

P. 509
INSTYTUT BIOLOGII DOŚWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

Tom XIII (XXVI)

Nr 1

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1965

<http://rcin.org.pl>



SPIS TREŚCI — СОДЕРЖАНИЕ — CONTENTS

J. Zachwieja	
Wahania dobowe temperatury, O ₂ , CO ₂ , pH i alkaliczności w litoralu jeziora Mamry	5
J. Zachwieja	
Obserwacje nad całkowitym zanikiem tlenu w jeziorze Warniak podczas zimy 1959/1960	29
J. Domurat	
Rozwój zarodkowy troci (<i>Salmo trutta m. lacustris</i> L.) w przepływającym środowisku bezwodnym	43
M. Januszko	
Analiza biologiczna złoża płytowego wysokoobciążonego w oczyszczalni ścieków mleczarskich w Szaflarach	49
Z. Januszkiewicz	
Przyczynek do znajomości chemizmu jeziora Ewingi	63
L. Szlauer	
The refuge ability of plancton animals before models of plancton-eating animals	89
S. Kozikowska	
Crustacés, parasites des poissons de la Pologne. III. Résultats des explorations sur les poissons de la côte méridionale de la mer Baltique	97
S. Kozikowska	
Crustacés, parasites des poissons de la Pologne. IV. Les effets des explorations sur les poissons de la Basse Silésie	105
L. Turoboyski, S. Humnicka	
Stosunki termiczno-tlenowe w Wiśle na km 62 w okresie letnim	115
Recenzje	
Fritz Schwerdtfeger, <i>Ökologie der Tiere</i> . Tom I. <i>Autökologie</i> . M. Bogucki	125
Olga Sebestyén, <i>Bevezetés a limnológiába. A belvizsek életéről</i> . Wł. Iwasik	126

POLSKIE ARCHIWUM
HYDROBIOLOGII

ИНСТИТУТ ОПЫТНОЙ БИОЛОГИИ ИМ. НЕНЦКОГО
ПОЛЬСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

ПОЛЬСКИЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АРХИВ

бывший

АРХИВ ГИДРОБИОЛОГИИ И РЫБОЛОВСТВА

ТОМ XIII (XXVI)

№ 1

ВАРШАВА 1965

NENCKI INSTITUTE OF EXPERIMENTAL BIOLOGY
POLISH ACADEMY OF SCIENCES

POLISH ARCHIVES OF HYDROBIOLOGY

formely

ARCHIVES D'HYDROBIOLOGIE ET D'ICHTHYOLOGIE

VOL. XIII (XXVI)

No. 1

WARSAW 1965

INSTYTUT BIOLOGII DOŚWIADCZALNEJ im. M. NENCKIEGO
POLSKIEJ AKADEMII NAUK

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

Tom XIII (XXVI)

Nr 1

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE
WARSZAWA 1965

<http://rcin.org.pl>

POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII

jest kontynuacją

ARCHIWUM HYDROBIOLOGII I RYBACTWA

Komitety Redakcyjne

Redaktor M. BOGUCKI

Członkowie

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

PAŃSTWOWE WYDAWNICTWO NAUKOWE — WARSZAWA 1965

Nakład 700 + 120. Ark. wyd. 8,75. Ark. druk. 8,0. Papier druk sat. 70 g, V kl.
70×100/16. Przekazano do składu 14.I.1965 r. Druk ukończono w czerwcu 1965 r.
Zam. 53/65. E-85. Cena zł 27.—

Drukarnia im. Rewolucji Październikowej — Warszawa

J. Zachwieja

Wahania dobowe temperatury, O_2 , CO_2 , pH i alkaliczności w litoralu Jeziora Mamry

Zakład Gospodarki Jeziorowej IRS w Giżycku

Wstęp

Różne procesy biologiczne zachodzące w zbiorniku wodnym są bardzo ściśle związane ze składem chemicznym jego wody. Dla zrozumienia jakiegokolwiek procesu biologicznego konieczne jest poznanie składu chemicznego wody, w której proces ten przebiega.

Ilość gazów rozpuszczonych w wodzie, pozostająca w ścisłym związku przyczynowym z rozwojem życia, wskazuje na możliwości obliczania produktywności pierwotnej zbiornika oraz jej ekstremalnych wartości w różnych porach roku, a nawet w ciągu doby. Może się więc przyczynić do stworzenia naukowych podstaw racjonalnej hodowli ryb w jeziorach. Jednym z ogniw obiegu związków organicznych w zbiorniku jest działalność asymilacyjna hydrofitów w strefie litoralnej jezior. Ilość hydrofitów w litoralu dużych jezior stanowi poważny procent w stosunku do całkowitej ich powierzchni, nie mówiąc już o płytkich jeziorach, w których dno przeważnie całkowicie jest pokryte roślinnością zanurzoną. Według Bernatowicza i Radziewa (w druku) w jeziorze Mamry Północne o powierzchni 2654,83 ha makrofity zajmują 39,5% całkowitej powierzchni, z czego aż 31,1% przypada na hydrofity. W jeziorze Kisajno (południowa część kompleksu Mamr) o powierzchni 1902,23 ha, na którym zostały przeprowadzone badania, makrofity zajmują 32,8% w stosunku do całkowitej powierzchni, z czego 22,4% przypada na hydrofity. Powyższe cyfry wystarczająco przekonują o wartości i znaczeniu hydrofitów w bilansie produktywności pierwotnej.

Praca niniejsza została wykonana pod kierownictwem prof. dr P. Olszewskiego w ramach szerokich badań litoralu w jeziorze

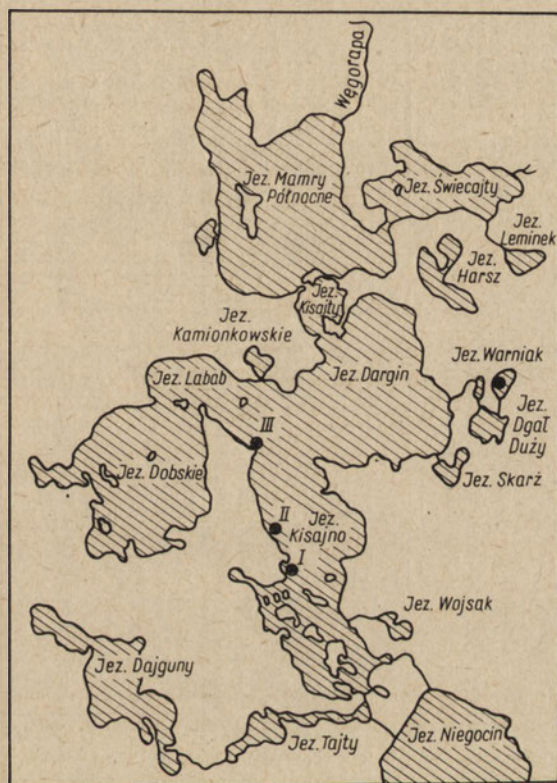
Mamry, prowadzonych przez prof. dr M. Gieysztorą. Za inicjatywę oddania powyższego tematu do opracowania oraz za pomoc w trakcie jego realizacji składam podziękowanie prof. dr M. Gieysztorowi, prof. dr. P. Olszewskiemu oraz prof. dr S. Bernatowiczowi.

Cel i metoda pracy

W procesie fotosyntezy hydrofitów, zależnej od optymalnego nasłonecznienia, optymalnej temperatury oraz ilości substancji odżywczych, zachodzi jednocześnie asymilacja CO_2 i wydzielanie O_2 (Barth 1957). W związku z powyższym występują periodyczne wahania zawartości O_2 i CO_2 związane ze zmianą dnia i nocy, zwane inaczej obiegiem dobowym. Ze zmieniającą się zawartością CO_2 w procesie fotosyntezy są ściśle związane zmiany pH i alkaliczności, teoretycznie wyjaśnione przez Tillmanna (1919), Kolthoffa (1921), Ruttnera (1926) oraz Schöperclausa (1926). W dotychczasowej literaturze spotyka się mało prac dotyczących zmian dobowych O_2 , CO_2 , pH i alkaliczności bezpośrednio w zbiornikach wodnych, a w szczególności w strefie litoralnej jezior. Wahania dobowe zawartości tlenu w stawach karpiovych badał Weimann (1936), a w drobnych zbiornikach Behrens (1937). W drobnym zbiorniku śródłukowym obserwację nad zmianami zawartości O_2 , CO_2 , pH i twardości węglanowej pod wpływem działalności asymilacyjnej zwartych skupisk jaskra (*Ramunculus Baudoti*) przeprowadził Gessner (1932). Z polskich opracowań należy wymienić badania Olszewskiego (1939) nad dobowymi zmianami tlenu w drobnych zbiornikach Hali Gąsienicowej oraz Palucha (1956) w zbiorniku rzeczonym. Oprócz tlenu Bombóna (1956) badała zmiany dobowe pH i alkaliczności w stawach karpiovych. Bardzo interesujące obserwacje nad zmiennością termiki dobowej w litoralu jezior przeprowadził Gieysztor (1960). Między innymi stwierdził, że amplitudy dobowe temperatury maleją od wiosny do zimy.

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie wahań dobowych temperatury, zawartości tlenu, dwutlenku węgla, pH i alkaliczności w zależności od różnych głębokości, charakteru dna, różnego stopnia pokrycia przez helofity i hydrofity oraz warunków atmosferycznych, w różnych typach litoralu jeziora Kisajno i Dargin. Badania przeprowadzono latem 1958 roku na trzech profilach litoralnych w jeziorze Kisajno i Dargin oraz na jednym profilu w jeziorze Warniak (rys. 1). Według powszechnie przyjętych typologii jezior Thienemanna i Naumanna, rozszerzonej przez Stangenberga (1936) i uzupełnionej przez Wiszniewskiego (1953), jeziora Kisajno i Dargin można zaliczyć

do typu eutroficznego, a pod względem statyczności termicznej do typu holomiktycznego (Findenegg 1937). Jezioro Warniak można zaliczyć do typu jeziora nazwanego przez Stangenberga eutroficznym-stawowym, a przez Wiszniewskiego eutroficznym-polimiktycznym. Próby były pobierane z trzech stanowisk na każdym profilu litoralnym, to jest z płytkiego litoralu (profil I, II i IV — strefa *Carex* sp., profil III — psammolitoral), wśród helofitów oraz nad łąkami podwod-



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk badawczych w jez. Mamry (profil IV — jez. Warniak)

Distribution of research stations in lake Mamry

nymi. Wodę do analizy pobierano przyrządem Wereszczagina (1931) z dna, co trzy godziny. Próby pobierane z łodzi dostarczano na motorówkę, gdzie natychmiast oznaczono poszczególne elementy. Próby z danej serii były analizowane nie później niż w ciągu jednej godziny od momentu pobrania. Temperaturę wody mierzono za pomocą termometru czerpakowego z dokładnością do $0,1^{\circ}\text{C}$. Zawartość tlenu oznaczano

Tab. 1. Profil litoralny I. jez. Kisajno. Wzhania dobowe temperatury, O₂, CO₂, pH i alkaliczności littoral profile I. Lake Kisajno. Diurnal change temperature, O₂, CO₂, pH and alkalinity

Data Date	Godzi- ny Hours	Stanowisko - Station 1 Głęb. - Depth 0,5 m Carex						Stanowisko - Station 2 Głęb. - Depth 1,1 m Phragmites communis						Stanowisko - Station 3 Głęb. - Depth 2,5 m Cherales						Pogoda - Weather	
		Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. sat.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. sat.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. sat.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH		
18/19 VI 1958	16	17,0	4,69	48,60	10,0	2,60	-	15,2	8,44	84,14	4,0	2,90	-	15,2	10,75	107,10	0,0	2,60	-	18.VI słonecznie, cumulus. Wiatr SE-4 ⁰ B, w nocy cisza, 19.VI od 3 do 7 deszcz i zmiana wiatru na W-2 ⁰ B, słonecznie, cumulus	
	19	16,5	3,62	36,41	14,0	2,70	-	14,9	7,83	77,60	7,0	2,60	-	15,2	10,24	102,09	0,0	2,70	-		
	22	16,5	3,06	30,78	11,0	2,80	-	14,9	7,22	71,55	12,0	2,70	-	15,0	9,85	97,81	0,0	2,60	-		
	1	15,9	2,88	29,17	12,0	2,70	-	14,2	5,75	56,15	13,0	2,70	-	14,8	9,48	93,76	0,0	2,60	-		
	4	15,2	1,90	18,94	13,0	2,70	-	13,8	3,44	33,33	7,0	2,70	-	14,6	9,18	90,44	1,0	2,50	-		
	7	15,3	3,23	32,30	10,0	2,60	-	14,0	6,63	64,49	3,0	2,55	-	14,7	8,37	82,62	1,0	2,65	-		
	10	16,0	1,84	18,68	6,0	2,50	-	14,3	8,36	81,80	5,0	2,60	-	14,7	8,52	84,10	2,0	2,60	-		
	13	16,2	8,50	86,64	4,0	2,50	-	14,7	9,67	95,45	2,0	2,50	-	14,9	9,28	91,97	1,0	2,70	-		
	26/27 VI 1958	13	18,8	5,13	55,10	10,0	2,50	7,4	17,5	10,12	105,08	2,0	2,45	8,05	17,2	11,74	122,16	0,0	2,55	8,3	26.VI od 11 do 16 słonecznie, cumulus, później stratus.
		16	18,9	4,26	49,73	5,0	2,50	7,4	17,8	10,15	104,74	1,0	2,50	8,05	17,6	11,08	116,26	0,0	2,55	8,3	
		19	18,3	5,97	64,26	10,0	2,40	7,4	17,6	10,50	110,54	0,0	2,45	8,1	17,7	10,66	112,09	0,0	2,50	8,4	
		22	18,3	3,91	41,59	9,0	2,40	7,4	17,6	10,54	110,59	0,0	2,50	8,2	17,6	9,96	104,51	0,0	2,50	8,4	27.VI stan pogody podobny. Temperatura powietrza 17,4- 18,9°C
		1	18,0	3,00	31,74	10,0	2,50	7,3	17,6	8,75	91,81	0,0	2,55	8,1	17,3	9,50	99,06	0,0	2,60	8,3	
4		17,4	2,13	22,25	11,0	2,50	7,2	17,4	7,56	78,99	5,0	2,60	7,7	17,0	9,20	95,33	1,0	2,65	8,1		
7		17,4	3,13	32,70	10,0	2,50	7,2	17,4	8,84	92,37	3,0	2,55	7,7	17,0	9,46	98,05	0,0	2,55	8,2		
10		17,6	3,61	37,88	11,0	2,55	7,3	17,4	9,03	94,35	2,0	2,60	7,8	17,1	10,26	106,26	0,0	2,65	8,5		
12/13 VIII 1958		10	18,9	3,09	33,20	10,0	2,95	6,8	18,3	9,35	99,46	1,0	2,90	7,6	18,6	15,55	166,48	0,0	2,45	8,1	12.VIII słonecznie bezchmurnie. Wiatr E-4 ⁰ B, w nocy cisza. 13.VIII słonecznie od godz. 7. Tempera- tura powietrza 17,4-21,2°C
		13	19,7	12,21	133,29	5,0	2,60	7,6	19,6	11,39	124,20	3,0	2,55	7,9	18,7	16,32	174,91	0,0	2,50	8,2	
	16	21,5	9,90	112,11	4,0	2,60	7,6	20,9	7,82	87,56	2,0	2,55	7,9	18,8	16,50	177,22	0,0	2,50	8,2		
	19	20,7	7,14	79,59	4,0	2,60	7,4	20,7	9,35	101,76	2,0	2,50	7,9	19,0	15,45	166,66	0,0	2,45	8,2		
	22	19,8	7,04	77,02	8,0	2,60	7,3	20,3	9,20	104,26	1,0	2,50	7,9	19,0	13,97	150,70	0,0	2,45	8,1		
	1	19,5	3,57	38,84	8,0	2,65	7,5	19,6	8,60	92,69	2,0	2,55	7,8	19,0	12,07	130,20	1,0	2,50	8,1		
	4	18,2	0,84	8,92	9,0	2,60	6,8	19,2	7,05	76,38	2,0	2,55	7,8	18,7	11,03	118,22	1,0	2,45	8,1		
14/15 VIII 1958	7	18,4	0,51	5,52	9,0	2,60	6,7	18,7	3,27	35,04	7,0	2,50	7,2	18,7	12,28	131,61	0,0	2,50	8,1		
	7	18,5	6,12	65,38	11,0	2,60	7,3	18,7	6,71	71,91	7,0	2,55	7,4	18,3	10,29	109,46	0,0	2,45	8,1	14.VIII stratus 10 godz., później słonecznie. Wiatr W-3 ⁰ B, w nocy cisza. Temperatura powie- trza 15,2-22,0°C	
	13	21,9	6,63	75,68	6,0	2,60	7,4	19,3	10,62	115,35	3,0	2,55	7,7	18,4	12,66	134,96	0,0	2,50	8,2		
	16	21,2	8,92	100,56	4,0	2,55	7,4	19,5	10,04	109,27	2,0	2,55	7,9	18,7	13,60	149,76	0,0	2,50	8,2		
	19	20,5	8,70	96,55	6,0	2,65	7,4	19,4	11,67	126,84	2,0	2,50	7,8	18,9	14,79	159,71	0,0	2,50	8,2		
	22	20,0	7,20	79,12	7,0	2,60	7,2	19,2	10,30	113,75	4,0	2,50	7,6	18,7	13,28	142,33	0,0	2,50	8,2		
	1	19,2	3,85	41,71	9,0	2,55	7,1	19,0	9,20	99,24	6,0	2,50	7,4	18,1	12,10	128,31	1,0	2,50	8,1		
4	18,3	1,18	12,55	12,0	2,65	6,9	18,4	6,20	66,09	8,0	2,50	7,3	17,9	9,98	105,38	1,0	2,60	8,1			

metodą Winklera. Względne zawartości tlenu obliczono po uwzględnieniu temperatury wody oraz średniego ciśnienia atmosferycznego na podstawie obserwacji Górczyńskiego, po uwagach Koźmińskiego (1933) i Olszewskiego (1953); wartość ta wynosi 761,4 mm Hg. Dwutlenek węgla oznaczono według Wereszczagina (1931) w 100 ml wody roztworem Na_2CO_3 w obecności fenolftaleiny. Alkaliczność oznaczono przez zmiareczkowanie 100 ml wody 1/10 n HCl wobec metyloranżu (Czensny 1926). Kwasowość oznaczono przez porównanie wody badanej z odpowiednim indykatozem w komparatorze Walpole'a z dokładnością do 0,1 pH. Do badań zastosowano purpurę bromo-krezolową o pH w zakresie 5,3—7,2, błękit bromo-tymolowy 6,15—8,05 oraz czerwień krezolową 7,15—9,05.

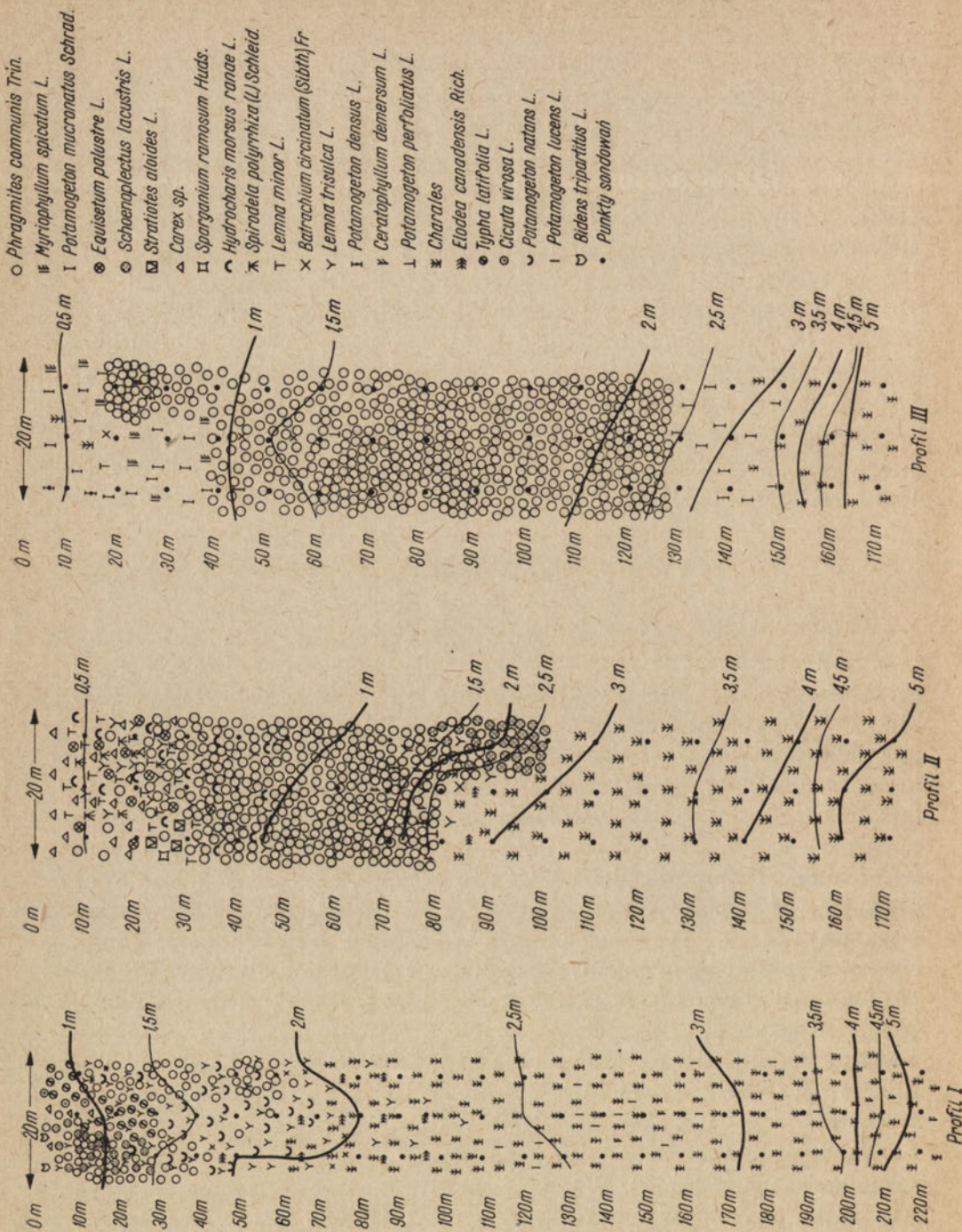
Profile florystyczne makrofitów wykonano metodą Bernatowicza oznaczając poszczególne gatunki za pomocą znaków konwencjonalnych (Bernatowicz 1960).

Wyniki badań

Profil litoralny I (Czarna Zatoka).

Profil litoralny I (rys. 2) znajduje się w małej zatoce, której brzegi są porośnięte lasem liściastym. Dno miękkie i grząskie, pokryte jest obumarłymi szczątkami roślin. W płytkim litoralu dominują turzycy (*Carex* sp.) dalej występują: trzcina pospolita (*Phragmites communis* Trin.), pałka szerokolistna (*Typha latifolia* L.), sitowie jeziorne (*Schoenoplectus lacustris* L.), szalejadowity (*Cicuta virosa* L.), uczepek dwuzębny (*Bidens tripartita* L.). Między turzycami w dużych ilościach występuje rzęsa trójrowkowa (*Lemna trisulca* L.). Za pasem helofitów występuje rdestnica pływająca (*Potamogeton natans* L.). Łąki podwodne składają się w przeważającej ilości z ramienic (*Charales*). W mniejszych ilościach występują: rdestnica połyskująca (*Potamogeton luceus* L.), rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum* L.), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis* Rich.), jaskier krążkolistny (*Batrachium circinatum* (Sibth.) Fr.). Pierwsze stanowisko znajduje się w strefie turzyc na głębokości 0,5 m, drugie w helofitach na głębokości 1,1 m i trzecie nad łąkami podwodnymi na głębokości 2,5 m.

Wahania dobowe temperatury na poszczególnych stanowiskach były stosunkowo małe (tab. I). Wielkość amplitudy dobowej temperatury na stanowisku pierwszym nie przekracza $3,0^\circ\text{C}$, jedynie 14/15.VIII wynosiła $3,6^\circ\text{C}$. W helofitach na stanowisku drugim amplituda nie przekracza $1,5^\circ\text{C}$, z wyjątkiem wartości $2,2^\circ\text{C}$ 12/13.VIII. Jeszcze mniejsze wahania dobowe występują nad łąkami podwodnymi, gdzie wielkość amplitudy



Rys. 2. Rozmieszczenie roślin wynurzonych i zanurzonych na trzech profilach litoralnych

Distribution of emergent and submerged plants in three littoral profiles

utrzymuje się zaledwie w granicach 1°C . Wielkość amplitudy w płytkim litoralu Jeziora Mikołajskiego wynosiła średnio w okresie lata $6,3^{\circ}\text{C}$ (G i e y s z t o r 1960). Na zmniejszającą się amplitudę dobową temperatury w miarę oddalania się od brzegu ma wpływ głębokość i związana z tym większa masa wody oraz większa stabilność termiczna, niezależna od zmian mikroklimatycznych. Związane są z tym także temperatury maksymalne i minimalne, przypadające na późniejsze godziny w miarę oddalania się od brzegu.

Przebieg krzywych obrazujących wahania dobowe zawartości tlenu powinien być łagodny, bez nagłych skoków (Gessner 1932). Tak jest w rzeczywistości w środowiskach obfitujących w zanurzone rośliny wodne przy braku obumarłych szczątków roślinnych na dnie strefy litoralnej. Rozkładające się szczątki roślinne zużywają duże ilości tlenu, powodując poważne zakłócenia w wahanach dobowych zawartości tlenu. Wynika z tego, że opracowanie bilansu tlenowego w litoralu jezior nastręcza w tej chwili poważne trudności metodyczne. Dlatego też wyniki uzyskane mogą tylko obrazować zmienność dobową zawartości tlenu. Z tabeli I wynika, że w litoralu w miarę oddalania się od brzegu nasycenie wody tlenem wzrasta, natomiast amplituda jego wahań maleje. Na stanowisku pierwszym, w różnych okresach czasu, nasycenie wody tlenem wynosiło poniżej 100%, jedynie o godz. 13 i 16 (12/13.VIII) nastąpiło przesylenie wynoszące 133,29%, na co wpłynął prawdopodobnie wiatr wschodni, wiejący prostopadle do brzegu. W tej strefie litoralu skupia się najwięcej szczątków trzciny, ściętej przez człowieka albo przez schodzący lód i wyrzuconej przez silne wiatry wiosenne. Trzcina ta podczas przyboru wody zostaje zatopiona i rozkładając się zużywa duże ilości tlenu. Przy poruszeniu dna w tym miejscu wydzielają się duże ilości silnych reduktorów (CH_4 i H_2S). Stopień nasycenia wody tlenem oraz amplituda wahań dobowych były mniejsze w czerwcu niż w sierpniu. Taki układ związany jest prawdopodobnie z dość silnym rozkładem związków organicznych, zależnym od wystarczająco wysokiej temperatury w czerwcu i niską jeszcze produkcją tlenu przez rośliny zanurzone. W sierpniu pierwszy i drugi proces osiągnął maksimum i dlatego ilość tlenu i amplituda jego wahań wzrosły. Gdy na przykład w czerwcu nasycenie wody tlenem oscylowało między 22,25% (26/27.VI o godz. 4) a 64,26% o godz. 19 (amplituda 42,01%), to w sierpniu między 5,32% (12/13.VIII o godz. 7) a 133,29% o godz. 13 (amplituda 127,97%). Na stanowisku drugim wahania dobowe są mniejsze niż na stanowisku pierwszym. Minimalne wartości nasycenia na ogół nie schodzą poniżej 50%, z wyjątkiem 33,33% (18/19.VI o godz. 4) oraz 35,04% (12/13.VIII o godz. 7). Wartości maksymalne oscylują w granicach 100% nasycenia i nieco po-

wyżej. Taki układ stosunków wydaje się zrozumiały, jeśli zważymy, że zagęszczenie trzciny w tym miejscu wynosi od 4 do 20 łodyg/m² i powoduje stratę światła w momencie osiągnięcia powierzchni wody około 10% (Willer i Woddem 1943). Wynika z tego, że trzcina tutaj tylko w minimalnym stopniu ograniczała pośrednio produkcję tlenu przez rzęsę trójrowkową znajdującą się na dnie między trzciniami. Z drugiej strony stopień zmineralizowania osadów dennych jest tu o wiele wyższy w związku z bardzo częstym napływem świeżej wody z plosa jeziora. Wyniki uzyskane nad łąkami podwodnymi zupełnie się różnią od poprzednich, przede wszystkim o wiele mniejszą amplitudą wahań i bardzo małymi ubytkami tlenu, ponieważ tutaj odbywa się w zasadzie działalność asymilacyjna i dysymilacyjna roślin zanurzonych oraz jeszcze większy wpływ ogromnej masy wody warunkującej łagodny przebieg tego procesu w ciągu doby. W związku z rozpoczynającą się wegetacją roślin zanurzonych w czerwcu amplitudy wahań nasycenia wody tlenem były małe, a deficyt sięgał zaledwie kilkunastu procent. W sierpniu natomiast amplitudy wahań się zwiększyły, a nasycenie wody tlenem w ciągu całej doby wynosiło grubo ponad 100%. Maksymalne nasycenie 12/13.VIII o godz. 16 wynosiło 177,2%. Na o wiele wyższe nasycenie w tym dniu w stosunku do wartości z 14/15.VIII, miał wpływ kierunek wiatru wschodniego, który spowodował ruch wody, a tym samym mógł — zintensyfikować asymilację roślin (Gessner 1937). W pracy nad zmianami dobowymi tlenu w gęstym zaroście jaskra (*Ranunculus baudoti*), Gessner (1932) podaje, że wartości maksymalne sięgały zaledwie ponad 100% i ani razu nie przekroczyły 130% nasycenia. Autor tłumaczy to tym, że zanurzone rośliny wodne wydzielają tlen w postaci banieczek oraz magazynują go w przestrzeniach międzykomórkowych. Banieczki tlenu powiększają się szybko, odrywają się od roślin i osiągają powierzchnię zbiornika zanim zdążą się rozpuścić w wodzie. W ten sposób tlen wydzielony do atmosfery staje się nieuchwytny przy pomocy klasycznej metody. Ramienice (*Charales*) będące głównym składnikiem łąk podwodnych, wydzielają tlen również w postaci banieczek, a jednak nasycenie wody tlenem osiągnęło 177,22%. Warto zaznaczyć, że w tym samym czasie na powierzchni plosa nasycenie wynosiło tylko 85,5%. Bardziej jaskrawym przykładem może być jezioro Warniak, którego dno jest pokryte grubą warstwą ramienic. Tutaj nasycenie wody tlenem nad dnem osiągnęło 215,02% (tab. IV). Można przypuszczać, że w przypadku opisanym przez Gessnera na niską zawartość O₂ w wodzie wpływała nie tylko ucieczka tlenu do atmosfery w postaci banieczek, ale również ograniczony dostęp światła przez szczelnie pokrytą jaskrem powierzchnię wody, co mogło wpłynąć na osłabienie asymilacji.

Zawartości dwutlenku węgla oraz amplituda jego wahań zmniejszają się w miarę oddalania się od brzegu, przede wszystkim na skutek coraz mniej intensywnego rozkładu związków organicznych, w wyniku którego wydziela się między innymi dwutlenek węgla, oraz zwiększającej się asymilacji roślin zanurzonych (tab. I). Wahania dobowe zawartości dwutlenku węgla na stanowisku pierwszym są dość regularne. Przebieg wahań zawartości dwutlenku węgla jest antagonistyczny do wahań zawartości tlenu. Wartości minimalne nie schodziły poniżej 4 mg/l (18/19.VI, godz. 13), ponieważ intensywnie rozkładające się związki organiczne dostarczały tak dużej ilości, że rośliny zanurzone nie były w stanie wszystkiego zasymilować. Wartości maksymalne nie przekroczyły 14 mg/l (18/19.VI, godz. 19).

Znając alkaliczność wód niezanieczyszczonych, która jest równoważna z zawartością dwuwęglanów wapnia, można wyliczyć tzw. przynależne pH, przy którym woda jest zrównoważona (Tillmans 1919, Schöperclaus 1926, Czerny 1943). Gdy pH znalezione jest równe przynależnemu, to ilość dwuwęglanów wapnia jest stała, gdy jest wyższe, świadczy to o niedoborze dwutlenku węgla, a gdy niższe — o nadmiarze dwutlenku węgla. Z tablic Czernego wynika, że gdy na pierwszym stanowisku był nadmiar dwutlenku węgla w ciągu doby podczas całego okresu badań, to na drugim stanowisku (w trzcinie rzadkiej) sytuacja była zmienna. W ciągu doby 26/27.VI był niedobór dwutlenku węgla. Nadmiar dwutlenku węgla wystąpił jedynie o godz. 4, 7 i 10. Wynika z tego, że w trzcinie rzadkiej może odbywać się proces biologicznego odwapniania. Nad łąkami podwodnymi dwutlenek węgla praktycznie nie występuje, z wyjątkiem małych ilości nie przekraczających 2,0 mg/l w czerwcu i 1,0 mg/l w sierpniu w godzinach porannych. Na podstawie tego można wnioskować, że biologiczne odwapnianie odbywa się tutaj praktycznie przez całą dobę. Dwutlenek węgla, aczkolwiek wydzielany podczas oddychania roślin zanurzonych, jest trudny do uchwycenia ze względu na wpływ dużej masy wody bardzo silnie zbuforowanej, o czym świadczą małe wahania alkaliczności i pH. Alkaliczność w ciągu doby zmieniała się nieznacznie. Przebieg wahań alkaliczności w myśl założeń teoretycznych powinien być odwrotny do przebiegu wartości pH. Podczas badań zależność ta wyraźnie nie wystąpiła (tab. I). Przy bardzo gęstych skupieniach roślinności zanurzonej i silnych zakwitach fitoplanktonu, w mniejszej masie wody są możliwe i znane dość duże zmiany alkaliczności (Ruttner 1926, Schöperclaus 1926). Natomiast Gessner (1932) nie stwierdził prawidłowych różnic w zmianach alkaliczności. Jednak Schöperclaus (1926) uważa, że różnice alkaliczności wynoszące 0,5 mval/l są bardzo duże. Na pierwszym stanowisku

wartości maksymalne alkaliczności (18/19.VI) wynosiły 2,80 mval/l a minimalne 2,50 mval/l oraz na stanowisku drugim 2,90 mval/l i 2,50 mval/l. Również na stanowisku pierwszym (12/13.VIII) wartości maksymalne alkaliczności wynosiły 2,95 mval/l, a minimalne 2,60 mval/l. Poza tym amplitudy nie są większe od 0,10—0,15 mval/l.

Wartości pH zmieniają się dość regularnie. Wysokość pH wzrasta, a amplituda jego wahań maleje w miarę oddalania się od brzegu. Największą amplitudę pH wynoszącą 0,9 zanotowano na stanowisku pierwszym (12/13.VIII), przy czym maksimum 7,6 wystąpiło o godz. 16, a minimum 6,7 o godz. 7. W trzcinie rzadkiej (stanowisko drugie) wartości pH w tym samym dniu obracają się między 7,2 o godz. 7 i 7,9 o godz. 13. Nad łąkami podwodnymi pH wahało się między 8,1 o godz. 4 a 8,4 o godz. 19 (26/27.VI).

Profil litoralny II (Wysokie trzciny).

Profil litoralny II (rys. 2) znajduje się również na zachodnim brzegu jeziora Kisajno nieco na północ od profilu I i różni się od niego przede wszystkim o wiele szerszym i zwartym pasem oczeretów. Brzeg w tym miejscu jest nieco wyższy i pokryty lasem liściastym. W pasie litoralu o szerokości 30 m dno jest twarde i pokryte warstwą o grubości ca 0,30 m mułu i gnijącymi szczątkami roślin. Przy brzegu dominują turzyce. Nieco dalej od brzegów wśród turzyc występuje trzcina pospolita, skrzyp błotny (*Equisetum palustre* L.), jeżogłówka gałęzista (*Sparganium ramosum* Huds.), zabiściak pływający (*Hydrocharis morsus ranae* L.), osoka aloesowata (*Stratiotes aloides* L.), rzęsa trójrowkowa, rzęsa drobna (*Lemna minor* L.) i spirodela wielokorzeniowa (*Spirodella polyrrhiza* (L.) Szleid.). Mniej więcej na 30 m od brzegu zaczyna się zwarty pas trzciny pospolitej o szerokości 50 m. Na skraju trzciny występuje sitowie jeziorne do głębokości około 3 m. Poniżej występują przede wszystkim ramienice i moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis* Rich.).

Pierwsze stanowisko znajduje się na głębokości 0,5 m i reprezentuje środowisko zbliżone do drobnych zbiorników wodnych. Przy bardzo silnych, sprzyjających wiatrach tylko w minimalnym stopniu dochodzi tu falowanie, nie powodując jednak nigdy gruntownego wymieszania wody. Drugie stanowisko znajduje się wśród gęstej (76 łodyg/m²) i wysokiej (3,7 m) trzciny na głębokości 1,2 m, a trzecie stanowisko nad łąkami podwodnymi na głębokości 4,1 m.

Termika dobową jest podobna do wartości uzyskanych na pierwszym profilu litoralnym. Nasycenie wody tlenem oraz amplituda jego wahań dobowych są mniejsze niż na analogicznym stanowisku profilu I (tab. II). Jest to zrozumiałe, jeśli zważymy, że stanowisko to znajduje się dłużej

w cieniu podczas dnia i jest niemal odcięte przez szeroki pas gęstej trzciny od wpływu wody z plosa jeziora. W związku z tym procesy rozkładowe związków organicznych są ciągłe i bardzo intensywne, o czym świadczą duże ilości dwutlenku węgla dochodzące do 36,0 mg/l. Gdy np. na stanowisku pierwszym profilu I (12/13.VIII) nasycenie wody tlenem obracało się między 5,32‰ a 133,20‰, to na stanowisku pierwszym profilu II (11/12.VIII) między 2,54‰ a 15,62‰ (tab. II). W trzcinie gęstej nasycenie wody tlenem nie przekroczyło 77‰ i nie zeszło poniżej 10‰ (tab. II). Willer i Woddem (1943) podają również, że na stratę światła w momencie osiągnięcia powierzchni wody jeszcze większy wpływ wywiera wysokość trzciny niż jej zagęszczenie. Np. trzcina zielona przy zagęszczeniu 61,4 łodyg/m² i o wysokości 2,77 m powoduje stratę światła o 47,3‰, a przy zagęszczeniu 44,8 łodyg/m² i wysokości 3,40 m strata wynosi 50,3‰. Porównując powyższe wyniki z zagęszczeniem i wysokością trzciny w niniejszej pracy możemy sobie wyobrazić stratę światła grubo ponad 50‰. Taki układ stosunków świetlnych w trzcinie wpłynął pośrednio w poważnym stopniu na tak niski stopień nasycenia w ciągu doby. Zwyczaję nasycenia ponad 100‰ trwającą od godz. 10 do 13 (11/12.VIII) można wytłumaczyć tylko silną insolacją i przede wszystkim północnym wiatrem wiejącym pod ostrym kątem w stosunku do brzegu. Nasycenie wody tlenem nad łakami podwodnymi wahało się w ciągu doby ponad 100‰, z wyjątkiem wyników z czerwca, gdzie deficyt nie przekroczył 24‰. Jak głębokość wpływa pośrednio na zmniejszenie asymilacji roślin, świadczy maksymalne nasycenie nad łakami podwodnymi wynoszące 140,77‰ (11/12.VIII, godz. 16) na profilu II (głębokość 4,1 m) i o tej samej godzinie na drugi dzień maksymalne nasycenie 177,2‰ na profilu I (głębokość 2,5 m).

Przebieg zmian dobowych dwutlenku węgla na pierwszym stanowisku jest nieregularny. Zawartość dwutlenku węgla jak i jego amplituda są o wiele większe niż na analogicznym stanowisku profilu I. W dniu 11/12.VIII maksimum zawartości dwutlenku węgla wynosiło 36,0 mg/l o godz. 10, a minimum 5,0 mg/l o godz. 19 (tab. II). Gessner (1932) podaje, że zawartość dwutlenku węgla wahała się w ciągu doby w granicach 0—30 mg/l. Z powyższego wynika, że w naszych badaniach amplituda wahań była podobna, a zwiększone ilości dwutlenku węgla pochodzą prawdopodobnie z intensywnego rozkładu związków organicznych. W trzcinie gęstej zawartości dwutlenku węgla były wyższe niż w trzcinie rzadkiej (por. tab. I i II). Porównanie pH znalezionej z przynależnym wskazuje, że w trzcinie gęstej był nadmiar dwutlenku węgla, z wyjątkiem niedoboru podczas doby 11/12.VIII, trwającego od godz. 10 do godz. 4, spowodowanego podobnymi przyczynami jak w przypadku

Tab. 11. Profil litoralny II. jez. Kiszajno. Wehania dobowe temperatury, O₂, CO₂, pH i alkaliczności Littoral profile II. Lake Kiszajno. Diurnal Change temperature, O₂, CO₂, pH and alkalinity

Data Date	Go- dzi- ny Hours	Stenowisko - Station 1 Głęb. - Depth 0,5 m Carex						Stenowisko - Station 2 Głęb. - Depth 1,2 m Phragmites communis						Stenowisko - Station 3 Głęb. - Depth 4,0 m Charales						Pogoda - Weather
		Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. satur.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. satur.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. satur.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	
20/21	13	16,8	4,15	42,82	10,0	2,90	-	15,8	7,53	76,13	6,0	2,60	-	15,6	10,20	102,51	0,0	2,70	-	20.VI zachmurzenie stratus, wiatr E-4 ⁰ B, w nocy silniejszy.
VI	16	16,9	3,87	40,02	11,0	2,90	-	15,9	7,48	75,78	4,0	2,60	-	15,6	9,43	94,86	0,0	2,75	-	
1958	19	16,4	1,57	14,02	15,0	2,90	-	15,6	3,61	36,31	3,0	2,60	-	15,4	8,45	84,66	0,0	2,70	-	
	22	16,4	3,44	35,20	12,0	2,80	-	15,6	5,89	59,25	5,0	2,70	-	15,4	9,39	94,08	0,0	2,60	-	
	1	15,8	1,78	17,99	15,0	2,80	-	15,5	4,79	47,9	9,0	2,70	-	15,3	7,50	79,00	0,0	2,60	-	21.VI od godz. 6 do 8 deszcz, później stratus utrzym. się przez cały dzień
	4	14,7	0,71	7,00	18,0	2,80	-	15,4	1,63	16,33	14,0	2,70	-	15,1	7,99	79,50	0,0	2,60	-	
	7	14,8	2,58	25,51	17,0	2,70	-	15,5	2,01	20,18	13,0	2,60	-	15,0	8,44	83,81	1,0	2,55	-	
	10	14,8	2,77	27,39	16,0	2,70	-	15,5	4,70	47,07	11,0	2,60	-	15,0	9,57	95,03	0,0	2,50	-	
5/6	7	19,3	3,07	33,29	13,0	2,70	7,2	20,1	1,21	13,29	11,0	3,00	7,4	19,5	10,17	110,06	0,0	2,50	8,1	5.VII słonecznie bez chmur. Wiatr W-1 ⁰ B, w nocy cisza. Temperatura powietrza 15,3-22,0°C
VII	10	20,2	4,93	54,41	17,0	2,75	7,2	20,1	4,42	48,67	9,0	2,70	7,5	20,0	10,28	112,96	0,0	2,60	8,2	
1958	13	21,9	4,48	51,14	16,0	3,00	7,2	21,2	5,44	61,33	2,0	2,70	7,6	20,8	11,02	123,12	0,0	2,60	8,2	
	16	22,0	4,82	55,15	13,0	2,80	7,2	21,4	6,20	70,13	1,0	2,60	7,6	20,8	11,80	131,80	0,0	2,60	8,2	
	19	21,4	3,39	38,34	14,0	2,85	7,2	21,1	6,04	67,94	10,0	2,80	7,4	20,5	10,54	116,98	0,0	2,60	8,1	
	22	20,8	0,78	8,71	16,0	2,70	7,2	21,0	4,15	46,57	8,0	2,80	7,5	20,5	10,17	112,87	0,0	2,60	8,2	
	1	19,8	0,18	1,96	14,0	2,70	7,2	20,7	4,30	47,33	8,0	2,75	7,5	20,3	10,13	112,05	0,0	2,60	8,2	
	4	19,0	1,26	13,59	14,0	2,75	7,2	20,5	4,84	53,71	6,0	2,70	7,5	18,8	11,39	122,34	0,0	2,50	8,2	
11/12	10	16,5	0,64	6,56	28,0	2,80	6,9	16,8	10,08	104,02	1,0	2,50	8,0	18,2	12,66	134,53	0,0	2,50	8,0	11.VIII słonecznie, od godz. 8 cumulus.
VIII	13	18,2	1,47	15,62	20,0	2,80	6,6	17,0	10,96	113,57	2,0	2,50	7,8	18,8	12,98	139,41	0,0	2,35	8,1	Wiatr N-4 ⁰ B, w nocy cisza. Rano słonecznie.
1958	16	18,0	0,42	4,44	25,0	2,70	6,6	17,5	10,78	112,87	1,0	2,60	8,1	19,0	13,05	140,77	0,0	2,40	8,2	
	19	17,8	0,58	4,00	5,0	2,50	7,4	18,0	11,22	117,67	1,0	2,50	8,1	18,8	12,50	134,26	0,0	2,35	8,2	
	22	17,0	0,42	4,35	33,0	2,50	6,9	19,0	11,04	119,09	1,0	2,50	8,0	18,8	11,76	126,31	0,0	2,60	8,1	nie. Temperatura powietrza 14,3 - 23,0°C
	1	16,2	0,25	2,54	36,0	2,55	6,6	18,6	10,11	108,24	1,0	2,55	8,1	18,8	11,30	121,37	1,0	2,60	8,2	
	4	15,4	0,70	7,01	28,0	2,50	6,8	17,8	9,29	97,89	1,0	2,50	8,1	18,8	11,08	119,01	1,0	2,60	8,2	
	7	15,6	2,99	30,08	11,0	2,65	6,9	17,7	3,20	34,70	8,0	2,50	7,4	18,8	11,39	122,34	0,0	2,50	8,2	
13/14	7	16,7	2,75	28,32	12,0	2,85	6,9	18,1	3,52	37,32	7,0	2,50	7,4	18,2	11,37	120,82	0,0	2,55	8,1	13.VIII zachmurzenie - stratus. Wiatr W-2 ⁰ B. Deszcz od godz. 13 do 16.
VIII	10	18,0	5,04	53,33	14,0	2,80	6,8	18,3	2,60	27,65	9,0	2,55	7,2	18,2	11,18	118,80	0,0	2,50	8,2	
1958	13	18,2	5,39	57,27	14,0	2,80	6,8	18,3	3,57	37,97	8,0	2,50	7,3	18,2	11,25	119,55	0,0	2,40	8,2	
	16	18,4	4,35	46,37	15,0	2,75	6,8	18,2	5,90	62,69	8,0	2,50	7,4	18,2	12,50	132,83	0,0	2,40	8,2	
	19	18,0	4,20	44,44	14,0	2,45	6,9	18,1	5,80	61,50	8,0	2,50	7,2	18,2	11,22	119,23	0,0	2,45	8,1	
	22	17,6	1,95	20,46	15,0	2,45	6,9	18,1	5,62	59,59	8,0	2,50	7,2	18,1	10,85	115,05	0,0	2,55	8,1	
	1	17,2	1,00	10,40	16,0	2,55	6,8	18,0	3,85	40,74	8,0	2,55	7,1	18,0	10,00	105,82	1,0	2,60	7,9	
	4	16,7	0,42	4,32	17,0	2,55	6,7	17,8	0,99	10,43	9,0	2,50	6,9	18,0	9,13	96,61	1,0	2,60	7,9	

zmian nasycenia wody tlenem. Wynika z tego, że w gęstej trzcinie może się odbywać również proces biologicznego odwapniania. Nad łąkami podwodnymi obecności dwutlenku węgla w ciągu doby praktycznie nie stwierdzono, z wyjątkiem ilości nie przekraczającej 1,0 mg/l w godzinach porannych.

Zmiany dobowe alkaliczności są podobne do zmian na profilu I, jednak bardziej regularne. Widać tutaj wyraźniej, że w miarę oddalania się od brzegu alkaliczność się zmniejsza i amplituda maleje. W godzinach południowych i popołudniowych widać dość wyraźne spadki alkaliczności nad łąkami podwodnymi oraz zwyczajki przy brzegu na skutek dużych ilości dwutlenku węgla.

Kwasowość, tak samo jak na profilu I zmniejszała się w miarę oddalania się od brzegu. Na stanowisku pierwszym w dniu 11/12.VIII pH wahało się w granicach od 6,6 do 7,7. Na stanowisku drugim w gęstej trzcinie pH wahało się od 7,4 do 8,1. Nad łąkami podwodnymi pH wahało się od 8,0 do 8,2. Dość poważna zwyczajka pH do 8,1 w trzcinie została spowodowana niedoborem dwutlenku węgla z przyczyn podanych wyżej.

Profil litoralny III (Wysoki Róg).

Profil ten jest zupełnie inny niż poprzednie (rys. 2). Stosunkowo wysoki brzeg, podlegający powolnej erozji, porastają rzadko drzewa i dość gęsto krzewy. Litoral zaczyna się pasem plaży (szerokość 30 — 40 m) o dnie piaszczystym z domieszką drobnych kamieni, pokrytym bardzo rzadko roślinami zanurzonymi: *Potamogeton mucronatus* Schrad. *Potamogeton densus* L. i *Myriophyllum spicatum* L. Trzcina wielkojeziorna rozpościera się bardzo szerokim pasem (90 — 110 m) na głębokości 0,6 m do 2,7 m. Dno w trzcinie twarde, pokryte jest szczątkami obumarłej trzciny. Między trzcinami występuje pojedynczo *Potamogeton perfoliatus* L. Za pasem trzcin występuje *Potamogeton mucronatus* Schrad, a dalej rozpościerają się łąki podwodne złożone z *Charales*. Roślinność wodna, podobnie jak na poprzednich profilach, występuje do głębokości 6 m. Taki układ litoralu wskazuje na ogromną dynamikę działania fal, co znajduje również bardzo wyraźne odbicie w uzyskanych wynikach badanych elementów. Pierwsze stanowisko znajduje się tuż przy brzegu na głębokości 0,1 m, drugie w trzcinie (wysokość 2,60 m, zagęszczenie 36 łądyg/m²) na głębokości 1,6 m, a trzecie nad łąkami podwodnymi na głębokości 4,2 m.

Największe wahania temperatury wystąpiły w płytkim litoralu, potem w trzcinie i wreszcie nad łąkami podwodnymi, podobnie jak na profilach poprzednich. Amplitudy jednak były mniejsze, wahały się od 2,4°C do 2,9°C w płytkim litoralu, od 0,4°C do 1,6°C w trzcinie wielkojezior-

Tab. III. Profil litoralny III. jez. Dergin. Wskazania dobowe temperatury, O₂, CO₂, pH i alkaliczności littoral profile III. Lake Dergin. Diurnal change temperature, O₂, CO₂, pH and alkalinity

Data Date	Go-dziny Hours	Stanowisko - Station 1. Głęb. - Depth 0,1 m Pseumolimnion					Stanowisko - Station 2. Głęb. - Depth 1,0 m Phragmites communis					Stanowisko - Station 3. Głęb. - Depth 4,2 m Cherades					Pogoda - Weather				
		Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. satur.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. satur.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyt. satur.		CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	
24/25 VI 1958	13	19,0	12,41	135,87	0,0	2,65	7,3	17,4	13,02	134,92	0,0	2,60	7,3	17,0	12,99	134,61	0,0	2,50	7,8	24.VI słonecznie, cumulus. Wiatr W-5°B, w nocy cisza. 25.VI rano słonecznie do godz.11, później deszcz do rana 26.VI. Temperature pow. 14,4-18,5°C	
	16	19,6	13,77	150,16	0,0	2,60	7,3	17,6	13,20	138,50	0,0	2,40	7,5	17,5	13,29	139,16	0,0	2,40	7,7		
	19	18,8	12,96	139,20	0,0	2,55	7,4	17,6	12,70	133,26	0,0	2,45	7,6	17,1	12,93	134,26	0,0	2,40	7,9		
	22	18,4	11,73	125,05	0,0	2,55	7,5	17,6	12,07	126,65	0,0	2,50	7,5	17,1	11,81	122,63	0,0	2,55	7,5		
	1	17,6	11,56	121,30	1,0	2,55	7,2	17,4	11,98	125,18	0,0	2,55	7,2	17,0	11,13	115,33	3,0	2,55	7,4		
	4	16,8	12,15	125,38	3,0	2,60	7,1	17,2	12,32	128,19	1,0	2,60	7,3	16,9	12,49	129,16	0,0	2,60	7,7		
	7	17,2	12,58	130,90	0,0	2,65	7,3	17,2	12,83	133,50	0,0	2,55	7,4	16,9	12,75	131,85	0,0	2,55	7,8		
	10	17,5	12,58	131,72	0,0	2,60	7,4	17,2	12,92	134,44	0,0	2,55	7,6	16,8	13,00	134,15	0,0	2,55	7,9		
	7	18,8	9,89	106,22	0,0	2,60	7,2	19,0	9,43	101,72	0,0	2,55	7,4	18,9	9,85	106,37	0,0	2,45	7,8		4.VII słonecznie do godz.16 później ogólne zechmurzenie (stratus) i deszcz przez całą noc.Wiatr N-4°B przez całą dobę, na stanowiskach woda faluje.Temp. pow. 15,5-23,0°C
	10	19,6	9,26	100,98	0,0	2,55	7,2	19,4	10,28	111,73	0,0	2,55	7,5	19,0	9,43	101,72	0,0	2,50	7,7		
13	20,6	10,78	119,91	0,0	2,60	7,2	20,0	11,48	126,15	0,0	2,55	7,4	19,6	10,17	110,90	0,0	2,50	7,9			
16	21,4	11,56	130,76	0,0	2,50	7,2	20,6	10,73	119,35	0,0	2,50	7,3	19,8	10,28	112,47	0,0	2,45	7,8			
19	20,8	11,78	131,62	0,0	2,50	7,2	20,1	11,16	122,90	0,0	2,50	7,3	19,8	10,35	113,23	0,0	2,45	7,8			
22	19,9	9,94	108,99	0,0	2,50	7,2	20,0	10,96	120,43	0,0	2,60	7,4	19,8	10,32	112,91	0,0	2,45	7,9			
1	19,3	9,50	103,03	1,0	2,55	7,1	19,8	9,50	103,93	2,0	2,60	7,3	19,3	10,00	108,45	0,0	2,45	7,9			
4	18,5	8,71	93,05	1,0	2,50	7,1	19,5	8,97	97,60	1,0	2,55	7,4	19,1	9,35	101,08	0,0	2,50	7,9			
10	19,3	12,54	136,00	0,0	2,55	8,1	18,0	12,23	129,41	0,0	2,55	8,0	18,6	10,87	116,38	0,0	2,60	8,1	9.VIII słonecznie do godz.15 później zechmurzenie - stratus deszcz od godz.18,30 do 22. Wiatr 2-1°B ustaje wieczorem. W nocy cisza, rano 10.VIII duże zachmurzenie. Temp.pow. 11,5-21,3°C		
13	20,1	14,02	154,40	0,0	2,45	7,8	18,6	12,76	136,61	0,0	2,50	8,0	18,7	11,12	119,18	0,0	2,40	8,1			
16	20,2	13,60	150,11	0,0	2,40	8,1	18,7	13,39	143,51	0,0	2,40	8,2	19,0	12,44	134,19	0,0	2,40	8,2			
19	19,8	12,92	141,35	0,0	2,40	8,1	18,8	11,98	128,67	0,0	2,40	8,2	19,0	11,98	129,23	0,0	2,40	8,2			
22	19,0	11,88	128,15	0,0	2,50	8,1	19,0	11,47	123,73	0,0	2,50	8,1	18,8	11,52	123,73	0,0	2,50	8,2			
1	18,5	11,00	117,52	1,0	2,70	8,0	18,8	11,00	118,15	1,0	2,55	8,1	18,6	11,00	117,77	0,0	2,50	8,2			
4	17,2	10,76	111,96	1,0	2,70	8,0	18,4	10,50	111,94	1,0	2,55	8,0	18,5	10,00	106,83	0,0	2,55	8,2			
7	17,7	11,22	117,98	0,0	2,50	8,0	18,2	10,78	114,55	0,0	2,50	8,1	18,3	10,58	112,55	0,0	2,50	8,2			

nej i od $0,7^{\circ}\text{C}$ do $0,9^{\circ}\text{C}$ nad łakami podwodnymi (tab. III). Przebieg dobowy zawartości tlenu odbywa się regularnie ponad linią 100% nasycenia, z wyjątkiem wartości $93,05\%$ na stanowisku pierwszym o godz. 4 z 4/5.VII (tab. III). W miarę oddalania się od brzegu nasycenie wody tlenem maleje i również amplituda wahań się zmniejsza (por. prof. I i II): 9/10.VIII nasycenie wody tlenem wahało się między $111,96\%$ a $154,40\%$ (ampl. $42,44\%$) w płytkim litoralu, a w trzcinie wielkojeziorowej między $111,94\%$ a $143,51\%$ (ampl. $31,57\%$). Nad łakami podwodnymi wartość nasycenia wody tlenem obracała się między $106,83\%$ a $134,19\%$ (ampl. $27,36\%$).

4/5.VII oraz 9/10.VIII dwutlenek węgla stwierdzono na stanowisku pierwszym i drugim w godzinach od 1 do 4 w ilościach nie przekraczających $3,0\text{ mg/l}$. Zmiany dobowe alkaliczności i pH były bardzo małe i dlatego trudne do uchwycenia. Stwierdzono jednak, że w miarę oddalania się od brzegu alkaliczność maleje, a pH wzrasta. Wydaje się, że tego typu litoral jest pod prawie ciągłym wpływem wód pelagicznych.

Profil litoralny IV (Jezioro Warniak).

Profil kontrolny różni się od poprzednich przede wszystkim tym, że znajduje się w innym typie jeziora. Dno tego zbiornika o głębokości maksymalnej wynoszącej $3,2\text{ m}$ jest prawie całkowicie porośnięte łakami podwodnymi, złożonymi przede wszystkim z ramienic (*Charales*). Do brzegu w miejscu prowadzonych obserwacji przylega dość rozległe pastwisko podmokłej łąki. Dalej rozciąga się pas trzcin o szerokości 5 m . Średnia wysokość trzcin wynosi $2,70\text{ m}$, a zagęszczenie 59 łądgy/m^2 . Pierwsze stanowisko znajduje się w płytkim litoralu (wśród pojedynczo występujących turzyc i rzęsy trójrowkowej) na głębokości $0,10\text{ m}$, drugie w trzcinie na głębokości $0,40\text{ m}$, a trzecie nad łakami podwodnymi na głębokości $0,80\text{ m}$. W tabeli IV zwraca uwagę łagodny przebieg zmian badanych elementów oraz duże amplitudy dobowe, co spowodowane jest przede wszystkim małą objętością wody w stosunku do gęsto zarośniętego dna. Temperatura wody w płytkim litoralu wahała się między $17,9^{\circ}\text{C}$ o godz. 4 a $22,8^{\circ}\text{C}$ o godz. 16 przy amplitudzie $4,9^{\circ}\text{C}$. W trzcinie temperatura obracała się między $18,2^{\circ}\text{C}$ o godz. 4 a $19,8^{\circ}\text{C}$ o godz. 16 przy amplitudzie $1,6^{\circ}\text{C}$. Nad łakami podwodnymi temperatura wahała się między $17,8^{\circ}\text{C}$ o godz. 4 a $19,1^{\circ}\text{C}$ o godz. 16 przy amplitudzie $1,3^{\circ}\text{C}$.

Nasycenie wody tlenem w płytkim litoralu oscylowało między $78,98\%$ o godz. 4 a $132,06\%$ o godz. 16 przy amplitudzie $55,08\%$. Na stanowisku drugim trzcina o wysokości $2,70\text{ m}$ i zagęszczeniu 59 łądgy/m^2 powoduje stratę światła ca 45% (Willer i Woddem 1943). Tutaj nasycenie minimalne wynosiło $106,13\%$ o godz. 10 i maksymalne $184,00\%$ o godz. 19

Tab. IV. Profil litoralny IV. jez. Wernick. Wehania dobowe temperatury, O₂, CO₂, pH i alkaliczności littoral profile IV. lake Wernick. Diurnal change temperature, O₂, CO₂, pH and alkalinity

Data Date	Go- dzi- ny Hours	Stanowisko - Station 1 Głęb. - Depth 0,1 m Caréx					Stanowisko - Station 2 Głęb. - Depth 0,4 m Phragmites communis					Stanowisko - Station 3 Głęb. - Depth 0,8 m Cherales					Pogoda - Weather			
		Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyc. satür.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyc. satür.	CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	% nasyc. satür.		CO ₂ mg/l	Alkal. mval/l	pH
1/2	10	19,4	7,56	82,17	15,0	2,35	7,2	18,9	9,86	106,15	4,0	2,25	7,4	18,6	15,38	171,09	0,0	2,10	8,1	Słonecznie, wiatr E - 2 ^o B, w nocy cisza. Temp. pow. 10,5- 23,2 ^o C
IX	13	22,1	10,28	117,88	11,0	2,10	7,4	19,5	14,19	154,40	3,0	2,30	7,5	18,8	19,04	204,51	0,0	2,05	8,2	
1958	16	22,8	11,47	133,06	2,0	2,15	7,6	19,8	15,89	173,85	1,0	2,15	7,7	19,1	19,89	214,02	0,0	2,05	8,5	
	19	22,0	10,79	123,45	4,0	2,15	7,0	19,5	16,91	184,0	0,0	2,15	8,1	19,1	19,63	212,21	0,0	2,05	8,6	
	22	20,6	8,09	89,98	6,0	2,20	7,0	19,1	15,35	165,94	0,0	2,10	8,1	18,9	17,22	185,36	0,0	2,05	8,5	
	4	19,1	7,80	84,32	10,0	2,20	6,9	18,8	12,50	134,26	1,0	2,10	7,6	18,1	14,35	152,17	1,0	2,10	7,8	
	1	17,9	7,48	78,98	17,0	2,15	6,8	18,2	10,45	111,05	4,0	2,15	7,4	17,8	13,77	145,10	1,0	2,10	7,8	
	7	18,2	7,51	79,80	16,0	2,25	6,9	18,4	10,65	113,53	4,0	2,20	7,4	18,2	14,10	149,84	0,0	2,10	8,1	

Tab. V. Nasylenie wody tlenem (w %) - Oxygen saturation of water (in %)

Profil Profile	Opis stanowiska - Description of station	Głęb. Depth m	Maximum	Minimum	Amplitude
III	Peamollitoral osłonięty pasem trzciny - Pseammollitoral protected by zone of reeds	0,1	145,37	108,77	36,60
I	Litoral bogaty w rozkładające się związki organiczne, osłonięty wąskim pasem (20m) rzadkiej trzciny Littoral rich in decomposing organic matter, protected by narrow zone (20m) of thin reeds	0,7	96,18	14,70	81,48
II	Litoral bogaty w rozkładające się związki organiczne osłonięty szerokim pasem (60 m) gęstej trzciny Littoral rich in decomposing organic matter, protected by broad zone (60m) of dense reeds	0,5	46,33	3,70	42,63
IV	Litoral z miernym rozkładem związków organicznych, osłonięty średnio gęstą trzcina Littoral moderately rich in decomposing organic matter protected by zone of reeds of middle density	0,1	133,06	78,98	54,08
III	Trzcina wielkojeziorna - Heigh reeds	1,6	136,05	111,57	24,48
I	Trzcina rzadka - Thin reeds	1,1	114,28	53,62	60,66
II	Trzcina gęsta - Dense reeds	1,2	82,01	18,68	63,33
IV	Trzcina średnio gęsta - Medium dense reeds	0,4	184,00	106,13	77,87
IV	Łąki podwodne	0,80	215,02	145,10	69,92
I	Łąki podwodne	2,50	141,54	100,38	41,16
II	Łąki podwodne	4,00	126,97	101,17	25,80
III	Łąki podwodne	4,20	128,86	107,74	21,12

przy amplitudzie 77,87‰. Wysokie nasycenie wody tlenem, minimalne nasycenie powyżej 100‰ i zakłócona nieco w czasie regularność są wynikiem napływu przesyconej wody tlenem z plosa jeziora. Nad łąkami podwodnymi nasycenie wody tlenem wahało się między 145,10‰ o godz. 4 a 215,02‰ o godz. 16 przy amplitudzie 69,92‰.

Zmiany dobowe dwutlenku węgla są regularne. Na stanowisku pierwszym maksimum 17,0 mg/l przypada na godz. 4 a minimum 2,0 mg/l na godz. 16. W trzcinie nie stwierdzono wyższych wartości jak 4,0 mg/l. Nad łąkami podwodnymi dwutlenek węgla stwierdzono tylko od godz. 1 do 4 w ilości 1,0 mg/l. Wahania dobowe alkaliczności są podobne do wyników uzyskanych na poprzednich profilach, jednak bardziej wyraźne. Kwasowość wykazuje bardzo regularny i prawidłowy przebieg dobowy. Maksymalna wartość na stanowisku pierwszym o godz. 16 wynosiła 7,6 pH, minimalna 6,8 pH o godz. 4 przy amplitudzie 0,8 pH. Szczerbakow (1928) podaje, że w sierpniu stwierdził na plosie jeziora 8,7 pH o godz. 15 a 8,3 pH w godzinach porannych. Natomiast przy brzegu wśród glonów nitkowatych (*Spirogyra*) stwierdził maksimum 9,2 pH, a minimum 6,9 pH.

Dyskusja

W badaniach nad zmianami dobowymi najciekawiej ze wszystkich elementów przedstawia się tlen. Wartości cyfrowe w tabeli V przedstawiają dobowe maksima i minima nasycenia wody tlenem średnio za okres lata 1958 roku w płytkim litoralu, trzcinie i nad łąkami podwodnymi. Widać w niej zmniejszające się maksymalne i minimalne nasycenie wody tlenem w zależności od charakteru płytkiego litoralu. Maksymalne i minimalne nasycenie wody tlenem w płytkim litoralu na profilu IV mogłoby zająć w tym układzie drugie miejsce. Bardziej jednak komplikuje się sprawa amplitudy dobowej. Największa amplituda 81,69‰ wystąpiła w płytkim litoralu na profilu I, następnie 54,08‰ na profilu IV, 42,37‰ na profilu II i 36,62‰ na profilu III. Z powyższego wynika, że najmniejsze amplitudy występują tam, gdzie zachodzi najintensywniejszy rozkład (przez całą dobę ograniczający wysokie maksimum nasycenia wody tlenem) związków organicznych (por. profil II) oraz tam, gdzie stopień mineralizacji jest bardzo wysoki i częsta wymiana wody z plosa jeziora (por. profil III), w związku z czym produkowany tlen jest zużywany jedynie na procesy oddechowe roślin i zwierząt. Wynika z tego, że małe amplitudy dobowe zawartości tlenu są wynikiem silnej przewagi i ciągłości czynnika wpływającego na występowanie tlenu nad innymi czynnikami równocześnie działającymi w przeciwnym kierunku na występowanie tlenu.

W pierwszym przypadku ciągłość procesów rozkładowych, ograniczona fotosynteza i brak wymiany wody. W drugim przypadku ciągłość procesu fotosyntezy i bardzo częsta wymiana wody z śródziezierzem. Dlatego też wielka amplituda 81,69‰ na profilu I wydaje się zrozumiała, gdy zważywszy, że czynniki antagonistyczne w odniesieniu do zawartości tlenu miały odpowiednie warunki w ciągu doby do wystąpienia w maksymalnych wartościach.

W pasie trzciny maksima i minima zmniejszają się z zagęszczeniem trzciny. Amplitudy natomiast rosną, co prawdopodobnie jest również związane z intensywną działalnością dwóch czynników antagonistycznie wpływających na zawartość tlenu w ciągu doby (stosunkowo silny rozkład związków organicznych i możliwość wymiany wody z śródziezierzem).

Na profilu II i IV amplitudy dobowe w trzcinie są większe od amplitud w płytkim litoralu i nad łąkami podwodnymi. Z tabeli V wynika, że nad łąkami podwodnymi wystąpiła wyraźna zależność wysokości maksymalnego nasycenia wody tlenem od głębokości. Również bardzo wyraźnie uwypukliła się zależność wielkości amplitud dobowych od głębokości.

Zestawienie wyników

1. W miarę oddalania się od brzegu wraz ze wzrostem głębokości wody amplituda wahań dobowych temperatury maleje, a wartości ekstremalne przesuwają się na godziny późniejsze.

2. W miarę oddalania się od brzegu procent nasycenia wody tlenem wzrasta, natomiast amplituda wahań dobowych maleje (profil I i II). W litoralu z trzcina wielkojeziorną (profil III) nasycenie wody tlenem i amplituda maleją.

3. W strefie gęsto rosnących turzyc (*Carex*) nasycenie wody tlenem w ciągu doby utrzymywało się poniżej 100‰ nasycenia.

4. Nasycenie wody tlenem w trzcinie zależy pośrednio od jej zagęszczenia i wysokości.

5. Nad łąkami podwodnymi nasycenie wody tlenem zwiększało się od czerwca do sierpnia i wahało się w ciągu doby ponad 100‰ nasycenia.

6. Największe wahania dobowe zawartości dwutlenku węgla stwierdzono w strefie turzyc — od 5,0 mg/l do 36,0 mg/l, w trzcinie mniejsze — od 0,0 mg/l do 14,0 mg/l. Nad łąkami podwodnymi (profile I, II i IV) oraz na całym profilu III stwierdzono znikome ilości dwutlenku węgla. Przebieg zmian dobowych dwutlenku węgla jest antagonistyczny do przebiegu zawartości tlenu.

7. Wahania dobowe alkaliczności są nieznaczne i nieregularne; w miarę oddalania się od brzegu alkaliczność maleje.

8. Wahania dobowe pH wystąpiły dosyć regularnie z małą amplitudą dobową. W miarę oddalania się od brzegu pH wzrastało o 1,4 na profilu I, o 1,6 na profilu II, o 0,8 na profilu III i o 1,6 na profilu IV. W ciągu całego okresu badań pH nie było niższe od 6,6 (stan. 1, profil II) i nie wyższe od 8,6 (stan. 3, profil IV).

9. Porównanie pH znalezionej z przynależnym wskazuje, że proces biologicznego odwapniania w trzcinie odbywał się bardzo rzadko na profilu I i II i zawsze w trzcinie wielkojeziornej na profilu III. Nad łakami podwodnymi biologiczne odwapnianie odbywało się przez całą dobę. W strefie turzyc biologicznego odwapniania nie stwierdzono.

10. Obserwacje nad zmianami dobowymi badanych elementów, a w szczególności tlenu, potwierdzają z całą pewnością zasadę robienia przesiek (równolegle i prostopadle do brzegu) w gęstych trzcinach i ochronę bardzo rzadkich. Dotyczy to w szczególności trzcin wielkojeziornej.

11. Na podstawie zmian dobowych temperatury, tlenu, dwutlenku węgla, pH i alkaliczności strefę litoralną określa zasięg roślinności zanurzonej.

Piśmiennictwo — Литература — Bibliography

1. Barth H., 1957. Aufnahme und Abgabe von CO_2 und O_2 bei submersen Wasserpflanzen. *Gewässer und Abwässer*, 4, 17/18.
2. Behrens H., 1937. Temperatur und Sauerstoffuntersuchungen in Tümpeln und Brunnen. *Arch. f. Hydrob.* 31: 145—162.
3. Bernatowicz S., 1960. Metody badania roślinności naczyniowej w jeziorach. *Rocz. Nauk Roln.* 77-B-1: 61—78.
4. Bernatowicz S., Radziej J., Produkcja roczna makrofitów w kompleksie jeziora Mamry (w druku).
5. Bombówna M., 1956. Sezonowe i dobowe zmiany pH, alkaliczności i tlenu rozpuszczonego w wodzie stawów rybnych. *Zakł. Biol. Stawów PAN* 3: 111—128.
6. Czerny R., 1926. Zur Methodik der Alkalitätsbestimmung. *Zeitschr. f. Fisch. u. deren Hilfs.* 24: 69—70.
7. Czerny R., 1943. Untersuchungsverfahren zur Wasseranalyse. Bd. I. Stuttgart.
8. Findenegg I., 1937. Holomiktische und meromiktische Seen. *Internat. Rev. d. ges. Hydrob.* 35: 586—610.
9. Gessner F., 1932. Schwankungen im Chemismus kleiner Gewässer in ihrer Beziehung zur Pflanzenassimilation *Arch. f. Hydrob.* 24: 590—602.
10. Gessner F., 1937. Untersuchungen über Assimilation und Atmung submerser Wasserpflanzen. *Jahrb. wiss. Bot.* 85: 267—328.
11. Gieysztor M., 1960. On the thermal conditions of the littoral Zone of lakes. *Pol. Arch. Hydrob.* VII (XX): 171—193.

12. Koźmiński Z., 1933. O sposobie obliczania deficytu tlenowego w jeziorach Suwalskich. Arch. Hydrob. i Rybactwa 7: 144—163.
13. Kolthoff J. M. 1921. Berechnung und Bestimmung des Gehaltes an aggressiver Kohlensäure in Trinkwasser und Bestimmung, Berechnung und Bedeutung der Wasserstoffionenkonzentration bei der Trinkwasseruntersuchung. Zeitschr. f. Unters. d. Nahr. u. Genussmittel. 41: 18—29.
14. Olszewski P., 1938. Kilka danych o chemizmie wód w okolicy Hali Gąsienicowej. Sprawozd. Kom. Fizjogr., PAU, LXXII: 501—530.
15. Olszewski P., 1953. Kilka przekrojów chemicznych z jezior Pojezierza Mazurskiego. Ekologia Polska. 1 (2): 29—47.
16. Paluch J., 1956. Dobowe zmiany zawartości tlenu w wodzie zbiornika rzecznoego. Pol. Arch. Hydrob. III (XVI): 333—356.
17. Ruttner F., 1926. Über die Kohlensäureassimilation einiger Wasserpflanzen in verschiedenen Tiefen des Lunzer Untersees. Int. Rev. Hydrob. 15: 1—30.
18. Schöperclaus W., 1926. Die örtlichen Schwankungen der Alkalinität und des pH's, ihre Ursachen, ihre Beziehungen zueinander und ihre Bedeutung. Zeitschr. f. Fisch. u. deren Hilfs. 24: 71—95.
19. Szczerbakow A. P., 1928. O koncentracji wodorodnych jonow w Głębokom ozie. Tr. Gidrob. st. na Głębokom Ozie. 6: 4.
20. Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza suwalskiego. Sprawozd. IBL, S. A. 19: 1—56.
21. Tillmans J., 1919. Über die quantative Bestimmung der Reaktion in natürlichen Wässern. Zeitschr. f. Untersuch. d. Nahr. u. Genussmittel. 38: 1—16.
22. Weimann R., 1936. Über Schwankungen des Sauerstoffgehaltes in schlesischen Karpfenteichen. Zeitschr. f. Fisch. u. deren Hilfs. 34: 439—453.
23. Wereščagin G. J., 1931. Methoden der Hydrochemischen Analyse in limnologischen Praxis. Arch. f. Hydrob. 23: 167—230.
24. Willer A. and Woddem L., 1943. Untersuchungen über das Rohrgelege der Gewässer. Zeitschr. f. Fisch. u. deren Hilfs. 41: 69—83.
25. Wiszniewski J., 1953. Uwagi w sprawie typologii jezior polskich. Pol. Arch. Hydrob. I (XIV): 11—23.

Г. Захвья

Суточное колебание температуры, O_2 , CO_2 , pH и щелочности в литорале озера Мамры

Резюме

Полевые работы велись летом 1958 г. на трёх разрезах литорали (разрез I, II, III) в оз. Кисайно и Даргин (рис. 1) отличающихся глубиной, рельефом дна, разной степенью покрытия сосудистой растительностью а также не одинаковым влиянием ветра.

Контрольные исследования велись на озере Варняк (разр. IV). Пробы брались только над дном в промежутке 3 часов в течении суток. Химические анализы производилсь на катере.

1. По мере отдаления от берега и увеличения глубины воды амплитуда суточных колебаний температуры уменьшается, а экстремальные величины переходят на более позднее время суток.

2. В зависимости от отдаления от берега процент насыщения воды кислородом возрастает, а амплитуда суточных колебаний уменьшается (разр. I, II). В литорале с зарослями высокого тростника (разр. III) насыщение воды кислородом и амплитуда уменьшается.

3. В зоне густо растущих осок (*Carex*) насыщение воды кислородом в течении суток удерживалось на уровне ниже 100% насыщения.

4. Насыщение воды кислородом в зарослях тростника зависит посредственно от их густоты и высоты.

5. На подводных лугах насыщение воды кислородом увеличилось от июня по август и колебалось в течении суток с выше 100% насыщения.

6. Самые большие суточные колебания количества CO_2 обнаружено в зоне осок от 5,0 мг/литр по 36,0 мг/литр, а в тростнике от 0,0 мг/литр до 14,0 мг/литр. Над подводными лугами (разр. I, II и IV), а также на целом разрезе III констатировано минимальное количество CO_2 . Суточные изменения количества CO_2 являются антогонистическими к изменениям количества кислорода.

7. Суточные колебания щелочности были незначительные и нерегулярные; по мере отдаления от берега щелочность уменьшается.

8. Суточные колебания pH были довольно регулярные с малой суточной амплитудой. По мере отдаления от берега pH возрастало на 1,6 pH на разрезе I, на 1,6 pH на разрезе II, на 0,8 pH на разрезе IV. В течении всего периода исследований pH вообще не было ниже 6,6 pH (станция 1, разр. II) и не выше 8,6 pH (станция 3, разр. IV).

9. Процесс биологической декальцинации в тростнике выступал очень редко на разр. I и II и всегда в зарослях тростника отдалённых от берега на разр. III. Над подводными лугами биологическая декальцинация выступала целые сутки. В зоне осок биологической декальцинации не констатировано.

10. Наблюдения над суточными изменениями исследованных элементов а преимущественно кислорода, подтверждают принцип выкашивания густых зарослей тростника (параллельно и перпендикулярно к берегу) и охраны зарослей тростника отдалённых от берега.

11. На основании суточных изменений температуры, кислорода, бикарбоната, pH и щелочности, литоральную зону определяет предел подводной растительности.

J. Zachwieja

Daily variation of temperature, O₂, CO₂, pH and alkalinity in the littoral zone of mamry lake

Summary

The investigation was carried out in the summer 1958 in three littoral profiles (I, II, III) in Kisajno and Dargin lakes (fig. 1) differing in the degree of emergent and submergent plant cover, as well as in their placement relative to the directions of wind. Control investigations were carried out in Warniak lake (profile IV). Samples were being collected from just above the bottom every three hours by day and night. The chemical analyses were made on a motor launch.

1. As the distance from the shore increases and likewise the dept of water, the amplitude of daily temperature variation diminishes whilst the extreme values shift to later hours.

2. As the distance from the shore increased, the percent of oxygen saturation of water also increased whilst the amplitude of daily variation decreases (profiles I and II). In the littoral zone in which the reed grows (profile III), the oxygen saturation and amplitude of variation diminished.

3. Oxygen saturation in the zone with thickly growing *Carex* sp. kept below 100 per cent throughout the 24-hour period (Table II).

4. Oxygen saturation in the reed zone depends indirectly on the density and height of plants.

5. Oxygen saturation of the water above bottom meadows was increasing from June to August, the level of daily variations in Dargin lake exceeding 100 per cent of saturation, throughout.

6. The highest daily variation of carbon dioxide content was observed in the *Carex* zone — from 5,0 mg/l, to 36,0 mg/l, it was lower in reed, namely from 0,0 to 14,0 mg/l. Insignificant amounts of carbon dioxide were found above submerged meadows (profiles I, II and IV) and over the entire profile III. The course of daily variation of carbon dioxide is antagonistic to that of oxygen.

7. The daily variation of alkalinity is insignificant and irregular; as the distance from the shore increases, alkalinity decreases.

8. The daily variation of pH occurred rather regularly and displayed a low amplitude. As the distance from the shore increased too, by 1,4 in profile I, 1,6 in profile II, 0,8 in profile III and 1,6 in profile IV. Throughout the period investigated, pH increased was never gone below the level of 6,6 (stand 1, profile II) and had never exceeded 8,6 (stand 3, profile IV).

9. A comparison of pH actually recorded with that theoretically anticipated shows that the process of biological decalcification in the reed zone occurred very rarely in profiles I and II and always did take place in reed growing away from the shore (profile III). Biological decalcification above submergent meadows proceeded day and night. It was not observed in the *Carex* zone.

10. Observations on the daily variation of the elements investigated, oxygen in particular, fully confirm the correctness of the principle of thinning out parallel and perpendicular to the shore dense reed, and of protecting thin one. This applies especially to reed growing away from the shore.

11. Judging by the daily variation of temperature, oxygen, carbon dioxide, pH and alkalinity, the littoral zone is determined by the range of appearance of submerged vegetation.

J. Zachwieja

Obserwacje nad całkowitym zanikiem tlenu w jeziorze Warniak podczas zimy 1959/1960

Zakład Gospodarki Jeziorowej IRS w Giżycku

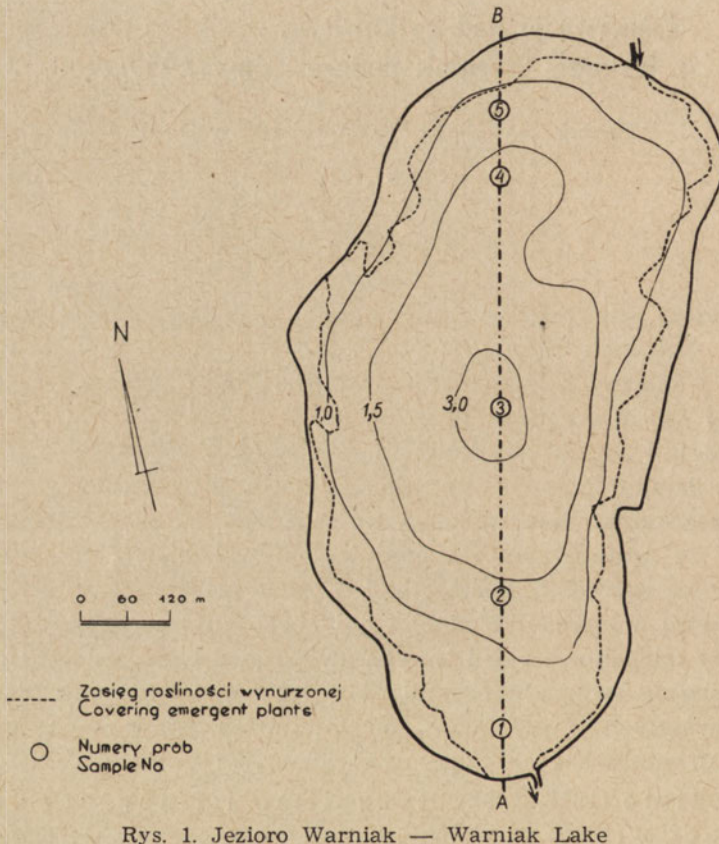
Otrzymano 30.XII.1963

Wstęp

Problemem śmiertelności fauny dennej, a w szczególności śnięcia ryb na skutek wysokich deficytów tlenowych w płytkich jeziorach podczas mroźnych i śnieżnych zim, interesowano się już od wielu lat. Zjawisko to w rybactwie nosi nazwę „przyducha”. Greenbank (1945) podaje, że obserwacje i zapiski skutków przyduchy (ang. *winter-kill*) prowadzono już w drugiej połowie ubiegłego stulecia. Autor ten przeprowadził kilkuletnie badania limnologiczne, na jeziorach w stanie Michigan podczas zimy ze szczególnym uwzględnieniem przyduchy. Między innymi stwierdził on pośrednią korelację pomiędzy grubością warstwy śniegu a ilością tlenu w wodzie. Według cytowanego autora tlen jest zużywany na potrzeby oddechowe ryb i innych zwierząt, a w szczególności na rozkład bakteryjny związków organicznych i utlenianie metanu oraz innych gazów powstałych z przemian anaeorobowych. W wyniku przyduchy może zginąć całkowicie lub częściowo większość fauny jeziora.

Rossolimo (1928, 1932), Rossolimo i Kuźniecowa (1934) i Kuźniecowa (1939) w swoich badaniach dochodzą do wniosku, że tlen w jeziorach przyduchowych zużywany jest przede wszystkim na utlenianie gazów jeziornych, tj. metanu i wodoru. Podczas badań limnologicznych na Pojezierzu Mazurskim Patałas (1960) wyróżnił grupę jezior przyduchowych, a Zawisza (1960) i Karpieńska-Waluś (1960) badali wpływ przyduchy na strukturę pogłowia ryb i wydajność rybacką. Między innymi stwierdzili, że po przydusze wzrost niektórych gatunków ryb jest szybszy o 200—400% niż w roku poprzednim. Z badań Bernatowicza

(1959) nad zmiennością flory naczyniowej w Jeziorze Arklickim wynika, że roślinność zanurzona po przydusze ulega zmianom jakościowym i ilościowym. Natomiast autor nie stwierdził zmian w roślinności wynurzzonej. Wpływ asymilacji na ilość tlenu pod pokrywą lodową badał Müller (1957). W silnie zeutrofizowanych jeziorach w miejscach wolnych od śniegu autor ten stwierdził wzrost zawartości tlenu z 3,7 do 5,9 mg/l. W miejscu odgarniętym ilość tlenu w ciągu 10 dni spadła tylko z 10,8 na 8,7 mg/l, a w tym samym czasie pod śniegiem z 10,5 na 1,1 mg/l. Z badań Entza i Fillingera (1962) wynika, że zgarńnięcie śnie-



Rys. 1. Jezioro Warniak — Warniak Lake

gu z 1/4 — 1/5 ogólnej powierzchni zaśnieżonej powoduje przeniknięcie wystarczającej ilości światła do utrzymania fotosyntezy i nagromadzenia dostatecznej ilości tlenu w jeziorze.

Celem niniejszej pracy jest możliwie dokładne prześledzenie dynamiki deficytu tlenowego, jego szkodliwego wpływu na niektóre gatunki ryb oraz jego naturalnej likwidacji.

Za zwrócenie mojej uwagi na tak ciekawe zagadnienie, jak również umożliwienie wykonania tej pracy, składam Kierownikowi Zakładu Gospodarki Jeziorowej IRS Prof. dr Stanisławowi Bernatowiczowi podziękowanie.

Srodowisko

Jezioro Warniak jest jednym z trzech jezior doświadczalnych Zakładu Gospodarki Jeziorowej IRS w Giżycku. Powierzchnia jego wynosi 39,52 ha, maksymalna głębokość 3,3 m, średnia głębokość 1,5 m, objętość 581 280 m³, maksymalna długość 990 m i maksymalna szerokość 520 m (rys. 1). Według typologii Stangenberga (1936) jezioro Warniak należy do typu jeziora eutroficznego — stawu naturalnego, a według Wiszniewskiego (1953) do eutroficznego — polimiktycznego. Dno miękkie z grubą warstwą osadów dennych jest pokryte niemal na całej powierzchni roślinnością zanurzoną. W przeważającej ilości występują ramienice (*Charales*) i rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum* L.). Zasięg oczeretów o powierzchni 7,74 ha (19% całkowitej powierzchni jeziora) jest zaznaczony na planie linią przerywaną. Jezioro Warniak posiada mały dopływ (3,5 l/sek. w okresie zimowym) w postaci rowu śródpolnego oraz o wiele większy odpływ do jeziora Dgał Wielki. Ujemny bilans wodny jeziora uzupełniany jest przez źródła, znajdujące się po prawej i lewej stronie dopływu. Wynika z tego, że woda w jeziorze jest dosyć często wymieniana.

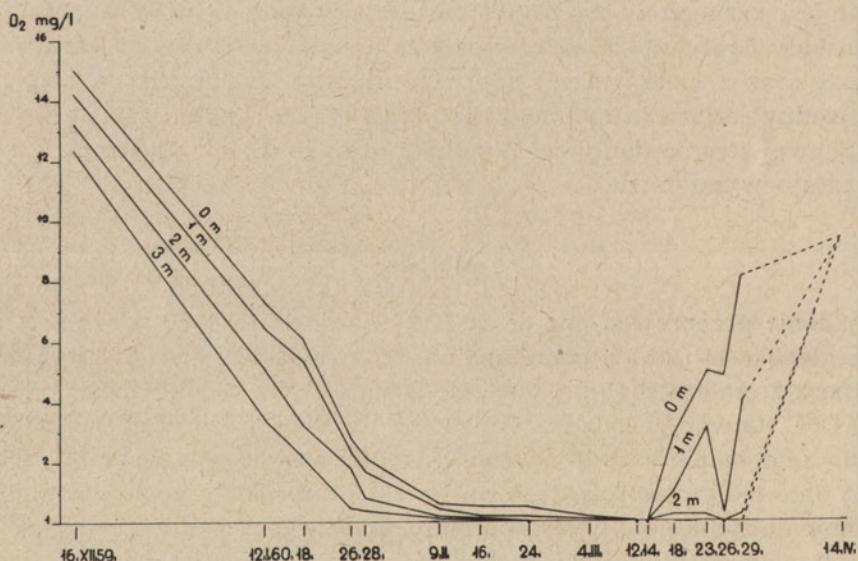
Metoda

Badania przeprowadzono od 16.XII.1959 do 14.IX.1960 r. Próby z różnych głębokości (tab. I) pobierano na 5 stanowiskach (rys. 1) czerpakiem Ruttnera z umieszczonym wewnątrz termometrem o dokładności odczytu do 0,1 °C. Otwór w lodzie wybijano w ten sposób, że najpierw robiono w nim zagłębienie kształtu niecki, o średnicy ca 30 cm, a potem robiono w jej dnie mały otworek (2—4 cm), przez który następowało powolne jej napełnienie (uniknięto w ten sposób nadmiernego mieszania wody). Z tak przygotowanego otworu na głębokości 10 cm pobierano pierwszą próbę i oznaczano ją jako powierzchniową. Następnie otwór poszerzano i pobierano dalsze próby co 1 m (na stanowiskach płycej położonych co 0,5 m a najgłębszą próbę na głębokości 10 cm nad dnem. Aby uniemożliwić przynajmniej w pewnym stopniu dostęp wody znajdującej się na lodzie do otworu, wbijano blaszaną obręcz o średnicy 60 cm i wysokości 15 cm w pokrywę lodową, potem ze środka wybierano wodę przy pomocy gąbki i wreszcie wybijano otwór. Wodę do analizy na zawartość tlenu wlewano

do butelek o pojemności 100 ml. Na miejscu dodawano odczynniki ($MnCl_2$ i $NaOH + KJ$), a po 15 minutach rozpuszczano stężonym kwasem solnym i po przewiezieniu do pracowni oznaczano zawartość O_2 metodą Winklera.

Wyniki badań

Podczas zimy 1959/60 roku okres pokrywy lodowej trwał na jeziorze Warniak od 6.XII.59 do 14.IV.60, tj. 130 dni, przy czym średni okres pokrycia lodem Jezior Mazurskich wynosił 89 dni, najdłuższy 146 dni, a najkrótszy 34 dni (K o n d r a c k i 1952). W 1959 roku jezioro zamarzło już 16 listopada i prawie na całej powierzchni zostało pokryte cienkim lodem, który utrzymał się tylko przez 5 dni, trwałe zamarznięcie nastąpiło z 6 na 7 grudnia przy silnym wietrze i śnieżycy. W momencie zamarznięcia grubość pokrywy śnieżnej wynosiła 10 cm, później wzrosła do około 30 cm, a w zaspach dochodziła nawet do około 60 cm. Pokrywa śnieżna składała się z dwóch wyraźnych warstw, bezpośrednio na lodzie zalegała



Rys. 2. Zimowe zmiany zawartości tlenu na różnych głębokościach (stan. 3)
Winter variation of oxygen content at different depths (stat. 3)

warstwa śniegu o grubości około 20 cm o strukturze ziarnistej i na niej warstwa śniegu świeżego o grubości od 10—30 cm. Grubość pokrywy lodowej w grudniu wynosiła 20 cm, w styczniu 35 cm, a w ciągu lutego wzrosła do 65 cm. Krystaliczna struktura lodu utrzymywała się do pierw-

szej odwilży (27—29.I), w wyniku której powstała woda namarzła na powierzchni w postaci lodu śniegowego o mlecznym zabarwieniu. Po raz drugi odwilż nastąpiła 22.II. i trwała zaledwie 24 godziny. Ostatecznie pokrywa lodowa składała się z dwóch warstw, krystalicznej o grubości 50 cm i mlecznej grubości 15 cm. Wyżej opisane odwilże trwały zbyt krótko i nie wpłynęły na podwyższenie zawartości tlenu pod lodem — tab. I, rys. 2 (Rossolimo 1928, Rossolimo i Kuźniecowa 1934). Według Greenbanka (1945) warstwa suchego śniegu grubości 30 cm przepuszcza zbyt mało światła dla pobudzenia fotosyntezy, natomiast lód umiarkowanie czysty o grubości 45—60 cm przepuszcza wystarczającą ilość światła do podtrzymania fotosyntezy. Wynika z tego, że w jeziorze Warniak w czasie obserwacji nie było warunków dla przenikania światła, niezbędnego do działalności asymilacyjnej fitoplanktonu i roślin naczyniowych, zanurzonych. Znalazło to wyraźne odbicie w ciągłym wyczerpywaniu się tlenu aż do osiągnięcia tak zwanego „zera analitycznego” (brak zabarwienia skrobi w próbie po dodaniu odczynników) stwierdzonego 12.III.60 (tab. I, rys. 2). Przez całą zimę odbywało się tylko pochłanianie tlenu. Nagromadzenie dużej ilości związków organicznych na dnie jest główną przyczyną wyczerpywania się tlenu w jeziorach przyduchowych (Drown 1892, Knauthe 1899, Welch 1935 — cyt. za Greenbankiem, Alsterberg 1927). Według innych autorów (Birge, Juday 1911, Rossolimo 1932, Rossolimo i Kuźniecowa 1934, Kuźniecowa 1939, Greenbank 1945) tlen jest zużywany przede wszystkim na mikrobiologiczne utlenianie metanu i wodoru, wydzielających się z dna jeziora. Analiza gazu jeziornego wykazała, że metan stanowi 65% (Birge i Juday 1911) albo od 75% do 87%, a wodór od 5% do 15% (Rossolimo 1932). Kuźniecowa (1939) podaje, że podczas doświadczenia laboratoryjnego pochłanianie tlenu w wodzie bez gazów jeziornych przy temperaturze 5°C wynosiło 0. Natomiast w wodzie z gazami ilość tlenu zużyta na ich utlenianie wynosiła 0,43 mg/l/dzień. Według tego autora, w Czarnym jeziorze, na głębokości 2 m, pochłanianie tlenu podczas zimy wynosiło od 0,03 do 0,42 mg/l/dzień. Przy temperaturze 20°C zużycie tlenu na utlenianie gazów jeziornych było 5 razy wyższe niż na potrzeby oddechowe. W jeziorze Warniak na głęboczku (rys. 2), jak również na płytszych stanowiskach (tab. I) pochłanianie tlenu odbywało się najintensywniej od 16.XII.59 do 28.I.60 i słabiej od 28.I.60 do 9.II.60.

W tabeli II przedstawiono intensywność pochłaniania tlenu w mg/l/dzień oraz obliczono średnie z okresu największych ubytków (16.XII.59—9.II.60). W tym czasie stwierdzono w całym jeziorze minimalne pochłanianie tlenu wynoszące 0,01 mg/l/dzień i maksymalne 0,48 mg/l/dzień.

Tab. I. Zawartość tlenu w jeziorze Warnisk podczas zimy 1959/60 r. (mg/l)
Contents of oxygen in Warnisk Lake during winter 1959/60. (mg/l)

Stan. St.	Głęb. Depth m	16.XII	12.I	18.I	26.I	28.I	9.II	16.II	24.II	4.III	12.III	14.III	18.III	23.III	26.III	29.III	14.IV
1	0	14,00	6,10	4,30	1,59	1,00	0,55	0,21	0,15	0,10	0,00	0,00	4,06	4,47	3,40	7,20	9,40
	0,5	13,10	5,80	4,20	1,20	0,65	0,25	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	4,06	3,40	2,20	0,10	9,40
2	0	14,30	6,90	5,20	2,35	1,70	0,47	0,31	0,20	0,10	0,00	0,00	3,40	2,98	3,30	7,40	9,40
	1	13,60	5,90	4,10	1,85	1,20	0,30	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	1,06	1,20	0,00	0,10	9,40
3	0	15,00	7,30	6,00	2,62	2,22	0,88	0,63	0,60	0,20	0,00	0,00	2,76	4,98	4,90	8,00	9,40
	1	14,20	6,40	5,30	2,31	1,72	0,48	0,21	0,20	0,10	0,00	0,00	1,06	3,62	0,30	4,00	9,40
	2	13,20	5,10	3,60	1,69	0,73	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,21	0,00	0,20	9,40
	3	12,30	3,40	2,20	0,40	0,27	0,07	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0	14,15	6,70	5,05	2,05	1,65	0,80	0,31	0,20	0,10	0,00	0,00	6,92	6,60	6,20	7,80	9,40
	1	13,70	5,75	4,15	1,70	1,30	0,60	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	4,06	1,70	1,50	4,50	9,40
	1,5	13,20	5,65	3,90	1,70	1,23	0,20	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	1,59	0,10	0,00	0,00	9,40
5	0	14,25	6,60	4,50	1,90	1,45	0,80	0,40	0,25	0,10	0,00	0,00	8,83	8,20	6,60	7,70	9,40
	1	13,75	5,50	4,30	1,30	0,75	0,55	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	5,21	7,06	5,50	0,10	9,40

Tab. II. Pochłanianie tlenu w mg/l/dzień - Absorption of the oxygen in mg/l/day

Stan. St.	Głęb. Depth m	16.XII-12.I	12-18 I	18-26 I	26-28 I	28.I-9.II	9-16 II	16-24 II	24.II-4.III	4-12 III	Srednio Mean 16.XII-9.II
1	0	0,29	0,30	0,34	0,29	0,04	0,04	0,01	0,01	0,01	0,25
	0,5	0,35	0,38	0,39	0,39	0,03	0,07	0,02	0,00	0,00	0,31
2	0	0,27	0,28	0,36	0,32	0,10	0,02	0,01	0,01	0,01	0,27
	1	0,28	0,30	0,28	0,32	0,07	0,02	0,02	0,00	0,00	0,25
3	0	0,28	0,21	0,42	0,20	0,11	0,03	0,03	0,05	0,02	0,24
	1	0,28	0,18	0,37	0,29	0,10	0,03	0,001	0,01	0,01	0,24
	2	0,30	0,25	0,23	0,48	0,05	0,00	0,01	0,000	0,000	0,26
	3	0,32	0,20	0,22	0,06	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,16
4	0	0,27	0,27	0,37	0,20	0,07	0,07	0,01	0,01	0,01	0,24
	1	0,29	0,27	0,31	0,20	0,06	0,05	0,02	0,00	0,00	0,23
	1,5	0,28	0,29	0,27	0,23	0,08	0,01	0,01	0,00	0,00	0,23
5	0	0,28	0,35	0,32	0,22	0,05	0,05	0,01	0,01	0,01	0,24
	1	0,30	0,20	0,37	0,27	0,02	0,04	0,03	0,00	0,00	0,23

Tab.III. Zawartość tlenu (mg/l) w wodzie dnia 14.III.60 (st.3.)
Oxygen content (mg/l) of water in day 14.III.60 (st.3.)

Głęb. Depth m	Przerębla wyrębana Air hole cut	
	12.III.60	14.III.60
0,0	11,0	0,0
0,5	6,7	0,0
1,0	4,0	0,0
2,0	0,2	0,0
3,0	0,0	0,0

Wartości średnie na różnych stanowiskach w poszczególnych warstwach nie odbiegają od siebie i wskazują na dość wyrównane pochłanianie tlenu w całym jeziorze. Najmniejsze pochłanianie wynoszące średnio 0,16 mg/l/dzień zanotowano na stanowisku 3 przy dnie, a największe 0,31 mg/l/dzień na stanowisku 1 na głębokości 0,5 m. Średnie pochłanianie tlenu w całej masie wodnej jeziora wynosiło 0,24 mg/l/dzień. Nieznaczne różnice w dobowym pochłanianiu tlenu na poszczególnych stanowiskach (stan. 1 — 0,235 mg/l/dzień, stan. 2 — 0,260 mg/l/dzień, stan. 3 — 0,225 mg/l/dzień, stan. 4 — 0,233 mg/l/dzień, stan. 5 — 0,235 mg/l/dzień) wskazują na bardziej intensywne pochłanianie tlenu na stanowiskach płytszych. Pierwsze oznaki wyraźnego zaniepokojenia i śnięcia ryb zaobserwowano 1 lutego przy następujących ilościach tlenu na stanowisku 3: powierzchnia — 2,1 mg/l, 1m — 1,5 mg/l, 2m — 0,5 mg/l, 3m — 0,1 mg/l. W tym czasie snęła płoć (*Rutilus rutilus* L.) po dostaniu się do zestawionych żaków, które nie pozwalały na przemieszczenie się do górnych warstw wody o wyższej koncentracji tlenu. Wynika z tego, że płoć wytrzymywała zaledwie kilkanaście godzin w wodzie o zawartości tlenu od 0,1 mg/l do 1,1 mg/l. Masowe gromadzenie się przy dopływie płoci, linów (*Tinca tinca* C.), okoni (*Perca fluviatilis* L.) i szczupaków (*Esox lucius* L.) nastąpiło 6.II.60 i trwało do 9.II.60 przy następujących zawartościach tlenu na stanowisku 3: powierzchnia 1,3 mg/l, 1m — 0,8 mg/l, 2m — 0,3 mg/l, 3m — 0,1 mg/l. Ciężar śniętych linów przeważnie wahał się od 150 g do 400 g. Ponadto spotykano śniętego drobnego lina oraz narybek. Do 16.II.60 obserwowano pojedyncze śnięcia płoci i drobnych linów. W pobliżu odpływu w przerębli zauważono lina (ca 150 g) tak bardzo osłabionego, że po przewróceniu go do góry brzuchem nie mógł już odzyskać normalnej pozycji. Z przyczyn obiektywnych bardzo trudno ustalić, czy wszystkie ryby w jeziorze wysnęły. Teoretycznie powinny wszystkie ryby zginąć, w rzeczywistości jednak na pewno nie zginęły. Dowodem na to są odłowienia dokonane bezpośrednio po zejściu pokrywy lodowej. Fauna denną również nie zginęła całkowicie w jeziorze. W próbach planktonu, pobranego na wszystkich stanowiskach 12.III.60, nie stwierdzono ani jednego osobnika żywego.

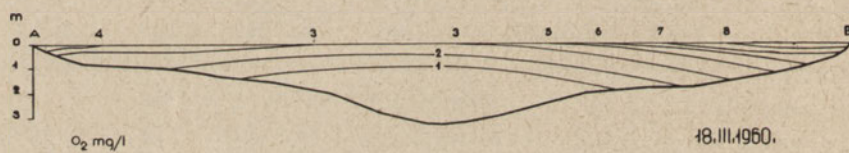
Z powodu coraz mniejszych zawartości tlenu następuje ledwo uchwytnego jego pochłanianie. W jeziorze powstaje środowisko o skrajnie odmiennych i na krótko ustabilizowanych warunkach, uniemożliwiających życie. Wydaje się, że punktem kulminacyjnym takiego stanu rzeczy jest zero analityczne zawartości tlenu, trwające w jeziorze Warniak od 12 do 14.III.60 (tab. I, rys. 2).

11.III.60 pod wieczór nastąpiła odwilż, a od 14.III.60 zaczął wolno topnieć śnieg na lodzie. 14.III.60 pobrano próby z niezamarzniętej prze-

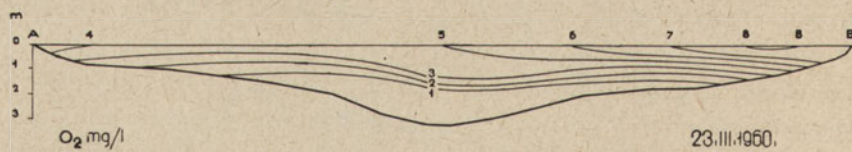
rębli (wykonanej 12.III.60) oraz z nowo wybitej (tab. III). Odległość jednej przerębli od drugiej wynosiła ca 2m. Z tabeli III wynika jasno, że rozpuszczony tlen dostaje się po lód ze spływającą wodą, powstała w wyniku topnienia śniegu. Zgodne to jest ze spostrzeżeniami Rossolimo (1928), Rossolimo i Kuźniecowa (1934) oraz Greenbanka (1945).

Ponadto zaobserwowano, że spływająca pod lód woda (o temperaturze $1,5^{\circ}$ — $1,9^{\circ}$ C) opada do warstwy wody o takiej samej temperaturze. Horyzontalne rozchodzenie się spływającej wody było minimalne, o średnicy nieznacznie większej niż przerębla. Zostało to również potwierdzone podczas sztucznego przepompowywania wody celem natlenienia jej tlenem pochodzenia atmosferycznego. Powstająca ze stopniałego śniegu woda zawiera $6,46 \text{ cm}^3/\text{l O}_2$, a woda deszczowa $5,97 \text{ cm}^3/\text{l O}_2$ (Reichardt 1875 cyt. Czerny 1931). Według Czernego (1931) woda powstała ze śniegu zawiera $13,3 \text{ mg/l O}_2$. Własne analizy wykonane w laboratorium wykazały $7,8 \text{ mg/l O}_2$ w wodzie ze śniegu zleżającego o strukturze ziarnistej i $9,0 \text{ mg/l O}_2$ w wodzie ze śniegu świeżego i suchego. Zawartość tlenu w wodzie zebranej z powierzchni lodu wynosiła $10,2 \text{ mg/l}$.

Od 14 do 23.III.60 trwało spływanie wody z brzegów jeziora, powierzchni lodu i przenikanie jej pod lód. Zawartości tlenu w wodzie wyraźnie się podniosły (tab. I, rys. 2).



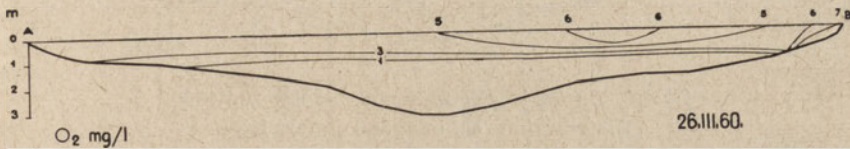
Rys. 3. Układ izooksygen pod lodem. 18.III.1960
Distribution of oxygen under ice



Rys. 4. Układ izooksygen pod lodem. 23.III.1960
Distribution of oxygen under ice

Z przebiegu izooksygen na przekrojach podłużnych (rys. 3 i 4) wynika, że zawartości tlenu były o wiele wyższe przy brzegu północnym niż przy południowym. Na taki układ izooksygen złożyły się następujące

przyczyny: 1) większa względna wysokość brzegu północnego, 2) korzystne usytuowanie w stosunku do obiegu słońca, 3) korzystne nachylenie stoku w stosunku do padających promieni słonecznych. W związku z tym śnieg na brzegu północnym stopniał wcześniej i wszystka woda spłynęła pod lód. Brzeg południowy jest niski, podmokły, niekorzystnie usytuowany, dlatego śnieg topniał wolniej i woda miała utrudniony spływ. Słońce świeciło bardzo silnie od 20 aż do 28.III.60. W dniu 26.III.60 po całkowitym ustaniu ściekania wody zawartości tlenu maleją, szczególnie widać to na głębokości 1m na stanowisku 3 (rys. 2 i 5). Tutaj wtórny spadek za-



Rys. 5. Układ izooksygen pod lodem. 26.III.1960
Distribution of oxygen under ice

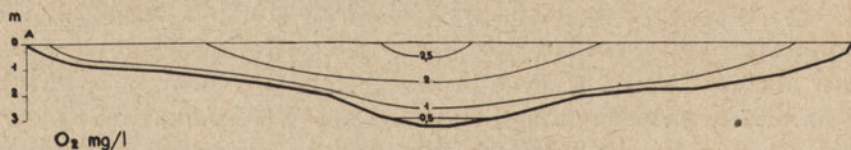
wartości tlenu wyniósł aż 1,1 mg/l/dzień. Świadczy to o bardzo dużych zdolnościach redukcyjnych wody w jeziorach przyduchowych. Wynika również z tego, że fotosynteza zostaje rozpoczęta dopiero po zejściu lodu. W nocy z 28 na 29.III.60 spadł ulewny deszcz, w wyniku którego zawartość tlenu na wszystkich stanowiskach tuż pod lodem wynosiła 8 mg/l (rys. 6). Izooksygeny przybrały horyzontalny układ z wyjątkiem izooksy-



Rys. 6. Układ izooksygen pod lodem. 29.III.1960
Distribution of oxygen under ice

geny 1 mg/l, która była nieco wklęsła (rys. 6). Lód ustąpił z jeziora 14.IV.60. Między 29.III a 14.IV.60 r. prób nie pobierano z powodu słabego lodu.

Wyników obserwacji nad termiką nie przedstawiono, ponieważ temperatura w ciągu obserwacji tylko nieznacznie się zmieniała. Pod lodem temperatura wody wynosiła od 0,3°C do 0,7°C, na głęb. 1m od 1°C do 1,2°C, na głęb. 2m od 2,0°C do 2,3°C, i na głęb. 3m od 3,0°C do 3,4°C. Przebieg izotermy 0,5°C i 1,0°C na przekroju podłużnym (rys. 7) jest równoległy do pokrywy lodowej, a izotermy 2,0°C i 3,0°C są prawie zgodne z profilem dna. W ciągu okresu obserwacji aż do 12.III.60 (zero analityczne tlenu) izooksygeny miały kształt wklęsły (rys. 8).



Rys. 7. Układ izoterm pod lodem. 26.I.1960
Distribution of isotherms under ice



Rys. 8. Układ izooksygen pod lodem. 26.I.1960
Distribution of oxygen under ice

Zestawienie wyników

1. Podczas zimy 1959/60 okres pokrywy lodowej trwał na jeziorze Warniak od 6.XII.59 do 14.IV.60, tj. 130 dni. Maksymalna grubość pokrywy lodowej wynosiła 65 cm, a śniegowej 30 cm.

2. Zawartość O_2 w dniu 16.XII.59 w słupie wody 0—3m wynosiła 15,0 — 12,3 mg/l, a po upływie 86 dni, tj. 12.III.60, stwierdzono całkowite wyczerpanie tlenu, trwające od 12 do 14.III.60.

3. Zużycie O_2 na procesy oddechowe i utleniania gazów jeziornych wynosiło średnio 0,24 mg/l/dzień.

4. Dostawanie się tlenu pod lód warunkuje odwilż, w wyniku której powstająca woda ze śniegu na lodzie i na brzegu przenika pod lód i opada do warstwy wody o takiej samej gęstości.

5. Zasadniczymi warunkami powstawania przyduszy jest okres trwania pokrywy lodowej, a szczególnie śniegowej, ich grubość i struktura. Najczęściej ulegają przydusze jeziora płytkie o głębokości maksymalnej nie przekraczającej zwykle 4 — 5 m, posiadające daleko posunięty stopień zeutrofizowania i prawie całkowite pokrycie dna przez roślinność naczyniową, zanurzoną.

6. Płocie (*Rutilus rutilus* L.) wytrzymały zaledwie kilkanaście godzin w wodzie o zawartości tlenu od 0,1 mg/l do 1,1 mg/l. Masowe gromadzenie się ryb przy dopływie nastąpiło, gdy zawartość tlenu na powierzchni wynosiła 1,3 mg/l i nad dnem 0,1 mg/l.

7. Ichtiofauna oraz fauna denna nie wyginęły całkowicie.

8. Żywe osobniki planktonu skorupiakowego zginęły zupełnie w jeziorze.

Piśmiennictwo — Литература — Bibliography

1. Alsterberg G. 1927. Die Sauerstoffschichtung der Seen. *Botanica Notiser* 25: 255—274.
2. Bernatowicz S., 1959. Zmienność flory naczyniowej w Jeziorze Arklickim. *Pol. Arch. Hydrob.* V (XVIII), 2: 121—130.
3. Birge E., Juday C., 1911. The Inland Lakes of Wisconsin. The dissolved gases and their biological significance. *Bull. Wis. Geol. nat. Hist. Surv.* 22, 259—264.
4. Czerny R., 1931. Die chemische Zusammensetzung von Schnee — Schmelzwässern. *Mitteil. der Fischerei vereine.* 23: 508—511.
5. Entz B., Fillinger E. M., 1962. Angaben zur Kenntnis des Lichtklimas des Balaton II. (Über die Lichtverhältnisse in Wasser des zugefrorenen und Schnee — bedeckten Sees). *Annal. Biol. Tihany.* 29: 65—74.
6. Greenbank J., 1945. Limnological conditions in ice covered Lakes, especially as related to Winter-kill of Fish. *Ecol. Monogr.*, 15: 343—392.
7. Karpińska-Waluś B., 1961. Wzrost płoci (*Rutilus rutilus* L.) w jeziorach okolic Węgorzewa. *Rocz. Nauk Roln.* 77 — B — 2: 329—398.
8. Kondracki J., 1952. Obserwacje nad termiką jeziora Niegocin na stacji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego w Giżycku (1949 — 1951 r.). *Przegląd Geogr.* 24: 49—71.
9. Kuźnielow C. I., 1939. Opredzielenie intensywności pogłoszczenia kisłoroda iz wodnoj masy oziara zaszcot bakteriologiczeskich procesow. *Tr. Limnol. St. w Kosinie.* 22: 38—46.
10. Müller H., 1957. Untersuchungen der Sauerstoffverhältnisse unter Eis. *Zeitschr. f. Fischerei u. deren Hilfswiss.* 6: 315—322.
11. Patalas K., 1960. Stosunki termiczne i tlenowe oraz przezroczystość wody w 44 jeziorach okolic Węgorzewa. *Rocz. Nauk Roln.* 77 — B — 1: 105—222.
12. Rossolimo L., 1928. Zur Frage der Sauerstoffschichtung der Seen. *Arch. f. Hydrob.* 19: 731—741.
13. Rossolimo L., 1932. Jawlenia gazooddzielenia na Biełom Oziere w Kosinie. *Tr. Limnol. St. w Kosinie.* 15: 67—81.
14. Rossolimo L., Kuźnielow S., 1934. Donnoje gazooddzielenie, kak faktor kislorodnogo rieżyma oziere. *Tr. Limnol. St. w Kosinie.* 17: 87—117.
15. Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych Pojezierza Suwalskiego. *Sprawozd. IBL. S. A.* 19: 1—56.
16. Wiszniewski J., 1953. Uwagi w sprawie typologii jezior polskich. *Pol. Arch. Hydrob.*, I (XIV): 11—23.
17. Zawisza J., 1961. Wzrost ryb w jeziorach okolic Węgorzewa. *Rocz. Nauk Roln.* 77 — B — 2: 682—748.

Г. Захвея

Наблюдения над полным исчезновением кислорода в озере Варняк

Резюме

Озеро Варняк (поверхность 39,52 га, кубатура 581,28 м³, максимальная глубина 3,2 м, средняя глубина 1,5 м, максимальная длина 990 м, максимальная ширина 520 м) принадлежит по типологии Штангенберга (1936) к прудовому типу, а по Вишневскому (1953) к евтрофическому и полимиктическому типу. В озеро втекает небольшая канава, а вытекает ручей более значительных размеров. В периоде от 16. XII. 59 г. по 29. III. 60 г. вдоль озера (рис. 1) были собраны пробы воды на разных глубинах для определения кислорода.

1. Во время зимы озеро было покрыто льдом от 6. XII. 59 г. по 14. IV. 60 г. Максимальная толщина льда была 65 см, а снега 30 см.

2. Количество кислорода в начале наблюдений (16. XII. 59 г.) достигало у поверхности воды 15 мг/л, а на глубине 3 м 12,3 мг/л. Спустя 86 дней (12. III. 60 г.) наблюдалось полное исчезновение кислорода, которое длилось по 14. III. 60 г. (рис. 2).

3. Использование кислорода на дыхательные процессы и на окисление озерных газов составляло в среднем 0,24 мг/л/день.

4. Проникновение кислорода под лёд зависит от оттепели, во время которой вода таящая на льде и на берегу снега проникает под лёд до глубины слоя воды такой самой плотности (рис. 3 и 4).

5. Основным условием возникновения замора является длительность периода покрова озера льдом и снегом, их толщина и структура. Заморы встречаются чаще всего в озерах максимальной глубины 4—5 м, сильно евтрофических, целое дно которых покрыто мягкой растительностью.

6. Плотва выдерживала только несколько часов в воде содержащей кислород в количестве от 0,1 до 1,1 мг/литр. Массовое скопление рыб при устьи канавы в озеро наблюдалось, когда количество кислорода у поверхности воды падало до 1,3 мг/л., а при дне до 0,1 мг/л.

7. Не все рыбы и не вся донная фауна озера Варняк погибли в условиях описанного замора. Зоопланктон погиб всецело.

J. Zachwieja

**Observations on the complete disappearance of oxygen
in Warniak lake during the winter 1959/1960**

Summary

The study was made in the winter 1959/1960 during a winter-kill. Warniak lake, 39.52 ha in area, 581.280 m³ capacity, 3.20 m maximum depth, 1.50 m average depth, 990 m maximum length, 520 m maximum width, belongs according to the typology of Stangnberg (1936) to the pond type, and according to Wiszniewski, to the eutrophic-polymyctic type. The lake has a small inlet in the form of a field ditch, and a relatively large outlet to Dgał Wielki lake. During the period 16 Dec. 1959 — 29 March 1960, samples were collected at various depths along the long axis of the lake (Fig. 1) for the examination of the oxygen content.

1. The period of ice cover on Warniak lake lasted from 6 Dec. 1959 to 14 April 1960 that is — 130 days. The maximum thickness of the ice-cover was 65 cm, and of snow-cover 30 cm.

2. On 16 Dec. 1959, the oxygen content in a water column ranging from 0 to 3 m, varied between 15.0 mg/l and 12.3 mg/l, and after 86 days, on 12 March 1960, was found to be completely exhausted until 14 March (Fig. 2).

3. The consumption of oxygen for respiration and primarily for the oxygenation of lake gases come on the average to 0.24 mg/l per day.

4. The penetration of oxygen through the ice cover is determined by the thawing of snow upon the ice or the shore with the result that the water thus formed permeates through the ice and falls down to a water layer having the same density (Figs. 3 and 4).

5. The prime condition for the occurrence of winter-kill is the duration of the ice cover, and even more so, of the snow cover, their thickness and structure. Subject to winter-kill are most frequently shallow lakes with a maximum depth not exceeding as a rule 4 — 5 m, marked by high degree of eutrophicity, with the bottom almost entirely covered with vascular and submerged vegetation.

6. The roach (*Rutilus rutilus* L.) could endure water containing between 0.1 to 1.1 mg/l O₂ for no more than a dozen odd hours. Large-scale concentration of fish by the outlet took place when the oxygen content of the water surface fell to 1.3 mg/l and just above the bottom, to 0.1 mg/l.

7. Ichthyofauna and bottom fauna did not perish entirely as a sequence of described winter-kill. Crustacean plankton in the Warniak lake disappeared completely.

J. Domurat

Rozwój zarodkowy troci (*Salmo trutta m. lacustris* L.) w przepływającym środowisku bezwodnym

Zakład Fizjologii Ryb przy Wyższej Szkole Rolniczej w Olsztynie
Kierownik: Docent dr Władysława Dąbrowska

Otrzymano 25.VIII.1964

Wyniki poprzednich doświadczeń (Domurat 1962), w których rozwój zarodkowy ryb łososiowatych odbywał się w bezwodnym środowisku oleju parafinowego, zdawały się wskazywać, że zaburzenia w rozwoju są wywołane nie tylko brakiem wody w środowisku, ale również naruszeniem przemiany gazowej zarodków. Mimo że rozpuszczalność gazów, szczególnie tlenu i dwutlenku węgla w oleju parafinowym jest duża (Kubie 1927), wobec dużej lepkości oleju parafinowego dyfuzja gazów w tym środowisku jest utrudniona i zarodki mogą mieć trudności w pobieraniu odpowiednich ilości tlenu, a także gromadzący się w tym środowisku podczas przemiany materii dwutlenek węgla może źle wpływać na przebieg rozwoju.

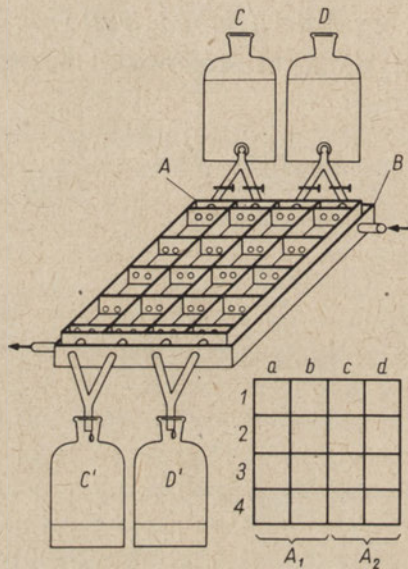
W celu stworzenia lepszych warunków oddechowych rozwijającym się zarodkom postanowiono umieścić je w oleju parafinowym, o stałym, umiarkowanym przepływie. Przepływający olej, stykający się z powietrzem, nasycałby się tlenem i pozbywał się rozpuszczonego w nim dwutlenku węgla.

W tym celu skonstruowano aparat przedstawiony na rys. 1.

Winidurowe naczynie A podzielone zostało na dwie części A_1 i A_2 , a te z kolei na 8 komór o powierzchni 36 cm^2 każda. Przez część A_1 przepływała filtrowana woda wodociągowa z butli C, przez część A_2 olej parafinowy z butli D, z jednakową szybkością około $0,7 \text{ ml/min}$. Po przejściu przez naczynie A_1 woda dostawała się kroplami do butli C_1 , a olej para-

finowy po przejściu przez część A_2 sphywał kroplami do butli D_1 . Naczynie A zanurzone jest w naczyniu B, przez które przez cały czas doświadczenia przepływała woda wodociągowa, utrzymująca jednakową temperaturę w naczyniu A. Wysokość przepływających płynów w komorach wahała się w granicach 6—9 mm.

Jaja użyte do doświadczenia pochodziły od 12 samic troci z jeziora Wdzydze (*Salmo trutta m. lacustris* L.). Zostały one zapłodnione na miejscu, skąd pochodziły tarlaki, i przywiezione w termosach z wodą do pra-



Rys. 1. Aparat do badania rozwoju jaj w środowiskach przepływowych.
Objaśnienia w tekście

L'appareil pour le développement des oeufs aux milieux courants.
Explications dans le texte

cowni. Transport trwał około 50 godzin i przywiezione jaja były w stadium moruli dużych komórek. Jaja obsuszono przez przetaczanie na bibule i włożono po 50 sztuk do każdej komory. Temperatura płynów w czasie rozwoju wynosiła średnio $12,5^{\circ}\text{C}$. Przebieg doświadczenia ilustruje tabela I.

Jak widać z tablicy, w pierwszych 4 dniach rozwoju jaja nie zamierają ani w środowisku przepływającej wody, ani w przepływającym oleju parafinowym. Natomiast w stadium gastruli część jaj zaczyna zamierać.

Tab. I. Śmiertelność jaj troci (*Salmo trutta m. lacustris*) rozwijających się w przepływającej wodzie (a,b) i przepływającym oleju parafinowym (c,d)
 Mortalité des oeufs de la truite (*Salmo trutta m. lacustris*) se développent à l'eau courante (a,b) et à l'huile de paraffine courante (c,d)

Czas w godz. Temps en heures	t°C	Stadium rozwoju Stade du développement	Numer komory No de la chambre	Śmiertelność w % Mortalité en %			
				a	b	c	d
74	12,5	morula		0	0	0	0
98	12,5			0	0	0	0
122	13			0	0	0	0
146	13	gastrula		0	0	0	0*
170	12,5		1	4	0	32	24
			2	2	0	16	6
			3	0	0	24	22
			4	0	2	22	16
194	12,5	1/3 epibolii	1	8	4	36	30
			2	2	2	48	42
			3	0	0	28	24
			4	0	2	28	38
246	12,5		1	8	8	32	46
			2	10	4	36	52
			3	4	0	48	54
			4	4	6	50	46
Śmiertelność w komorach w % razem Mortalité dans les chambres en %			1	20	12	100	100
			2	14	6	100	100
			3	4	0	100	100
			4	4	10	100	100

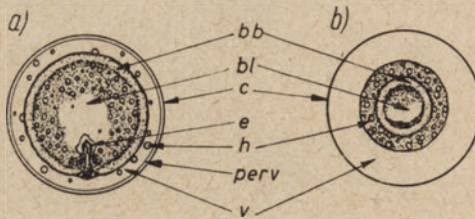
* W pierwszych dniach rozwoju podano śmiertelność we wszystkich komorach razem.

Dans les premiers jours du développement on a marqué la mortalité dans toutes les chambres ensemble

Jaja zamierające w środowisku wodnym są nieprzejrzyste, natomiast jaja zamierające w oleju parafinowym stają się przejrzyste. Śmiertelność niewielka w środowisku wodnym jest duża w oleju parafinowym. W strukturze jaj, rozwijających się w przepływającym oleju parafinowym, zachodzą duże zmiany. Widoczne to jest na rys. 2, na którym przedstawiono schematyczną budowę jaj troci, rozwijających się 246 godzin w przepływającej wodzie (a) i przepływającym oleju parafinowym (b).

Tarcza zarodkowa, która u jaj rozwijających się w wodzie zwiększa swe wymiary i na której widoczny jest już zarys zarodka, w jajach rozwija-

jących się w oleju parafinowym jest mała i wielkością swą nie odbiega od wielkości w stadiach początkowych. Procesy epibolii są całkowicie zahamowane. Niemal wszystkie kropelki tłuszczu gromadzą się wokół tarczy zarodkowej, otaczając ją zwartym pierścieniem. Przestrzeń pomiędzy zewnętrzną osłoną jajową a kulą żółtka (przestrzeń periwitelarna) zanika całkowicie u olbrzymiej większości jaj i osłonka zewnętrzna ściśle przylega do żółtka. Podane w tabeli stadia określają stopień rozwoju jaj rozwijających się w wodzie, ponieważ procesy rozwojowe



Rys. 2. Jaje troci (*Salmo trutta m. lacustris* L.) po 246 godzinach rozwoju w przepływającej wodzie (a) i przepływającym oleju parafinowym (b). Temperatura 12,5° C

L'oeuf de la truite (*Salmo trutta m. lacustris* L.) après 246 heures du développement dans l'eau courante (a) et l'huile de paraffine courante (b). Température 12,5° C

bb — wałek brzeżny, bourrelet blastodermique; bl — tarcza zarodkowa, blastodisque; c — zewnętrzna osłonka jajowa, capsule d'oeuf, „chorion”; e — zarodek, embryon; h — kropla tłuszczu, goutte d'huile; perv. — przestrzeń periwitelarna, l'espace périvitelline; v — żółtko, vitellus

w środowisku przepływającego oleju parafinowego uległy zahamowaniu. Jak widać z załączonego zestawienia, straty wśród jaj rozwijających się w wodzie w komorach rzędów a i b wahają się w granicach 0—20% (średnio 9%), natomiast w oleju parafinowym w komorach rzędów c i d wynoszą 100%.

Jak wynika z przytoczonych danych, rozwój zarodków troci w przepływającym oleju parafinowym ulega zahamowaniu i w czasie zamykania blastoporu u zarodków kontrolnych, rozwijających się w przepływającej wodzie, wszystkie jaja rozwijające się w środowisku przepływającego oleju parafinowego zamierają. W poprzednich doświadczeniach (Domurat 1956, 1959—60), w których rozwój embrionalny ryb łososiowatych odbywał się w stojącym oleju parafinowym, stwierdzono, że rozwój zarodkowy niektórych ryb możliwy jest w środowisku bezwodnym. Doświadczenie powyższe wskazuje, że wbrew temu, czego oczekiwano, przepływ oleju parafinowego zamiast polepszać pogarsza znacznie warunki rozwoju w tym środowisku.

Prawdopodobnie stały przepływ oleju parafinowego powoduje odrywanie cząsteczek wody przywierających do powierzchni jaja, co prowadzi do wydostawania się płynu periwitelarnego na zewnątrz, zanikania przestrzeni periwitelarnej i ścisłego przywierania zewnętrznej osłonki jajowej do żółtka.

Piśmiennictwo — Литература — Bibliography

1. Domurat J., 1956. Rozwój embrionalny troci (*Salmo trutta* L.), szczupaka (*Esox lucius* L.) i płoci (*Rutilus rutilus* L.) w środowisku bezwodnym. Pol. Arch. Hydrob. III (XVI): 167—173.
2. Domurat J., 1959—60. Delay in the development of rainbow trout (*Salmo irideus* Gibb.) embryos developing in the waterless medium. Zool. Pol. 10, 2: 7—12.
3. Domurat J., 1962. Rozwój zarodkowy pstrąga tęczowego (*Salmo irideus* Gibb.) i troci (*Salmo trutta* L.) w środowisku bezwodnym. Praca doktorska, Wydział Rybacki WSR. Olsztyn.
4. Kubie L. S., 1927. The solubility of O₂, CO₂ and N₂ in mineral oil and the transfer of carbon dioxide from oil to air. J. Biol. Chem. 72, 2: 545—548.

Е. Домурат

Зародышевое развитие речной форели (*Salmo trutta m. lacustris*) в проточной безводной среде

Резюме

В исследованиях над эмбриональным развитием речной форели в парафиновом масле решили улучшить условия дыхания с помощью постоянной проточности парафинового масла. Наблюдения показали, что условия развития в проточном парафиновом масле в место улучшения, стали худшими и во время, когда зародыши развивающиеся в воде доходили до стадии гастролы, яйца развивающиеся в парафиновом масле, начали отмирать. Капли жира находящиеся в желтке собирались в области анимального полюса яйца, которое становилось прозрачным. Спустя 246 часов с момента оплодотворения все яйца развивающиеся в проточном парафиновом масле (т. 12,5° С) были мёртвы (табл. I).

Предполагается, что проточная среда парафинового масла ухудшает условия развития, отнимая воду у яиц.

J. Domurat

**Développement embryonnaire de la truite (*Salmo trutta m. lacustris*)
au milieu courant dépourvu d'eau**

Resumé

Dans les expériences sur le développement embryonnaire de la truite dans l'huile de paraffine on a essayé d'améliorer les conditions respiratoires par le courant continu de l'huile. Les expériences ont démontré, que les conditions du développement dans l'huile de paraffine courante au lieu de s'améliorer deviennent pires et au moment où les embryons se développants dans l'eau atteignent le stade de gastrula, les oeufs au milieu de l'huile de paraffine courante commencent à mourir. Les gouttes de l'huile renfermées dans le vitellus de l'oeuf s'amassent au région du pôle animal de l'oeuf, qui devient transparent. Après 246 heures du développement dans l'huile de paraffine courante (temperature 12,5° C) tous les oeufs sont morts (tabl. I).

On suppose, que le courant continu de l'huile de paraffine empire les conditions du développement en évacuant l'eau de l'oeuf.

M. Januszko

Analiza biologiczna złoża płytowego wysokoobciążonego w oczyszczalni ścieków mleczarskich w Szaflarach

Katedra Biologii Sanitarnej Politechniki Warszawskiej

Otrzymano 31.VIII.1964

Wstęp

Prace zajmujące się badaniem biologii złóż do oczyszczania ścieków nie są zbyt liczne. Do obszerniejszych zaliczyć należy prace Liebmana (1949, 1959, 1962), dotyczące głównie badania organizmów na złożach oraz ich stratyfikacji i saprobowości, Schulza (1952, 1956), dotyczące badania organizmów na złożu wieżowym oraz określania saprobowości poszczególnych części złoża na podstawie organizmów wskaźnikowych, Fryea i Beckera (1929) dotyczącą badania organizmów występujących na doświadczalnym złożu dla oczyszczania ścieków mleczarskich, Tomlinsona (1946), dotyczącą organizmów zwierzęcych występujących na złożach.

Dość wyczerpujące omówienia biologii złóż na podstawie literatury oraz własnych badań przeprowadzili Cooke (1957, 1958, 1959), Cooke i Hirsch (1958) oraz Hawkes (1960).

W Polsce badaniami organizmów na złożach zajmowała się A. Czapiak (1958) oraz J. Stanisławska (1961, 1963).

Celem pracy było poznanie ilościowego i jakościowego występowania organizmów oraz wyciągnięcie pewnych wniosków dotyczących saprobowości, ekologii i rozmieszczenia organizmów.

W badaniach uwzględniono zarówno faunę żerującą na błonie biologicznej, jak również mikrofaunę i florę wchodzącą w skład błony.

Charakterystyka złoża

Analizę biologiczną złoża płytowego wysokoobciążonego w Szaflarach, wykonano w dniach 28.IX — 3.X.1963 r.

Niektóre dane technologiczne i fizyczno-chemiczne złoża* przedstawiają się następująco:

W okresie badań BZT₅ w mg/l O₂ wynosiło:

ścieki dopływające minimalne 250, maksymalne 1850, średnie 875

ścieki odpływające minimalne 150, maksymalne 1450, średnie 712

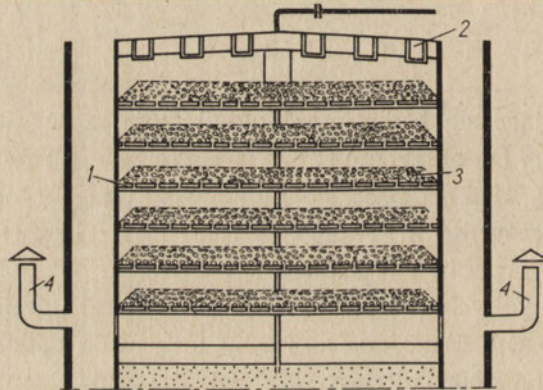
temperatura średnia:

ścieki dopływające — 18° C

ścieki odpływające — 13° C

temp. powietrza — 9° C

pH — ścieki dopływające 7,0, odpływające 6,25



Rys. 1. Schemat złoża płytowego w Szaflarach

1 — deski żelbetonowe; ferro concrete boards; 2 — korytka do rozprowadzania ścieków; trough for distribute the sewage; 3 — warstwa żużla; layer of slag; 4 — przewody napowietrzające w ścianie budynku, aerating pipe line in wall of building

Złoże znajduje się w budynku posiadającym kontakt z otoczeniem zewnętrznym poprzez drzwi i kilka okien. Zbudowane jest z 6 płyt o wymiarach 4,5 × 4,5 m ułożonych jedna nad drugą na szkielecie z rur stalowych (rys. 1). Każda płyta składa się z szeregu desek żelbetonowych szer. 15 cm, między którymi znajdują się szpary o szerokości 2 cm. Na deskach

* Niepublikowane dane uzyskane z Katedry Techniki Sanitarnej Politechniki Warszawskiej.

ułożony jest żużel wielkopieczowy o grubości warstw 25 cm i granulacji 3 — 8 cm. Odstępy między powierzchnią warstwy żużla a spodem płyty w każdym segmencie wynoszą 0,30 m. Łączna wysokość złoża = 2,9 m.

Do rozprowadzania ścieków na złożu służą drewniane, nieruchome korytka posiadające w ścianach wycięcia w kształcie trójkątów.

W badanym złożu możliwy był dostęp do wszystkich punktów na całej jego wysokości. Z tego względu było możliwe przebadanie pionowej stratyfikacji organizmów. Złoża działające w różnych oczyszczalniach są najczęściej obudowane w ten sposób, że dostęp do głębszych warstw jest niemożliwy.

W trakcie przeprowadzania analizy stwierdzono, że rozprowadzanie ścieków w badanym złożu jest nierównomierne. Dlatego uzyskane wyniki nie obrazują rozmieszczenia organizmów w sposób typowy. Wykazują one jednak szkodliwy wpływ niewłaściwej eksploatacji złoża na rozmieszczenie organizmów.

Metoda

Analizie występujących organizmów poddano:

1) dopływ ścieków na złożo, 2) błonę biologiczną złoża, w obranych punktach poboru, 3) odpływ ze złoża.

Znalezione organizmy oznaczano w miarę możliwości do gatunku.

Przy wyborze punktów poboru prób na złożu kierowano się tym, że złożo zalewane jest nierównomiernie, gdyż w związku z zatkanie się korytek rozprowadzających, ścieki spływały tylko na około $\frac{1}{4}$ powierzchni złoża. Pozostała część była tylko słabo nawilżana przez nieznacznie kapiące ścieki.

We wszystkich sześciu płytach pobierano próby do badań w czterech punktach: w warstwie górnej płyty w miejscach zalewanych silnie (+ g) i prawie nie zalewanych (— g) oraz w warstwie dolnej płyty w miejscach zalewanych silnie (+ d) i prawie nie zalewanych (— d).

Błonę biologiczną z każdego punktu poboru przygotowano do badań w sposób następujący: Z każdego punktu pobierano 4—5 żużli, z których z różnych stron, z możliwie dużej ilości punktów, zeszkrobywano po około 1 cm² błony na szkiełko zegarkowe i starannie mieszano z wodą w stosunku 1 cm² błony: 1 ml wody aż do uzyskania możliwie jednolitej zawiesiny.

W trakcie badania przeprowadzono 1. analizę jakościową mikroorganizmów wchodzących w skład błony, 2. analizę szacunkową mikroorganizmów wchodzących w skład błony, 3. analizę ilościową i jakościową organizmów (makrofauny) żerujących na błonie.

Analiza jakościowa mikroorganizmów wykonana była z wyżej opisanej zawiesiny przez sporządzenie kilku zwykłych preparatów mikroskopowych, na podstawie których oznaczano jakość występujących organizmów. Dla lepszego zaobserwowania cech systematycznych utrwalano pierwotniaki w parach kwasu osmowego lub barwione zielenią metylową.

Analiza szacunkowa. Mikroorganizmy poza bakteriami liczono w wypełnionej zawiesiną, zmodyfikowanej komórce typu Sedgwick-Raftera o pojemności 0,5 ml. Bakterie liczono w zwykłych preparatach mikroskopowych. Określanie szacunkowej ilości mikroorganizmów i bakterii przeprowadzano według następującej czterostopniowej skali:

Częstość występowania	Ilość bakt. w 1 polu widzenia preparatu	Ilość mikroorganizmów w 1 komórce	Oznaczenie
sporadycznie	1-5	1-5	+
nielicznie	5-20	5-20	++
licznie	20-100	20-100	+++
masowo	>100	>100	++++

Analiza ilościowa organizmów żerujących na błonie — przeprowadzana była w ten sposób, że z pobranych w każdym punkcie żużli zdejmowano pęsetą makrofaunę do oznaczeń ilościowych i jakościowych. Ilość organizmów podawano w przeliczeniu na 1 m² żużla. Oznaczenia jakościowe przeprowadzano przy użyciu lupy binokularowej.

Na badanym żużlu określano również grubość błony i jej cechy charakterystyczne.

Saprobowość wszystkich organizmów oznaczano wg Kolkwitza (1950), Liebman (1962), Hanuški (1956).

Omówienie wyników

1. W ściekach dopływających stwierdzono następujące organizmy: *Bacteriophyta* +++, *Geotrichum candidum* +++ (pojedyncze strzępki), *Saccharomyces* sp. ++, *Colpidium colpoda* Stein +, *Nematoda* +.

2. Błona biologiczna w złożu nie była jednakowa we wszystkich miejscach. Wyraźnie zaznaczały się jej dwa typy:

a) W miejscach silnie zalewanych grubość błony wynosiła około 0,5 cm, nie posiadała zapachu, składała się głównie z grubych, strzępiastych, białych narośli grzybów.

b) Błona w miejscach prawie nie zalewanych posiadała podobną grubość, narosła grzybów nie tak obfite, a nawet pod warstwą powierzchniową każdej płyty prawie niewidoczne gołym okiem. Błona ta posiadała barwę brunatną, miejscami czarną, zapach mineralizującej się substancji lub w niektórych miejscach (głównie o barwie czarnej) zapach gnilny.

W błonie biologicznej oprócz bakterii występujących masowo, dominującymi organizmami we wszystkich punktach są dwa rodzaje grzybów — pleśń *Geotrichum* i drożdże *Saccharomyces* (tabl. I).

Z glonów na płycie I i III wystąpiła pojedynczo okrzemka *Navicula cryptocephala* Kütz.

Najwięcej gatunków spotykamy wśród pierwotniaków, których łącznie z pierwotniakami nieoznaczonymi występuje 16 gatunków. Ilościowo nie są one jednak tak liczne, aby można było mówić o ich masowym występowaniu. Za dominanta wśród pierwotniaków można uważać *Arcella vulgaris* Ehrbg., którą znajdowano na wszystkich płytach, chociaż nie we wszystkich punktach.

Częstość występowania pierwotniaków układa się w następującej kolejności: 1. *Arcella vulgaris* Ehrbg., 2. *Holophrya simplex* Sewiakow, 3. *Diffugia* sp., 4. *Opercularia* sp. 5. Wiciowce bezbarwne, 6. *Lacrymaria vertens* Stokes, 7. *Aspidisca costata* Duj. 8. *Lionotus fasciola* Ehrbg., 9. *Chilodonella uncinata* Ehrbg., 10. *Colpidium campyllum* Breslau, 11. *Lionotus* sp. 12. *Oxytricha fallax* Stein, 13. *Paramecium caudatum* Ehrbg., 14. *Colpidium colpoda* Stein, 15. *Aspidisca* sp., 16. *Protozoa non det.*

Z wrotków dość często występuje *Philodina roseola* Ehrbg. i sporadycznie *Monostyla lunaris* Ehrbg.

Skąposzczety występowały sporadycznie. W całym profilu stwierdzono obecność 2 okazów *Tubifex* sp. i 2 *Aelosoma hemprichii* Ehrbg.

Wśród stawonogów wystąpiły 3 gromady: owady, skorupiaki, pajęczaki.

Z owadów masowo występowała mucha *Psychoda alternata* Say oraz jej larwy.

Ze skorupiaków stwierdzono obecność w jednym punkcie *Cyclops* sp. oraz w kilku punktach *Canthocamptus staphylinus* Jurine.

Z pajęczaków w trzech punktach stwierdzono obecność kleszczy. (*Acarina*). Nicienie występowały licznie w całym złożu.

3. W ściekach odpływających ze złoza stwierdzono następujące organizmy: *Bacteriophyta* + + + +, *Beggiatoa alba* Trevis + + + +, *Geotrichum candidum* + + + + (pojedyncze strzępki), *Saccharomyces* sp. + +, *Opercularia* sp. +, *Nematoda* + + +, *Psychoda larvae* +.

Tab. I. Organizmy i ich stratyfikacja w wysokoobciążonym
The organisms and their stratification in the high rate

Grupy organizmów Groups of organisms	Gatunek - Species	Sapro- bowość	Płyta I				Płyta II			
			+ g	- g	+ d	- d	+ g	- g	+ d	- d
Bacteriophyta	Bacteriophyta non det.		++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++
	Beggiatoa alba	P- α m				+	+		+	++
Fungi	Geotrichum candidum		++++	+++	+++	++	++++	+++	++++	+++
	Saccharomyces sp.	P	++++	+++	+++	++	++++	+++	++++	+++
Algae	Navicula cryptocephala	α m- β m	+							
Protozoa	Arcella vulgaris	α m- β m		+		++++	+++	+++	+	++++
	Aspidisca costata	P-m		+						
	Aspidisca sp.									
	Chilodonella uncinata	β m- α m		++			+			
	Colpidium campyllum	P				+	+			
	Colpidium colpode	α m-P						+		
	Diffugia sp.					++++		+++		++++
	Holophrya simplex	P-m		++++	+	++	++++	+		++
	Lacrymaria vertens	α m- β m		+++				+		+
	Lionotus fasciola	α m- β m					++			+
	Lionotus sp.					+				
	Opercularia sp.		+	++	+				++	
	Oxytriche fallax	α m						+		
	Paramecium caudatum	α m-P						+		
	Protozoa non det.									
	Wiciowce bezbarwne			+		++	+++			+
Rotatoria	Monostyla lunaris	β m								+
	Philodina roseola	α m- β m		++	+			+		+
Nematoda	Nematoda non det.		+	+++	+++	+++	++	+++	++	+++
Oligochaeta	Aelosoma hemprichii	P- α m								
	Tubifex sp.						+			+
Arthropoda	Cyclops sp.						+			
	Canthocamptus staphylinus	β m				+				+
	Acerina						0,5			
	Psychoda alternata imago	P- α m	2	100		50	2	100		50
Psychoda alternata larwse	P- α m	10	100	10	100	8	100	8	100	

Objaśnienia znaków - Explanation of symbols

- + g warstwa górna płyty, część silnie zalewana, - g część prawie nie zalewana
+ g the upper layer of the slate, section strongly overflowed, - g section almost unflowed
+ d warstwa dolna płyty, część silnie zalewana, - d część prawie nie zalewana
+ d the lower layer of the slate, section strongly overflowed, - d section almost unflowed

złożu płytowym oczyszczającym ścieki mleczarskie w Szafłarach
 slats bacteria bed scavenging the milk sewage in Szafłary

Płyta III				Płyta IV				Płyta V				Płyta VI				dopływ inflow	odpływ outflow	
+ g	- g	+ d	- d	+ g	- g	+ d	- d	+ g	- g	+ d	- d	+ g	- g	+ d	- d			
++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	++++	+++	++++
+	+		++++				+++	+	++	+	++		++	+	++++		++++	
++++	++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	+++	++++	
++++	++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	++++	+++	+++	++	
+	+																	
++	++	++	++++		++	+	++	++	+	+	++		++		+			
		+							+		+		++		++			
	++		+								+							
							+						+				+	
	++++		++++		+++		+		++		+++		++		+			
++	++	++++	+		++++		+	+	++		++		+++		+++			
					+++		+++		++		++		+		+			
+	++		+		+		+						++		++			
		+	+		+		++	++	++	++	++	+		++	+		+	
	+++		+										+					
		++			+								+					
++++	++++		++		+++				++		+		++		++			
			+															
+	++	+	+		+				+				++		+			
++++	+++	++++	+++	+	++++	++	++++	++++	++++	++++	+++	++++	++++	+++	+	+	+++	
													+		+			
+		+	+															
2	100		50	2	100		50	2	100		50	2	100		50			
5	100	5	100	5	100	2	100	5	100	2	100	5	100	2	100		+	

+ sporadyczne - sporadic; ++ nieliczne - not numerous; +++ liczne - numerous; ++++ masowe - masses;
 Liczby oznaczają tysiące osobników w m² błony - Numbers denote thousands of organisms in m² of the film

W porównaniu ze ściekami dopływającymi, w ściekach odpływających stwierdzono powiększenie się ilości bakterii, zwłaszcza bakterii siarkowych — *Baggiatoa alba*, co świadczy o dość znacznym zanieczyszczeniu ścieków odpływających.

Saprobowość występujących organizmów

Według systemu saprobow środowisko złoża scharakteryzować należy jako polisaprobowe do α -mezosaprobowego ($p - am$), gdyż gatunków o zakresie tej sprobowości występuje najwięcej i w tym obrębie znajdują się gatunki dominujące (tab. I).

Kilka gatunków sięga wprawdzie zakresem występowania do strefy β -mezosaprobowej, jednak fakt, że z typowych przedstawicieli β -mezosaprobów spotkano tylko dwa rzadko występujące gatunki (na ogólną ilość 30), przemawia za tym, aby gatunki o zakresie sprobowości $am - \beta m$ włączyć w zakres α -mezosaprobów.

Mała ilość typowych β -mezosaprobów i zupełny brak oligosaprobów świadczy o dużym stężeniu przepływających ścieków i o dużej sprobowości środowiska.

Stratyfikacja organizmów

Większość organizmów, głównie pierwotniaków i muchówek, grupowała się w miejscach prawie nie zalewanych. W miejscach zalewanych silnie, występowały z tych dwóch grup tylko nieliczne osobniki (tab. I).

Wśród nicieni nie obserwowano wpływu ilości dopływających ścieków na ich rozmieszczenie. Występowały one bowiem bardzo licznie w całym złożu.

Reakcja grzybów na intensywność zalewania jest odwrotna niż pierwotniaków i muchówek. Masowo występowały one w miejscach silnie zalewanych, mniej licznie w miejscach nie zalewanych.

Zjawisko nierównomiernego rozprowadzania ścieków jest bardzo niekorzystne dla procesu oczyszczania. W chwili wykonywania analizy około $\frac{3}{4}$ powierzchni złoża było prawie nie zalewane, a $\frac{1}{4}$ część otrzymywała w zamian obciążenie 4-krotnie większe. Sytuację tę powodowało zatkanie się korytek rozprowadzających ścieki.

Z punktu widzenia biologicznego $\frac{3}{4}$ organizmów miejsc niezalewanych, które powinny być włączone w proces oczyszczania, bytowały bezczynnie, żerując na błonie biologicznej, która w wielu miejscach znajdowała się w stanie rozkładu, posiadała czarną barwę i zapach gnilny.

Nieliczne prace na złożach doświadczalnych (Schulz 1952, Liebman 1949) wykazują zróżnicowanie gatunkowe na różnych poziomach i coraz głębiej spotykane są organizmy charakterystyczne dla ścieków

bardziej oczyszczonych, ponieważ w miarę przechodzenia przez złoże ładunek zanieczyszczeń w ściekach maleje. Badaniom tym poddawane było złoże wieżowe i nisko obciążone.

Badania omawianego, wysoko obciążonego złoza nie dały jednak podstaw do podobnych wniosków, co tłumaczyć należy niewłaściwym, nierównomiernym zalewaniem złoza ściekami na wszystkich płytach. Zmiana saprobowości nie zaznaczyła się wyraźnie. Na wszystkich badanych wysokościach płyt wystąpiły na ogół te same organizmy. Taka sytuacja świadczy o bardzo dużym ładunku zanieczyszczeń, który przechodząc przez złoże nie maleje o tyle, aby mogły rozwinąć się organizmy o mniejszej saprobowości.

W niektórych wypadkach obserwujemy pewne prawidłowości w występowaniu organizmów, np. *Beggiatoa alba* — większość jej znajduje się na płytach dolnych, w warstwach dolnych nie zalewanych poszczególnych płyt. Ilość *Arcella vulgaris* maleje na płytach dolnych, ilość *Aspidisca costata* wzrasta. Na przykładzie tych paru organizmów nie można jednak wysnuć wniosków co do zmiany saprobowości, gdyż zarówno *Arcella vulgaris* jak *Aspidisca costata* mają ten sam zakres saprobowości (α m — β m), a większa ilość *Beggiatoa alba* w warstwach dolnych, dolnych płyt miejsc niezalewanych, związana jest, być może, ze splukiwaniem jej z warstw górnych lub bardziej zaawansowanym rozkładem błony w miejscach prawie nie zalewanych.

Jak widać z badań, bardzo dużą rolę w zachodzącym procesie oczyszczania odgrywają na badanym złożu grzyby i bakterie.

Wzrost błony biologicznej ograniczany jest przez właściwą działalność larw muchy *Psychoda* i nicieni — żywiących się błoną i nie dopuszczających do nadmiernego jej rozwoju.

Wnioski

1. Środowisko złoza możemy zaliczyć do zakresu saprobowości od polisaprobowej do α -mezosaprobowej.

2. Z powodu nierównomiernego rozprowadzania ścieków, złoże podzielić można na część silnie zalewaną (około $\frac{1}{4}$ powierzchni) oraz część prawie nie zalewaną (około $\frac{3}{4}$ powierzchni).

Taka sytuacja powoduje nierównomierne rozmieszczenie organizmów w złożu. Organizmy miejsc zalewanych silnie otrzymują w rezultacie 3-krotnie większe obciążenie i muszą przeciwstawiać się 3-krotnie większej sile splukującej. Organizmy miejsc prawie niezalewanych nie biorą udziału w procesie oczyszczania ścieków, które są dla nich niedostępne. Źródłem pożywienia organizmów powinna być zarówno błona jak i ście-

ki. W sytuacji powyższej organizmy żywią się tylko błoną. Zdecydowanie obniża to efekt oczyszczania.

3. W miejscach prawie nie zalewanych rozwijają się przede wszystkim pierwotniaki i bakterie. Obserwuje się tu miejscami procesy gnilne błony.

4. Główną rolę w procesie oczyszczania odgrywają na omawianym złożu grzyby. Rozwijają się one przede wszystkim w miejscach zalewanych silnie.

5. W złożu występuje wyraźne poziome rozmieszczenie organizmów związane z mniejszą lub większą intensywnością zalewania.

W przekroju pionowym stratyfikacja jest nieznaczna i nie wykazuje zmniejszania się saprobowości środowiska w partiach dolnych złoża.

6. W ściekach odpływających ze złoża stwierdzono oprócz innych organizmów duże ilości bakterii, co wskazuje na znaczne zanieczyszczenie odpływu.

7. Przez równomierne zalewanie złoża należy włączyć należycie wszystkie części złoża w proces oczyszczania ścieków, co wybitnie powinno przyczynić się do zwiększenia efektu oczyszczania.

Piśmiennictwo — Литература — Bibliography

1. Cooke W. B., 1957. Use and value of fungi as biological indicators of pollution. *Biological Problems in Water Pollution*: 84—93.
2. Cooke W. B., 1958. Continuous sampling of trickling filter populations. *Sewage and Industrial Waster* Nr. 1: 21—27.
3. Cooke W. B., 1959. Trickling filter ecology. *Ecology. Ec. Soc. of Am.*: 273—291.
4. Cooke W. B., Hirsch., 1958. Continuous sampling of trickling filter populations. *Sewage and Industrial Wastes* Nr. 2: 138—156.
5. Czapik A., 1958. Fauna oczyszczalni ścieków w Gliwicach i Maciejowie. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* Nr. 2: 52—56.
6. Frye W. W., Becker E. R., 1929. The fauna of an experimental trickling filter. *Sewage Works Journal*. Nr. 3: 286—308.
7. Hanuška L., 1956. *Biologické Metody Skúmania a Hodnotenia Vôd*. Slovenska Akad. Vied. Bratislava: 423—464.
8. Hawkes H. A., 1960. Ecology of activated sludge and bacteria beds. *Waste treatment. Symposium publications division*. Pergamon Press. Oxford, London, New York, Paris: 52—98.
9. Kolkwitz R., 1950. *Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt*. Schrift, Ver. Wasser, Boden und Lufthygiene. Nr. 4: 1—64.
10. Liebmann H., 1949. *Zur Biologie des Tropfkörpers. Vom Wasser*, XVII. Verlag Chemie: 62—82.
11. Liebmann H., 1959. *Handbuch der Frischwasser und Abwasser Biologie*. II. *Biologie der Tropfkörper*. R. Oldenbourg. Minchen: 553—601.

12. Liebmann H., 1962. Handbuch der Frischwasser und Abwasser Biologie. I. Veb Gustav Fischer Verlag Jena: 226—527.
13. Schulz G., 1952. Der Turmtropfkörper des Weissesterverbandes. Wasserwirtschaft-Wasser Technik Nr. 6: 179—184.
14. Schulz G., 1956. Betriebserfahrungen mit den Turmtropfkörpern in Bad Berka. Wasserwirtschaft-Wasser Technik Nr. 7: 199—205.
15. Stanisławska J., 1961. Pierwotniaki złoża zraszanego. IV Konferencja Naukowo-Techniczna. Katowice, maj 1961, 43—53.
16. Stanisławska J. 1963. Orzęski jako wskaźniki przebiegu oczyszczania ścieków na złożach zraszanych. Roczniki PZH XIV: 323—331.
17. Tomlinson T. G., 1946. Animal life in percolating filters. London, Department of scientific and industrial research: 1—20.

М. Янушко

Биологический анализ высоконагруженного плиточного фильтра в молочном заводе в Шафлярах

Резюме

Темой работы является исследование биологической плёнки плиточного фильтра, а также стоков притока и оттока из фильтра. Выступающие здесь организмы исследованы в качественном и количественном отношении, а также в отношении соприкосновения и стратификации.

Исследования проводились на высоконагруженном плиточном фильтре, очищающем молочные стоки в Шафлярах. Упомянутый фильтр, высотой в 2,9 м построен из шести плит, уложенных одна над другой. На каждой плите находится слой доменного шлака толщиной с 25 см с грануляцией зерен от 3 до 8 см. Для отведения стоков приспособлены деревянные корытца с отверстиями в стенках (рис. 1).

Для исследований микроорганизмов применялись микроскопные препараты приготовленные из плёнки, соскобленной со шлаков. Более крупные организмы выращенные на плёнке определялись непосредственно или же при применении бинокулярной лупы.

На основании биологического анализа фильтра выведены следующие заключения:

1. В состав организмов выступающих в биологической плёнке фильтра, входят: *Bacteriophyta*, *Fungi*, *Algae*, *Protozoa*, *Rotatoria*, *Nematoda*, *Oligochaeta* и *Arthropoda*.

2. Ввиду неравномерного отведения стоков вследствие закупорки большинства отверстий в корытцах приводящих стоки, фильтр можно было подразделить на две части: сильно заливаемую (около $\frac{1}{4}$ всей

поверхности) и почти не заливаемую (около $\frac{3}{4}$ всей поверхности). В связи с этим в фильтре наблюдалось отчетливое горизонтальное распределение организмов.

В местах почти не заливаемых развивались, прежде всего, грибы, которые на исследуемом фильтре выступали наиболее обильно.

3. В отношении сапробности среда фильтра может быть причислена к полисапробной до α -мезосапробной.

4. Вертикальная стратификация организмов оказалась незначительной и не обнаруживала уменьшения сапробности организмов в нижних частях фильтра, что свидетельствует о большой нагрузке стоков загрязнениями и о слабой степени очистки. В связи с этим бытовые условия в нижних партиях фильтра почти не изменялись.

5. Стоки оттока из фильтра содержали большие количества бактерий, а также незначительные количества других организмов, выполосканных из фильтра.

M. Januszko

Biological analysis of strongly charged bacteria bed in the milk farm at Szaflary

Summary

The work is a study of the biological film of bacteria bed and the wastes influent and effluent from the bed. The occurring organisms have been investigated from the point of view of their quality, quantity, saprobity and stratification.

The investigations have been carried out in a high rate slate bacteria bed treating the milk sewage in Szaflary. The bed is 2,9 m high and it consists of 6 slates put one under the other. Each slate is covered with 25 cm sized layer of slag 3—8 cm in diameter. Wooden trough-shaped containers with holes in their sides are used to distribute the sewage.

For the investigation of organisms microscopic slides have been taken from the surface of slag. Larger grazing organisms on the film have been identified either directly or with a binocular magnifier.

The conclusions drawn from the biological analysis of a bacteria bed are as follows:

1. Organisms occurring on the biological film of a bacteria bed belong to: *Bacteriophyta*, *Fungi*, *Algae*, *Protozoa*, *Rotatoria*, *Nematoda*, *Oligochaeta* and *Arthropoda*.

2. Because of the uneven distribution of sewage resulting from the choking of most of the holes in the troughs discharging the sewage, the bacteria bed could be divided into two sections: one very strongly overflowed (about $\frac{1}{4}$ of the surface), another almost unflowed (about $\frac{3}{4}$ of the surface). Therefore the definite horizontal distribution of organisms occurs in the bacteria bed.

In the sections almost unflowed fungi develop best.

3. The habitat can be included into the saprobity group from polysaprobic to α -mesosaprobic.

4. The vertical stratification has been but slight and has not revealed the decrease of the saprobity in the organisms nearer the base of the bed, which implies a larger load of putridity in the sewage and a low degree of purification. Therefore the environmental conditions in the deeper levels of the bed have remained almost unchanged.

5. The sewage effluent from the bed contains a large mass of bacteria and also some other not numerous organisms from the bed.

T. Januszkiewicz

Przyczynek do znajomości chemizmu jeziora Ewingi

Instytut Gospodarki Wodnej, Zakład Ochrony Wód w Gdańsku

Otrzymano 11.VII.1964

Wstęp

Skąpe wiadomości z zakresu hydrografii i hydrochemii Jezior Mazurskich, którymi dysponowała literatura limnologiczna w chwili powrotu tych ziem do Rzeczypospolitej (Olszewski 1951), do chwili obecnej znacznie się wzbogaciły. Jednak większość opublikowanych prac dotyczyła jezior właściwego Pojezierza Mazurskiego (Olszewski, Paschalski 1959, Patalas 1960) z pominięciem iławskiej grupy jezior. Z tego względu znajomość tej grupy jezior pozostaje nadal nikłą. Również jezioro Ewingi nie doczekało się obszerniejszego opracowania, a spotykane w literaturze dane o jego hydrochemii są raczej fragmentaryczne i niezmiernie pobieżne (Seligo 1907, Willer 1923, 1924, 1931). W tym stanie rzeczy wydawało się pożyteczne zarówno ze względu na potrzeby nauki jak i praktyki opracować zebrane przez nas materiały badawcze dotyczące chemizmu tego jeziora. Podstawę niniejszego opracowania stanowią wyniki dość szeroko zakrojonych badań własnych, które przeprowadzone zostały w latach 1956—1958.

Głównym zadaniem pracy jest podanie względnie szczegółowej charakterystyki hydrochemicznej j. Ewingi, jako ważniejszego czynnika biotopowego zbiornika. Jednocześnie pragnęliśmy rozpatrzeć dalszy przykład oddziaływania ścieków przemysłowych na zbiorniki wód stojących.

Krótki szkic fizjograficzny

Jezioro Ewingi, dla którego Olszewski (1951) zanotował również nazwy: Ewinek, Ewinki, Iwąg, leży w powiecie morąskim, kończąc niejako łańcuch jezior rozciągających się ku północy od m. Iławy. Jezioro znajduje się w dorzeczu rz. Drwęcy, stanowiąc najbardziej wysunięty

na północ skrawek jej zlewni. Oddalone jest od Morza Bałtyckiego o 40 km, natomiast od ujścia Drwęcy do Wisły o 140 km. Według danych Richlingowej (1952) zawartych również w Katalogu Jezior Polskich (1954) współrzędne geograficzne jeziora wynoszą $\lambda = 19^{\circ}35,4'$ i $\varphi = 53^{\circ}50,4'$; wysokość zwierciadła wody 100 m npm; całkowita powierzchnia zbiornika 518 ha; długość maksymalna 3700 m i szerokość 2400 m. Jezioro sondował Seligo (1907), przy czym największa napotkana przez niego głębokość wynosiła 4 m. Wyliczona przez tegoż autora powierzchnia wynosiła 520 ha, a pojemność misy 9,84 mln. m³. Willemer (1931) ocenił powierzchnię jeziora na 525,32 ha, potwierdzając jednocześnie wyniki sondowań poprzednika. Rozwój linii brzegowej obliczony na zasadzie ostatnich danych według wzoru Forela (1901)

$$n = \frac{\lambda}{2\sqrt{G \cdot \pi}}$$
, gdzie λ jest długością linii brzegowej, a G powierzchnią, wy-

nosi według Sklowera (1950) 1,69. Przyjęta zatem w obliczeniach ostatnich długość linii brzegowej wynosiła 13,5 km. Popularna literatura turystyczna podaje niekiedy dla powierzchni jeziora wielkość 538 ha (Milewska 1956, Kuran, Czajkowski 1960), jednak nie udało się nam stwierdzić wiarygodności ani pierwotnego źródła ostatniej informacji.

Jezioro Ewingi należy zatem do płytkich zbiorników wodnych o głębokości względnej zaledwie 0,0018. Misa posiada kształt talerzowy o średnicy około 2,5 km. Brzegi jeziora są niskie, zachodni nawet bagnisty, porośnięte obficie roślinnością błotną, a szczególnie sitowiem i trzciną. Na brzegu północnym wpływają do jeziora dwie strugi bez ustalonej nazwy. Prowadzą one wody z terenów łąkowych i są głównymi dopływami zasilającymi zbiornik. W pobliżu brzegu zachodniego znajdują się liczne źródlika podwodne. Jezioro posiada w południowej części połączenie z systemem zachodniomazurskich dróg wodnych poprzez 2 km kanał spławno-żaglowy oraz j. Jeziorak. Głębokość kanału wynosi 2—2,3 m. Obserwowana szybkość przepływu wody była nieznaczna i uzależniona od aktualnych warunków hydrometeorologicznych. Według naszej oceny wynosi przeważnie około 2 cm/sek w kierunku południowym. J. Ewingi zaliczyć więc można do zbiorników przepływowych z naturalnym, choć słabo zaznaczonym, kierunkiem ruchu wody z północy na południe.

Okolica jeziora jest nieregularnie pofałdowana, a wysokości wzniesień dochodzą do stukilkunastu m npm. Duże zalesienie stoków wzgórz okolicznych sprzyja retencji wód opadowych. Przeciętna roczna ilość opadów wynosi około 600 mm.

Gospodarcze wykorzystanie jeziora jest dość różnorodne. Przede wszystkim jako obiekt gospodarki rybackiej wchodzi w skład zespołu

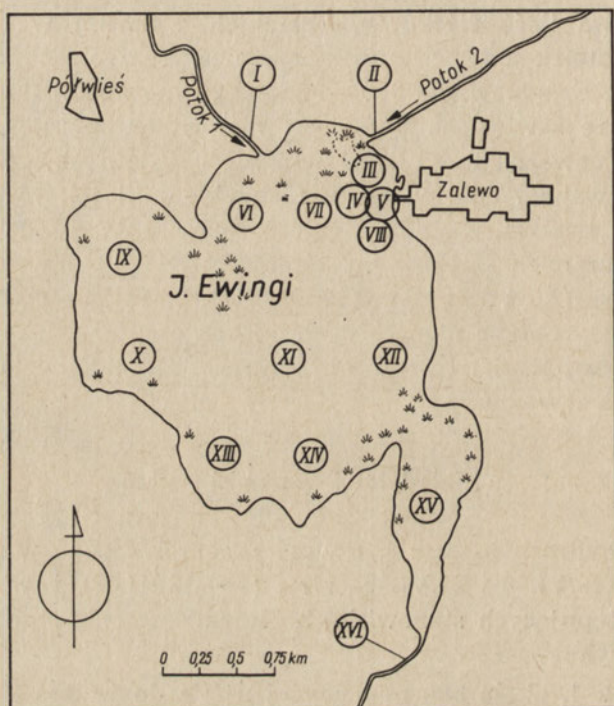
Państwowych Gospodarstw Rybackich. Poza tym służy jako miejsce wypoczynku i rekreacji mieszkańcom, przylegającego do północno-wschodniego brzegu miasteczka Zalewo, które liczy obecnie około 1600 mieszkańców. W tym też rejonie znajduje się przystań do formowania tratw i flisackiego spławu drzewa. Położona w pobliżu brzegu garbarnia pobiera z niego wodę do celów technologicznych. Jednocześnie jezioro jest odbiornikiem ścieków przemysłowych z tego zakładu. Ścieki te wraz ze spływami bytowymi z osiedla odprowadzane są do jeziora w stanie surowym. Dobowa ilość ścieków garbarskich wynosiła w okresie badań 118 m³, a ładunek transportowanego zanieczyszczenia odpowiadał 160—176 kg BZT₅, co odpowiada 3000 — 3300 równoważnej liczby mieszkańców. Ścieki te zawierają duże ilości materii organicznej w zawieszynie i roztworze, poważne ilości substancji nieorganicznych, głównie chlorku sodowego i wapna. Obecne są w nich składniki toksyczne, takie jak: siarkowodór, siarczki, wapno i niektóre garbniki. W składzie jak i w ilości odprowadzanych ścieków występują bardzo silne wahania w ciągu doby roboczej (Januszkiewicz 1959). W rejonie ujścia ścieków do jeziora zalegały obficie namuliska gnijących osadów ściekowych, a woda posiadała barwę brunatną lub brunatnoszarą. Dominacja ścieków garbarskich była wyraźna.

Metodyka i warunki badań

Badania hydrochemiczne j. Ewingi przeprowadzono w trzech porach roku: latem (19.VI.56 i 26.VI.58), zimą (11—12.III.58) i wiosną (11—14.V.58) na następujących stanowiskach. Rozmieszczenie stanowisk w terenie przedstawiono na rys. 1.

I — Potok 1, około 300 m powyżej ujścia do jeziora, II — Potok 2, około 150 m powyżej ujścia do jeziora, III — j. Ewingi około 200 m na NW od ujścia kanału ściekowego garbarni, IV — j. Ewingi około 200 m na W od ujścia kanału ściekowego, V — j. Ewingi w rejonie ujścia ścieków garbarni, VI — j. Ewingi, 300 m od brzegu zachodniego, VII — j. Ewingi w północnej części jeziora, VIII — j. Ewingi około 250 m na SW od ujścia kanału ściekowego, IX — j. Ewingi w północno-zachodniej części w odległości około 300 m od brzegu, X — j. Ewingi w części zachodniej w odległości około 300 m od brzegu, XI — j. Ewingi w środkowym punkcie zbiornika, XII — j. Ewingi w południowo-wschodniej części, około 300 m od brzegu, XIII — j. Ewingi w części południowej, około 300 m od brzegu, XIV — j. Ewingi w części południowej, około 300 m od linii brzegowej, XV — j. Ewingi w południowej zatoczce, XVI — Kanał łączący j. Ewingi z j. Jeziorak około 200 m powyżej wypływu z j. Ewingi.

Głębokość jeziora w punktach poboru próbek wynosiła od 1,3 do 3 m. Próbkę wody pobierano przy pomocy czepki Ruttnera o pojemności 2 litrów. Czepka wyposażona była w termometr o skali co $0,1^{\circ}\text{C}$. Próbkę do badań chemicznych pobierano z warstwy 1 m od powierzchni, tam jednak gdzie głębokość była mniejsza od 2 m, pobierano je z poziomu odpowiadającego połowie głębokości.



Rys. 1. Szkic terenowy rozmieszczenia stanowisk badawczych na j. Ewingi i dopływach
Outline of disposition of the investigation stands in the area of the lake Ewingi and its affluents

Bezpośrednio w terenie oznaczano: temperaturę, dwutlenek węgla i odczyn oraz utrwalano próbki na zawartość tlenu. Do pozostałych badań chemicznych odbierano próbki do butelek ze szkła neutralnego i przewożono je do laboratorium, gdzie przechowywane były do dnia następnego w temperaturze około 5°C . Analizę przeprowadzono stosując ogólnie przyjętą metodykę postępowania (Just i Hermanowicz 1955), a jedynie dwutlenek węgla i suchą pozostałość według Przyłęckiego (1954) i fosforany z przepisu Alekina (1954). Zawartość

sodu i potasu określano metodą obliczeniową (Reznikow, Mulikowska ja, Sokołow 1963).

Pogoda w czasie badań letnich w 1956 r. była słoneczna; zachmurzenie w dniach badań wynosiło 3—4° i wiał przeważnie słaby wiatr. Zimą (11—12.III.58) zachmurzenie było zmienne, wiał w czasie badań porywisty wiatr zachodni powodujący zamiecie. Utrzymująca się od grudnia pokrywa lodowa miała grubość 20—35 cm. Przy brzegu zachodnim obserwowano zmniejszenie się grubości powłoki lodowej. Warstwa śniegu zalegającego powierzchnię nie przekraczała 1—2 cm. Przy wschodnim brzegu były nawiane grubsze warstwy śniegu. W rejonie ujścia kanału ściekowego występowało na lodzie nawarstwienie zlodowaciałego śniegu o brunatnawym zabarwieniu. Wytrzymałość tej warstwy była minimalna, tak że miejscami następowało załamywanie się skorupy pod ciężarem człowieka. W czasie badań wiosennych (11—14.V.58) zachmurzenie sięgało do 10°, siła wiatru wynosiła do 5° B, kierunek wiatru zachodni. Powodowało to silne falowanie wody jeziora.

Próbki osadów dennych pobierano czerpakiem Ruttnera z warstwy powierzchniowej dna w marcu 1958 r. Grubość warstwy osadów określano przy pomocy wciskania do trwałego oporu tyczki drewnianej o \varnothing 25 mm i o płaskim zakończeniu z siłą około 30 kg. Z pomiaru ostatniego notowano dwie wartości: całkowitą grubość warstwy osadów oraz grubość warstwy mułu o charakterze gliniasto-ilastym, który oblepiał powierzchnię drewnianej tyczki pomiarowej. Chemiczne badania osadów wykonywano według wskazań Struszyńskiego (1954).

Wyniki badań

Dynamika mas wodnych i termika. Jezioro Ewingi, jak wykazano w opisie fizjograficznym, jest zbiornikiem przepływowym, chociaż cecha ta jest słabo zaznaczona. Większe znaczenie dla ruchu i mieszania się mas wodnych mają warunki morfologiczne misy oraz czynniki meteorologiczne. Mała głębokość zbiornika przy jednocześnie występującej dużej powierzchni zwierciadła wody oraz dobra ekspozycja na działanie wiatrów sprawia, że wody jeziora ulegają łatwemu mieszaniu się. Potwierdzeniem tej obserwacji mogą być wyliczenia dokonane według sprawdzonego dla jezior Polski Północnej (Patalas 1960) wzoru empirycznego $E = 4,4\sqrt{D}$, wyrażającego zależność między zasięgiem epilimnionu (E) a średnią efektywną długością osi jeziora (D), która dla j. Ewingi wynosi około 2,5 km. Obliczona na tej podstawie teoretyczna głębokość mieszania się wody w j. Ewingi powinna wynosić $E = 4,4\sqrt{2,5} = 6,9$ m. Nie zostaje ona nigdy zrealizowana, gdyż maksymalna głębokość jeziora do-

Tab. 1. Zestawienie wyników badań fizyko-chemicznych j. Ewingi -

Stanowisko - Sampling stands	I	II	III			IV		
L.p. próbki - Sample number	1	2	3	4	5	6	7	8
Data poboru próbki - Date of sampling	12.V. 1958	12.V. 1958	19.VI. 1956	11.III 1958	14.V. 1958	19.VI. 1956	11.III 1958	14.V. 1958
Godz. poboru próbki - Time of sampling	11	12	15	13	9	14	12	10
Temp. powietrza - Air temperature, °C	13,6	14,6	29,0	-2,9	11,3	32,8	-2,9	12,1
Ciśnienie atm. - Air pressure	747	747	748	738	758	748	738	754
Temp. wody - Water temperature, °C	13,2	13,3	18,7	2,1	10,8	19,7	0,5	11,8
Barwa - Colour, mg/l Pt	140	140	60	90	80	55	90	80
Zapach - Odour	z0	z0	z2R	z1R	z0	z2R	z1R	z0
Mętność - Turbidity, mg/l SiO ₂	20	20	40	30	40	40	30	40
Odczyn - P _H Value	7,4	7,2	7,8	6,9	7,5	8,3	6,8	7,7
Tlen rozpuszczony - Dissolved oxygen, mg/l O ₂	10,6	7,2	10,1	2,2	4,8	10,0	6,5	7,0
Nasylenie tlenem - % of oxygen saturation	100	68	110	15	44	111	44	65
EZT ₅ - BOD ₅ , mg/l O ₂	2,8	2,4	7,9	2,3	1,9	8,2	2,0	3,0
Utlenialność - Permanganate value, mg/l O ₂	28,8	27,2	22,4	21,3	20,0	20,0	19,7	17,6
Sucha pozostałość Total solids mg/l	og. ilość - total 353,7 cz. lotne - volatile parts 155,2 cz. stałe - fixed parts 198,5	287,9 143,1 144,8	257,0 126,2 130,8	221,2 89,4 131,8	229,3 112,9 116,4	262,0 125,6 136,4	195,6 71,0 124,6	227,9 108,8 119,1
Części rozpuszczone Dissolved solids mg/l	og. ilość - total 342,4 cz. lotne - volatile parts 151,6 cz. stałe - fixed parts 190,8	275,4 138,4 137,0	247,0 120,6 126,4	218,5 88,0 130,5	217,6 107,6 110,0	254,0 121,2 132,8	193,0 69,5 123,5	216,4 103,6 112,8
Zwiesina Suspended solids mg/l	og. ilość - total 11,3 cz. lotne - volatile parts 3,6 cz. stałe - fixed parts 7,7	12,5 4,7 7,8	10,0 5,6 4,4	2,7 1,4 1,3	11,7 5,3 6,4	8,0 4,4 3,6	2,6 1,5 1,1	11,5 5,2 6,3
Azot smonowy - Ammoniacal nitrogen, mg/l N ₂	1,0	0,7	0,02	0,32	0,50	0,02	0,18	0,5
Azot azotanowy - Nitrate nitrogen, mg/l N ₂	0,30	0,20	0,10	0,22	0,14	0,07	0,41	0,14
Azot azotynowy - Nitrite nitrogen, mg/l N ₂	0,024	0,014	0,003	0,15	0,014	0,003	0,15	0,010
Azot organiczny - Organic nitrogen, mg/l N ₂	2,07	1,62	2,1	0,36	1,34	2,6	0,34	1,01
Kwaśne węglany - Bicarbonates, mg/l HCO ₃	244	207	159	149	171	165	128	165
Sierpczany - Sulphates, mg/l SO ₄	31,1	21,4	38,5	18,2	18,9	39,3	21,2	18,2
Chlorki - Chloride, mg/l Cl	11,3	8,5	17,7	8,5	9,9	18,4	7,1	9,9
Krzemionka - Silica, mg/l SiO ₂	5,2	7,2	10,8	3,5	5,6	10,6	4,2	4,0
Fosforany - Phosphates, mg/l P	0,10	0,10	-	0,025	0,02	-	0,025	0,02
Dwutlenek węgla wolny - Carbon dioxide free, mg/l CO ₂	17,5	15,0	0,0	9,6	9,0	0,0	17,4	6,0
Dwutlenek węgla nagryz. - Aggressive carb. dioxide	0	3,0	0,0	1,6	2,4	0,0	12,2	0,5
Wapń - Calcium, mg/l Ca	84,4	65,8	51,1	49,6	52,3	58,4	42,1	51,1
Magnez - Magnesium, mg/l Mg	6,7	7,1	9,9	6,9	5,4	6,8	4,9	6,0
Sód - Sodium, mg/l Na	4,8	5,1	12,6	0,5	9,7	13,3	5,5	7,6
Żelazo - Iron, mg/l Fe	0,3	0,3	0,17	0,5	0,08	0,20	0,5	0,08
Mengen - Manganese, mg/l Mn	0,04	0,0	0,11	0,05	0,0	0,05	0,05	0,0
Twardość ogólna - Total hardness, Germ. degr.	13,3	10,8	9,4	8,5	8,5	9,7	7,0	8,5
Twardość węglanowa - Carbonate hardness, G.d.	11,2	9,5	7,3	6,9	7,8	7,5	5,9	7,6
Twardość niewęgl. - Non-carbonate hard., G.d.	2,1	1,3	2,1	1,6	0,7	2,2	1,1	0,9
Alkaliczność - Alkalinity, mval/l	4,0	3,4	2,6	2,4	2,8	2,7	2,1	2,7

Chemical analysis of water samples taken from Lake Ewingi

V			VI	VII	VIII			IX	X	XI	XII	XIII		XIV	XV	XVI	
9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
19.VI 1956	11.III 1958	14.V. 1958	13.V. 1958	13.V. 1958	19.VI 1956	11.III 1958	14.V. 1958	11.III 1958	13.V. 1958	13.V. 1958	13.V. 1958	13.V. 1958	11.III 1958	13.V. 1958	13.V. 1958	12.V. 1958	12.V. 1958
13	16	11	18	18	13	11	10	15	15	16	16	17	15	14	13	18	17
33,2	-3,0	14,8	12,7	13,0	33,0	-3,8	12,2	-3,1	13,3	14,1	15,0	13,5	-3,0	13,4	14,3	14,2	14,3
749	738	754	750	750	748	738	754	738	750	750	750	750	738	750	750	747	747
19,8	1,4	13,7	13,5	13,5	20,6	0,7	12,4	1,8	13,7	13,6	13,6	13,4	2,2	13,6	13,2	13,4	13,4
100	120	90	70	75	65	80	80	40	65	70	70	70	70	70	65	65	65
z38	z18	z0	z0	z0	z28	z1R	z0	z0	z0	z0	z0	z0	z0	z0	z0	z0	z0
80	48	40	60	60	40	30	40	20	60	60	60	60	30	60	60	60	60
8,7	7,9	8,4	8,4	8,4	8,4	6,9	8,4	6,9	8,4	8,4	8,4	8,4	6,9	8,4	8,4	8,4	8,4
4,1	0,0	11,3	11,9	11,7	8,5	4,4	10,4	13,6	12,0	11,9	11,6	11,5	5,2	12,1	11,4	12,1	11,6
46	0,0	111	113	111	96	30	97	95	113	113	111	109	37	115	108	116	111
34,9	40,5	7,6	6,1	6,6	9,6	1,8	4,7	1,5	6,9	6,1	6,2	6,3	1,5	7,0	5,9	7,1	7,5
40,0	31,4	20,8	19,2	16,0	24,8	24,5	19,2	9,2	16,0	17,6	15,2	16,0	18,9	15,2	16,8	20,0	14,4
376,0	416,4	248,7	220,7	224,4	295,4	189,5	241,0	114,5	220,2	224,4	221,6	215,9	195,4	214,7	226,9	216,5	217,2
166,6	188,1	114,1	108,0	110,2	151,4	69,5	108,8	39,0	99,2	108,7	108,8	99,7	65,0	104,9	102,8	99,9	103,3
209,4	228,3	134,6	112,7	114,2	144,0	120,0	132,2	75,5	121,0	115,7	112,8	116,2	130,4	109,8	124,1	116,6	113,9
342,0	412,4	236,8	208,4	212,4	262,0	187,0	228,8	112,5	208,8	212,6	209,6	204,0	193,0	202,8	213,6	205,2	207,0
148,0	186,4	109,4	103,4	106,0	124,0	68,0	104,6	38,0	96,8	105,0	104,8	95,6	63,5	101,0	99,2	95,6	100,0
194,0	226,0	127,4	105,0	106,4	137,6	119,0	124,2	74,5	112,0	107,6	104,8	108,4	129,5	101,8	114,4	109,6	107,0
34,0	4,0	11,9	12,3	12,0	33,4	2,5	12,2	2,0	11,4	11,8	12,0	11,9	2,4	11,9	13,3	11,3	10,2
18,6	1,7	4,7	4,6	4,2	27,0	1,5	4,2	1,0	2,4	3,7	4,0	4,1	1,5	3,9	3,6	4,3	3,3
15,4	2,3	7,2	7,7	7,8	6,4	1,0	8,0	1,0	9,0	8,1	8,0	7,8	0,9	8,0	9,7	7,0	6,9
0,9	1,31	0,7	0,7	0,4	0,06	0,18	0,7	0,08	0,3	0,6	0,5	0,5	0,18	0,3	0,7	0,5	0,5
0,10	0,0	0,14	0,14	0,14	0,10	0,40	0,14	0,14	0,10	0,14	0,14	0,14	0,54	0,14	0,10	0,10	0,10
0,015	0,0	0,010	0,008	0,010	0,003	0,15	0,010	0,10	0,02	0,01	0,008	0,012	0,15	0,006	0,028	0,010	0,014
6,2	4,1	1,45	1,23	1,17	3,8	0,35	1,29	0,25	0,95	1,06	1,06	1,23	0,30	1,01	0,95	1,01	1,23
195	232	189	159	165	165	122	171	67	159	159	159	159	110	159	159	159	159
48,8	35,4	19,7	19,2	17,5	40,8	16,1	16,2	12,4	16,0	15,8	15,2	13,8	15,2	14,0	14,2	16,2	15,8
40,4	20,3	12,8	9,2	9,9	20,6	7,8	9,9	5,9	8,8	9,2	9,2	8,5	7,1	9,2	9,3	9,2	9,2
9,6	7,0	3,8	4,8	3,6	6,8	4,0	4,8	1,0	4,4	4,8	5,0	4,8	3,5	5,6	3,6	4,2	4,8
-	0,08	0,02	0,02	0,02	-	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
0,0	9,3	0,0	0,0	0,0	0,0	16,5	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,1	0,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0
63,2	72,4	55,2	50,6	50,6	58,4	40,8	54,7	22,1	49,6	49,6	48,8	48,8	36,0	48,7	48,7	48,7	49,6
7,3	8,1	5,8	5,0	5,0	8,0	4,8	5,3	1,9	4,3	4,8	4,9	4,8	4,7	4,8	4,8	4,8	4,3
37,0	19,1	14,7	7,8	9,7	13,1	2,8	5,8	6,2	8,5	7,8	8,3	7,4	3,0	7,8	8,0	9,0	8,7
0,17	0,8	0,12	0,08	0,08	0,20	0,6	0,12	0,20	0,08	0,08	0,08	0,08	0,5	0,08	0,08	0,08	0,08
0,07	0,1	0,0	0,0	0,0	0,07	0,05	0,0	0,05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,05	0,0	0,0	0,0	0,0
10,5	11,9	9,1	8,2	8,2	10,0	6,8	8,9	3,5	7,9	8,1	8,0	8,0	6,1	7,9	7,9	7,9	7,9
8,9	10,6	8,7	7,3	7,6	7,5	5,6	7,8	3,1	7,3	7,3	7,3	7,3	5,0	7,3	7,3	7,3	7,3
1,6	1,3	0,4	0,9	0,6	2,5	1,2	1,1	0,4	0,6	0,8	0,7	0,7	1,1	0,6	0,6	0,6	0,6
3,2	3,8	3,1	2,6	2,7	2,7	2,0	2,8	1,1	2,6	2,6	2,6	2,6	1,8	2,6	2,6	2,6	2,6

chodzi tylko do 4 m. Wskazuje to jednak na bardzo wysoką intensywność wymiany wody z dnem, która może mieć miejsce nawet przy stosunkowo słabym wietrze. W istniejącej więc sytuacji nie dochodzi do powstawania letnich układów warstwowych, a jezioro wykazuje wyraźnie wykształcone cechy polimiktyczne. Dopiero okres zimowego zlodzenia, trwający zazwyczaj od grudnia do kwietnia, przyczynia się do izolacji powierzchni wody jeziora od działania wiatru, na skutek czego jezioro przechodzi w stan stagnacji zimowej. W okresie tym występują warunki sprzyjające powstawaniu lokalnych różnic w składzie chemicznym wody.

Roczny zakres zmienności temperatury wody jeziora jest duży, gdyż wynosi od 0,5 do 21° C. Opierając się na zimowych pomiarach temperatur (tabl. I i II) można zauważyć, że w części SW jeziora występowała nieco wyższa ciepłota wody (1,8—2,6° C) niż w pozostałych. To zróżnicowanie termiczne skłonny byłbym przypisać nie tyle rozkładowi egzotermicznemu osadów dennych, co ocieplającemu wpływowi zasilających jezioro w tej części wód gruntowych. W czasie trwania upalnych dni letnich, przy pogodzie bezwietrznej mogą powstawać krótkotrwałe uwarstwienia termiczne, a napotkany w takich właśnie warunkach gradient termiczny wynosił 1,3° C/m. Układy takie trwają jednak tylko do kilku godzin.

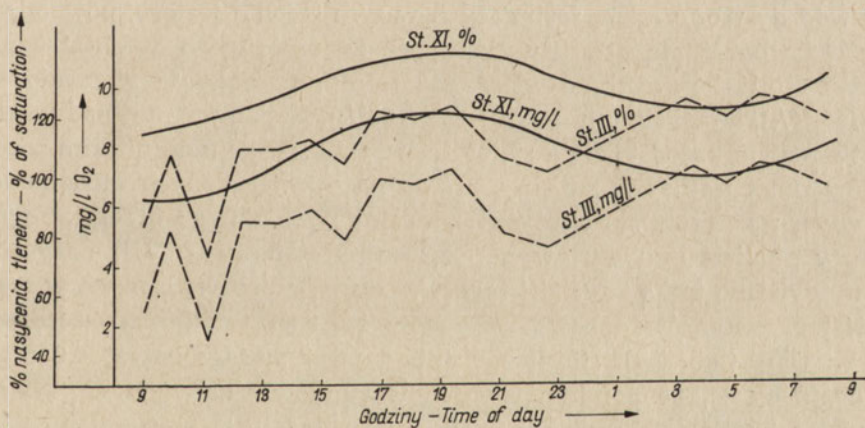
Skład chemiczny wody. Wyniki analityczne dotyczące składu chemicznego wody j. Ewingi i zasilających go dwóch ważniejszych dopływów zebrane zostały w tabeli I. Z pobieżnego już przeglądu wskaźników dostrzec można pewną zmienność składu wody w zależności od miejsca zlokalizowania punktu badawczego i pory roku.

Odczyn wody j. Ewingi zawarty był w przedziale pH 6,8 — 8,4, przy czym wartości mniejsze od 7 występowały w okresie zimy. Przesunięcie zimowe odczynu wody w stronę reakcji kwaśnej jest następstwem zahamowania w tym sezonie procesów asymilacji dwutlenku węgla, co prowadzi do znacznego nagromadzenia się tego składnika w warstwie wody. Jedynie w rejonie bezpośrednio przylegającym do ujścia połączonych ścieków garbarskich i bytowych z Zalewa występował odczyn alkaliczny (pH 7,9). Powodowały go składniki mineralne ścieków garbarskich o charakterze zasadowym. W północnej części jeziora zauważa się zakwaszający wpływ na wody zbiornika humusowych wód dwóch potoków, szczególnie zaś Potoku 2. Odczyn wody tego dopływu wynosił latem 7,2, podczas gdy woda jeziorowa wykazywała w tym czasie pH około 8,4. Dobowej zmienności odczynu wody jeziora nie udało się uchwycić nawet w sezonie letnim (tab. II).

Alkaliczność wody j. Ewingi zawierała się w granicach od 1,1 do 2,8 mval/l, a jedynie w punkcie bezpośrednio przyległym do ujścia

ścieków dochodziła do 3,8 mval/l. Najniższe wartości występowały zimą, szczególnie w rejonie stanowiska IX (1,1 mval/l) i XIII (1,8 mval/l), a w pozostałych punktach dochodziła w tym czasie do 2,4 mval/l. W sezonie letnim i wiosennym alkaliczność wynosiła 2,6 — 2,8 mval/l, jedynie w zasięgu stanowiska V dochodziła do 3,8 mval/l. Na wzrost więc alkaliczności wody jeziora wywierały wpływ ścieki z garbarni i osiedla oraz wody Potoku 1 i 2, których alkaliczność wynosiła odpowiednio 4,0 i 3,4 mval/l.

Tlen rozpuszczony występował w ilościach bardzo zmiennych. Wiosną i latem stwierdzono stężenia bliskie całkowitemu nasyceniu lub nawet stan przesylenia do 115% (12,1 mg/l O₂). Powstawanie i utrzymywanie się stanów przesylenia uwarunkowane było glonowym zakwitaniem wody, a więc natężeniem dodatnich dla bilansu tlenowego procesów fotosyntezy i ujemnych — respiracji. Obrazują to wyniki badań nad przebiegiem kształtowania się poziomu tlenu w czasie doby letniej (tab. II). Widać z nich znamienne dla jeziora dobowy rytm zmiany warunków tlenowych; regularny w części otwartej zbiornika i dość kapryśny w części północnej, gdzie ścierają się wpływy humusowych wód Potoku 2 oraz docierać mogą zanieczyszczenia ściekowe. Przebieg wykre-



Rys. 2. Zmiany dobowe w natlenieniu wody j. Ewingi na stanowiskach III i XI według badań z 26/27.VI.1958

Daily variation of oxygen content in Ewingi lake after investigations at stand III and XI from 26/27.VI.1958

ślonych dla tych dwóch stanowisk linii tlenowych (rys. 2) wyraźnie wspomnianą różnicę wykazuje. Dla otwartego plosa charakterystyczny jest regularny wzrost poziomu tlenu poczynający się od wczesnych godzin rannych, gdzieś od godziny 4. O godzinie 16 następuje przeważnie

stabilizacja dobowej wartości maksymalnej nasycenia, która trwa do godz. 21, a następnie do świtu ma miejsce ponowny spadek stężenia rozpuszczonego tlenu. Uchwycone w czasie badań dobowe wartości ekstremalne linii tlenowej wynosiły 8,5 mg/l O₂ (90,8‰ nasycenia) i 11,0 mg/l (120‰ nasycenia). Zauważyć się daje pewne przesunięcie pionowe linii tlenowych dla poszczególnych dni, co wiązać należy ze zmiennością czynników meteorologicznych, a szczególnie zmianami stopnia nasłonecznienia. Z tej przyczyny, na przykład, minimum tlenowe 26.VI.1958 wynosiło około 7—8 mg/l, a następnego dnia przekroczyło nawet 9 mg/l. W części północnej jeziora (st. III) wystąpił ostro rozrzut wyników, pomimo to w przebiegu wyznaczonej krzywej doszukać się można pewnej regularności naturalnej i podobieństwa do odpowiednich krzywych dla stanowiska XI. Wydaje się, że główną przyczyną pojawiania się raptownych i sporadycznych depresji tlenowych na stanowisku III są zmiany kierunku przepływu i przebiegu mieszania z wodami jeziora strug wody z Potoku 2. Minima tym uwarunkowane wystąpiły szczególnie wyraźnie o godz. 9, 11,05 i 15,45. Towarzyszyły im: spadek temperatury wody, obniżenie pH i pojawienie się wolnego dwutlenku węgla. Wystąpiło więc tu wyraźne zaakcentowanie wskaźników charakterystycznych dla wody Potoku 2 (tab. 1.). Oddziaływanie ewentualnych zanieczyszczeń lub dopływ wód dystroficznych, zasilających w tym rejonie jezioro, powodować może stałe obniżanie poziomu tlenu bez znaczącego zniekształcenia kształtu linii tlenowych. Stwierdzone minimum dobowe wynosiło 4,2 mg/l (44,1‰), a maksimum — 9,6 mg/l (103‰). Niekorzystniej pod względem tlenowym przedstawiała się sytuacja zimą. W rejonie bliskim ujścia ścieków zanik tlenu był zupełny, zaś strefa o zwiększonych niedoborach tlenowych rozciągała się eliptycznie wzdłuż wschodniego brzegu z ogniskiem w punkcie przyujściowym. Jeszcze na stanowisku VIII nasycenie tlenem wynosiło tylko 30‰ (4,4 mg/l). Według przeprowadzonych w marcu 1958 r. pomiarów dobowa zmienność stężenia tlenu rozpuszczonego była znaczna (tab. III). Różnice z dnia i nocy sięgały nawet 4,6 mg/l. Świadczyłoby to, że pomimo trwania warunków zimowych w jeziorze zachodziły już dość intensywne procesy fotosyntezy i respiracji. W końcowym więc okresie dość długotrwałej zimy 1957/58 roku przeciętne nasycenie tlenem wynosiło 30—40‰, a o świcie miały miejsce wyraźne minima tlenowe i nasycenie spadało do 15—30‰. Zwraca uwagę znamienna różnica w natlenieniu wody na st. IX (13,6 mg/l — 95‰) i st. XIII (5,2 mg/l i 37‰). Wydaje się to następstwem większego dopływu wód humusowych w rejonie jeziora przyległym do stanowiska XIII. Za taką interpretacją przemawiałoby występowanie tam podwyższonej barwy i utlenialności, przy podobnej i równie niskiej wielkości BZT₅ (1,5 mg/l O₂).

Tab. II. Wyniki pomiarów zmian niektórych wskaźników wody j.Ewingi w ciągu doby letniej 26/27.VI.1958 r.
Changes of some chemical indicatory of water Ewingi lake around the clock 26/27.VI.1958.

Stanowisko III - Stand III							Stanowisko XI - Stand XI						
Godz. Time	Temp. °C		Tlen rozp. Diss. oxyg. mg/l O ₂	% nasyc. tlenem % oxygen satur.	pH	CO ₂ mg/l	Godz. Time	Temp. °C		Tlen rozp. Diss. oxyg. mg/l O ₂	% nasyc. tlenem % oxygen satur.	pH	CO ₂ mg/l
	pow. air	wody water						pow. air	wody water				
26.VI.1958, 744 mm Hg													
9 ⁰⁰	13,0	16,6	5,2	54,7	8,0	4,3	9 ¹⁵	13,0	17,4	8,5	90,8	8,4	0
9 ⁵⁵	14,0	17,1	7,7	81,8	8,3	0,0	10 ¹⁰	14,1	17,4	8,6	91,9	8,5	0
11 ⁰⁵	15,8	16,4	4,2	44,1	7,4	8,7	11 ²⁰	16,0	17,5	8,8	94,1	8,5	0
12 ¹⁵	17,3	17,4	7,9	84,4	8,3	0	12 ³⁰	17,2	17,6	9,4	100,7	8,5	0
13 ³⁰	19,3	17,4	7,9	84,4	8,3	0	13 ⁴⁵	19,4	18,0	9,8	106,0	8,5	0
14 ³⁷	20,5	17,7	8,2	88,2	8,3	0	14 ⁵⁰	20,0	18,3	10,2	111,0	8,5	0
15 ⁴⁵	20,9	17,4	7,4	79,0	8,3	0	15 ⁵⁷	20,3	18,4	10,8	117,8	8,5	0
16 ⁵⁵	21,8	18,0	9,1	98,5	8,3	0	17 ⁰⁵	21,5	18,6	10,9	119,4	8,5	0
18 ⁰⁴	21,5	18,0	9,0	97,4	8,4	0	18 ¹⁵	21,4	18,5	10,9	119,2	8,5	0
19 ²⁵	19,0	18,3	9,3	101,2	8,4	0	19 ³⁸	19,0	18,4	11,0	120,0	8,5	0
21 ⁰⁵	17,1	17,6	7,6	81,5	8,3	0	21 ¹⁸	16,7	18,4	11,0	120,0	8,5	0
22 ³⁵	16,1	17,8	7,1	76,5	8,3	0	22 ⁵⁵	16,0	18,4	10,2	111,2	8,4	0
27.VI.1958, 739 mm Hg													
3 ³⁰	12,0	18,0	9,5	102,6	8,3	0	3 ⁴⁵	12,0	18,0	9,3	100,4	8,4	0
4 ⁵⁰	12,3	17,8	9,0	97,0	8,3	0	5 ⁰⁵	12,2	18,0	9,4	101,6	8,5	0
5 ⁵⁰	13,3	17,8	9,6	103,3	8,4	0	6 ⁰⁵	13,3	18,0	9,4	101,6	8,5	0
6 ⁵²	15,2	17,8	9,5	102,3	8,4	0	7 ⁰⁵	15,1	18,0	9,8	106,0	8,5	0
7 ⁵⁵	17,2	17,8	9,0	97,1	8,4	0	8 ⁰⁸	17,1	18,0	10,2	110,4	8,5	0

Tab. III. Wyniki badań natlenienia wód j.Ewingi z dnia i nocy 11/12.III.1958 r. (warunki zimowe)
Results of some investigations of oxygenic relations in Lake Ewingi during the day and night
11/12.III.1958 (Winter conditions)

Stanowisko Sampling stands	III		V		IV		VIII		IX		XI		XIII	
	11.III	12.III	11.III	12.III	11.III	12.III	11.III	12.III	11.III	12.III	11.III	12.III	11.III	12.III
Godzina pobr. próbki Time of sampling	13 ⁰⁰	5 ¹⁵	16 ³⁰	4 ³⁰	11 ⁴⁵	5 ⁴⁰	11 ⁰⁰	5 ³⁰	15 ²⁵	6 ⁵⁰	13 ⁴⁵	6 ⁰⁰	14 ³⁰	6 ³⁰
Temperatura powietrza °C Air temperature	-2,9	-9,2	-3,0	-9,3	-2,9	-9,2	-3,8	-9,2	-3,1	-9,2	-3,2	-9,1	-3,0	-9,0
Ciążenie atmosf. Height of the barometer	738	739	738	739	738	739	738	739	738	739	738	739	738	739
Temperatura wody °C Water temperature	2,1	1,8	1,4	1,4	0,5	1,8	0,7	1,8	1,8	2,0	1,2	2,1	2,2	2,6
Tlen rozpuszczony Oxygen dissolved, mg/l O ₂	2,2	2,1	0,0	0,0	6,5	2,2	4,4	1,9	13,6	9,0	6,9	4,4	5,2	3,3
% nasycenia tlenem % of oxygen saturation	15	15	0,0	0,0	44	15	30	13	95	64	48	31	37	24

Dwutlenek węgla. Występowanie wolnego dwutlenku węgla związane było głównie z sezonem zimowym, gdyż w pozostałych okresach składnik ten nie był wykrywany. Stwierdzone pod lodem stężenia wynosiły 4—5 mg/l CO₂, w północno-wschodniej części jeziora nawet 9,3 — 17,4 mg/l. Znaczna część dwutlenku węgla występowała w formie agresywnej. Wiosną i latem dwutlenek węgla stwierdzano tylko w północno-wschodniej części jeziora, gdzie stężenie jego sięgało 6—9 mg/l. Składnik ten pochodził zarówno z rozkładu organicznej materii dennej, jak i dopływu kwaśnych wód Potoku 1 (17,5 mg/l CO₂) i Potoku 2 (15,0 mg/l CO₂). Z tej przyczyny napotymano właśnie w rejonie stanowiska III nieregularności w występowaniu dwutlenku węgla i wzrost kwasowości nie charakterystyczny dla reżimu wód jeziora szczególnie w okresie letnim.

Barwa wody jeziora była szczególnie wysoka w północno-wschodniej części, gdzie odpowiadała nawet 120 mg/l Pt. Obszar ten objęty był oddziaływaniem wód Potoku 2 oraz przypuszczalnie ścieków garbarskich. Dla pozostałej części jeziora przedział zmienności barwy był znacznie mniejszy, gdyż wynosił 40—70 mg/l Pt. Ogólnie zabarwienie wody j. Ewinki określić można jako wysokie, jeżeli się zważy, że najwyższe barwy napotymane w górnych warstwach wody wśród jezior Pojezierza Mazurskiego wynosiły 55 mg/l Pt (j. Duże Ławki, Tuchlin), a jedynie woda w j. Smolaczek przekraczała nawet 1000 mg/l Pt (Olszewski 1959).

Mętność w okresie zimowym wynosiła przeważnie 20—30 mg/l SiO₂, latem zaś około mg/l SiO₂, chociaż przy pogodzie wietrznej obserwowano znaczne przekroczenie podanej wartości, co następowało równoległe ze wzrostem ilości zawiesin. Stopień więc mętności uzależniony był latem od natężenia mieszania wody przez wiatr. Porywanie górnej warstwy osadów dennych i utrzymywanie jej w formie zawiesiny, a również zakwit wody ograniczają zdolność przenikania promieni słonecznych. Nic dziwnego, że Willer (1924) zanotować mógł na tym jeziorze przeźroczystość wody równą tylko 0,4 m, jako najniższą wśród jezior spotykanych w tych okolicach.

Zawiesina. Wagowe ilości zawiesiny wyznaczone z analizowanych próbek wody są mało reprezentatywne dla charakterystyki jeziora. Składnik ten podlega raptownej i dużej zmienności z przyczyn niedawno omówionych. Wyraźne różnice występują między okresem stagnacji zimowej (2—3 mg/l) a okresem letnim (8—12 mg/l), przy czym w obrębie ekspansji ścieków stwierdzono nawet 34 mg/l zawiesin.

Sucha pozostałość w okresie swobodnego mieszania się wód nie wykazywała znaczniejszego zróżnicowania na przestrzeni niemal całego jeziora. Ogólna ilość materii rozpuszczonej wynosiła przeważnie 202 — 214 mg/l, a jedynie w pobliżu ujścia ścieków ulegała zwiększeniu nawet

do 342 mg/l. Przyjąć można, że w substancjach rozpuszczonych 50% stanowiły części lotne i jedynie w obrębie strefy zanieczyszczonej (st. IV, V i VIII) notowano podwyższony udział składników mineralnych. Warunki stagnacji zimowej sprzyjały powstawaniu szczególnych układów lokalnych. Zauważa się ogólną tendencję do zmniejszania się stopnia mineralizacji wody, szczególnie jaskrawo wyrażoną w części północno-zachodniej (st. IX), gdzie ilość materii rozpuszczanej wynosiła 112,5 mg/l, to znaczy o około 90 mg mniej niż w pozostałych sezonach. Równocześnie następował wzrost udziału składników mineralnych do 67%. W rozpuszczonej materii organicznej przeważały składniki trwałe, trudno poddające się rozkładowi biochemicznemu. Z tej przyczyny przy stosunkowo niskim BZT₅ (1,5 — 7,5 mg/l O₂) występowały dość wysokie utlenialności (9,2 — 20,0 mg/l O₂). Materia organiczna łatwo rozkładalna przeważała natomiast w rejonie zanieczyszczanym ściekami, gdzie BZT i utlenialność przekraczały nawet 40 mg/l O₂, a ich iloraz wynosił około jedności.

Związki azotu: składniki zawierające połączenia azotu występowały w wodzie jeziora w dość dużych ilościach, przy tym nie obserwowano ich ostrych deficytów. Stężenie amonu wahało się w granicach 0,02—0,70 mg/l Na₂, a w pobliżu punktu spływu ścieków nawet do 1,31 mg/l N₂. Azotany obecne były w stężeniach 0,10—0,54 mg/l N₂, przeciętnie jednak 0,10 mg/l. W znacznie mniejszych stężeniach występowały azotyny, gdyż tylko od 0,003 do 0,15 mg/l N₂. Azot związków organicznych wynosił 0,25 mg/l — 1,23 mg/l N₂, a w strefie zanieczyszczanej ściekami nawet do 6,2 mg/l. Dla całości jeziora charakterystyczna była sezonowość w kształtowaniu się stężeń tego składnika. W okresie wegetacyjnym następował wzrost zawartości azotu organicznego, przy jednoczesnym zmniejszaniu się ilości jego form mineralnych. Wiąże się to z produkcją pierwotną materii organicznej w tym okresie. Zimą stosunki powyższe układały się odwrotnie. Ilustracją tych układów mogą służyć wartości napotkane na przykład na stanowisku XIII, gdzie zimą na 0,30 mg/l azotu organicznego przypadało 0,87 mg/l N₂ nieorganicznego. W maju, a więc późną wiosną, na 1,01 mg/l azotu organicznego było 0,44 mg/l azotu mineralnego.

Fosforany obecne były w wodzie jeziora przez cały rok w stężeniach około 0,02 mg/l P i w poszczególnych sezonach nie zauważono wyraźniejszych ich fluktuacji. Ta niska dość zawartość fosforu mineralnego, stanowiąca charakterystyczną cechę spektrum chemicznego jezior stawowych Suwalszczyzny (Stangenberg 1936), nie może jednak wyłączać, jak to wykazał Patalas (1960), ze względu na stopień stężności mas wodnych ani niskiej, ani wysokiej zasobności zbiornika w fosfor.

Kwaśne węglany dominowały w składzie anionowym wody. Napotymane stężenia wykazywały sezonowe fluktuacje, które ujawniały się w formie minimów zimowych oraz znacznego zróżnicowania poziomego w tym okresie. Zasobniejsza w ten składnik była północno-wschodnia część jeziora, a to dzięki bezpośredniemu zasilaniu jej zasobnymi w ten związek wodami dopływających potoków. Jeżeli w części północnej stwierdzano zimą 149 mg/l HCC_3' , to w pasmie równoległym do wschodniego brzegu następował stopniowy spadek stężenia do wartości 122 mg/l (st. VIII), a nawet 110 mg/l (st. XIII). Minimum tego składnika stwierdzano w północno-zachodniej części jeziora (st. IX) i wynosiło ono 67 mg/l HCO_3' . Wiosną, latem i przypuszczalnie jesienią stężenie kwaśnych węglanów jest w dużym zakresie wyrównane na całym obszarze jeziora, a zakres napotypanych stężeń mieścił się w przedziale 165—171 mg/l HCO_3' . Jedynie w bezpośredniej bliskości ujścia ścieków warunki te kształtują się inaczej.

Siarczany okazały się składnikiem wody nie wykazującym wyraźniejszej zmienności. Krańcowe wartości napotypanych stężeń wynosiły 12,4 — 18,2 mg/l SO_4'' . W obszarze penetracji zanieczyszczeń ściekowych wartości tego składnika były wyższe i osiągały nawet 48,8 mg/l SO_4'' . Podobnie jak dla innych składników mineralnych zimowy układ stężeń charakteryzował się występowaniem minimum wynoszącego 12,4 mg/l (st. IX) w północno-zachodniej części jeziora, podczas gdy w pozostałym obszarze stężenie wynosiło 16,2—18,2 mg/l. Latem stężenie siarczanów wynosiło 16,2—13,8 mg/l, przy czym ubywanie tego składnika następowało z północy na południe. Przypuszczam, że układ ten związany jest ze wzbogacaniem jeziora w ten składnik w części jego północnej, za pośrednictwem wód dopływów oraz ścieków z m. Zalewa.

Chlorki. Napotymane zimą stężenia chlorków wynosiły od 5,9 mg/l Cl' (st. IX) do 7,1 mg/l. Tylko w rejonie ujścia ścieków ilość chlorków była znacznie wyższa — około 20,3 mg/l. Latem zauważono zwiększenie zawartości tych jonów, przy większym jednak poziomym wyrównaniu wartości napotypanych stężeń, które zawierały się w przedziale 8,5 — 9,3 mg/l Cl' . W strefie objętej wpływami zanieczyszczeń ściekowych (st. III, IV, V, VII, VIII) napotymano koncentracje wyższe, gdyż od 9,9 do 12,8 mg/l, a nawet do 40,4 mg/l Cl' . Głównym źródłem wzbogacania jeziora w chlorki są zarzuty wód ściekowych garbarni w Zalewie. Fałowy charakter spływów przyczynia się do pojawiania sporadycznych maksymalnych stężeń chlorków w wodzie odbiornika. Okoliczność ta i zmienność kierunków ekspansji ścieków w okresie, gdy jezioro podlega bezpośredniemu oddziaływaniu wiatrów, przyczynia się do pojawiania raptownych zmian w zasięgu i wielkości występujących stężeń. Stężenia zna-

lezione latem 1956 r. w strefie zagrożonej ściekami były wyższe niż stwierdzone w 1958 r. i wynosiły 17,7—40,4 mg/l Cl'. Są to już stężenia duże jak dla jezior słodkowodnych. Dla porównania można podać, że maksymalne stężenia tego składnika na Jeziorach Mazurskich stwierdzone przez Olszewskiego (1959) wynosiły 14 mg/l (j. Tałtowisko) i 13 mg/l Cl' (j. Jagodne).

Kwas krzemowy występował w wodach j. Ewingi w ilościach nieznacznych, które zimą zawierały się w granicach 1,0 — 3,5 mg/l, a w okresie wiosennym 3,6 do 5,6 mg/l SiO₂. W zasięgu strefy zanieczyszczonej (st. IV, V, VIII) napotkane ilości wynosiły zimą 4,0—7,0 mg/l SiO₂, w pozostałych sezonach nawet do 6,8—10,8 mg/l SiO₂. Na zwiększenie ilości kwasu krzemowego w tym rejonie decydujący wpływ wywierało okresowe występowanie w dopływających ściekach szkła wodnego oraz sporadyczne zrzuty silnie alkalicznych frakcji ścieków garbarskich, co sprzyjało przechodzeniu krzemianów do roztworu.

Wapń. Stężenie wapnia ulegało dużym i charakterystycznym zmianom. W okresie zimowego zlodzenia notowano minimum tego składnika, które w północno-zachodniej części jeziora (st. IX) wynosiło tylko 22,1 mg/l Ca, natomiast w całym obszarze południowym były już wartości wyższe, nawet do 36 mg/l Ca. Strefę przypuszczalnej penetracji ścieków cechowały stężenia wapnia od 40,8 do 49,6 mg/l. W okresie wegetacyjnym następował wyraźny wzrost tego składnika oraz znaczne poziome wyrównanie jego rozmieszczenia. Ilości wapnia występujące w przeważającej części jeziora wynosiły 48,7 — 49,6 mg/l Ca. Wyższe stężenia notowano w północno-wschodniej części, gdyż od 50,6 do 58,4 mg/l, a bezpośrednio przy ujściu ścieków nawet do 72,4 mg/l Ca. Zasilanie jeziora w wapń następuje za pośrednictwem wód Potoku 1 i 2, w których stężenia tego składnika wynosiły odpowiednio 84,4 i 65,8 mg/l Ca. Niepoślednią rolę w tym procesie mają dopływy ściekowe, szczególnie zasobne w wapń w czasie okresowych zrzutów wód zużytych wapnic garbarskich. Swobodne mieszanie się wód jeziora, które ma miejsce w okresie braku pokrywy lodowej, sprzyja wyrównywaniu się stężeń omawianego składnika w całym zbiorniku, zaś stagnacja zimowa prowadzi do zróżnicowania poziomego jego zawartości.

Magnez. Napotymane ilości magnezu nie wykazywały wyraźnej zmienności sezonowej. Jedynym w tym zakresie wyjątkiem było stanowisko IX, gdzie w okresie zimy wystąpiło wyraźne minimum, które wynosiło 1,9 mg/l Mg. W pozostałej części jeziora, bez względu na porę roku, stężenie magnezu wahało się w przedziale 4,3 — 4,9 mg/l Mg. Nieco zasobniejsza w ten składnik była północno-wschodnia część jeziora, gdzie napotymane stężenia wynosiły 5,0 — 9,9 mg/l Mg. Przypuszczać na-

leży, że jest to następstwem dopływu wód ściekowych zanieczyszczających ten rejon.

Twardość ogólna. W opisowym sposobie oceny twardości wodę j. Ewingi określić należy jako miękką. Minimum dla jeziora wystąpiło zimą w obrębie stanowiska IX i wynosiło $3,5^{\circ}\text{n}$. Na znacznej przestrzeni twardość ogólna wynosiła $6,1$ — $6,8^{\circ}\text{n}$, a tylko w rejonie oddziaływania ścieków osiągała $11,9^{\circ}\text{n}$. Spotykane twardości latem zawierały się w bardzo wąskim przedziale, gdyż od $7,9$ do $8,9^{\circ}\text{n}$, a tylko w zasięgu oddziaływania ścieków i wód potoków dopływających z północy była wyższa, chociaż nie przekraczała 11°n . Przeważająca część twardości była typu węglanowego, gdyż na twardość niewęglanową przypadało tylko $0,4$ — $2,5^{\circ}\text{n}$. Najwyższa twardość węglanowa stwierdzona dla wody j. Ewingi nie przekraczała 8°n , oczywiście poza małym obszarem zanieczyszczanym ściekami. Wydaje się, że istnieje pewna rozbieżność z danymi Willera (1924), który twardość węglanową wody j. Ewingi ocenił na 187 mg/l CaCO_3 , co odpowiadałoby $10,4^{\circ}\text{n}$. Przypuszcza się, że rozbieżność ta spowodowana została przypadkowością próbki pobranej w badaniach Willera z przyczyny nieuwzględnienia różnicowań lokalnych i sezonowych stężeń tego składnika.

Sód i potas. Zawartość tych składników określona była metodą pośrednią z wyliczenia bilansu równoważnikowego głównych jonów występujących w wodzie. Wynik końcowy przeliczono na sód kierując się tym, że ilość potasu w wodach naturalnych jest zazwyczaj stosunkowo nieznaczna. Sumaryczna ilość sodu i potasu wynosiła zatem około 8 mg/l Na i jedynie zimą była znacznie niższa pozostając w granicach $2,8$ — $6,2$ mg/l. Wyraźne podwyższenie zawartości sodu stwierdzono w obrębie oddziaływania spływów ściekowych, przy czym najwyższe stężenie wynosiło 37 mg/l Na. Tak znaczne podwyższenie zawartości sodu jest zrozumiałe, gdyż ścieki dopływające do jeziora zawierają duże ilości chlorku sodowego, używanego do konserwowania skór surowych.

Żelazo występowało zazwyczaj w mikroilościach. Maksyma stężeń tego składnika występowały zimą ($0,2$ — $0,6$ mg/l Fe). W okresie wegetacyjnym następowało wyraźne zmniejszenie się ilości tego składnika, przeważnie do $0,08$ mg/l Fe. Wiązać to należy ze wzrostem natlenienia wody i przesunięciem jej odczynu w stronę alkaliczną.

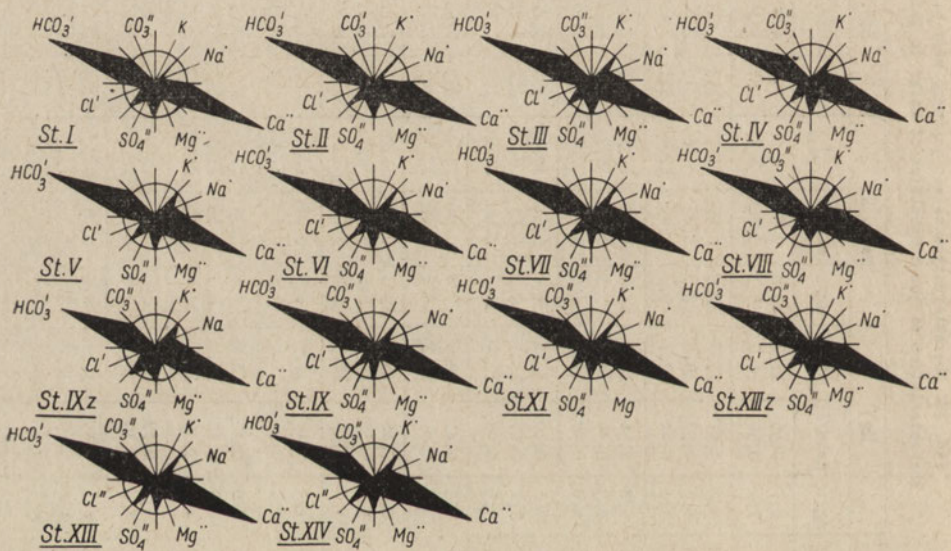
Mangan podobnie jak żelazo obecny był w ilościach śladowych, które nie przekraczały $0,1$ mg/l Mn. Latem przeważnie nie stwierdzano jego obecności, gdyż stężenie pozostawało poniżej czułości stosowanej metody.

Charakterystyka składu jonowego wody przedstawiona została w ujęciu tabelarycznym (tab. IV). W obliczeniach uwzględnio-

Tab. IV. Charakterystyka składu jonowego wody j. Ewingi
 Characteristics of ion composition of water in Ewingi lake

Stano- wisko Stands	Data Date	Ca ⁺⁺			Mg ⁺⁺			Na ⁺ + K ⁺			HCO ₃ ⁻			SO ₄ ⁻			Cl ⁻		
		mg/l	mekw/l	% ekwiv.	mg/l	mekw/l	% ekwiv.	mg/l	mekw/l	% ekwiv.	mg/l	mekw/l	% ekwiv.	mg/l	mekw/l	% ekwiv.	mg/l	mekw/l	% ekwiv.
I	120558	84,4	4,21	84,6	6,7	0,55	11,2	4,8	0,21	4,2	80,5	4,00	244	31,1	0,65	13,1	11,3	0,32	6,4
	120558	65,8	3,28	80,4	7,1	0,58	14,2	5,1	0,22	5,4	83,1	3,59	207	21,4	0,45	11,0	8,5	0,24	5,9
III	190656	51,1	2,55	65,2	9,9	0,81	20,7	12,6	0,55	14,1	66,7	2,61	159	38,5	0,80	20,5	17,7	0,50	12,8
	110358	49,6	2,47	80,8	6,9	0,57	18,6	0,5	0,02	0,6	79,8	2,44	149	18,2	0,38	12,4	8,5	0,24	7,8
140558	52,3	2,61	75,2	5,4	0,44	12,7	9,7	0,42	12,1	80,7	2,80	171	18,9	0,39	11,2	9,9	0,28	8,1	
IV	190658	58,4	2,91	71,9	6,8	0,56	13,8	13,3	0,58	14,3	67,0	2,71	165	39,3	0,82	20,2	18,4	0,52	12,8
	110358	42,1	2,10	76,6	4,9	0,40	14,6	5,5	0,24	8,8	76,6	2,10	128	21,2	0,44	16,1	7,1	0,20	7,3
140558	51,1	2,55	76,0	6,0	0,49	14,5	7,6	0,33	9,8	80,5	2,71	165	18,2	0,38	11,2	9,9	0,28	8,3	
V	190656	63,2	3,15	58,7	7,3	0,60	11,2	37,0	1,61	30,0	59,7	3,20	195	48,8	1,02	19,0	40,4	1,14	21,3
	110358	72,4	3,61	70,7	8,1	0,67	13,1	19,1	0,83	16,2	74,4	3,80	232	35,4	0,74	14,5	20,3	0,57	11,1
140558	55,2	2,75	71,1	5,8	0,48	12,4	14,7	0,64	16,5	80,1	3,10	189	19,7	0,41	10,6	12,8	0,36	9,3	
VI	130558	50,6	2,52	71,1	5,0	0,41	12,5	7,8	0,34	10,4	79,9	2,61	159	19,2	0,40	12,2	9,2	0,26	7,9
	130558	50,6	2,52	75,1	5,0	0,41	12,2	9,7	0,42	12,5	81,0	2,71	165	17,5	0,36	10,7	9,9	0,28	8,3
VIII	190656	58,4	2,91	70,3	8,0	0,66	15,9	13,1	0,57	13,8	65,5	2,71	165	40,8	0,85	20,5	20,6	0,58	14,0
	110358	40,8	2,04	80,0	4,8	0,39	13,3	2,8	0,12	4,7	78,5	2,00	122	16,1	0,33	12,9	7,8	0,22	8,6
140558	54,7	2,73	79,8	5,3	0,44	12,9	5,8	0,25	7,3	81,9	2,80	171	16,2	0,34	9,9	9,9	0,29	8,2	
IX	110358	22,1	1,10	71,9	1,9	0,16	10,5	6,2	0,27	17,6	72,0	1,1	67	12,4	0,26	17,0	5,9	0,17	11,0
	130558	49,6	2,47	77,4	4,3	0,35	11,0	8,5	0,37	11,6	81,9	2,61	159	16,0	0,33	10,3	8,8	0,25	7,8
X	130558	49,6	2,47	77,2	4,8	0,39	11,2	7,8	0,34	10,6	81,6	2,61	159	15,8	0,33	10,3	9,2	0,26	8,1
XI	130558	48,8	2,43	76,2	4,9	0,40	12,5	8,3	0,36	11,3	81,9	2,61	159	15,2	0,32	10,0	9,2	0,26	8,1
XII	130558	48,8	2,43	77,4	4,8	0,39	12,4	7,4	0,32	10,2	83,0	2,61	159	13,8	0,29	9,3	8,5	0,24	7,7
XIII	110358	36,0	1,80	77,6	4,7	0,39	16,8	3,0	0,13	5,6	77,6	1,80	110	15,2	0,32	13,8	7,1	0,20	8,6
	130558	48,7	2,43	76,9	4,8	0,39	12,3	7,8	0,34	10,8	82,6	2,61	159	14,0	0,29	9,2	9,2	0,26	8,2
XIV	130558	48,7	2,43	76,7	4,8	0,39	12,3	8,0	0,35	11,0	82,3	2,61	159	14,2	0,30	9,5	9,3	0,26	8,2
XV	120558	48,7	2,43	75,6	4,8	0,39	12,2	9,0	0,39	12,2	81,3	2,61	159	16,2	0,34	10,6	9,2	0,26	8,1
XVI	120558	49,6	2,47	77,2	4,3	0,35	10,9	8,7	0,38	11,9	81,6	2,61	159	15,8	0,33	10,3	9,2	0,26	8,1

ne zostały tylko zasadnicze dla składu wód naturalnych jony; mianowicie: Ca^{++} , Mg^{++} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$, HCO_3^- , SO_4^{--} , Cl^- . Dla każdego składnika podano stężenie wagowe w mg/l, stężenie w miligramorównoważnikach na litr oraz procentowy udział danego jonu w sumie kationów lub anionów. Jak z zestawienia widać, w kationach przeważały jony wapnia, które stanowiły 77% ogólnej ich ilości. W dalszej kolejności szły jony magnezu (12%), i sodu (11%). Wśród anionów przeważały zdecydowanie kwaśne węglany, które stanowiły 82% ich ilości. Znacznie mniej było siarczanów (10%) i chlorków (8%). Zimą w obrębie stanowiska IX wystąpiło wybitne zmniejszenie się składników rozpuszczonych, które jednak nie spowodowało wyraźniejszego przesunięcia w ilościowych stosunkach występujących jonów. Dla bardziej poglądowego przedstawienia proporcji w występowaniu poszczególnych składników jonowych posłużono się metodą graficzną. Na diagramach (rys. 3), sporządzonych według wskazań



Rys. 3. Charakterystyka składu jonorównoważnikowego wody j. Ewingi w okresie wiosennym (maj 1958 r.); warunki zimowe — z

Characteristic of ionic equivalent proportions of water Ewingi lake in spring season (mai 1958) and in winter conditions — z

M a u c h y (1932), wykreślono % skład jonów rozpuszczonych w wodzie w miesiącu maju na poszczególnych stanowiskach badawczych, z tym jednak, że diagram dla stanowiska IX charakteryzuje również stosunki w rejonie stanowiska X, natomiast diagram st. XI można uznać za reprezentatywny dla całej centralnej i południowej części jeziora. Indeks z zaznaczono diagramy dla okresu zimowego. Z rys. 3 widać wyraźnie,

że woda j. Ewingi jest typu węglanowo-wapiennego, dominują w niej bowiem jony wapnia i kwaśnych węglanów. Kształt diagramów dla poszczególnych stanowisk jest bardzo podobny, pomimo znacznych różnic ilościowych w ogólnej mineralizacji wody. Jedynie w północno-wschodniej części występują pewne odchylenia od stanu naturalnego stosunków jonowych, w czym objawia się wpływ ścieków oraz wód Potoku 1 i 2.

Skład chemiczny osadów dennych

Pomiary terenowe wykazały, że miąższość osadów dennych zalegających dno misy j. Ewingi wynosi od 1 do 6 m, w tym grubość dolnej warstwy ilastej od 0,3 do 4,6 m. Największe nawarstwienie osadów stwierdzano w centralnej części misy jeziora. Do badań chemicznych pobierano osad z warstw górnych. Miał on barwę szarą i zielonkawym niekiedy odcieniem, konsystencję mazistą, zapach gnilny lub bagienny z wyczuwalną przeważnie obecnością siarkowodoru. Przy traktowaniu roztworem ługu sodowego osad ciemniał nieznacznie, natomiast poddany działaniu kwasu solnego wydzieliał intensywny zapach siarkowodoru. Napotykaną typ osadu określić można jako gyttia. Wyniki analiz chemicznych pobranych 12—14.V.58 próbek zestawione zostały w tabeli V. Zwraca uwagę wysoki

Tab. V. Skład chemiczny osadów dennych j. Ewingi w % na suchą masę
Chemical composition of bottom deposits taken from Ewingi lake in % of dry matter

Stanowisko Sampling stands	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV	XVI
Strata po prażeniu Ignition loss	43,18	45,37	48,30	44,94	47,23	45,84	43,56	43,61	43,17	46,27	42,21	45,00	46,26	38,37
Krzemiany Silicates	37,41	34,33	24,04	34,68	35,04	33,52	42,46	44,16	42,72	33,80	40,88	34,13	38,45	53,80
Wapń Calcium CaO	7,69	8,70	19,18	9,02	7,36	8,63	4,95	4,24	4,09	8,32	6,18	9,11	4,01	2,11
Magnez Magnesium MgO	0,89	0,79	0,52	0,72	0,67	0,81	0,61	0,45	0,57	0,73	0,68	0,73	0,86	0,44
Żelazo Iron Fe ₂ O ₃	3,71	3,38	1,77	3,30	3,43	3,63	3,07	2,76	3,33	3,24	3,54	3,56	3,97	2,05
Glin Aluminium Al ₂ O ₃	4,91	4,75	2,64	4,55	3,73	4,19	2,80	2,47	3,99	4,83	3,88	4,11	3,14	1,50
Mangan Manganese MnO	0,044	0,040	0,044	0,043	0,034	0,040	0,024	0,023	0,031	0,040	0,033	0,041	0,028	0,029
Fosfor Phosphates P ₂ O ₅	0,43	0,32	0,90	0,42	0,37	0,39	0,26	0,28	0,31	0,35	0,31	0,38	0,37	0,24
Azot ogólny Total nitrogen N ₂	2,48	2,57	1,78	2,42	2,68	2,63	2,62	2,55	2,57	2,69	2,38	2,60	2,77	2,10

udział w osadach dennych materii organicznej, której ilość wynosiła 38 — 48% suchej masy, przeciętnie 45%. Z tego względu osady te zaliczyć można za Stangenbergiem (1938) do typu organicznego. Zawartość wapnia, którą przyjąć by można było jako normalną dla natural-

nych warunków jeziora, wynosiła 4 — 5%. Większe nagromadzenie tego składnika stwierdzano w bliskości ujścia ścieków (st. V, 19%) oraz na obszarach prawdopodobnej ich penetracji (st. III—VIII, XII—XIV). Magnez występował w ilościach 0,44 — 0,89% w przeliczeniu na MgO, żelazo przeważnie 3 — 4% Fe_2O_3 ; glinu niekiedy nawet do 5%; manganu 0,029—0,044%; fosforu od 0,24 do 0,90% jako P_2O_5 i azotu ogólnego było przeważnie około 2,5% jako N_2 . Wysoki stopień rozdrobnienia osadów i płytkość zbiornika sprzyja łatwemu porywaniu ich do fazy wodnej, co ma miejsce w czasie częstego mieszania się wód jeziora. Okoliczność ta ułatwia znakomicie dyfuzję nagromadzających się w osadach elementów biogenicznych, co przyczynia się do szybkiego zasilania nimi warstwy wodnej. Sprzyjające warunki kontaktu osadów z dobrze natlenionymi wodami jeziora ułatwiają ich mineralizację na drodze procesów tlenowych. Wysoka jednak produkcja pierwotna materii organicznej przekracza zdolność mineralizacji przez jezioro części martwych, powodując obfite ich nagromadzanie się na dnie i rozkład beztlenowy z wydzielaniem siarkowodoru.

Wnioski końcowe

Jezioro Ewingi jest zbiornikiem płytkim. Cecha ta, jak również kształt misy i dobra ekspozycja na działanie wiatru sprawia, że masy wodne podlegają, poza okresem zlodzenia, łatwemu, częstemu i dogłębnemu mieszaniu. Z tego powodu w okresie letnim nie stwierdzano trwałego podziału na strefy termiczne. Według klasyfikacji Patalasa (1960) jezioro to zaliczyć można do I stopnia statyczności mas wodnych, lub na zasadzie typologii termicznej Åberga i Rhodęgo (1942) określić je można jako epilimniczne. Jezioro nie posiada warstwy trofolitycznej, a produkcja i rozkład materii organicznej zachodzi w tej samej warstwie. Układ tego rodzaju uważa się za wyjątkowo korzystny dla powstawania wielokrotnych cykli krążenia materii. Układ warunków hydrodynamicznych sprzyja więc tu wielokrotnemu wykorzystaniu składników mineralnych. Krótkie cykle przemiany materii (Elster, Einselle 1937) są więc charakterystyczne dla j. Ewingi. Jezioro zatem w określeniu Ohlego (1952) stanowi zbiornik eudynamiczny. Przyjmując za podstawę schemat klasyfikacji limnologicznej Stangenberga (1936) j. Ewingi uznać by należało jako stawowe, jednak po uwzględnieniu uzupełnień Wiszniewskiego (1953) zaliczyć je należy raczej do jezior eutroficznych polimiktycznych, co lepiej odpowiada stwierdzonym cechom naturalnym.

Wysoki trofizm wód ujawia się nie tylko w ich składzie chemicznym, ale również w dużym natężeniu procesów produkcji pierwotnej, czego

makroskopowym objawem są okresowe zakwity wody. Łatwe mieszanie się mas wodnych jeziora i przemieszczanie, dokonujące się bez trudności w ciągu całego okresu wegetacyjnego, sprzyja wyrównywaniu składu chemicznego wody na obszarze całego jeziora. Lokalne różnice w chemizmie utrzymują się jedynie w bezpośredniej bliskości dopływów zasilających jezioro oraz na obszarze objętym oddziaływaniem ścieków. Okres zlodzenia charakteryzuje znaczna stabilność mas wodnych, która stwarza sprzyjające warunki do izolacji oddzielnych partii zbiornika, szczególnie zaś części położonej w pobliżu brzegu zachodniego. W tej mierze osobliwe miejsce zajmuje obszar zatoczki północno-zachodniej (st. IX—X) o wodzie wyróżniającej się małą ilością materii rozpuszczonej. Północno-wschodnia strefa jeziora pozostaje natomiast pod wyraźnym wpływem zanieczyszczeń odprowadzanych ze ściekami garbarni i osiedla Zalewo. Zasięg i kierunki ekspansji tych zanieczyszczeń uzależnione są od pory roku. W okresie zlodzenia obszar zanieczyszczony jest ostro zaznaczony i rozciąga się koncentrycznie w rejonie ujścia ścieków ze znacznym wydłużeniem jednak w kierunku południowym. O rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń decyduje w tym okresie głównie kierunek naturalnego przepływu wody w jeziorze oraz dyfuzja. W pozostałych okresach natężenie i kierunki ekspansji ścieków uzależnione są głównie od aktualnych prądów wodnych powstających pod wpływem wiatru, a w ograniczonej tylko mierze przez czynniki działające w okresie zlodzenia. Z tej przyczyny sztuczne zanieczyszczenia przemieszczane być mogą we wszystkich praktycznie kierunkach i ulegać łatwemu rozcieńczeniu w wodzie całego jeziora. Poza zasięgiem oddziaływania ścieków znajduje się północno-zachodnia zatoczka (st. IX—X) oraz południowa część jeziora. Przemawia za tym analiza składu chemicznego wody oraz wyniki badań chemicznych osadów dennych.

Podwyższone zawartości wapnia w próbkach pobranych ze stanowisk IV, V, VII, VIII, XII i XIV wskazywałyby na allachtoniczne pochodzenie tego składnika. Deponował się on na dnie prawdopodobnie z zanieczyszczeń ściekowych, których był składnikiem charakterystycznym. Świadczyłoby to o docieraniu zanieczyszczeń ściekowych z rejonu Zalewa do obszaru objętego wyliczonymi stanowiskami. W osadach dennych stwierdzono przewagę materii organicznej, co świadczyłoby o przeciążeniu jeziora obumierającą masą organiczną. Przyrost i dopływ ostatniej przekracza więc możliwości mineralizacji jej przez jezioro. Z tej przyczyny dużą rolę w procesach samooczyszczania się tego zbiornika odgrywa akumulacja osadów.

Strefa zanieczyszczona ściekami w stopniu wyraźnym obejmuje przeważnie obszar kilkudziesięciu hektarów. Przypuszczać należy, że znacznie większy zasięg posiada zagrożenie sanitarne, co jest szczególnie warte

podkreślenia, gdyż obiekt użytkowany jest do celów sportowych i rekreacyjnych.

Dopływy wód ściekowych poza działaniem zanieczyszczającym przyczyniają się do dalszego wzrostu trofizmu jeziora, co przy i tak wysokim trofizmie własnym prowadzi do sztucznego wzmagania dalszego procesu eutrofizacji i pogłębienia ujemnych jego następstw.

W istniejącym stanie sprawa należytego oczyszczania ścieków garbarskich jest pilna, tym bardziej że modernizacja i rozbudowa garbarni wpłynie na wydatne zwiększenie wielkości odprowadzanego ładunku zanieczyszczenia.

Piśmiennictwo — Литература — Bibliography

1. Åberg B., Rodhe W., 1942. Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen. *Symbolae Botanicae Upsalienses*. 5: 1—256.
2. Alekin O. A., 1953. *Chimiczeskij analiz wod suszi*, Moskwa.
3. Elster H. J., Einsele W., 1937. Beiträge zur Hydrographie des Bodensees (Obersee), *Int. Rev.* 35: 524—585.
4. Forel F. A., 1901. *Handbuch der Seenkunde*. Stuttgart.
5. Januszkiewicz T., 1959. Gospodarka wodą i charakterystyka ścieków przemysłowych garbarni roślinnej skór świńskich galanteryjnych. *Przegląd Skórzany* 14: 106—111.
6. Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne badania wody do picia i potrzeb gospodarczych. Warszawa.
7. Katalog Jezior Polskich, Dokumentacja Geograficzna. 1954. Instytut Geografii PAN. Warszawa.
8. Kuran J., Czajkowski S., 1960. *Kajakiem po Mazurach i Warmii*. Warszawa.
9. Maucha R., 1932. *Hydrochemischen Methoden in der Limnologie*. Die Binnengewässer. A. Thienemann. B. XII. Stuttgart.
10. Mileska M. J., 1956. *Słownik geografii turystycznej Polski*. t. I. Warszawa.
11. Ohle W., 1952. Die hypolimnische Kohlendioxid-Akkumulation als produktionsbiologischer Indikator. *Arch. f. Hydrob.* 46: 153—285.
12. Ohle W., 1958. Typologische Kennzeichnung der Gewässer auf Grund ihrer Bioaktivität. *Verh. Internat. Vereinig. f. theoret. und angew. Limnologie*. 13: 196—211.
13. Olszewski P., 1951. Dotychczasowe wiadomości z zakresu chemizmu jezior na Mazurach. *Kosmos*. Seria A. 66: 411—459.
14. Olszewski P., Paschalski J., 1959. Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego. *Zeszyty Naukowe WSR w Olsztynie*, 4: 1—110.
15. Patalas K., 1960. Charakterystyka składu chemicznego wody 48 jezior okolic Węgorzewa. *Rocz. Nauk Roln.* 77: 243—297.
16. Patalas K., 1960. Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa. *Rocz. Nauk Roln.* 77: 223—242.

17. Przyłęcki H., 1954. Badania wody, ścieków, osadów i gazów w zakresie techniki sanitarnej. T. I. Badania fizyczne i chemiczne. Warszawa.
18. Richlingowa B., 1952. Katalog Jezior Polskich. Biuletyn Geograficzny PTG, 7, 8.
19. Rieznikow A. A., Mulikowskaja E. P., Sokołow I. J., 1963. Metody analiza prirodných wod. Moskwa.
20. Seligo A., 1907. Hydrobiologische Untersuchungen II. Schrift. Naturforsch. Gesellschaft. Danzig.
21. Sklower A., 1950. Die Untersuchung der früher ostpreussischen Seen. Archiv für Hydrob. 43: 184—203.
22. Stangenberg M., 1936. Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza suwalskiego. Rozprawy i sprawozdania BI. Seria A, 19.
23. Stangenberg M., 1938. Skład chemiczny osadów głębinowych jezior Suwalszczyzny. Rozprawy i sprawozdania IBI. Seria A. 31. Warszawa.
24. Struszyński M., 1954. Analiza ilościowa i techniczna. T. III. Warszawa.
25. Willer A., 1923. 1924. Die Carbonathärte einiger ostpreussischer Seen I, II. Geolog. Arch. I, III. Königsberg.
26. Willer A., 1931. Die stehende Gewässer der Provinz Ostpreussen. Fischerei-statistische Veröffentlichungen. Danzig.
27. Wiszniewski J., 1953. Uwagi w sprawie typologii jezior polskich. Pol. Arch. Hydrob. I: 11—23.

Т. Янушкевич

К вопросу о химизме озера Эвинги

Резюме

Озеро Эвинги площадью 518 га расположено в районе Моронг ольштынского воеводства. Является оно объектом рыбного хозяйства, кроме того используется для сплава дров, служит источником водоснабжения для кожевенного завода, приемником сточных вод этого завода и вытовых стоков из поселка Залево. Количество загрязнений сбрасываемых заводом по расчетам Янушкевича (Januszkiewicz 1959) составляло 160—176 кг БПК₅ в сутки.

Настоящая работа знакомит с итогами гидрохимических исследований этого озера и главнейших его притоков. Исследования проводились в период с 1956 по 1958 год.

Озеро Эвинги является мелким водоемом максимальной глубины до 4 м. Оно хорошо подвергается действию ветра. В связи с тем в летнее время не наблюдается разниц в вертикальном распределении температуры. В труде подробно обсуждаются вопросы формирования химического состава воды в разные сезоны года (табл. I) и перемены происходящие под влиянием сточных загрязнений. Озеро признано богатыми в минеральные и биогенные вещества. Водоем определено

как евдинамический в понятии Оле (Ohle 1952). Относительно классификаций основанной на трофизме и устойчивости водных масс (Wiszniewski 1953) озеро определено как полимиктическое евтрофическое. Был исследован суточный ход перемен некоторых химических и физических показателей состава воды на двух постах: III и XI (табл. II). Первый характеризовал область подвергающуюся аллохтоническим воздействиям; второй — центральную и южную часть озера. Появилась отчетлива суточная динамика кислорода с характерным различием на обоих постах. Заметные различия выступили тоже во время зимы, особенно при сопоставлении данных из ночи и дня (табл. III). Эти суточные колебания в содержании кислорода определяются интенсивностью процессов фотосинтеза и дыхания. В период зимы степень минерализации воды озера подлежала значительному уменьшению, одновременно появлялись сильные горизонтальные различия в химическом составе воды. В этом отношении район северозападной части озера занимал исключительное положение. По химическому составу воды и степени аллохтонного воздействия озеро подразделить можно на три района: район центральный и южный с уравновешенным составом, характеризующий природные соотношения в водоеме; район северозападный, родниковый с маломинерализованной водой; район северо-восточный, где проникают сточные воды и гумусовые воды притоков.

На основании результатов химического анализа воды (табл. I) приведено характеристику ионного состава воды (табл. IV, рис. 3). Донные отложения зачислено на основании их химического состава (табл. V) к органическому типу в классификации Стангенберга (Stangenberg 1938), так как они содержали до 48% органического вещества.

Наличие загрязнения сточными водами обнаруживалось на нескольких десятках гектаров, а его следы выступают тоже в составе донных отложений и проявляются в повышенном содержании кальция. Искусственные загрязнения поступающие в водоем повышают и так уже высокий уровень трофизма воды. В виду этого дальнейшее увеличение завода и расширение его продукции нужно согласовать с соответствующими мероприятиями по очистке промышленных и бытовых сточных вод.

T. Januszkiewicz

A contribution to knowledge of chemistry of the Lake Ewingi

Summary

Lake Ewingi has an area of 518 ha. It is situated in the district Morağ in voivodeship Olsztyn. The lake serves as an object of fishery, of water transport of wood; is used to supply water for industrial purposes of tannery, for the discharge of technological wastes from this tannery also of domestic servage from the village Zalewo. A load of pollution directed with the industrial waste waters to the lake was according to the measurements of Januszkiewicz (1959) 160—176 kg BOD₅ daily. The paper acquaints us with the results of hydrochemical investigations of this lake and its most important feed flow. Investigations were made from 1956 to 1958.

Ewingi lake is a shallow basin with a maximal depth of 4 m, well exposed to wind effects. On account of this the summer thermal stratification does not occur, it is often and well mixed. A detailed discussion was made of the chemical composition of lake water during the investigation seasons (Tab. I) and of the change which passes under influence of sewage pollution. The lake is recognized as rich in mineral and biogenic substances. It is defined as eudynamic in conception of Ohle (1952). Taking under consideration the classification of lakes on basis of trophic and stability of water masses (Wiszniewski 1953) this lake is recognized as the polymictic-eutrophic type. A change of some chemical and physical water indicators was estimated during day and night time on two investigation stands: III and XI (Tab. II). The first of them characterizes a range, that is subjected to allochthonous influence; the second represents the central and southerly part of the lake. Diagram showing change in oxygen content at both sampling stations is given (Fig. 2). Diurnal changes of oxygen dissolved with specific differences on both stands appears clearly. Remarkable differences occurred too in winter time, particularly by comparison of data taken by day and night (Tab. III). These daily fluctuations in oxygen content are dependent upon intensity of processes photosynthesis and respiration which run even in winter conditions under a good thick ice cover. In winter time a mineralisation degree of lake water undergoes significant reduction, simultaneously this appeared strongly in horizontal differences in the chemical composition of water. In this consideration the nord-west part of the lake takes a special position.

According to the chemical composition of water and degree of allochthonous influences the lake can be divided into three parts: the central and south with equalizing composition, characterizes the natural relation

in the lake; the nord-west part with springs have less mineralized water and the north-east part, where waste waters and humic water of its flow penetrate.

Based on analytical results (Tab. I) a characteristic of ionic compositions is given (Tab. IV) and suitable diagraphs have been drawn out (Fig. 3). The bottom deposits determined on ground of its chemical composition (Tab. V) is according to the classification system of Stangenberg (1938) of organic type, because they contained upto 48% organic matter.

The presence of sewage pollution was observed on several tens of hectares and its traces appeared in the bottom deposits as raised contents of calcium. Therefore further factory increase and enlargement of production must be synchronized with correspondent action in purification of industrial and domestic sewage.

L. Szlauer

The refuge ability of plancton animals before models of plancton-eating animals

Department of the Biology of Inland Waters. High Agricul. School, Olsztyn

Received 11.VII.1964

Reaction of the refuge of plancton animals when they are attacked by plancton-eating animals, plays an important part in the life of both of these groups. For animals which are eaten, this reaction is often the only form of self-defence, for plancton-eating animals it is the factor rendering more difficult the catch of the food. The essential element in this problem is the ability of flight of plancton animals. A special research was conducted upon this ability, taking into the consideration species living in lakes.

Research was carried in the laboratory. During the experiments the role of the catching element before which animals fled, and which was catching them, did not play an animal but a glass tube. The same method was used in all experiments. The glass tube with the diametre of 5.6 mm was lowered down into the container which contained plancton animals alternatively with great speed (52 cm/sec), and rather slowly (1 cm/sec). Animals were caught when the tube was moving fast as well as when it was lowered slowly.

When the tube was lowered with the speed of 1 cm/sec, some individuals were caught, other fled. Caught individuals were counted. From the number of all animals found on the way of the tube, the number of caught individuals was subtracted — in such a manner the number of escaping animals was found. As the number of all animals found on the way of the tube, the number of individuals caught by the same tube moving showed that when the tube was moving with the speed of 52 cm/sec almost all animals were caught, the counting could be done in such a manner. Results of these experiments are shown in Table I. The number of

individuals which fled before the tube counted in the above way would be given in per cents. The per cents values given in this work are the average got from at least 25 catches.

Per cents of individuals of given species, which fled before the tube is taken as the representation of its ability of the refuge. The ability of the refuge represented in this way, was determined in comparison to the tubes with the diameter of 5.6 mm, 2.8 mm and 1 mm which moved with the speed of 1 cm/sec.

The number of individuals found on the ways of all three types of tubes used in the experiments was determined on the basis of speedy catches (52 cm/sec) to the tube 5.6 mm in diameter. This number for the tubes with the diameter of 2.8 and 1 mm were counted by means of mathematical proportion.

The container in which the flight of animals was observed consisted of a glass cylinder with 100 ml of capacity. Plancton condensation in the cylinder was much greater than it is in natural conditions. In cases when the number of adult Crustacea was large, the condensation of the plancton was about 60 000 individuals per litre. If the greater part of the plancton consisted of Rotatoria and nauplius, condensation was greater, that is from 150 000 to 290 000 individuals per litre.

Experiments were carried on the zooplankton of eutrophic lakes (Kortowo and Stary Dwór) in all seasons of 1963 and 1964. The ability of the refuge before the tube was measured in the highest temperature which the lake had at given seasons.

The results show, that the ability of refuge before approaching tube differs with different species (Tab. II). Taking into the consideration the data from this table, different species were ranged down according to the ability of the refuge before the tube. This classification was based upon the data concerning the tube 5.6 mm in diameter and gives only the highest ability of refuge showed during experiments by given species. Next to the species name, there are given numbers showing the % of individuals escaping before the tube. This classification is as follows:

- 1) ♀ *Eudiaptomus graciloides* — 89.4
- 2) ♂ *Eudiaptomus graciloides* — 89.0
- 3) ♀ *Thermocyclops oithonoides* — 83.8
- 4) ♂ *Thermocyclops oithonoides* — 78.7
- 5) *Mesocyclops leuckarti* IV and V stage copepodid — 70.8
- 6) ♀ *Diaphanosoma brachyurum* — 70.8
- 7) *Eudiaptomus graciloides* stage copepodid — 69.5
- 8) *Thermocyclops oithonoides* IV and V stage copepodid — 56.6
- 9) ♀ *Daphnia cucullata* — 47.9
- 10) ♂ *Daphnia cucullata* — 35.7

Tab. I. Number of individuals found on the way of the tube 5.6 mm in diameter and caught in it when the tube was lowered very quickly (52 cm/sec)

	Total number of individuals found on the way of the tube	Total number of individuals caught in a tube	Difference in %
<i>Diaphanosoma</i>	2630	2460	- 6.4
<i>Dephnia</i>	5690	5970	+ 4.9
<i>Bosmina</i>	860	880	+ 2.3
<i>Eudiaptomus</i>	1430	1330	- 6.9
<i>Cyclops</i>	3920	4000	+ 2.0
Total	14530	14640	+ 0.7

Tab. II. The percentage of individuals escaping before tubes of different diameters moving with the speed of 1 cm/sec.

Species	Summer			Autumn			Winter			Spring		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
♀ <i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev.	70.8	88.4	93.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
♀ <i>Dephnia cucullata</i> G.O.Sars	-	-	-	41.4	50.1	-	47.9	48.3	-	-	-	-
♂ <i>Dephnia cucullata</i>	-	-	-	35.7	46.9	-	-	-	-	-	-	-
♀ <i>Bosmina longirostris</i> O.F.Müller	0.0	20.6	68.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
♀ <i>Bosmina coregoni</i> Kessleri Uljanin	34.5	36.8	95.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
♀ <i>Chydorus sphaericus</i> O.F.Müller	23.9	33.8	67.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
♀ <i>Eudiaptomus graciloides</i> Lilljeborg	89.1	93.4	100.0	67.7	89.5	100.0	89.4	97.5	97.7	-	-	-
♂ <i>Eudiaptomus graciloides</i>	89.0	94.8	100.0	68.9	84.5	100.0	71.5	91.0	95.3	-	-	-
<i>Eudiaptomus graciloides</i> stage copepodid	-	-	-	43.8	62.7	86.4	-	-	-	69.5	84.6	92.3
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus IV and V stage copepodid	-	-	-	48.4	75.7	87.1	70.8	86.7	100.0	-	-	-
♀ <i>Thermocyclops oithonoides</i> G.O.Sars	61.3	87.9	100.0	-	-	-	-	-	-	83.8	87.1	100.0
♂ <i>Thermocyclops oithonoides</i>	53.7	82.5	98.4	-	-	-	-	-	-	78.8	97.5	100.0
<i>Thermocyclops oithonoides</i> IV and V stage copepodid	56.6	82.6	97.2	10.6	29.7	74.0	-	-	-	-	-	-
<i>Mauplius</i>	0.0	14.4	73.2	-	-	-	11.0	0.8	51.1	5.9	49.4	88.9
♀ <i>Keratella cochlearis</i> Gosse	0.0	0.0	0.0	-	-	-	9.5	44.5	50.0	0.0	28.0	64.2
♀ <i>Keratella quadrata</i> O.F.Müller	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.5	6.3	74.4
♀ <i>Notholca longispina</i> Kellic.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17.7	25.4	89.2
♀ <i>Synchaeta</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0	21.5	66.2
♀ <i>Polyarthra</i> sp.	21.7	21.8	43.4	0.0	0.0	0.0	-	-	-	0.0	24.0	78.0

A - The tube 5.6 mm in diameter. B - The tube 2.8 mm in diameter. C - The tube 1 mm in diameter.

- 11) ♀ *Bosmina coregoni kessleri* — 34.5
- 12) ♀ *Chydorus sphaericus* — 23.9
- 13) ♀ *Polyarthra* sp. — 21.7
- 14) ♀ *Notholca longispina* — 17.7
- 15) nauplius — 11.0
- 16) ♀ *Keratella cochlearis* — 9.5
- 17) ♀ *Keratella quadrata* — 1.5
- 18) ♀ *Bosmina longirostris* — 0.0
- 19) ♀ *Synchaeta* sp. — 0.0

The above comparison gives the possibility to distinguish between the plancton animals three groups, which differ with the ability of refuge before approaching tube. Those groups are: Copepoda, Cladocera and Rotatoria. The greatest ability of refuge shows Copepoda, and especially *Eudiaptomus graciloides*. Cladocera is the group which generally shows less ability of flight than Copepoda and greater than Rotatoria. Belonging to this group *Diaphanosoma brachyurum* shows the greatest ability of refuge within all Cladocera; and reversely — very low ability of refuge is characteristic for *Bosmina longirostris*. The lowest ability of refuge shows Rotatoria. The nauplius, similiary like Rotatoria showed rather low ability of refuge before the tube.

Such a differences in the ability of flight of plancton animals, described above, have several reasons.

One of the reasons is the ration of diameter of the tube to the size of an animal. Data given in Table II show, that as the diameter of the tube increases, the number of escaping before it individuals decreases. In cases, when in comparison to the size of animals the tube was too large, they did not fled from it at all. Nauplius could be taken as an example. These animals were not able to fled before the tube of 5.6 mm in diameter, or fled only in a very low number. The situation was reversed when too small tube was used in comparison with the size of animals. In such a case, all animals fled before the tube. Such was the case with adult individuals of *Eudiaptomus graciloides*, which almost at all escaped before the tube 1 mm in diameter (Tab. II). It is probable, that by a series of experiments it would be possible to determine the width of the tube before which all individuals of given species would be able to fled and the size of the tube, which would catch all individuals. The low ability of refuge before the tube 5.6 mm in the diameter observed in *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, nauplius and *Rotatoria*, could be explained by the fact, that the tube was too large in comparison with the size of animals, and therefore they were not able to escape before it.

The next reason which had an effect upon the refuge of plancton animals before the tube, was the way of reaction of different species in the

moment when an object approaches them. In such a case most of the observed animals fled. The exception was some Rotatoria which showed different reactions (Tab. II, summer and autumn period). *Keratella cochlearis* and *Synchaeta* sp. during this season, when some object was approaching them were falling into the non-moving state. Such reaction was caused by drawing in cilia-apparatus (observation was made through the microscop). It could be supposed that when the tube was lowered at this species, they reacted in the same manner, and did not fled. It was observed that they did not fled neither before small tubes nor before larger ones (Tab. II). This phenomena is easily explained by the reaction described above. In contrary *Polyarthra* observed at the same time through the microscop showed a very typical reaction of refuge when an object was approaching them. This differences had of course an effect upon the experiments concerning this species. Most of the *Polyarthra* fled before the tube, especially before the smallest one 1 mm in diameter.

The manner in which animals move, had also an effect upon the ability of the refuge before the moving tube. Within all observed species, the highest ability of refuge showed *Eudiaptomus graciloides*. As it is known this animal generally stays very quietly in water using its long antennulae, and only from time to time makes long jumps. This manner of movement gives the security of successful flight before the tube; as quietly staying animal can easily observe approaching object, and making long jumps can easily escape before it. In much worst situation are animals which move by quick movement of antennae, such as *Bosmina*, *Chydorus* and *Daphnia*. This manner of movement is rather slow, and makes the refuge before the tube very hard. Cladocera group showed during the experiments, low ability of refuge (Tab. II). This could be in a great part explained by this phenomena.

It was found that among some species, males have lower ability of refuge than females. This phenomena can be easily observed in *Daphnia cucullata* during autumn, and during spring and summer in *Thermocyclops oithonoides* (Tab. II). To some degree it could be resulted by the fact, that males are smaller than females. This is characteristic for both of this species. Different ability of refuge could be also explained by the fact, that males and females react differently to the approach of an object; this was already described by the author (Szlauer 1964). In this work author showed that males of *Daphnia pulex* react positively to the approaching object, while females escape before it.

The ability of the refuge before the tube is also influenced by the stage of development of an animal. Copepodid stage of *Eudiaptomus graciloides* showed less ability of refuge, than adult males and females

(Tab. II, autumn season). Similarly IV and V copepodid stage of *Thermocyclops oithonoides* showed less ability of refuge than adult females (Tab. II, summer season). Nauplius stage in comparison with adult Copepoda showed very low refuge ability. The low ability of refuge observed in young Copepoda may be considered as the result of their small size in comparison with adult individuals.

The ability of the refuge of plancton animals is to a great degree influenced by the physiological changes, which are caused directly or indirectly by seasonal changes of environment conditions. As an example of such changes *Thermocyclops oithonoides* and *Mesocyclops leuckarti* might be taken. In IV and V copepodid stage of *T. oithonoides*, during the summer there was observed rather high ability of the refuge before the tube; this ability lowered down almost twice during the autumn (Tab. II). Such enigmatical phenomena is explained by the fact, that individuals of copepodid stage of this species were during the autumn in time of passing into the resting state, and therefore were physiologically different from summer individuals. The same phenomena was observed in *M. leuckarti*. During the autumn, when IV and V copepodid stage was passing into the resting state, animals showed low ability of the refuge before the tube. The refuge ability was much higher at the end of winter (March), when *M. leuckarti* was passing from resting state into the active life (Tab. II). The above observation permit for the conclusion, that during the period of passing into the resting state, the ability of refuge before approaching objects by Cyclopidae is limited into a great degree. It is probably greatly caused by limitation of their life ability, which precede the gradual passage into resting state described by Wierzbicka (1964).

Seasonal differences in the refuge ability could be observed also in other species. For example, females of *Eudiaptomus graciloides* in autumn time showed lower ability of the refuge than during the spring and summer. Rotatoria fled before the tube during the winter and spring time, while it did not escape at all during summer and autumn (with the exception of *Polyarthra*). The differences described above could be also caused by unknown to investigators physiological changes, which during the year take place in different species.

The results of experiments gave the basis for several suppositions concerning the ability of the refuge of plancton animals before fishes and invertebrates which catch them:

1. The ability of the refuge of plancton animals before plancton-eating animals is not always the same. Among observed animals the highest ability of refuge showed Copepoda, lower Cladocera and the lowest Rotatoria. The most successful in escaping were *Eudiaptomus graciloides*.

Among Cladocera the highest ability of refuge showed *Diaphanosoma brachyurum*, and the lowest one — *Bosmina longirostris* and *Chydorus sphaericus*.

2. The stages of Copepoda — copepodid and nauplius, showed lower ability of refuge than adult animals.

3. Males of *Daphnia cucullata* and *Thermocyclops oithonoides* have smaller ability of refuge than females.

4. Copepodids of *Thermocyclops oithonoides* and *Mesocyclops leuckarti* during the period when they are passing into the resting state show very low ability of the refuge.

5. *Keratella cochlearis* and *Synchaeta* sp. in some periods do not show any ability of the refuge.

References

1. Szlauer L., 1964. Reaction of *Daphnia pulex* de Geer to the approach of different objects. Pol. Arch. Hydrobiol. 12: 5—16.
2. Wierzbicka M., 1964. On the dormancy state of some species of *Cyclopida* under experimental and natural conditions. Pol. Arch. Hydrobiol. 12: 47—80.

S. Kozikowska

Crustacés, parasites des poissons de la Pologne
III. Résultats des explorations sur les poissons de la côte méridionale
de la mer Baltique*

Musée Zoologique de l'Université de Wrocław

Reçu le 1 septembre 1964

Les données concernant les crustacés parasites des poissons de la mer Baltique sont très pauvres. Ce sont les travaux des auteurs russes (M a r k i e w i c z 1932) et finnois (G a d d 1904), concernant les eaux du golfe de Finlande; allemands (W e g e n e r 1910) concernant le golfe Kuroński; suédois (F r e i d e n f e l d t 1910) concernant les parasites des poissons pêchés près de leurs côtes de la mer Baltique.

Les régions du bord méridional baltique, fermées par les frontières de la Pologne n'étaient explorées — que par moi (K o z i k o w s k a, J a r a et G r a b d a 1956; K o z i k o w s k a 1957. — l'embouchure de l'Odra; K o z i k o w s k a 1961 — note préliminaire sur les parasites des poissons du golfe de Gdańsk et de Puck) et par J. G r a b d a (1961 — la région nommée «Zalew Wiślany»).

Mes explorations dans les eaux méridionales de la mer Baltique sur les crustacés parasites commencées en 1959 et 1960 ont été approfondies en septembre 1961. J'ai obtenu les matériaux de nouvelles positions et de nouveaux poissons pêchés dans les golfes de Gdańsk, de Puck et de Poméranie et aux environs de Kołobrzeg (carte 1). J'ai examiné aussi quelques exemplaires de ma collection des poissons baltiques faite en juillet 1951.

Les positions, où on a pêché les poissons, avaient de différents caractères: 1) la mer ouverte et assez profonde (près de Kołobrzeg et quelques positions dans le centre du golfe de Gdańsk); 2) les eaux moins profondes,

* Travail subventionné par la Comité Parasitologique de l'Académie des Sciences de la Pologne.

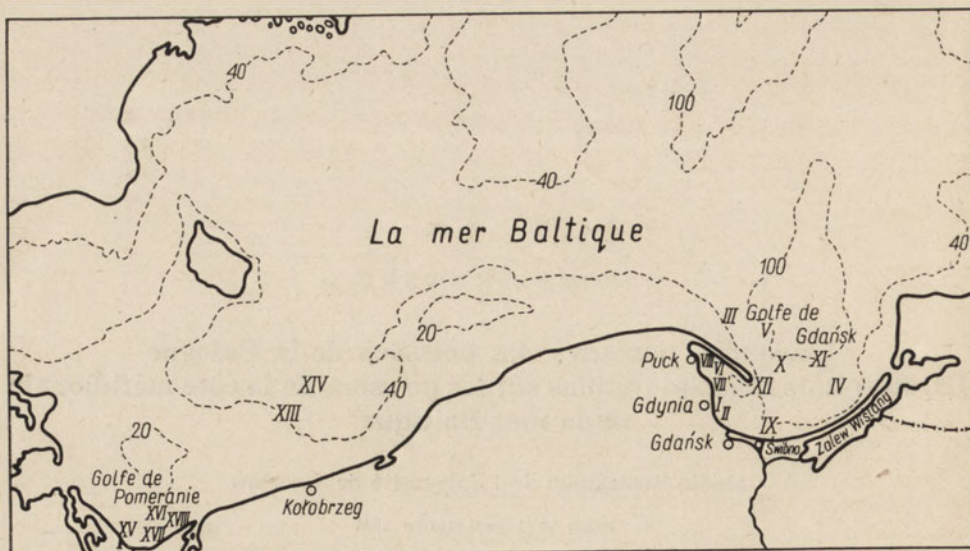


Fig. 1. Carte de la mer Baltique méridionale
I-XVIII — Numéraux des stations où on a pêché les poissons

situées près du bord, mais ayant la salinité typique pour cette partie de la mer Baltique; 3) les environs près des embouchures des rivières, sous une grande influence des eaux douces (le golfe de Poméranie), où les environs fermés du côté de la mer par les bas-fonds, avec l'eau peu salée et le fond couvert de plantes (le golfe de Puck). (Carte 1).

J'ai examiné 1611 exemplaires de poissons de 21 espèces, pêchés dans 12 stations, dans les golfes de Gdańsk et de Puck, 346 exemplaires de poissons de 3 espèces, pris de 2 stations dans les environs de Kołobrzeg, et 293 poissons de 9 espèces, pêchés dans 4 stations dans le golfe de Poméranie (tab. I, II).

Les résultats

1) La liste des Crustacés parasites trouvés sur les poissons du territoire exploré contient des espèces suivantes:

- a) *Ergasilus gibbus* Nordm., s. o. *Cyclopoida*, f. *Ergasilidae*
- b) *Thersitina gasterostei* (Pagenstecher), s. o. *Cyclopoida*, f. *Ergasilidae*
- c) *Achtheres percarum* Nordm., s. o. *Caligoida*, f. *Lernaeopodidae*
- d) *Achtheres extensus* Kessler, s. o. *Caligoida*, f. *Lernaeopodidae*
- e) *Tracheliastes maculatus* Kollar, s. o. *Caligoida*, f. *Lernaeopodidae*
- f) *Caligus lacustris* Stp. et Ltk., s. o. *Caligoida*, f. *Caligidae*
- g) *Argulus foliaceus* L., o. *Branchiura*, f. *Argulidae*

2) C'est *Caligus lacustris* Stp. et Ltk. qui est le plus nombreux dans les eaux du Gdańsk et Puck. Il attaque 4 espèces de poissons, et en moyen-

Tab. I. Liste des espèces marines de poissons examinés

Date de la pêche	Station no.	Longitudo totalis cm	Nombre d'exemplaires	Date de la pêche	Station no.	Longitudo totalis cm	Nombre d'exemplaires
<i>Clupea harengus</i> L.				<i>Nerophis ophidion</i> L.			
9.VII.1959	IV	28	2	12.VII.1950	I	± 15	16
13.VII.1959	X	21-29	100	15.VII.1959	I	± 15	1
	X	15-21	100	17.VII.1959	I	12-15	5
22.X.1960	XI	± 20	100	<i>Zoarces viviparus</i> (L.)			
21.IX.1961	XIV	15-23	103	15.VII.1950	VII	20-28	61
22.IX.1961	XIII	± 15	40	18.VII.1959	VII	20-27	61
<i>Sprattus sprattus</i> (L.)				<i>Amodytes tobianus</i> L.			
11.VII.1959	XII	-	102	15.VII.1959	I	juv.	2
22.X.1959	XI	10-13	59	27.IX.1961	XVIII	8-23	40
22.IX.1961	XIII	8-15	100	<i>Gobius niger</i> L.			
<i>Salmo trutta trutta</i> (L.)				17.VII.1959	I	10	1
19.IX.1961	IX	50-60	3	<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas)			
<i>Vimba vimba</i> (L.)				15.VII.1950	I	6	3
19.IX.1961	IX	± 35	101	<i>Myoxocephalus scorpius</i> (L.)			
25.IX.1961	XV	18-30	30	18.VII.1959	VII	18	2
27.IX.1961	XVII	± 35	20	21.X.1960	V	26	1
<i>Aspius aspius</i> (L.)				<i>Turulus bubalis</i> (Euphrasen)			
27.IX.1961	XVII	30-40	6	15.VII.1950	VII	25	2
<i>Belone belone</i> (L.)				<i>Scophthalmus maximus</i> (L.)			
15.VII.1959	I	juv.	1	8.VII.1959	VI	± 25	3
17.VII.1959	I	juv.	2	19.IX.1961	IX	20-40	42
<i>Gadus callarias</i> L.				<i>Limanda limanda</i> (L.)			
6.VII.1959	III	21-72	106	25.IX.1961	XVI	25	1
8.VII.1959	IV	15-30	70	<i>Platichthys flesus</i> (L.)			
16.VII.1959	III	40-60	20	8.VII.1959	VI	20-30	117
21.X.1960	V	15-60	100	21.X.1960	V	15-27	41
21.IX.1961	XIII	30-70	84	25.IX.1961	XVI	20-28	10
21.IX.1961	XIII	20-27	19	<i>Pungitius pungitius</i> (L.)			
<i>Pungitius pungitius</i> (L.)				<i>Platessa platessa</i> (L.)			
15.VII.1950	I	4	1	8.VII.1959	VI	± 20	2
17.VII.1959	I	3,7	1	21.X.1960	V	23-30	41

Tab. II. L'extensité et l'intensité d'invasion des Crustacés parasites sur les poissons de la mer Baltique

Date de la pêche	Station no.	Poissons examinés										Parasites - extensité en % (a) et intensité, présenté par coefficient de la fréquence (b)							
		Espèce	Longi- tudo totalis cm	Exem- plaires	Conta- mines %	Ergasilus gibbus		Thersitina Geste- rostei		Achtheres perchurum		Achtheres extensus		Trece- liastes maculatus		Caligus lacustris		Argulus foliaceus	
						a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
18.VII.59	VIII	<i>Coregonus lavaretus lavaretus</i> (L.)	25-50	20	40	-	-	-	-	-	40	2,76 max.6	-	-	-	-	-	-	
19.IX.61	IX	<i>Abramis brama</i> L.	40-60	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
25.IX.61	XVII		30-45	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
27.IX.61	XV		30-38	40	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	1	-	-	-	-	
16.VII.59	VII	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	18-28	22	13,63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13,63	11,3	-	
25.IX.61	XVI		18-25	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
27.IX.61	XV		30	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
16.VII.59	XVII	<i>Scardinius erythro- phthalmus</i> (L.)	± 25	10	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	6	max.9	
8.VII.59	VI	<i>Anguilla anguilla</i> L.	25-50	47	27,6	2,3 max.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
15.VII.50	I	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L.	± 4	49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
15.VII.50	I		± 7	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
15.VII.59	II		5-8	18	21,1	-	-	11,1	1	-	-	-	-	-	-	11,1	1	-	
17.VII.59	II		± 1,5	39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
17.VII.59	I		5-7,5	19	15,78	-	-	10,52	1	-	-	-	-	-	-	5,26	6	max.6	
19.IX.61	IX	<i>Lucioperca lucioperca</i> (L.)	50-70	10	33,3	-	-	-	-	33,3	1,33 max.3	-	-	-	-	-	-	-	
23.IX.61	XVII		20-30	18	30	-	-	-	-	30	6,83	-	-	-	-	5,5	1	-	
27.IX.61	XV		50-70	3	30	-	-	-	-	30	3	-	-	-	-	-	-	-	
27.IX.61	XV		35	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
27.IX.61	XVIII		40-70	30	43,4	-	-	-	-	43,3	4	-	-	-	-	-	-	-	
8.VII.59	VI	<i>Ferax fluviatilis</i> L.	25	32	53,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	37,5	1,83	32,2	
16.VII.59	VII		20-25	47	4,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,12	5	max.4	
25.IX.61	XVI		± 35	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
27.IX.61	XV		25	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

ne 16,6% exemplaires souffrent à cause d'invasion de ce parasite. Le coefficient de fréquence (Kozikowska 1957) pour tous poissons malades est égal à 5,522.

En 1959, entre 6 et 18 VII, après de longues chaleures, l'eau du golfe de Puck avait en moyenne + 27° C. Le parasite démontrait une vive activité propagative. Il y avait beaucoup de femelles avec les ovisacs et plusieurs exemplaires larvaires en divers degrés de développement. Dans les eaux du golfe de Poméranie *Caligus lacustris* Stp. et Ltk. est rare. Je l'ai trouvé seulement 1 fois sur *Lucioperca lucioperca* L.

Je pus observer la même activité du parasite aussi dans les eaux des caissons du port à Gdynia. Toutes les deux régions aux environs de Puck et de Gdynia, où je trouvais de si nombreux et actives *Caligus*, avaient le fond couvert de végétation, et leur situation protégeait la salinité des eaux contre les changements très rapides.

Au contraire, les explorations hydrographiques faites dans le golfe de Poméranie par PIHM montrent de fréquentes variations de salinité des eaux, dépendant de la direction des vents.

3) *Achtheres extensus* Kessler fut trouvé par moi pour la première fois dans les eaux du territoire de la Pologne.

Les synonymes de parasite: *Lernaeopoda extensa* Kessler 1868, *Lernaeopoda coregoni* Smith 1874. *Lernaeopoda maraenae* Olsson 1877, *Achtheres coregoni* Baumann 1913, *Achtheres coregoni* Wilson 1915.

Tab.III. *Achtheres extensus* Kessler. Localisation des parasites sur *Coregonus lavaretus* L.

Pinna	Parasites	
	exemplaires	%
Dorsalis	6	27
Adipose	4	18
Caudalis	10	45
Ventralis	2	10
en général	22	100

Ce parasite fut trouvé par Kessler (1868) dans le lac Onega, par Smith (1874) en Amérique du Nord, par Olsson (1877) en Suède et par Baumann (1913) en Suisse. Markiewicz (1937, 1956) a de très riches matériaux, de plusieurs lacs et rivières de USSR, ainsi du bassin de la mer Baltique, que de l'Océan Glacial du Nord et aussi du golfe de Finlande et des lacs et rivières de Finlande.

Dans les eaux du golfe de Puck le parasite attaqua les nageoires du *Coregonus lavaretus lavaretus* L. (tab. III).

De 20 poissons examinés (*longitudo totalis* 25—50 cm), 8 — c'est à dire

40% étaient malades. Le coefficient de fréquence de parasites était égal à 2,75 (de plus 6 ex.). La morphologie du parasite était typique. De 22 parasites trouvés 10 c'étaient des femelles avec ovisacs, 12 femelles privées d'ovisacs. Les larves dans les ovisacs étaient en divers degrés de développement. Peut être que les hautes températures de l'eau du golfe de Puck, où j'ai trouvé le parasite, protégeaient son activité propagative.

4) L'extensité d'invasion d'*Achtheres percarum* Nordm. sur le territoire du golfe de Gdańsk et Puck est de 33,3% — intensité petite (coefficient de fréquence du parasite est égal à 1,33 — max. 3 ex.). Il fut trouvé seulement sur *Lucioperca lucioperca* L. près de Świbno (carte 1). Dans le golfe de Poméranie il fut trouvé dans toutes les 3 positions de pêche, et aussi sur *Lucioperca lucioperca* L. Ainsi l'extensité (34,5%), que l'intensité (coefficient de fréquence 4,61) d'invasion étaient plus hautes que sur le territoire du golfe de Gdańsk. *Perca fluviatilis* L. n'était attaqué ni près de Świbno, ni dans les eaux du golfe de Poméranie, quoique il soit connu, comme hôte de ce parasite sur le territoire de l'embouchure de l'Odra (K o z i k o w s k a 1957).

5) *Ergasilus gibbus* Nordm. fut trouvé par moi dans les eaux du golfe de Puck, près de Kuźnice (tab. II). Comme je n'ai pas examiné les anguilles du golfe de Poméranie je ne peux rien dire de fréquence d'*Ergasilus gibbus* sur ce territoire.

6) *Thersitina gasterostei* (Pagenstecher) représenté sur 10,81% des 142 exemplaires examinés de *Gasterosteus aculeatus* L. fut trouvé aux environs de Gdynia en nombre très restreint (coefficient de fréquence 1). Dans l'embouchure de l'Odra je n'ai pas rencontré ce parasite (K o z i k o w s k a 1957). En 1961 je n'ai examiné aucun exemplaire de *Gasterosteus aculeatus* du golfe de Poméranie, et je ne peux rien dire sur la possibilité de l'invasion de *Thersitina gasterostei* sur ce territoire.

7) *Tracheliastes maculatus* Kollar trouvé par moi comme un simple exemplaire sur *Abramis brama* L., pêché tout près de l'embouchure de Świna, dans le golfe de Poméranie, dans les matériaux du golfe de Gdańsk ne fut pas représenté, quoique j'aie examiné quelques poissons de cette espèce aux environs de Świbno.

8) Sur le territoire du golfe de Puck ce n'est que *Perca fluviatilis*, qui fut envahi par *Argulus foliaceus* L. (extensité 31,2%). Mais le coefficient de la fréquence (1,2) fut très petit.

9) Les parasites vivant dans les eaux méridionales de la mer Baltique appartiennent à la faune des eaux douces ou saumâtres. Il manque de représentant des formes typiques marines.

10) Dans le territoire examiné les poissons marins sont libres d'invasion des crustacés parasites.

11) Les crustacés parasites trouvés dans les eaux examinées habitent la zone littorale, peu salée, le fond de laquelle aux environs de Gdynia et de Puck est couvert de riche végétation.

12) On n'a pas trouvé de parasites aux environs de Kołobrzeg. Il est clair, que cela dépend de la catégorie des poissons (marins), pêchés là, et de la nature de leur habitat — plus marin.

13) Le territoire du golfe de Gdańsk et surtout de Puck, bien abrité contre le changement de salinité des eaux, est meilleur comme habitat pour les parasites, que les eaux du golfe de Poméranie. Cela peut aussi dépendre de cette circonstance que les poissons — typiques pour les eaux douces — attaqués ici par les parasites, demeurent périodiquement dans les eaux du golfe de Poméranie, et passent périodiquement à l'embouchure de l'Odra, en changeant assez rapidement la salinité de leur habitat.

14) Quelques-unes des opinions, présentées ci-dessus, de la nature des dépendances entre habitat, poissons et parasites dans les eaux examinées, peuvent être soutenues par l'existence de situation pareille dans le golfe de Finlande (Markiewicz 1932). Cette dernière partie de la mer Baltique est aussi très peu salée, et possède la majorité des poissons des eaux douces, contaminés par presque les mêmes parasites que dans nos régions.

Je voudrais remercier Monsieur le Professeur W. Mańkowski, dr J. Wiktor, messieurs B. Trzeciakiewicz et Stanek de Morski Instytut Rybacki de la Pologne, grâce à qui je pus recevoir les matériaux pour le travail ci-dessus.

Résumé

Ayant rassemblé les matériaux de Crustacea parasitica des poissons du littoral méridional de la mer Baltique du territoire de la Pologne on a trouvé 7 espèces. Entre autres c'est *Achtheres extensus* Kessler, qui est constaté sur *Coregonus lavaretus lavaretus* L. pour la première fois en Pologne. On l'a trouvé dans le golfe de Puck. Tous les parasites appartenaient aux formes des eaux douces ou saumâtres, et attaquaient seulement les poissons de la même catégorie. Les poissons typiquement marins n'étaient pas sujets à l'invasion, et on n'a pas trouvé de parasites typiquement marins. Le territoire du golfe de Poméranie soumis aux changements de la salinité de l'eau, à cause climatiques — vents, est un pire habitat pour les crustacés parasites, que le golfe de Gdańsk et surtout de Puck, ayant un meilleur abri.

En analysant les matériaux on peut supposer que la couverture de végétation au fond du bassin peut avoir aussi quelque signification pour la protection des crustacés parasites.

Bibliographie

1. Baumann P., 1913. Parasitische Copepoden auf Coregonen. Ein Beitrag zur Kenntnis der parasitischen Copepoden der Schweiz. Rev. Suisse de Zool. 21, 5: 147—178.
2. Freidenfeld T., 1910. Morphologisch-Systematische Bemerkungen über *Ergasilus sieboldi* Nordm. nebst vorläufigen Mitteilungen über die Lebensgeschichte des Tieres. Lunds Univ. Årsskr. Afd. 2, 2, 3: 1—12.
3. Gadd P., 1904. Parasit Copepoder i Finland. Acta Soc. pro Fauna et Flora Fenn. 26, 8: 1—60.
4. Grabda J., 1961. Pasożytnicze widłonogi (*Copepoda parasitica*) ryb Zalewu Wiślanego. Prace Morskiego Inst. Ryb. w Gdyni, 11, 4: 275—286.
5. Kessler K., 1868. Materiały k poznaniu Oneżskiego oziera i Oboneżskiego kraja. Pril. k. Trudam I Sjezda Russk. Jestestwoispit. S.B.P.: 97.
6. Kozikowska Z., Jara Z. i Grabda E., 1956. *Achtheres percarum* Nordm. u okonia i sandacza. Próba wyjaśnienia wzajemnego stosunku form percarum i sandrae. Zool. Pol. 7, 2: 219—267.
7. Kozikowska Z., 1957. Skorupiaki pasożytnicze (*Crustacea parasitica*) Polski. I. Pasożyty ryb wód ujściowych Odry. Zool. Pol. 8, 2—3: 217—270.
8. Kozikowska Z., 1961. *Crustacea parasitica* Polski. II. Wyniki analizy ryb Zatoki Gdańskiej wraz z Zatoką Pucką. Wiad. Parazytol. 7, 2, suppl.: 183—185.
9. Markiewicz A., 1932. K poznaniu fauny parazyticznych rakoobraznych (*Copepoda parasitica*) Finskogo Zaliwa. Trudy Zool. Inst. AN SSSR 1: 347—363.
10. Markiewicz A., 1937. *Copepoda parasitica* prishnich wod SSSR. Izd. AN USSR: 1—224.
11. Markiewicz A., 1956. Parazyticheskiye wieslonogi ryb SSSR. Izd. AN USSR, Kijew: 1—259.
12. Olsson P., 1877. Om parasitiska Copepoder i Jämtland. Öfvers. of. K. Vet. Akad. Förh. 34, 5: 75—88.
13. Smith, 1874. Rep. U.S. Som. — Fish and Fisheries for 1872 — 73 (vide Markiewicz 1956).
14. Wegener G., 1910. Die Ectoparasiten der Fische Ostpreussens. Schrift. d. Physik. Ökonom. Gess. in Königsberg in Pr. 50: 195—286.
15. Wilson C., 1915. The North American parasitic Copepods belonging to the *Lernaeopodidae*, with a revision of the entire family. Proc. U.S. Nat. Mus. 47, no. 2063.

S. Kozikowska

Crustacés, parasites des poissons de la Pologne

IV. Les effets des explorations sur les poissons de la Basse Silésie*

Musée Zoologique de l'Université de Wrocław

Reçu le 1 septembre 1964

Les données sur les Crustacés parasites des poissons en Basse Silésie sont très pauvres. Pax en 1957 représente la liste de 6 travaux, des 3 auteurs (Wagler 1935, Wunder 1940 et Halisch 1934, 1935a, b, 1939) qui travaillaient en Silésie, mais du contenu de leurs travaux on ne peut pas conclure d'où est ce qu'ils ont pris leurs matériaux. Dans mes 4 travaux (Kozikowska, Jara i Grabda 1956; Kozikowska 1957, et 1961a, b) il y a quelques données sur le problème.

En 1961 j'ai signalé dans une note préliminaire mes observations sur l'invasion des Crustacés parasites dans quelques bassins et rivières de la Basse Silésie. De ce temps j'ai obtenu de nouvelles données, qui permettent de traiter le problème d'une façon plus précise.

On a fait 145 analyses sur 22 positions dans 18 rivières et bassins de la Basse Silésie énumérées ci-dessous:

- Station 1 — bassins des anciennes fortifications à Wrocław,
- „ 2 — étangs piscines à Szczodre près de Wrocław,
- „ 3 — riv. Młynówka à Radziądz,
- „ 4 — étangs piscine I à Radziądz,
- „ 5 — riv. Orla à Radziądz,
- „ 6 — riv. Barycz près de Niezgoda,
- „ 7 — étang piscine II à Radziądz,
- „ 8 — étang piscine III à Radziądz,
- „ 9 — riv. Zimny Potok affluent de la riv. Kaczawa à Modelkowice,

* Travail subventionné par le Comité Parasitique de l'Académie des Sciences de la Pologne.

- „ 10 — riv. Oława près de Brzezinki,
 „ 11 — riv. Nysa Kłodzka près de Gorzanów,
 „ 12 — Brodno près de Środa Śląska,
 „ 13 — riv. Oława près de l'abbatoir, à Niskie Łąki près de Wrocław,
 „ 14 — riv. Oława au dessus de l'abbatoir à Mokry Dwór près de Wrocław,
 „ 15 — Lac à barrage à Zagorze Śląskie,
 „ 16 — riv. Odra à Byczyna environs de Opole,
 „ 17 — vieilles branches de la riv. Odra à Wrocław — Brzezinka,
 „ 18 — riv. Widawa près de Chrzęstawa Wielka,
 „ 19 — riv. Nysa Kłodzka près de Sciniawka,
 „ 20 — riv. Nysa Kłodzka près de Kronowice,
 „ 21 — riv. Białka près de Trzebieszycze,
 „ 22 — riv. Nysa Kłodzka entre Swierzawa et Nowy Kościół.

C'est 2596 exemplaires de poissons de 28 espèces, de diverses dimensions et âge, qu'on a examinés (table I).

Les poissons ont été pêchés en majeure partie avec l'électricité. Cela permettait de faire la révision de toutes les espèces possibles vivant dans les positions données.

Les analyses ont été faites tout de suite après la pêche, et puis au laboratoire. On a pris des notes sur le caractère des eaux d'où provenaient les poissons.

Les résultats

1) La liste des Crustacés parasites de la Basse Silésie est très restreinte. Ce sont:

- | | |
|---|---|
| a) <i>Ergasilus sieboldi</i> Nordm. s. o. <i>Cyclopoida</i> , f. <i>Ergasilidae</i> | |
| b) <i>Achtheres percarum</i> Nordm. | |
| c) <i>Tracheliastes maculatus</i> Koll. | } s. o. <i>Caligoida</i> , f. <i>Lernaeopodidae</i> |
| d) <i>Tracheliastes polycolpus</i> Nordm. | |
| e) <i>Argulus foliaceus</i> L. o. <i>Branchiura</i> , f. <i>Argulidae</i> | |

2) *Ergasilus sieboldi* Nordm. montre la plus grande extensité et intensité. Il attaque surtout *Tinca tinca* L., *Esox lucius* L. et *Abramis brama* L., mais on l'observe aussi sur les autres espèces des poissons, c'est à dire: *Rutilus rutilus* (L.), *Scardinius erythrophthalmus* (L.), *Ictalurus nebulosus* (Le Sueur), *Silurus glanic* (L.) et *Perca fluviatilis* L. (tab. I).

3) Quoique on ait examiné *Abramis brama* L. en 5 positions, c'est seulement à Oława, entre Mokre Łąki et Mokry Dwór, aux environs de Wrocław, et dans le lac Brodno, qu'on a trouvé *Tracheliastes maculatus* Koll.

Ces positions de *Tracheliastes maculatus* sont les premières connues pour la Basse Silésie.

Sur la première de ces positions on a observé un phénomène assez curieux. Dans le voisinage de l'abattoir ou les eaux étaient sous l'influence de son découlement, le parasitisme de *Tracheliastes* sur *Abramis brama* était plus vif et plus dangereux pour les poissons. J'ai trouvé un plus grand nombre des parasites près de l'abattoir, que dans la partie de la rivière en amont de ce point. La peau et même les écailles des poissons étaient fortement endommagées (Phot. 1—3). Au contraire, dans les eaux pures, il y avait peu de parasites et ils n'endommageaient presque rien leurs hôtes (Phot. 4, 5).

4) J'ai décrit les observations sur le parasitisme de *Tracheliastes polycopus* Nordm. aux environs de Radziądz (bassin de la rivière Barycz), dans mon travail de 1961 a. Je dois ici souligner que j'ai trouvé encore une autre position de ce parasite dans le territoire de la Basse Silésie, c'est à dire dans la rivière Widawa, près de Chrzęstawa Wielka, et c'est alors le troisième habitat connu en Pologne pour ce parasite (tab. I).

5) *Achtheres percarum* Nordm., fréquent au nord de la Pologne apparaît aussi dans les eaux de la Basse Silésie. Dans Oława il est assez rare; dans les vieilles branches de l'Odra et dans des bassins des anciennes fortifications de Wrocław il attaque *Perca fluviatilis* L. et *Lucioperca lucioperca* assez fréquemment (tab. I).

6) L'analyse des poissons pêchés dans les rivières des montagnes nous permet de conclure que le courant rapide de ces rivières est désavantageux pour les Crustacés parasites. Mais dans les lacs à barrages on peut trouver des parasites, p. ex. *Ergasilus sieboldi* dans le lac près de Zagórze. Il est possible qu'il y fut transporté pendant les activités économiques des pêcheurs.

7) *Argulus foliaceus* L. dans la Basse Silésie est fréquent, mais pas assez nombreux dans les étangs piscines de Radziądz et Szczodre et sporadique dans les vieilles branches des rivières.

8) En général on peut dire que les Crustacés parasites n'ont pas de grande signification économique sur le territoire de la Basse Silésie et qu'il est possible que leur restreinte fréquence dépend de l'action vénéneuse des nombreux découlements des fabriques de nos environs.

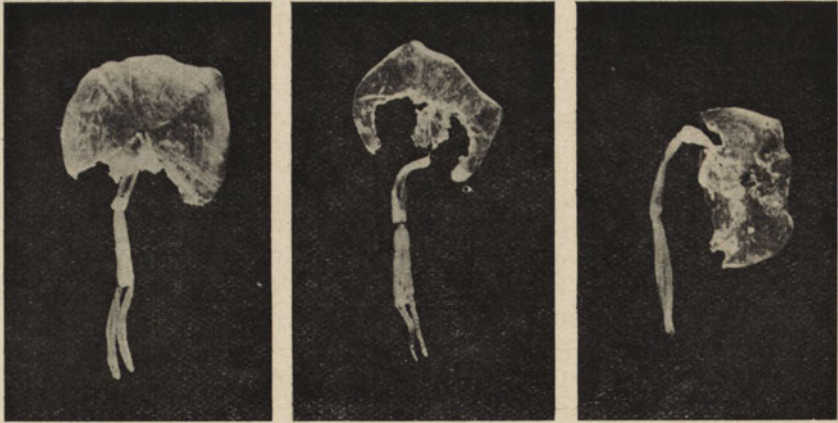
Je voudrai remercier ici monsieur W i d o m s k i ingénieur de Polski Związek Wędkarski à Wrocław, grâce qui je pus obtenir la majorité de mes données. Je voudrais aussi souligner la bienveillance de l'administration des P. G. Rybackie à Radziądz.

Tab. I. L'extensité et l'intensité d'invasion des Crustacés parasites sur les poissons de la Basse Silesie

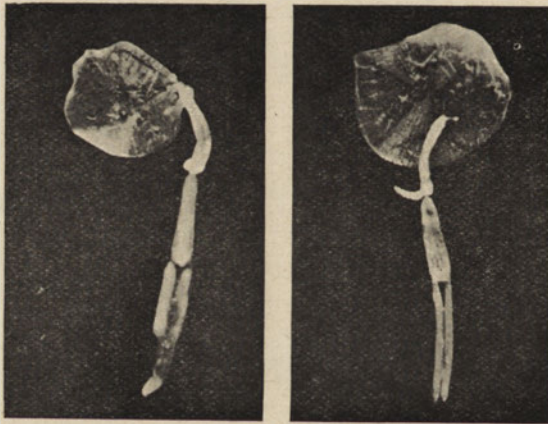
Date de la pêche	Station no.	Poissons				Parasites - extensité en % (a) et intensité, présente per coefficient de la fréquence (b)															
		Espèce	Longitud. tot. (mm)	Exemplaires	Contaminés exemplaires	Ergasilus sieboldi		Trachelastes polycarpus		Achetes percarum		Argulus foliaceus									
						a	b	a	b	a	b	a	b								
8.IV.60	11	Salmo trutta m. fario L.	20-35	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8.X.62	19		-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8.X.62	11		20	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
9.X.62	20		20-40	44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10.X.62	21		18-40	97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
15.X.62	22	-	113	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
8.IV.60	11	Thymellus thymellus (L.)	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8.X.62	19		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
15.X.62	22		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
8.IX.59	3	Esox lucius L.	20-60	7	1	14,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,3	
9.IX.59	3		20-40	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10.IX.59	3		12	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11.IX.59	4		30-65	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12.IX.59	5		30-35	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.IX.59	7		35	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.IX.59	8		-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7.IV.60	10		-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7.IV.60	10		20-100	48	24	50	14,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7.IV.60	9		20-100	14	6	42,1	6	42,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11		30-50	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20.IV.60	12		30-70	17	15	89	20	max.100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18.V.60	15		± 80	8	5	62,5	6	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24.V.60	15		± 70	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18.VII.60	15		60-70	3	1	33,3	33,3	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	19	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8.X.62	11	18	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8.IX.59	3	Tinca tinca (L.)	21-45	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10.IX.59	3		20-25	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11.IX.59	4		12-35	57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12.IX.59	5		25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.IX.59	7		18-22	9	1	11,1	11,1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7.IV.60	9		16-40	38	36	93,4	93,4	12	max.100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11		15-25	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

20.IV.60	12	Tince tince (L.)	15-25	12	6	50	50	7.2 mek.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5.V.60	13	Gobio gobio (L.)	35-40	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10.IX.59	3		13	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12.IX.59	5		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11		7-18	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24.IV.61	16		-	1	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
4.XI.61	18		7-18	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	19		-	43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9.X.62	20		10-20	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.X.62	22		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IX.59	3	Cyprinus carpio L.	30-60	7	1	14,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,3
15.IX.59	7		18-23	12	3	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25
15.IX.59	8		18-23	68	10	14,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,7
20.IV.60	12		65	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24.V.60	15		50-70	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	11		20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10.X.62	21		22	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11	Barbus barbus (L.)	30-40	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	19		-	76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	11		35-42	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9.X.62	20		35-45	82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.IX.59	8	Cerassius cerassius (L.)	juv.	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20.IV.60	12		15-30	5	1	20	20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17.XI.61	17		15-23	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20.IV.60	12	Abramis brama L.	20-40	16	16	100	100	2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5.V.60	13		20-35	12	7	58,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6.V.60	14		-	13	3	23,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18.V.60	15		-	31	11	35,6	35,6	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24.V.60	15		12-35	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18.VII.60	15		20-30	5	2	40	40	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18.VII.60	15		18-20	90	64	70,1	70,1	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17.XI.61	17		8-30	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14.IX.59	6	Blicca bjoerkna (L.)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5.V.60	13		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6.V.60	14		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17.XI.61	17		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12.IX.59	5	Leuciscus leuciscus (L.)	25	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.IX.59	7		20	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11		20	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Date de la pêche	Station no.	Poissons			Parasites - extensité en % (a) et intensité, présente par coefficient de la fréquence (b)													
		Espèce	longueur en cm	Exemplaires	Contamines exemplaires		Ergasilus sieboldi		Tracheliastes polycolpus		Tracheliastes achtheres		Argulus foliaceus					
					%	a	b	a	b	a	b	a	b					
4.XII.61	18	Leuciscus leuciscus (L.)	18-26	4	1	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	19		25	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	11		22	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9.X.62	20		20-24	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11	Leuciscus cephalus (L.)	20-35	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4.XII.61	18		35-45	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	19		-	78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	11		28-35	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9.X.62	20		30-35	46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IX.59	3	Leuciscus idus (L.)	30	6	2	33,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IX.59	3		35	2	2	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10.IX.59	3		40	6	3	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16,6
12.IX.59	5		30	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14.IX.59	6		25	3	3	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14.IX.59	6		40	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20.IV.60	12		15	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20.IV.60	12		50	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5.V.60	13		40	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11	Phoxinus phoxinus (L.)	5-9	47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	11		-	180	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9.X.62	20		-	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.X.62	22		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IV.60	11	Chondrosoma nasus (L.)	30	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	19		-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9.X.62	20		45	34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V.53	2	Leucaspius delineatus (Haeckel)	-	3	3	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
10.IX.59	3		5	1	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
14.IX.59	6	Alburnus alburnus (L.)	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.X.62	19	Alburnoides bipunctatus (Bloch)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15.X.62	32		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8.IX.59	3	Rutilus rutilus (L.)	25	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10.IX.59	3		7-22	14	4	28,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28,6
10.IX.59	3		30	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11.IX.59	4		12	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Phot. 1, 2, 3. Les écailles, fortement endommagées par *Tracheliastes maculatus* Koll d'*Abramis brama* L. pêché à Oława, dans les eaux recevant des découlements de l'abattoir



Phot. 4, 5. Les écailles d'*Abramis brama* L., pêché à Oława, dans les eaux pures, en amont de l'abattoir, sans endommagements causés par *Tracheliastes maculatus* Koll.

Bibliographie

1. Halisch W., 1934. *Ergasilus minor*, ein neuer Parasit auf der Kieme der Schleie, Zool. Anz. Leipzig 106: 317—321.
2. Halisch W., 1935 a. Ein Vergleich zwischen *Ergasilus Briani* Markewitsch und *Ergasilus minor* Halisch, Zool. Anz. Leipzig 109: 44—46.
3. Halisch W., 1935 b. Der grosse und der kleine *Ergasilus* der Schleie (*Ergasilus sieboldi* und *Ergasilus minor*), Fischerei Zeit. Berlin 38: 596—597.

4. Halisch W., 1939. Anatomie und Biologie von *Ergasilus minor* Halisch, Zeitschr. f. Parasitenkunde, Berlin 11: 284—330.
5. Kozikowska Z., Jara Z. i Grabda., E. 1956. *Achtheres percarum* Nordm. u okonia i sandacza. Próba wyjaśnienia wzajemnego stosunku form *percarum* i *sandrae*. Zool. Pol. 7, 2: 219—267.
6. Kozikowska Z., 1957. Skorupiaki pasożytnicze (*Crustacea parasitica*) Polski, I. Pasożyty ryb wód ujściowych Odry. Zool. Pol. 8, 2—3: 217—270.
7. Kozikowska Z., 1961 a. *Tracheliastes polycolpus* Nordm. na Śląsku, Ann. Silesiae 1: 377—389.
8. Kozikowska Z., 1961 b. Pasożytnicze skorupiaki — *Crustacea parasitica* ryb niektórych zbiorników i rzek Dolnego Śląska, Wiad. Parazytol. 7, 2, supl.: 187—189.
9. Pax F., 1921. Die Tierwelt Schlesiens, Jena.
10. Pax F., 1957. Bibliography of the Silesian Zoology, Part. II. 1935—1950, Wrocław.
11. Wagler E., 1935. Die deutschen Karpfenläuse, Zool. Anz. Leipzig 110: 1—10.
12. Wunder W., 1940. Der grosse Ergasilus (*E. sieboldi*) auf der Schleien Kiemen, Fisch. Zeitung, Berlin. 43, 23: 1.

L. Turoboyski, S. Humnicka

Stosunki termiczno-tlenowe w Wiśle na km 62 w okresie letnim

Instytut Gospodarki Wodnej, Pracownia Chemiczno-Biologiczna w Krakowie

Otrzymano 11.VII.1964

Wstęp

W związku z badaniami wpływu wód podgrzanych z elektrowni w Skawinie na rzekę Wisłę wykonano w czerwcu, lipcu i sierpniu szereg badań w przekroju Wisły na 2 stanowiskach na km 62 po obu brzegach rzeki (rys. 1).

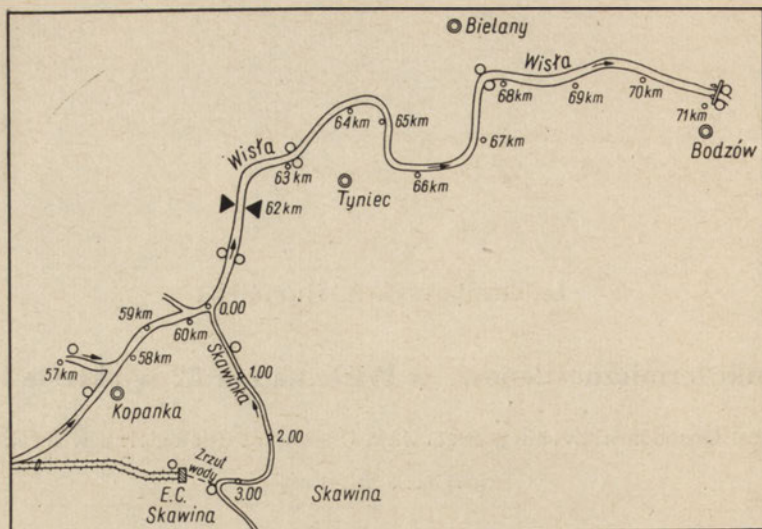
Podgrzane wody ze Skawinki płyną prawym nurtem i dopiero na wysokości Bielana lub dalej mieszają się do tego stopnia, że zanikają różnice temperatury pomiędzy prawym i lewym nurtem. Na km 62 różnice te są wyraźne i jak to widać z tab. I, na lewym brzegu zawsze jest woda chłodniejsza, a w związku z tym zaznaczają się również różnice w zawartości tlenu i w jego biochemicznym zużyciu.

W niniejszej pracy będą omówione badania tylko w przekroju na km 62, które stanowią wycinek prac prowadzonych w tym zakresie przez Pracownię Chemiczno-Biologiczną IGW w Krakowie.

Na km 62 ustanowiono stacjonarny punkt badawczy dla ustalenia różnic fizyko-chemicznych w obu nurtach, prawym podgrzanym i lewym chłodnym, natomiast nie było celem tych badań porównanie ze stosunkami w Wiśle panującymi powyżej ujścia Skawinki, a więc przed wpływieniem podgrzanych wód przez elektrownię Skawina do Wisły. Zagadnienie to jest obecnie opracowywane w odrębnym operacie.

Dla orientacji jednak podaje się, że maksymalne podgrzanie Wisły mogło przekraczać jej temperaturę powyżej Skawinki o 8 do 9° C, często jednak było mniejsze.

Temperatura Wisły na powyższym stanowisku wahała się w granicach od 1,5 do 28°C na przestrzeni badań w latach 1962/63. Temperatura pod-



Rys. 1. Ujście podgrzanych wód Skawinki do Wisły i miejsce pobierania prób wody
Inflow of heated water of Skawinka to Vistula and the site of the investigations

grzanego ścieku z elektrowni wynosiła na przestrzeni tego czasu od 11 do 35° C, a wahania w ujściu Skawinki zawierały się w granicach 9—34° C.

W pracy niniejszej rzekę Skawinkę potraktowano jako kanał odprowadzający podgrzane wody z elektrowni, gdyż przepływ samej Skawinki w stosunku do tych wód jest wielokrotnie mniejszy i nie ma praktycznego znaczenia. Próby z Wisły na 62 km pobierano w odległości 2 km od ujścia Skawinki (rys. 1).

Tlen badano zmodyfikowaną metodą Winklera, a BZT metodą rozcieńczeń.

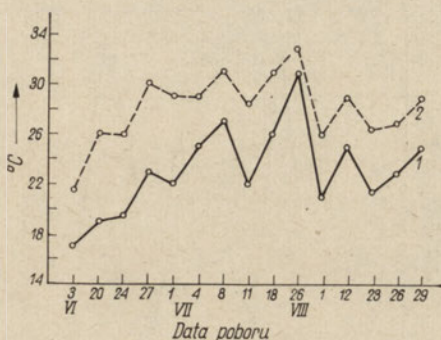
Stany wody w czasie badań

Wodowskaz na Bielanych w czerwcu wykazywał stany wody od 0,98 do 1,59; w lipcu od 0,68 do 1,14 i w sierpniu od 0,70 do 0,98; a zatem w lipcu i sierpniu utrzymywał się on na poziomie średniej niskiej wody lub pomiędzy średnią niską a średnią wodą. W czerwcu stan wody można określić jako pośredni pomiędzy średnią niską a średnią wodą oraz jako charakterystyczny dla średniej wody.

Z powyższego wynika, że badania chemiczne stacjonarne były przeprowadzone w okresie, gdy warunki w Wiśle mogły dojść do stanu krytycznego ze względu na stosunkowo mały przepływ wody i wysoką temperaturę.

Omówienie wyników

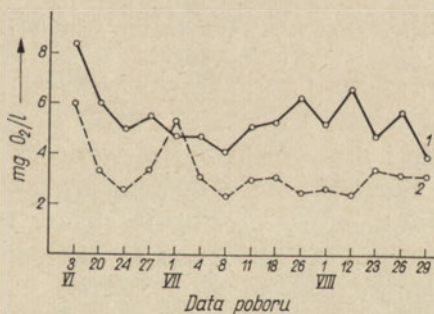
W omawianym okresie, temperatura na lewym brzegu wahała się w granicach 17 do 31°C (tab. I, rys. 2.), a na prawym od 21,5 do 33°C. Minimalna różnica pomiędzy lewym i prawym brzegiem wynosiła 2°, maksymalna 7°, przy czym minimalna wypadła w okresie największego podgrzania Wisły. Przez cały czas badań, woda w prawym nurcie była cieplejsza.



Rys. 2. Zmiany temperatury wody w okresie badań na km 62 biegu Wisły

Thermal changes of water during investigations

1 — nurt lewy; 2 — nurt prawy, 1 — at the left bank, 2 — at the right bank



Rys. 3. Zawartość tlenu w wodzie Wisły na km 62 jej biegu

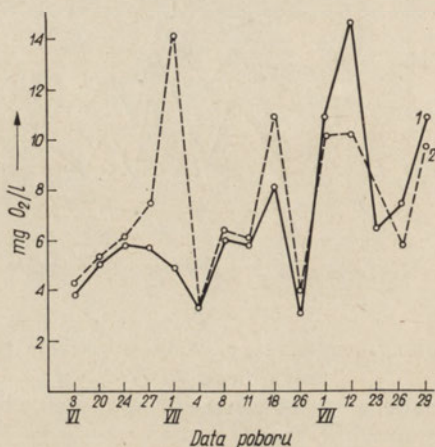
Oxygen content in the water of the Vistula

1 — nurt lewy; 2 — nurt prawy, 1 — at the left bank, 2 — at the right bank

Zawartość tlenu na lewym brzegu mieściła się w granicach od 3,9 mg/l O₂ do 8,4 mg/l, a na prawym od 2,3 do 6,0 mg/l, przy czym na lewym brzegu, stałe było więcej tlenu niż na prawym, z wyjątkiem jednego wypadku, gdzie stosunki były odwrotne (rys. 3).

Wahania na lewym brzegu były zatem większe. Minimalna różnica pomiędzy lewym brzegiem i prawym wynosiła 0,8 mg/l O₂ (wyluczając wypadek z 1.VII.1963 r. tab. I). Maksymalna rozpiętość mieściła się w granicach 4,2 mg/l.

Biochemiczne zużycie tlenu na lewym brzegu wynosiło od 3,1 do 14,6 mg/l O₂, na prawym 3,3 do 14,1 mg/l, przy czym BZT₅ na prawym brzegu, poza czterema wyjątkami stosunków odwrotnych i jednym wypadku jednakowego zużycia tlenu, stałe było wyższe. Najmniejsza rozpiętość



Rys. 4. Zmiany biochemicznego zużycia tlenu w okresie badań w wodzie Wisły

Changes of BOD₅ of the water in the Vistula in the period of investigations

1 — nurt lewy; 2 — nurt prawy, 1 — of the left bank, 2 — of the right bank

w BZT między lewym i prawym brzegiem wynosiła 0, a największa 9,2 mg/l (rys. 4). Z rysunku tego widać, że temperatury w obu nurtach na ogół znajdowały się w korelacji prostej, to znaczy równocześnie malały lub wzrastały na obu brzegach; podobne zjawisko dało się zauważyć przy biochemicznym zużyciu tlenu.

Stosunki termiczne i ich znaczenie dla organizmów wodnych i toksyczności Wisły

Rozważmy teraz, jaki może być ewentualny wpływ szkodliwy podgrzania wody w Wiśle:

1. Według Stangenberga gwałtowne podwyższenie temperatury może wpływać zabójczo na ryby, te okoliczności najprawdopodobniej jednak nie istnieją w Wiśle, gdyż zrzut wód podgrzanych z elektrowni w Skawinie jest dość równomierny.

2. Rozpuszczalność tlenu maleje przy podgrzaniu wody i fakt ten ma miejsce w Wiśle, lecz jak widać, na km 62 nie doszło do zupełnego zaniku tlenu (rys. 3).

3. Wobec podgrzania wody może nastąpić gwałtowna mineralizacja związków organicznych i nadmierne zużycie tlenu, lecz nie ma to miejsca w Wiśle na skutek dużego zahamowania biochemicznych procesów przez związki toksyczne.

4. Przy podwyższonej temperaturze mogą rozwinąć się glony tworząc nawet zakwit, lecz czynniki toksyczności w Wiśle wykluczają tę możliwość.

5. W warunkach podgrzania wody występuje przyspieszenie rozwoju ikry rybiej i można by się spodziewać zbyt wczesnego wylęgu w zimie, gdy brak pokarmu. Z uwagi na zaniechanie eksploatacji ryb z omawianego odcinka Wisły na skutek przesiąknięcia zapachem olejów i fenoli mięsa rybiego, w sensie gospodarczym nic tu się w zasadzie nie zmienia, przez ubytek pogłowia ryb nastąpić może jednak zmniejszenie zdolności samooczyszczania.

Należałoby przypuszczać, że na skutek podgrzania wody wiślanej zawierającej różne związki toksyczne (związki fenolowe, produkty naftowe, oleje mineralne, detergenty i inne) powinien nastąpić wzrost siły ich oddziaływani zgodnie z prawem Vant Hoffa. Jednak jak wykazały nieogłoszone drukiem nasze badania hydrobiologiczne, w okresie letnim w czasie najwyższych temperatur nastąpił wyjątkowo bujny rozwój glonów, zwłaszcza okrzemek. Być może, w Wiśle poczynając od źródeł jej zanieczyszczenia na Śląsku i w Oświęcimiu, w okresie upałów letnich, rozkład substancji toksycznych był szybszy, i w rejonie badanego odcinka rzeki nastąpiło znaczne „odtrucie” wody, co pozwoliło rozwinąć się tym organizmom. Potwierdza ten wniosek okoliczność, że w okresach chłodniejszych znajdowano w Wiśle tylko kilkaset glonów w 1 litrze, co jest ilością bardzo małą jak na Wisłę krakowską. W czasie upałów wielkości te dochodziły do 13 tysięcy na litr wody. Jak z tego wynika, czynnik sztucznego podgrzania nie był dla glonów szkodliwy w okresie lata 1963 roku.

W innych jednak okresach w prawym nurcie Wisły poniżej ujścia Skawinki niosącej podgrzane wody z elektrowni dawał się zauważyć bardzo częsty ubytek glonów, co wskazywałoby na szkodliwe działanie podgrzania wody wiślanej. Stosunki te muszą zatem być bardzo szczegółowo rozpracowane, żeby wyjaśnić całe zagadnienie.

Czynnikiem korzystnym podgrzania wody jest to, że Wisła w zimie nie zamarza i przez to zwiększa się zdolność samooczyszczania fizyko-chemiczna przez brak lodu i kontakt wody z atmosferą.

Dyskusja

Gessner (1959) pisze, że nurt wody i turbulencja powodują natlenianie rzek, jedynie w tropikalnych rzekach dystroficznych, gdzie jest duże zużycie tlenu, dochodzi do pewnego małego pionowego ubytku tlenu, dotyczy to jednak bardzo głębokich rzek. Dalej autor podaje, że procesy fotosyntezy mogą grać w rzekach wybitną rolę, co ma duże znaczenie w biologii sanitarnej.

W Wiśle na badanym punkcie procesy fotosyntezy mogą mieć praktyczne znaczenie, jak się zdaje, tylko w gorących miesiącach letnich, gdyż tylko wtedy, jak wykazały badania IGW w Krakowie, dochodzić może do silnego rozwoju glonów.

Według Justa i Hermanowicza (1955) biochemiczne zużycie wynoszące powyżej 3 mg/l O₂ jest charakterystyczne dla wód „podejrzanych”, a powyżej 5 mg/l dla zanieczyszczonych. W tych właśnie granicach mieści się nieraz BZT Wisły na km 62 na obu brzegach, często jednak przekraczając 5 mg/l, tj. dolną granicę wyraźnego zanieczyszczenia.

Zanieczyszczenie organiczne Wisły na obu brzegach bywa nieraz bardzo duże, jak na to wskazuje BZT (tab. I), trzeba jednak przyjąć, że ponieważ Wisła jest środowiskiem w dużym stopniu zatrutym związkami fenolowymi, olejami itp. i stanowi strefę znacznego wyniszczenia organicznego, biochemiczna działalność bakterii aerobowych jest nieraz po-

Tab. I. Wisła na km 62

Data Date	Temperatura Temperature °C		Tlen rozpuszczony Dissolved oxygen O ₂ mg/l		EZT ₅ BOD ₅ O ₂ mg/l	
	lewy brzeg left bank	prawy brzeg right bank	lewy brzeg left bank	prawy brzeg right bank	lewy brzeg left bank	prawy brzeg right bank
3.VI.63	17,0	21,5	8,4	6,0	3,9	4,3
20.VI.63	19,0	26,0	6,0	3,3	5,1	5,4
24.VI.63	19,5	26,0	5,0	2,5	5,8	6,2
27.VI.63	23,0	30,0	5,5	3,4	5,7	7,5
1.VII.63	22,0	29,0	4,7	5,4	4,9	14,1
4.VII.63	25,0	29,0	4,7	3,1	3,5	3,3
8.VII.63	27,0	31,0	4,1	2,3	6,0	6,4
11.VII.63	22,0	28,5	5,1	3,0	5,8	6,1
18.VII.63	26,0	31,0	5,3	3,1	8,1	10,9
26.VII.63	31,0	33,0	6,3	2,5	3,1	4,0
1.VIII.63	21,0	26,0	5,2	2,6	10,9	10,1
12.VIII.63	25,0	29,0	6,6	2,4	14,6	10,2
23.VIII.63	21,5	26,5	4,8	3,4	6,5	8,1
26.VIII.63	23,0	27,0	5,7	3,2	7,4	5,8
29.VIII.63	25,0	29,0	3,9	3,1	10,9	9,7

ważnie hamowana i wskaźnik BZT nie jest wtedy miarodajny, gdyż daje za niskie wyniki. Próby wyeliminowania tego zakłócającego czynnika przez rozcieńczenie i stosowanie specjalnej metodyki nie doprowadziły dotychczas do zadowalających rezultatów, gdyż przez stosowanie rozcieńczeń zmienia się środowisko bakterii, zresztą cały proces BZT w inkubatorach przebiega w warunkach krańcowo różnych od naturalnych, co stawia wartość tego wskaźnika w ogóle pod znakiem zapytania. Na ten fakt wskazują często limnologzy (Fjerdingstad 1964, Knöpp 1960).

Stangenberg (1958) podaje, że natlenianie wody rzeki Niemna, który w czasie badań był rzeką w stanie czystym i prawie naturalnym, wahało się w granicach od 7,1 do 8,8 mg/l O₂. W Wiśle w lewym chłodnym nurcie zawartość O₂ wahała się od 3,9 do 8,4 mg/l, a w prawym od 2,3 do 6,0 mg/l O₂. O ile zatem w chłodnym nurcie Wisły natlenienie mogło dochodzić do prawie najwyższej zawartości tego gazu w Niemnie, to w prawym, podgrzanym, było ono wyraźnie niższe od górnej i dolnej granicy.

Według Stangenberga przy zawartości tlenu poniżej 1 mg/l O₂ mają miejsce intensywne procesy gnilne i pojawia się siarkowódór. W badaniach IGW nigdy jednak zawartość tlenu do tak niskiego poziomu nie spadła i nawet przy przekroczeniu o 5° maksymalnej naturalnej temperatury spotykanej b. rzadko, która wynosić może w Wiśle 28°C, nie doszło do zawału tlenowego.

Tego rodzaju stosunki w bardzo zanieczyszczonej Wiśle zawdzięczać możemy — choć brzmi to paradoksalnie — właśnie jej zanieczyszczeniu związkami toksycznymi, wybitnie zwalniającymi procesy utleniania i tym samym, zużycia tego gazu.

Według wielu autorów BZT₅ wynoszące 4 mg/l O₂ jest miernikiem rozgraniczenia wód rzecznych względnie czystych od wyraźnie zanieczyszczonych związkami organicznymi. Jak widzimy z tabeli I, w prawym nurcie Wisły tylko był jeden wypadek na 15 mniejszego zużycia tlenu od tej granicznej wartości, w lewym zaś 3 wypadki. Przy tak wyraźnym zanieczyszczeniu organicznym wydawałoby się, że podgrzanie wody nieraz o 7° większe w prawym nurcie może powodować zawał tlenowy, na skutek jednak zahamowania procesów biochemicznych związkami toksycznymi do tego nie dochodzi. Widzimy zatem, jak w praktyce szkodliwy czynnik może stać się „buforem” i ochroną środowiska wraz z pewnymi organizmami w specyficznych warunkach sztucznego podgrzania wody.

Wnioski

1. Według badań Pracowni nawet w najgorętszym momencie „lata stulecia” 26.VII.1963 r. przy temperaturze wody wiślanej 33°C na km 62 w prawym podgrzanym nurcie nie doszło do zawału tlenowego.

2. Zawartość tlenu w powyższym krytycznym momencie wynosiła 2,5 mg/l O₂ w prawym podgrzonym nurcie, a w lewym „chłodnym”, w którym temperatura wzrosła do 31° C również pod wpływem sztucznego podgrzania, ilość tlenu wynosiła 6,3 mg/l O₂.

3. Nie zauważono przyspieszenia biochemicznego zużycia tlenu w krytycznym momencie ani też wybitnego zwiększenia w innych dniach badań.

4. Temperatura w prawym podgrzonym nurcie była zawsze wyższa niż w lewym, tzw. chłodnym. Zawartość tlenu na prawym brzegu stale była mniejsza niż na lewym, z wyjątkiem jednego wypadku, gdy stosunki były odwrotne. Biochemiczne zużycie tlenu na prawym brzegu było na ogół większe poza czterema wypadkami stosunków odwrotnych i jednym, gdzie zużycie było jednakowe.

Piśmiennictwo — Литература — Bibliography

1. Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne badania wody do picia i potrzeb gospodarczych.
2. Fjerdingsstad E., 1964. Pollution of Streams Estimated by Benthic Phyto-micro-Organisms. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie. 49, 1.
3. Gessner F., 1959. Hydrobotanik. B. II.
4. Liebman H., 1954. Biologie der Donau und das Mains. Münchener Beiträge zur Abwasser — Fischerei und Flussbiologie., 2.
5. Stangenberg M., 1958. Skład chemiczny i bakteriologiczne wskaźniki zanieczyszczenia wód rzeki Niemna. Pol. Arch. Hydrobiol. IV.
6. Turoboyski L., 1963. Badania nad wpływem ogrzanych wód z elektrowni w Skawinie na rzekę Wisłę. Biul. Inf. Nauk. Techn. Ekon. 9/31.

Л. Туробойски и С. Гумницка

Термические и кислородные отношения в Висле в летнем периоде

Резюме

Электростанция в Скавине выбрасывает подогретые воды в речку Скавинка, подающую в Вислу на км 60. Начиная с этого места образуются два течения, с тем что правобережным течёт более тёплая вода. Только после около 15 км температура обоих течений выравнивается. В периоде от июня по август 1963 г. исследовались в обоих течениях температура воды, содержание кислорода и БКП₅ на 62 км течения Вислы (рис. 1).

Проведенные измерения обнаружили следующее:

1. В самое жаркое время этого исключительно жаркого в Польше лета, 26 июля, температура правого течения равнялась 33°C (рис. 2), а содержание кислорода 2,5 мг/л. В левом течении температура равнялась 31° , содержание кислорода 6,3 мг/л.

2. Не обнаружено ускорения биохимического потребления кислорода ни в это критическое время, ни в другие дни исследований.

3. Температура правого течения была всегда высшая чем левого. Содержание кислорода в воде при правом берегу было меньше чем при левом за одним исключением, когда это содержание было высшим при правом берегу. Биохимическое потребление кислорода являлось в принципе большим при правом берегу, но в четырех случаях потребление кислорода было большее при левом берегу, а в одном случае одинаковое.

L. Turoboyski and S. Humnicka

Thermal and oxygen content conditions of the Vistula in summer

Summary

The water, heated up by the Skawina water power plant, is drained from it to the small Skawinka river which joins the Vistula on its 60-th km. Two main streams, the right-hand warmer and the left-hand colder, are thus formed in the Vistula's further water-course. It is only after a dozen or so kms. that the temperatures balance is reached at both banks. Between June and August, 1963, the water temperature, oxygen and BOD_5 of these two streams were investigated on the 62nd km. of the Vistula's course (Fig. 1).

On the basis of the measurements taken, the following data were obtained:

(1) On the crucial day of July, 26, during the warmest period of the "summer of the century", when the Vistula's water temperature reached 33°C (Fig. 2), the oxygen content of the right-hand stream amounted to 2.5 mg/l, while, in the left-hand one where the temperature rose to 31°C , the oxygen content was equal to 6.3 mg/l.

(2) No increase in the rate of the biochemical consumption of oxygen was recorded at a crucial moment and no remarkable increase — on other days of investigations.

(3) The temperature was always higher in the right-hand than in the left-hand stream. The oxygen content of the water was lower near the right than near the left bank, except for one case in which there were opposite conditions. The biochemical oxygen consumption was in general higher near the right than near the left bank, except for four cases with opposite conditions and one case in which the oxygen consumption was identical at both banks.

Recenzje

Fritz Schwerdtfeger, *Ökologie der Tiere*. Tom I. *Autökologie*. Wydawca Paul Parey, Hamburg, Berlin 1963, stron 461, rysunków 271. Cena 68 marek.

Zgodnie z zapowiedzią autora całość dzieła ma być przedstawiona w trzech częściach, oddzielnych tomach stanowiących każdy zamkniętą całość. Tom I, który wydany został w 1963 r., omawia zagadnienia ekologii pojedynczego organizmu (Autekologia), tom II poświęcony będzie ekologii populacji jednogatunkowej (Demekologia), a tom III ekologii zbiorowisk różnogatunkowych (Synekologia).

We wstępie do tomu I autor omawia zasadnicze pojęcie używane w ekologii dotyczące zajmowanej przez zwierzę przestrzeni życiowej, czynników otoczenia działających na organizmy i wzajemnego stosunku między okazami tego samego gatunku i okazami różnogatunkowymi. Głównym zagadnieniem autekologii według Schwerdtfegera jest analiza działania poszczególnych czynników otoczenia na zwierzę. Toteż metodyka badań w dziedzinie autekologii polega obok obserwacji terenowych przede wszystkim na eksperymencie laboratoryjnym umożliwiającym przesledzenie kierunku i stopnia oddziaływania danego czynnika na zwierzę.

Omówieniu oddziaływania poszczególnych czynników na organizm zwierzęcy poświęcona jest większa część książki (str. 36—420). Autor dzieli ogół tych czynników na abiotyczne, biotyczne i troficzne.

Do głównych czynników abiotycznych zalicza autor światło, ciepło i wilgotność. Każdy z tych czynników omawiany jest co do kierunku ich działania (fizjoplastyczne, morfoplastyczne, etoplastyczne) i stopnia ich działania (minimum, maksimum, optimum). Stosunki zależności między zwierzęciem i poszczególnymi czynnikami stara się autor ująć ilościowo ilustrując je licznymi tabelami liczbowymi i wykresami.

Również szczegółowo omawiane są czynniki abiotyczne występujące w odmiennych typach środowiska:

a) w środowisku powietrznym — ciśnienie atmosferyczne, prądy powietrza i składniki powietrza: O_2 , CO_2 , substancje wonne.

b) w glebie i w stałych — podłożach — charakter powierzchni, grubość, uwarstwienie, struktura, zawartość wody, humusu, soli i pH.

c) w wodzie i innych środowiskach płynnych — napięcie powierzchniowe, lepkość, ciśnienie, prądy, zawartość soli, związków organicznych, O_2 , CO_2 , H_2S , pH.

Omówienie czynników troficznych sprowadza autor do odpowiedzi na 3 zasadnicze pytania: 1) jakiego rodzaju pokarmu, jakich jego ilości wymaga zwierzę dla utrzymania życia, 2) w jaki sposób zdobywa zwierzę potrzebny pokarm i spożywa go, 3) jakie skutki (morfo- fizjo- i etoplastyczne) wywiera na zwierzę pobrany pokarm lub jego brak.

Czynniki biotyczne rozpatrywane są z trojakiemu punktu widzenia: 1) stosunki między osobnikami tego samego gatunku (intraspecyficzne) — stosunki płciowe, ochrona potomstwa, zrzeszenia stadne, wpływ grupy na przemianę materii, aktywność, dojrzewanie płciowe, długość życia, konkurencja o przestrzeń, o pożywienie, 2) stosunki między osobnikami odmiennych gatunków (interspecyficzne) — osiedlanie się na innym zwierzęciu, wyszukiwanie innego zwierzęcia dla celów szybszego transportu, komensalizm, mutualizm, symbioza, pasożytnictwo, infekcje, 3) samooobrona — płodność, odporność, ochrona mechaniczna lub chemiczna, maskowanie się, mimetyzm, ucieczka.

Omówione wyżej oddziaływanie poszczególnych czynników otoczenia opierało się głównie na analizie eksperymentalnej ich skutków na organizm zwierzęcy. Ponieważ w warunkach naturalnych w otoczeniu zwierzęcia występują wspólnie liczne czynniki, przeto w ostatnim rozdziale książki zatytułowanym „Zespół zwierzę—otoczenie” (Das Tier—Umwelt—Gefüge) zwraca autor uwagę na to, że efekt pojedynczego czynnika otoczenia bywa różny w zależności od intensywności jednocześnie z nim działającego innego czynnika. W związku z tym rozważa autor trafność określenia siedliska zaspokajającego wszystkie potrzeby egzystencji zwierzęcia jako jego *biotop* i proponuje zastąpienie go terminem *monotop* omawiając jego zasięg, zmiany oraz korelację między poszczególnymi czynnikami otoczenia.

Literatura omawianych tematów, oparta głównie na źródłach anglosaskich i niemieckich, podana jest po każdym rozdziale książki i uwzględnia prace do 1962 r. włącznie.

Liczne przykłady ilustrujące tematykę książki przedstawiono w postaci 271 wykresów i 50 tabel zaczerpniętych przeważnie z prac entomologicznych.

Mieczysław Bogucki

Olga Sebestyén, *Bevezetés a limnogógiába. A belvizek életéről* (Limnologia ogólna. Życie wód słodkich) Akadémiai Kiadó. Budapest 1963, str. 236, 56 rycin i 14 tabel.

Wyszła ciekawa książka, traktująca o życiu organizmów wodnych Węgier, oparta w głównej mierze na pracach poświęconych badaniom hydrobiologicznym i hydrochemicznym jeziora Balaton.

Pionierami badań wód słodkich Węgier byli F. Forel, S. Forbes, H. Otto, R. Maucha, L. Winkler i in. Ich działalności naukowej poświęcony został wstęp do książki, zaś 4 następane rozdziały omawiają problematykę różnych dziedzin limnologii z uwzględnieniem badań przeprowadzonych na obszarze Węgier w ostatnich latach. Każdy z tych rozdziałów poprzedzony jest krótkim streszczeniem.

W rozdziale I autorka, po omówieniu typologii wód słodkich wg Thienemanna, rozpatruje właściwości fizyczne i chemiczne środowiska wodnego. W szczególności uwzględniono tu wpływ ruchu wody na organizmy, zmiany temperatury środowiska wodnego, rolę światła w życiu wód, wreszcie znaczenie dla fauny i flory wodnej zawartości w wodzie rozpuszczonych gazów (O_2 , CO_2 , H_2 , CH_4 , H_2S) oraz soli.

Rozdział II zawiera charakterystykę fauny i flory wód słodkich, ich adaptację do tego środowiska, zagadnienie osmoregulacji i odżywiania się. Zjawiska te są roz-

patrywane w 3 odrębnych strefach jezior: w strefie litoralu, pelagialu i w strefie głębinowej.

Rozdział III zawiera omówienie składu i gęstości zasiedlenia organizmów wodnych planktonowych i bentonicznych, z uwzględnieniem ich biomasy oraz krążenia materii w środowisku wodnym.

W rozdziale IV podano charakterystykę astatycznych zbiorników wodnych oraz oddziaływanie gospodarki człowieka na życie wód słodkich.

Spis literatury obejmuje 200 prac różnych autorów.

W skorowidzu podano obok nazwisk autorów również łacińskie nazwy zwierząt i roślin omawianych w książce.

Książka Olgi Sebestyén mimo oryginalnego ujęcia poruszanych w niej zagadnień przypomina swą treścią książkę J. Bowkiewicza pt. *Życie wód słodkich*.

Włodzimierz Iwasik

Wskazówki dla autorów

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

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

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

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

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

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

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

Tabele liczbowe oznaczane liczbami rzymskimi załączać na osobnych arkuszach.

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

Na marginesie należy zaznaczyć miejsce kolejnych tabel i ilustracji.

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

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

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

Cena zł 27.—