzin <i>Quantity of hours of light</i>	5.6				8.2	4.0

Ilości bakteryj w tych próbach okazały się dużo wyższe, aniżeli we wszystkich poprzednich. Wartości otrzymane były zgoła innego rzędu (p. tab. 10).

T A B. 10. 6. VIII. 1936.

A	1	2	3	4	5
Głębokość <i>Depth</i> m	Ilość bakteryj w 1 cm <sup>3</sup> <i>Quantity of bacteria in 1 ccm</i>	Stosunek poszczegól- nych warstw do maksimum przy- jętego za 1 <i>Proportion of quantities of particular layers to the max. ad- mitted as unity</i>	t° C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> %
0	81	0.2956	22.0	8.55	95.3
6	106	0.3868	19.6	7.24	77.8
9	274 !	1.0000	15.1	6.18	60.0
14	43	0.1569	7.8	9.62	79.6
20	192	0.7006	7.1	9.70	79.0
47.50	67	0.2445	5.2	8.84	69.0

Jeśli chodzi o uwarstwienie i stosunki limnologiczne przedstawiały się one następująco: epilimnion sięgał do głębokości 6 m i kończył się temperaturą 19.6°, metalimnion do głęb. 14 m i do temperatury 7.8°, hypolimnion wreszcie do 47.5 m i temperatury 5.2°. Najwyższą liczbę serii (274 b/cm<sup>3</sup>) otrzymałem na granicy epi- i metalimnionu. Co do O<sub>2</sub>, widzimy znowu zgodność warstwy minimum tlenowego i maksimum bakteryjnego. Jeśli chodzi o inne głębokości, na ogół możemy stwierdzić współrzędność wartości tlenowych i bakteryjnych. Jedna tylko pozycja, mianowicie 192 b/cm<sup>3</sup> w głębokości 20 m, nie znajduje wytłumaczenia. Ten nagły wzrost, nie utrzymujący się zresztą dalej, gdyż w dolnych warstwach mamy znowu spadek, pozostaje narazie niezrozumiały. O tym, czy należy go położyć



na karb przypadkowości lub błędu doświadczenia, czy też kryje się za nim głębsza przyczyna, zdecydować mogą jedynie dalsze badania.

T A B. 11.  
Dane meteorologiczne do serii z dn 6. VIII. 1936.

	W dniu pobrania próby <i>The day of the sample taking</i>				Dzień przed pobranem próby (średnie) <i>Day before the sample taking (average)</i>	Średnie dienne za 14-dniowy okres poprze- dzający badania <i>Day average for a fortnight preceding the sam- ple taking</i>
	7 <sup>h</sup>	13 <sup>h</sup>	21 <sup>h</sup>	Średnie dienne <i>Day average</i>		
Zachmurzenie <i>Clouds</i> 0—10	0	7	2	3.0	7.3	6.7
Wiatry <i>Wind</i> m/sek	0	3	0	1	1.6	0.9
Temperatura <i>Temperature</i> t° C	13.0	18.1	12.5	14.0	15.4	19.9
Opady <i>Falls</i> mm	0				0	1.9
Ilość światło- godzin <i>Quantity of hours of light</i>	4.7				7.1	5.1

Pobrałem jednocześnie również dwie próby nad inną głębokością maksymalną, mianowicie 16 m. Otrzymałem następujące liczby: w 8 m było 276 b/cm<sup>3</sup> a w 14 m 257 b/cm<sup>3</sup>. Liczby te zdają się wskazywać na fakt, że gęstość rozmieszczenia poziomego bakterij pozostaje wszędzie na podobnym poziomie. Warstwa 14 m odpowiada jeszcze termoklinie po-

przedniej serii. Liczby otrzymane dla tej warstwy są też zgodne z liczbami otrzymanymi dla metalimnionu w punkcie badań nad głębokością maksymalną 50 m.

T A B. 12. 19. VIII. 1936.

A	1	2	3	4	5
Głębokość <i>Depth</i> m	Ilość bakteryj w 1 cm <sup>3</sup> <i>Quantity of bacteria in 1 ccm</i>	Stosunek poszczegól- nych warstw do maksimum przy- jętego za 1 <i>Proportion of quantities of particular layers to the max. of ad- mitted as unity</i>	t° C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> %
0	522	0.1839	22.5	8.51	95.1
8	535	0.1885	19.3	7.41	78.0
10	2837 !	1.0000	15.0	6.22	60.2
16	1667	0.5875	7.5	9.65	79.5
46	242	0.0853	5.2	8.76	69.1

Ostatnią serię prób pobrałem dnia 19 sierpnia 1936 r. nad maksymalną głębokością 46 m. Temperatura powietrza była dość wysoka, wynosząc średnio w dniu pobrania prób 17.6°. Zachmurzenie w tym dniu, jak i w poprzednim było niewielkie, natomiast w okresie wpływów było dość znaczne. Wartości insolacji były dość wysokie. Opadów było niewiele. W dniu i w przeddzień badań w ogóle opadów nie było. Wiatry były bardzo słabe (tab. 13). Stosunki jeziorne przedstawiały się podobnie jak podczas poprzednich badań, tylko termoklina, a zatem również epilimnion były obniżone: epilimnion sięgał do 8 m, termoklina do 16 m.

Co się tyczy ilości bakteryj, obserwujemy znowu zwiększenie ilości bakteryj w stosunku do poprzedniej próby, zwiększenie tak poważną, że zmienia ona rząd liczb wyrażających te wielkości

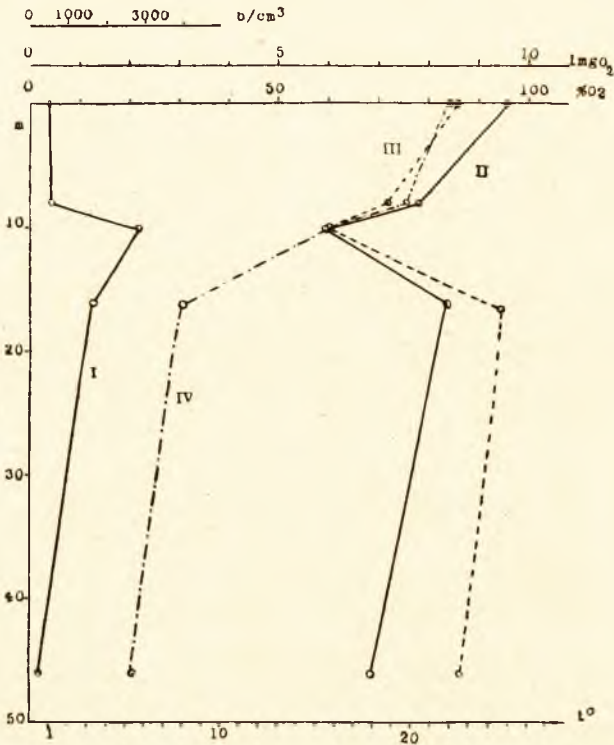
(p. tab. 12). Najwyższą liczbę serii, wynoszącą 2837 b/cm<sup>3</sup> znalazłem na głębokości 10 m. I w tej serii możemy zaobserwować, że minimum tlenu wypada w warstwie posiadającej

T A B. 13.

Dane meteorologiczne do serii z dn. 19. VIII. 1936.

	W dniu pobrania próby <i>The day of the sample taking</i>				Dzień przed pobranem próby (średnie) <i>Day before the sample taking (average)</i>	Średnie dzienne za 14-dniowy okres poprze- dzający badania <i>Day average for a fortnight period prece- ding the sam- ple taking</i>
	7 <sup>h</sup>	13 <sup>h</sup>	21 <sup>h</sup>	Średnie dzienne <i>Day average</i>		
Zachmurzenie <i>Clouds</i> 0—10	0	7	4	3.7	3.0	7.5
Wiatry <i>Wind</i> m/sek	0	1	0	0.3	0	1.0
Temperatura <i>Temperature</i> t°C	13.7	21.8	17.4	17.6	15.6	16.4
Opady <i>Falls</i> mm	0				0	2.3
Ilość światło- godzin <i>Quantity of hours of light</i>	8.6				9.1	5.3

maksimum bakteryj. Rozpatrując stosunek pozostałych danych tlenowych do wartości bakteryjnych tej serii, możemy stwierdzić, że nie daje się jednak ustalić współzależności na wszystkich poziomach.



Rys. 5. 19. VIII 1936. Wykres ilustrujący zależność między ilością bakteryj, temperaturą, ilością  $\text{mg O}_2$  i  $\% \text{O}_2$  na rozmaitych głębokościach (porów. tab. 12). [(Graphs showing the relation between the quantity of bacteria, temperature, quantity of  $\text{mg of O}_2$  and  $\% \text{O}_2$  on different depths (comp. tab. 12)].  
I—bakterie (bacteria), II— $\% \text{O}_2$ , III— $\text{mg O}_2$ , IV— $t^\circ$ .

### Wyniki.

Przystępując do omówienia otrzymanych wyników należy na wstępie zwrócić uwagę na niskie początkowo, aż do próby z dnia 16.8.36, liczby bakteryj (p. tab. 1, 3, 5, 6, 8, 10). Można tutaj wskazać jednak na fakt, że podobnie niskie liczby zostały zaobserwowane w jeziorze Głębokoje (KUZNETZOW 1923). Dadzą się one wytłumaczyć prawdopodobnie następującymi przyczynami: a) umiarkowanym, raczej oligotroficznym charakterem



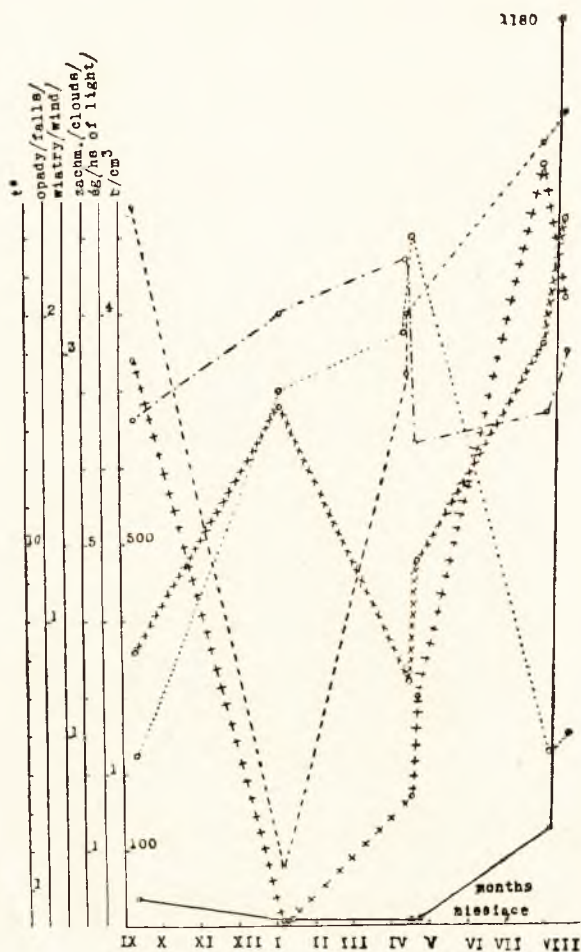
jeziora, b) brakiem zupełnym zanieczyszczeń (brak ścieków i większych zbiorowisk ludzkich w pobliżu, jeden tylko mały dopływ o podobnych walorach), wreszcie c) ogromną masą wody jeziora.

Należy następnie podkreślić, że nie potwierdziły się na jeziorze Wigierskim dane PFENIGERA (1902) i MINDERA (1920) o minimum bakteryjnym w czasie stagnacji letniej i maksimum podczas zimy. Otrzymane wyniki nie są również w zgodzie z danymi z jeziora Głubokoje, gdzie znaleziono minimum bakterij w lipcu i sierpniu, w zależności od głębokości, wzrost ich liczby na jesieni i ponowny spadek zimą.

Stosunki w naszym jeziorze przedstawiały się bardzo podobnie do jeziora Mendota (RUBY BERE 1933). I tutaj bowiem maksimum osiągały bakterie latem, w sierpniu. Z tabeli 10 i 12 widać nawet, jak liczba ich wzrastała w ciągu sierpnia i malała z początkiem jesieni, już we wrześniu. Zimą panują, zdaje się, wartości najniższe. W przeciwieństwie natomiast do jeziora Zurychskiego a w zgodzie z jeziorem Głubokoje, ilość bakterij w jeziorze Wigierskim nie wzrasta z głębokością. Daje się natomiast zauważyć stała zwyżka bakterij w termoklinie. Porównanie tych samych głębokości nie prowadzi do żadnych wniosków. Pewne uwagi może nasunąć raczej porównanie odpowiednich warstw poziomych i odpowiednich liczb, np. na granicy dwu warstw. Na tej właśnie podstawie opiera się przedstawiona poprzednio okresowość ilości bakterij.

Nawiązując jedynie pobieżnie do domniemyanych różnic w rozmieszczeniu poziomym bakterij, mógłbym stwierdzić, że mimo niekompletności danych, potwierdzają raczej one tezę o nieistnieniu takich różnic.

Dane MINDERA (1920) o zależności ilości bakterij i ich rozmieszczenia od intensywności insolacji nie potwierdziły się również. Widzimy (tab. 1, 2, 3, 4), że—choćby ilości światłogodzin w okresie wpływów spadły z 66.1 w dniu 4.9.35 do 6.6 (dziesięciokrotnie!) w dniu 4.I.36—ilości bakterij zamiast wzrosnąć gwałtownie zmalały. To samo potwierdza się i przy innych porównaniach. Z uwidocznionych w tabelach (rubryka 2) stosunków ilości bakterij poszczególnych warstw nie można wyciągnąć żadnych specjalnych wniosków co do ich rozmieszczenia.



Rys. 6. Wykres ilustrujący stosunek między ilościami (średnimi ze wszystkich serii) bakterij, światłogodzin, temperaturą, opadami i zachmurzeniem w czasie od 4. IX. 1935 do 19. VIII. 1936. [Graphs showing the relation between the quantities (average of all series) of bacteria, hours of light, temperature, falls and clouds from September 4th 1935 to August 19th 1936].

Średnie ilości b/cm <sup>3</sup>		Average quantities of b/cem	
"	"	światłogodzin — — — —	" " of hours of light
"	"	zachmurzenia — · — · —	" " of clouds
"	"	wiatrów . . . . .	" " of wind
"	"	opadów × × × × ×	" " of falls
"	"	t <sup>0</sup> powietrza + + + +	" " of air temperature

Jak już wspomniałem, bezpośredniego związku między temperaturą wody i ilością bakteryj nie daje się wykazać. O pośrednim wpływie już wspomniałem. Również opady, zamurzenie i wiatry nie wywierają, prawdopodobnie bezpośredniego wpływu na zmiany ilościowe i rozmieszczenie bakteryj (p. rys. 6).

Jak wynika z przytoczonych danych, można uważać bakterie, za jeden z czynników, wpływających na rozmieszczenie tlenu w jeziorach, zwłaszcza gdy chodzi o powstawanie warstwy minimum tlenowego. Na rozmieszczenie bakteryj mogą oddziaływać poza tym prawdopodobnie warunki fizyko-chemiczne i biologiczne, jak np. pożeranie bakteryj przez pierwotniaki (VIEWEGER 1918) lub inne zwierzęta wodne. Może tu grać rolę również jakaś swoista fagocytoza. Sprawy te jednak nie były dotąd badane.

Porównanie wyników pochodzących z rozmaitych jezior jest utrudnione z wielu powodów. Z nich najważniejsze: różna przynależność grupowa jezior (oligo-, eutrofizm i t. p.), odrębność rozmaitych warunków, związanych z położeniem geograficznym, charakterem geologicznym terenu i t. p. Jeżeli chodzi o jezioro Zurychskie, z którego dane porównywałem ze swoimi, to jest ono zupełnie odmienne od jeziora Wigry. Przezroczystość jeziora tego jest bez porównania większa niż jeziora Wigry. W tym ostatnim promienie słoneczne nie dochodzą w zasadzie do termokliny (por. badania STENZA 1938), podczas gdy w jeziorze Zurychskim przenikają ją całkowicie. Ta odrębność limnologiczna obu jezior może tłumaczyć różne, czasem zgoła przeciwne wyniki. W wielu wypadkach dane nasze podobne są do danych z jezior rosyjskich (np. Głubokoje), jako zbliżonych swym charakterem położeniem i warunkami ogólnymi.

Pracę niniejszą wykonałem na Stacji Hydrobiologicznej na Wigrach. Pragnąłbym wyrazić jej kierownikowi p. dr. A. LITYŃSKIEMU oraz p. doc. dr. Z. KOŹMIŃSKIEMU, starszemu asystentowi Stacji, serdeczne podziękowanie za umożliwienie i ułatwienie pracy na Stacji, jak również za cenną pomoc, uwagi i szereg danych fizyko-chemicznych i meteorologicznych.

## LITERATURA.

Baier C. R. 1936: Studium zur Hydrobakteriologie stehender Binnengewässer. Arch. f. Hydrobiol. Bd. 23.—Bere Ruby 1933: Numbers of Bacteria in Inland Lakes of Wisconsin as Shown by the direct Microscopic Method. Inter. Revue Hydrob. Bd. 29.—Brehm V. 1930: Einführung in die Limnologie. Biologische Studienbücher. Bd. X. Berlin.—Karsinkin G., Kuznetzow S. I., Kuznetzowa Z. I. 1930: K'wyjasnieniu przyczin dynamiki kisloroda w wodzie Głubokogo Oziera. Trudy Gidrobiologiczeskoj Stancji na Głubokom Oziere. Tom VI. Wyp. 5.—Kleiber A. 1894: Qualitative und quantitative bakteriologische Untersuchungen des Zürichseewassers. In. Diss. Zürich.—Kozmiński Z. 1930: Jezioro Wigierskie jako teren badań naukowych. Wszechświat.—Kozmiński Z. 1932: O sposobie obliczania deficytu tlenowego w jeziorach Suwalskich. Arch. Hydrobiol. i Ryb. T. VII.—Kozmiński Z. 1933: O termice jeziornej. Wszechświat Nr. VI.—Kozmiński Z. i Wiszniewski J. 1935: Über die Vorfrühlingthermik der Wigryseen. Archiv f. Hydrobiol. Bd. 28.—Kuznetzow S. J. 1923: Rezultaty bakteriologiczeskich isledowanii wody Głubokogo Oziera. Trudy Gidrobiol. St. Głub. Oziera T. VI. Wyp. II i III.—Lenz, F. 1928: Biologie der Süßwasserseen. Biol. Studienbücher Bd. IX. Berlin.—Lityński A. 1926: Studja limnologiczne na Wigrach. Arch. Hydrobiol. i Ryb. T. I.—Matuszewski 1932: Zastosowanie prawa Poissona do liczenia kolonij. Warszawa.—Minder L. 1920: Zur Hydrophysik des Zürich- und Wallensees, nebst Beitrag zur Hydrochemie und Hydrobakteriologie des Zürichsees. Arch. f. Hydrobiol. Bd. XII.—Naumann E. 1930: Einführung in der Bodenkunde der Seen, Die Binnengewässer. Bd. IX. Stuttgart.—Ohlmüller-Spitta 1931: Untersuchung und Beurteilung des Wassers und des Abwassers. Berlin.—Pfeniger A. 1902: Beiträge zur Biologie des Zürichsees. Zeitschr. f. Gewässerkunde. Bd. IV.—Pringsheim E. G. 1920: Über die gegenseitige Schädigung und Förderung von Bakterien. Zbl. f. Bakter. II Bd. 51.—Snow L. M. and Fred E. B. 1926: Some characteristics of the Bacteria of Lake Mendota. Trans. of the Wisconsin Acad. Sc. Bd. 22.—Stangenberg M. 1935: Chemische Untersuchungen am Wigrysee. Arch. Hydrobiol. i Ryb. T. IX.—Stenz E. 1938: O przenikalności promieniowania słonecznego w jeziorach Wigierskich. Arch. Hydrobiol. i Ryb. T. XI.—Thienemann A. 1926: Die Binnengewässer Europas. Die Binnengewässer. Bd. I. Stuttgart.—Thienemann A. 1928: Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. Die Binnengewässer. Bd. IV. Stuttgart.—Weresčagin G. J. 1931: Methoden der hydrochemischen Analyse in der limnologischen Praxis. Arch. f. Hydrobiol. Bd. 23. Stuttgart.—Vieweger T. 1918: Zależność rozwoju wymoczków od rozwoju bakteryj. Spr. Pos. T. N. W. Wydz. Mat. Przyr. Rok XI.—Zih A. 1929: Bakteriologische Untersuchungen des Balaton-Seewassers. Arb. d. II Ung. Abt. Ungar. Biol. Forsch.-Inst. Bd. II.—Zih A. und Ruttner 1932: Beiträge zur Bakteriologie der Lunzer Seen. Inter. Revue Bd. 26.



## Summary

D. EFRON

VERTICAL DISTRIBUTION OF BACTERIA  
IN THE LAKE WIGRY

The author has executed bacteriological researches in the lake Wigry with the view of investigating: 1) Whether there exists regularity in vertical quantitative distribution of bacteria. If so, what is its expression and with what factors is it connected (meteorological, limnological) and, first of all, has it any connections with oxygen stratification. 2) Whether there exist seasonal variations of quantity of bacteria and what they are. 3) Whether there exist differences in horizontal distribution of bacteria. These last researches had been executed only on the margin of the former ones and are not complete.

The author had counted bacteria by indirect method (by means of sowing out on Petri plates and then by counting the grown up colonies) preferring this one to the applied sometimes methods of direct counting, though with the help of the last it is possible to show higher figures. For in biological researches—which is the author's aim—one wants to show alive bacteria, without taking into account „the dead” and rather whole „cemeteries” which takes into account the direct method.

The author comes to the following conclusions: 1) Quantities of bacteria are independent from external conditions (rain-fall, winds, temperature, quantities of hours of light, clouds etc). 2) Quantities of bacteria are generally reversely proportional to the value of oxygen saturation, it means the more bacteria the less oxygen and the layer maximum of bacteria corresponds to the layer minimum of oxygen. Bacteria are to be considered not the sole, but one of the principal factors influencing the layers of oxygen. 3) Quantities of bacteria in the lake Wigry do not grow according to the depth. One may observe however the growing of bacteria in the thermocline. 4) It is impossible to establish a direct connection between the temperature of water and the quantity of bacteria. But there is surely an indirect connection, owing to the change of conditions in which



take place all these chemical processes in which participate bacteria; as well as owing to the change of specific weight of water, which in its turn influences the distribution (falling down) of plankton organisms and different sediments. 5) The quantities of bacteria had come to a maximum in summer, in August. On the beginning of autumn (in September) there were less. They had been still diminishing in winter. These relations are similar to those found in the lake Mendota. 6) Differences in horizontal distribution of bacteria do not probable exist at all. 7) Low numbers of bacteria may be caused by a) moderate oligotrophic character of the lake; b) absolute want of pollutions and c) large quantity of water.

The comparison of results from different lakes is difficult because of many reasons. The most important are: different character of lake (oligo- and eutrophic), peculiarity of different characters caused by geographical, geological situation etc. It is thus that ought to be explained divergences in results of different authors.

---

KAZIMIERZ TARWID

KOMARY ZEBRANE NA POLESIU  
W KOŃCU LATA 1936

Wiadomości o faunie komarów Polski są bardzo ubogie. O komarach Polesia polskiego, o ile mi wiadomo, nie posiadamy żadnych danych. Z tego względu zasługuje na opublikowanie mały zbiorek komarów, który udało mi się zebrać w okolicach Pińska i nad kanałem Ogińskiego dzięki pomocy wyprawy hydrobiologicznej, zorganizowanej przez Stację Hydrobiologiczną na Wigrach w latach 1935-36. Materiał, którym rozporządzam, składa się z larw *Chaoborinae* zebranych przez wyprawę w czasie od 14.VII do 12.VIII.1936, oraz z form dorosłych zebranych przeze mnie w czasie od 17.VIII do 14.IX.36. Zdobyty materiał form dorosłych zarówno ze względu na mało tym połowom sprzyjającą porę (koniec lata), jak i z uwagi na specjalnie niepomyślną dla tych celów pogodę (wybitnie sucha pierwsza połowa lata) nie jest obfity.

Korzystam z okazji, by podziękować kierownikowi Stacji Hydrobiologicznej na Wigrach, p. doc. dr. A. LITYŃSKIEMU, za łaskawe umożliwienie mi wzięcia udziału w pracach wymienionej wyprawy.

Rodzaj *Chaoborus* Licht.

W posiadanych przeze mnie materiałach z Polski znajdują się dwa gatunki tego rodzaju: *Ch. crystallinus* (Deg.) i *Ch. flavicans* (Meig.). Pierwszy z nich odznacza się bardzo dużą skalą środowisk zamieszkiwanych przez larwy. Między innymi jest to charakterystyczny mieszkaniec głębin pewnych typów jezior,

znany powszechnie w hydrobiologii pod nazwą „*Corethra plumicornis*”. Drugi gatunek w naszej literaturze faunistycznej nie był dotychczas wymieniany. Według danych autorów niemieckich lęgnie się on w wodach zalewisk rzecznych.

Dostarczony mi materiał larw poławiany był w następujących stanowiskach: rzeka Lwa i jej „zatony”, jezioro Końce, jez. Dołżok, jez. Wiry, jez. Terebińskie, jez. Zasumińskie, jez. Horodyskie. Bliższe charakterystyki tych zbiorników znajdują się w pracach: CABEJSZEKÓWNY<sup>1)</sup>, KRASNODĘBSKIEGO<sup>1)</sup> i NEUMANA<sup>1)</sup>. Dla moich celów zauważę, że wymienione stanowiska obejmują dość obszerną skalę środowisk: począwszy od rzeki o słabym prądzie, poprzez małe zbiorniki mniej lub więcej opanowane przez przepływającą przez nie rzekę, do większych zbiorników, już o charakterze jeziornym.

W dostarczonym mi materiale znalazłem wyłącznie larwy *Ch. flavicans* (Meig.). Byłoby rzeczą ciekawą przesledzenie tej sprawy w większej ilości jezior poleskich.

W łapanym przeze mnie materiale form dorosłych, były również tylko *Ch. flavicans* (Meig.).

#### Rodzaj *Theobaldia* Neuv.-Lamm.

2 ♀♀ złapane 27. VIII.36. Jedna na łąkach nad Szczarą przy kanale Ogińskiego, druga nad tymże kanałem przy jeziorze Wyganowskim. Oba okazy są mocno zlatane i wskutek tego trudne do określenia. Prawdopodobnie oba należą do gatunku *Th. morsitans* (Theob.).

#### Rodzaj *Aedes* Meig.

A. (*Ochlerotatus*) *dorsalis* (Meig.). ♂♂ i ♀♀ łapane lęgające się na łąkach w okolicach Pińska począwszy od 5.IX.36. Gatunek ten dla Polski dotychczas nie był wymieniany; w moich materiałach znajdują się okazy i z innych miejsc Polski.

---

<sup>1)</sup> C a b e j s z e k ó w n a I. Materiały do znajomości fitoplanktonu Polesia. Arch. Hydrob. i Ryb. T. X, Nr. 4, Suwałki, 1937.—K r a s n o d ę b s k i F. Wioślarki (*Cladocera*) Zahorynia (Polesie). Ibidem.—N e u m a n T. Badania chemiczne, wykonane w lipcu 1936 r. w Polesiu. Ibidem.

A. (*Ochlerotatus*) *annulipes* (Meig.). 3 ♀♀ złapane nad Kanałem Ogińskiego przy jeziorze Wyganowskim, 28. VIII. 36, oraz 1 ♀ — w lesie między Horodyszczem i Pohostem Zahorodzkim, 6. IX. 36.

A. (*Aedes*) *cinereus* Meig. ♀♀ łapane wszędzie przez cały okres pobytu.

A. (*Aedimorphus*) *vexans* (Meig.). Łapane ♂♂ i ♀♀ legnące się głównie w lasach i na ich skrajach.

Poza tym nad jeziorem Wyganowskim przy wyjściu kanału Ogińskiego w stronę Szczary zostały złapane 28. VIII. 26 następujące gatunki podrodzaju *Ochlerotatus*: *annulipes* (Meig.), *communis* (Deg.), *excrucians* (Walk.), *flavescens* (Müll.), *maculatus* (Meig.), *punctor* Kirby, *riparius* D. K., *sticticus* (Meig.). Z nich A. *flavescens* (Müll.) dotychczas dla Polski nie był wymieniany.

#### Rodzaj *Culex* L.

*C. pipiens* L. ♂♂ i ♀♀ łapane pojedynczo wszędzie przez cały czas pobytu.

*C. exilis* Dyar. 3 ♂♂ złapane 12. IX. 36 w lasku ku N od Pińska. Dotychczas ten niedawno opisany i trudny do odróżnienia od *C. pipiens* gatunek znany był z Polski tylko z jednego okazu z okolic Smorgoń (TARWID<sup>1</sup>).

Jak już wspominałem na wstępie, kilka okoliczności złożyło się na to, że komary w zebranych materiale nie mogły być licznie reprezentowane. Stąd płynie jego nieprzydatność dla charakteryzowania „zespołów” komarów tego terenu.

Wyjątek stanowią połowy w dwu miejscach: 1) Komary zebrane w dniach 27 i 28. VIII nad jeziorem Wyganowskim przy kanale Ogińskiego w stronę Szczary.—2) Komary z lasku ku N od Pińska w bezpośrednim sąsiedztwie tegoż, zebrane 12. IX. 36.

<sup>1</sup>) Tarwid K. Wyniki ankiety dra Henryka Raabego w sprawie występowania komarów domowych w Polsce w r. 1924 i 1925. *Faunistica Mus. Zool. Pol.* T. II. Nr. 19. Warszawa 1934.



Komary z nad Kanału Ogińskiego skupiały się głównie przy samym Kanale w części otoczonej lasem. Połów wykonano w trzech seriach w różnych punktach rozciągniętych na przestrzeni około 1.5 km. Chwymano okazy latające w powietrzu i zagarniano czerpakiem po roślinności. Wyniki ilustruje poniższa tabelka. Połów nie był wykonywany z obliczeniem na uzyskanie wyników o charakterze ilościowym. Trudno więc z przytoczonych liczb wyciągać dalej idące wnioski, tych danych jednak, które są, wystarcza do najogólniejszego stwierdzenia wybitnej różnicy między tymi stosunkami i zespołem komarów obserwowanym przeze mnie w Puszczy Kampinoskiej<sup>1)</sup>.

Nazwa gatunku	Ilość okazów w kolejnych połowach			Razem
<i>Theobaldia morsitans</i> (Theob.)			1	1
<i>Aedes annulipes</i> (Meig.)		3		3
„ <i>cinereus</i> Meig.		7		7
„ <i>communis</i> (Deg.)		1		1
„ <i>excrucians</i> (Walk.)		1		1
„ <i>flavescens</i> (Müll.)		1		1
„ <i>maculatus</i> (Meig.)	2			2
„ <i>punctor</i> Kirby	1	4		5
„ <i>riparius</i> D. K.		1+2?		3
„ <i>sticticus</i> (Meig.)		1		1
„ <i>vexans</i> (Meig.)	14	17	4	35
<i>Culex pipiens</i> L.	1			1
Suma	18	38	5	61

<sup>1)</sup> Tarwid K. Próba analizy zespołów komarów Puszczy Kampinoskiej pod Warszawą. In. litt. (Instytut Badawczy Lasów Państwowych, Rozprawy i sprawozdania).

## Współpracownicy ARCHIWUM:

Doc. Dr J. BOWKIEWICZ (Warszawa), Dr G. BRZEK (Poznań), Prof. Dr J. DEMBOWSKI (Wilno), K. DEMEL (Hel), Mgr I. CABEJSZEKÓWNA (Kraków), Prof. Dr B. FULIŃSKI (Lwów), Doc. Dr M. GIEYSZTOR (Warszawa), Doc. Dr T. JACZEWSKI (Warszawa), Dr S. JAKUBISIAK (Poznań), Doc. Dr Z. KOŹMIŃSKI (Wigry), Mgr F. KRASNODEBSKI (Pińsk), Dr W. KULMATYCKI (Bydgoszcz), Doc. Dr S. MARKOWSKI (Warszawa), Doc. Dr S. MINKIEWICZ (Puławy), Dr A. MOSZYŃSKI (Poznań), T. NEUMAN (Hel), Dr K. PASSOWICZ (Wigry), Dr L. PAWŁOWSKI (Pabianice), Prof. Dr J. PRÜFFER (Wilno), Inż. H. PRZYŁĘCKI (Warszawa), Prof. Dr W. ROSZKOWSKI (Warszawa), Doc. Dr J. RZÓSKA (Poznań), Prof. Dr M. SIEDLECKI (Kraków), Doc. Dr P. SŁONIMSKI (Warszawa), Prof. Dr T. SPICZAKOW (Kraków), Prof. Dr F. STAFF (Warszawa), Dr Inż. M. STANGENBERG (Warszawa), Prof. Dr W. STEFAŃSKI (Warszawa), Dr E. STENZ (Zakopane), Mgr K. TARWID (Warszawa), Mgr M. WIERZBICKA (Warszawa), Doc. Dr J. WISZNIEWSKI (Pińsk), Prof. Dr T. WOLSKI (Warszawa), Prof. Dr J. WOŁOSZYŃSKA (Kraków).

---

Korespondencję do Redakcji należy kierować w sprawach, dotyczących prac limnologicznych, pod adresem: Doc. Dr A. LITYŃSKI, Stacja Hydrobiologiczna, Suwałki; w sprawach zaś, dotyczących prac morskich, pod adresem: Doc. Dr M. BOGUCKI, Instytut im. Nenckiego, Śniadeckich 8, Warszawa.

Adres Administracji: Stacja Hydrobiologiczna, Suwałki.

---

Skład główny: Ekspedycja wydawnictw Kasy im. Mianowskiego, Warszawa, Nowy Świat 72.

---

Drukarnia K. Dargielowej w Suwałkach, ul. Kościuszki 94.



