

ANNALES
UNIVERSITATIS MARIAE CURIE-SKŁODOWSKA
LUBLIN — POLONIA

VOL. XXVII, 3

SECTIO C

1972

Instytut Biologicznych Podstaw Produkcji Zwierzęcej WSR w Lublinie

Stanisław RADWAN, Wiesław PODGÓRSKI,
Czesław KOWALCZYK

**Materiały do hydrochemii Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Część II.
Substancja organiczna i związki azotowe ***

Материалы по гидрохимии Ленчињско-Влодавского поозерья. Часть II. Органические вещества и азотные соединения

A Contribution to the Hydrochemistry of the Łęczna and Włodawa Lake District.
Part II. Organic Substance and Nitrogen Compounds

W celu lepszego poznania warunków abiotycznych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego podjęto badania hydrochemiczne. Część pierwsza opracowania dotyczyła składników mineralnych zawartych w wodach 39 jezior tego regionu.** W części drugiej poddany został analizie problem zasobności tych jezior w substancje organiczne oraz w amoniak, azotyny i azotany.

METODYKA I MATERIAŁY

Próby wody z 39 jezior pobierano 5-litrowym czerpakiem typu Bernatowicza. Z każdego zbiornika pobrano jednorazowo dwie próby, jedną z głębokości 1 m, drugą zaś z przydennych warstw wody — od 0,5 do 1,0 m nad dnem. Pobrane próby wody jeszcze w tym samym dniu przewożono do laboratorium i natychmiast poddawano analizie. Chcąc uzyskać bliższe dane o mechanizmie przemian węgla w wodzie tych zbiorników, określano różne formy występowania substancji organicznej, a mianowicie: całkowitą jej ilość, ilość strącalną wodorotlenkiem glinu oraz ilość niskocząsteczkowej substancji organicznej nie dającej się strącić.

Powszechnie przyjętą metodą jakościowego badania substancji organicznej jest określenie stopnia utlenialności. Do analizy wody jeziornej zastosowano zmody-

* Praca wykonana w ramach badań Międzynarodowego Programu Biologicznego i finansowana przez KNiT.

** Część I. Stosunki mineralne. Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska sectio C, 26, 155—168 (1971).

fikowaną metodę Czensnego (3), używając wyższego stężenia utleniacza i skracając czas inkubacji w temperaturze wrzenia wody do 30 min.

Całkowitą zawartość substancji organicznej określano stopniem zużycia tlenu przy jej utlenianiu w sposób następujący: do kolby Erlenmayera o pojemności 300 ml ze 100 ml badanej wody dodawano 1 ml 12 n kwasu siarkowego oraz 10 ml 0,1 n KMnO_4 . Zawartość kolby dokładnie mieszano i ogrzewano w łaźni z wrzącą wodą przez 30 min. Następnie dodawano 10 ml 0,1 n kwasu szczawowego. Nadmiar kwasu odmiareczkowano 0,1 n KMnO_4 . Zawartość niestrącalnej substancji organicznej oznaczano analogicznie, jednakże uprzednio wodę klarowano wodorotlenkiem glinu w celu usunięcia organicznych zawiesin koloidalnych. Klarowanie przeprowadzano następująco: do 100 ml próbki wody dodawano 2 ml 6 n roztworu siarczanu glinu, mieszano, a następnie dodawano 1 ml 6 n KOH i wytrząsano przez kilka minut (ok. 2 min.). Potem osad odwirowywano przez 5 min. przy 3000 obr./min. Klarowny przesącz użyty był do oznaczania utlenialności metodą wyżej opisaną. Różnica pomiędzy utlenialnością określoną w próbie nieklarownej a utlenialnością próby klarownej daje utlenialność spowodowaną przez związki organiczne wytrącone siarczanem glinu.

Amoniak oznaczano metodą kolorymetryczną przy użyciu odczynnika Nesslera (7), a azotyny określano metodą Griessa (9).

Azotany oznaczano fotokolorymetrycznie, posługując się metodą opisaną przez Tarasa (16).

WYNIKI

Utlenialność ogólna kształtowała się w badanych jeziorach w przedziale od 12,8 mg/l O_2 w jez. Rogóźno do 71,2 mg/l O_2 w jez. Brudzieniec. W powierzchniowych warstwach wody minimalną wartość utlenialności stwierdzono w Jez. Świętym — 14,2 mg/l O_2 , maksymalną zaś w jeziorze Brudzieniec — 71,2 mg/l O_2 . Średnia wartość utlenialności warstw powierzchniowych wynosiła 26,94 mg/l O_2 , a odchylenie standardowe $\pm 10,82$ mg/l O_2 .

W przydennych warstwach wody najniższą utlenialność notowano w jez. Rogóźno — 12,8 mg/l O_2 , najwyższą w jez. Glinki — 48,0 mg/l O_2 . Średnia wynosiła 27,6 mg/l O_2 , a dyspersja $\pm 10,92$ mg/l O_2 .

Utlenialność strącalna była średnio około $\frac{1}{3}$ niższa w porównaniu do utlenialności prób wody nie poddanej zabiegowi wytrącania wysokocząsteczkowej materii organicznej.

Przy powierzchni minimalną jej zawartość notowano w jez. Rogóźno — 6,4 mg/l O_2 , maksymalną zaś w jez. Brudzieniec — 57,6 mg/l O_2 . Średnia wynosiła 18,1 mg/l O_2 , przy dyspersji $\pm 8,9$ mg/l O_2 .

Przy dnie najniższy stopień utlenialności (6,4 mg/l O_2) stwierdzono również w jez. Rogóźno, najwyższy natomiast (36,8 mg/l O_2) w jez. Pe-respa. Średnia wynosiła 19,8 mg/l O_2 , a dyspersja $\pm 8,98$ mg/l O_2 .

Utlenialność niestrącalna była przeciętnie o $\frac{2}{3}$ niższa od utlenialności wywołanej zawartością wszystkich związków redukujących nadmanganian potasu.

W powierzchniowych warstwach wody najniższą jej wartość, wynoszącą 1,2 mg/l O_2 , stwierdzono w Jez. Białym k. Włodawy, najwyższą zaś — 27,0 mg/l O_2 — w jez. Brudno. Średnie stężenie dla tej strefy wynosiło 9,43 mg/l O_2 , odchylenie standardowe $\pm 6,12$ mg/l O_2 .

W próbach pobranych z przydennych warstw wody minimalny stopień utlenialności niestrącalnej notowano również w Jez. Białym k. Włodawy — 4,0 mg/l O_2 , maksymalny zaś w jez. Glinki — 16,0 mg/l O_2 . Średnia wynosiła 8,02 mg/l O_2 , a dyspersja $\pm 2,75$ mg/l O_2 .

A m o n i a k. Zawartość amoniaku w powierzchniowych warstwach wody wahała się od 0,016 mg/l NH_3 w jez. Sumin do 0,416 mg/l NH_3 w Jez. Ściegiennym. Średnia wynosiła 0,170 mg/l NH_3 , a odchylenie standardowe $\pm 0,075$ mg/l NH_3 .

Przy dnie stwierdzano z reguły wyższe wartości amoniaku, wynoszące od 0,020 mg/l NH_3 w jez. Rotcze do 0,700 mg/l NH_3 w jez. Perespa.

Średnie stężenie dla tej strefy wynosiło 0,267 mg/l NH_3 , przy dyspersji $\pm 0,163$ mg/l NH_3 . Jedynie w czterech jeziorach (Rotcze, Ściegienne, Lipiniec i Łukcze) powierzchniowe warstwy wody miały nieco wyższą zawartość tego składnika (tab. 1).

A z o t y n y. Wody wszystkich badanych jezior wykazały obecność azotynów, jednakże ich stężenia były zróżnicowane i zależały od charakteru zbiornika i głębokości pobrania próby (tab. 1). W powierzchniowych warstwach wody minimalną zawartość azotynów notowano w jez.: Tarnów, Syczyn, Chuteckie — 0,001 mg/l NO_2 , maksymalną zaś w Jez. Uścimowskim — 0,050 mg/l NO_2 . Średnia zawartość tego składnika zamyka się liczbą 0,014 mg/l NO_2 , przy odchyleniu standardowym również $\pm 0,014$ mg/l NO_2 .

W warstwach przydennych najmniejsze ilości azotynów notowano w Jez. Czarnym k. Włodawy — 0,001 mg/l NO_2 , a największe w jez. Płotycze — 0,070 mg/l NO_2 . Średnie stężenie wynosiło 0,023 mg/l NO_2 , zaś dyspersja $\pm 0,020$ mg/l NO_2 .

W badanych jeziorach, z wyjątkiem Sumina, Świętego i Zienkowskiego, występowała pionowa stratyfikacja zawartości tego związku, przy czym większe jego stężenie stwierdzano zwykle w hypolimnionie. Jedynie w trzech jeziorach (Uścimowiec, Łukcze, Białe k. Włodawy) większe ilości azotynów określano w strefie powierzchniowej wód.

A z o t a n y. Badane zbiorniki, podobnie jak przy występowaniu azotynów, cechowało znaczne zróżnicowanie zawartości związków azotanowych. W epilimnionie najniższą ich zawartość (0,010 mg/l NO_3) notowano w jeziorach: Głębokim Uścimowskim, Czarnym Uścimowskim, Piasecznie, najwyższą zaś (0,310 mg/l NO_3) w Zagłęboczu. Średnia osiągała liczbę 0,057 mg/l NO_3 , a dyspersja $\pm 0,310$ mg/l NO_3 . Przy dnie najniższe stężenie azotanów wykazywało Jez. Czarne Uścimowskie —

Tab. 1. Substancja organiczna i związki azotowe w powierzchniowych i przydennych warstwach wody jezior Łęczynsko-Włodawskich

Organic substance and nitrogen compounds in the surface and bottom water layers of the Łęczna and Włodawa lakes											
L. p. No.	Jezioro Lake	Powierzchnia, ha	Głębokość maksym., m	Data pobrania próby	Głębokość pobrania próby, m	Utlenialność ogólna Total oxidability mg/l O ₂	Utlenialność strącalna Precipitable oxidability mg/l O ₂	Utlenialność nie- strącalna Non-precipitable oxi- dability mg/l O ₂	NH ₄ , mg/l	NO ₂ , mg/l	NO ₃ , mg/l
1.	Piaseczno	84,7	38,80	8 IX 67	1,0 31,5	15,2 13,6	9,6 8,0	5,6 5,6	0,15 0,20	0,010 0,030	0,010 0,010
2.	Białe k. Włodawy	106,4	33,60	9 VI 67	1,0 28,0	15,2 13,6	14,0 9,6	1,2 4,0	0,20 0,55	0,006 0,002	0,070 0,270
3.	Krasne	75,9	33,0	7 IX 67	1,0 28,0	20,0 16,8	14,4 11,2	5,6 5,6	0,15 0,20	0,010 0,025	0,012 0,010
4.	Rogóżno	57,1	25,40	2 VIII 68	1,0 21,0	16,8 12,8	6,4 6,4	10,4 6,4	0,20 0,32	0,008 0,030	0,075 0,051
5.	Zagłębcze	59,0	23,30	2 VIII 68	1,0 20,0	16,0 16,0	9,6 10,4	6,4 5,6	0,20 0,36	0,009 0,040	0,310 0,049
6.	Czarne k. Włodawy	23,6	11,40	9 VI 67	1,0 8,5	28,8 33,2	17,6 26,4	11,2 6,8	0,15 0,40	0,005 0,010	0,086 0,184
7.	Czarne Uścimowskie	24,8	10,30	7 IX 67	1,0 9,5	27,2 25,6	19,2 19,2	8,0 6,4	0,15 0,30	0,020 0,030	0,010 0,008
8.	Święte	5,7	9,60	10 VI 67	1,0 9,5	14,4 22,4	12,8 13,6	1,6 8,8	0,05 0,10	0,002 0,002	0,089 0,103
9.	Uścimowiec	26,7	9,40	6 IX 67	1,0 7,0	28,8 28,8	20,8 20,8	8,0 8,0	0,25 0,30	0,020 0,010	0,020 0,010

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
10.	Łukcze	56,5	8,90	2 VIII 68	1,0 4,0	24,0 40,0	18,4 30,4	5,6 9,6	0,21 0,20	0,009 0,004	0,017 0,020
11.	Glinki	49,9	8,80	10 VI 67	1,0 5,0	44,8 48,8	29,7 32,8	15,1 16,0	0,05 0,10	0,004 0,007	0,089 0,097
12.	Chuteckie	4,6	8,10	17 V 67	1,0 —	20,8 —	16,8 —	4,0 —	0,15 —	0,001 —	0,150 —
13.	Gumienek	8,1	7,80	1 VIII 68	1,0 6,5	16,0 17,6	11,2 12,8	4,8 4,8	0,23 0,46	0,007 0,009	0,021 0,021
14.	Plotycze k. Włodawy	21,0	7,80	25 VII 68	1,0 4,5	25,6 23,2	16,8 14,4	8,8 8,8	0,13 0,14	0,040 0,070	0,022 0,016
15.	Lipiniec	4,1	7,10	8 VI 67	1,0 3,0	25,2 23,2	16,4 15,2	8,8 8,0	0,25 0,20	0,006 0,001	0,086 0,097
16.	Głębokie Uścimowskie	20,5	7,10	7 IX 67	1,0 5,5	28,0 31,2	18,4 22,4	9,6 8,8	0,10 0,15	0,015 0,020	0,010 0,010
17.	Uściwierz	284,1	6,60	3 VIII 68	1,0 —	18,4 —	12,2 —	6,2 —	0,24 —	0,007 —	0,024 —
18.	Łukie	150,1	6,50	3 VIII 68	1,0 —	24,0 —	16,8 —	7,2 —	0,22 —	0,007 —	0,020 —
19.	Sumin	91,5	6,50	1 VII 68	1,0 2,0	44,0 36,0	24,8 28,8	19,2 7,2	0,02 0,05	0,020 0,020	0,031 0,025
20.	Perespa	24,3	6,20	24 VII 68	1,0 5,0	36,0 46,4	26,4 36,8	9,6 9,6	0,13 0,70	0,030 0,060	0,024 0,010
21.	Głębokie k. Urszulina	12,0	6,00	3 VIII 68	1,0 4,0	22,4 20,0	16,0 12,8	6,4 7,2	0,21 0,012	0,008 0,006	0,026 0,030
22.	Tarnów	3,0	6,00	17 V 67	1,0 —	23,2 —	21,2 —	2,0 —	0,12 —	0,001 —	0,120 —
23.	Ściegienne	27,4	5,40	1 VIII 68	1,0 3,5	28,0 20,8	21,6 15,2	6,4 5,6	0,42 0,29	0,003 0,010	0,014 0,024
24.	Zienkowskie	7,6	4,90	25 VII 68	1,0 3,0	33,6 39,2	22,4 29,6	11,2 9,6	0,10 0,27	0,030 0,030	0,025 0,020

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
25.	Uścimowskie	66,7	4,40	6 IX 67	1,0	42,4	32,0	10,4	0,20	0,050	0,020
26.	Roteze	42,7	4,30	i VII 68	3,0	42,4	32,0	10,4	0,25	0,060	0,020
27.	Koseniec	32,6	4,20	24 VII 68	1,0	31,2	23,6	7,6	0,06	0,020	0,022
28.	Pniówno	7,7	3,90	19 V 67	2,0	28,8	20,8	8,0	0,02	0,030	0,015
29.	Wytyckie	270,1	3,40	3 VIII 68	1,0	32,0	8,0	24,0	0,12	0,050	0,030
30.	Czarne Gościńskie	11,6	3,25	1 VIII 68	1,0	19,2	17,0	2,2	0,15	0,002	0,150
31.	Syczyn	6,0	3,0	19 V 67	pow.	—	—	—	—	—	—
32.	Liszno	—	2,75	18 V 67	—	37,6	27,2	10,4	0,19	0,007	0,024
33.	Ciesacin	8,0	2,40	1 VII 68	1,0	22,4	14,4	8,0	0,22	0,007	0,015
34.	Kleszczów	53,9	2,35	1 VIII 68	1,0	18,4	15,0	3,0	0,15	0,001	0,150
35.	Miejskie	45,3	2,20	1 VIII 68	1,0	36,8	31,0	5,8	0,17	0,008	0,170
36.	Brudzieniec	19,0	2,15	25 VII 68	1,0	30,4	21,6	8,8	0,05	0,030	0,027
37.	Brudno	42,0	2,30	25 VII 68	pow.	19,2	14,4	4,8	0,24	0,009	0,017
38.	Łukietek	3,0	1,72	2 VIII 68	1,0	26,4	20,8	5,6	0,17	0,007	0,015
39.	Rogoźno	3,6	1,33	8 VI 67	1,0	71,2	57,6	13,6	0,16	0,040	0,027
					1,0	39,2	12,0	27,2	0,13	0,040	0,023
					pow.	—	—	—	—	—	—
					1,0	27,2	19,2	8,0	0,21	0,009	0,014
					1,0	29,6	15,2	14,4	0,25	0,006	0,073
					—	—	—	—	—	—	—

0,008 mg/l NO_3 , natomiast najwyższe Jez. Białe k. Włodawy — 0,270 mg/l NO_3 . Średnia dla wód przydennych wynosiła 0,051 mg/l NO_3 , a odchylenie standardowe $\pm 0,066$ mg/l NO_3 .

W czterech jeziorach (Uścimowskie, Głębokie Uścimowskie, Gumienek i Piaseczno) nie stwierdzono różnic w pionowym uwarstwieniu azotanów. Zaledwie w kilku zbiornikach (Święte, Lipiniec, Białe k. Włodawy, Glinki, Łukcze i Ściegienne) rejestrowano wyższe wartości tego składnika w warstwach przydennych. Pozostałe jeziora wykazywały wyższe stężenie azotanów w powierzchniowych warstwach wody.

DYSKUSJA

Utlenialność jest konwencjonalnym wskaźnikiem oceny materii organicznej zawartej w wodzie. Otrzymane wyniki nie są jednoznaczne i pozwalają jedynie orientować się w pewnym zróżnicowaniu materii organicznej.

W niniejszej pracy przyjęto nieco inny niż powszechnie stosowany sposób określania substancji organicznej. Wychodząc z założenia, że równowaga pomiędzy ilością substancji organicznej ogólnej, złożonej i prostej, jest uzależniona od procesów jej tworzenia się i degradacji, można na podstawie stosunku między poszczególnymi rodzajami substancji sądzić o charakterze tych przemian. Substancję organiczną złożoną, powstałą z żywych i obumarłych organizmów roślinnych i zwierzęcych, łatwo usunąć z wody przez klarowanie jej wodorotlenkiem glinu. Natomiast substancja niskocząsteczkowa nie ulega wytrąceniu pod wpływem $\text{Al}(\text{OH})_3$. Degradację wszystkich form substancji organicznej można przeprowadzić na drodze chemicznej przy użyciu nadmanganianu potasu, zatem ilość zużytego KMnO_4 pozwala wnioskować o jej zawartości w badanej próbce wody. Chcąc uzyskać wyższy stopień degradacji tej substancji przyjęto za C z e n s n y m (3) wyższe niż w oznaczeniach standardowych stężenia KMnO_4 (0,1 n). Stąd też uzyskane wyniki mogą być nieco wyższe w porównaniu z danymi notowanymi przez wielu autorów w zbiornikach wodnych z różnych regionów Polski.

Bardzo wysoką utlenialność stwierdzono w jeziorach mazurskich — 6,0 mg/l O_2 — 162 mg/l O_2 (11) oraz w jez. Ewingi — 15,0 mg/l O_2 — 40 mg/l O_2 (5).

Zdecydowanie niższe wartości aniżeli w jeziorach Łęczyńsko-Włodawskich uzyskiwano: w Jez. Klasztornym w Kartuzach — 12,1 mg/l O_2 , — 22,4 mg/l O_2 (6), w Jez. Charzykowskich i jez. Wdzydze — 5,0 mg/l O_2 — 17,0 mg/l O_2 (14) oraz w wodach Jez. Rajgrodzkiego — 9,9 mg/l O_2 — 11,4 mg/l O_2 (2).

Stosunkowo niskie wyniki otrzymywano także w wodach jezior lobeliowych na Pomorzu, określając utlenialność przy zastosowaniu me-

tody Kubela i Tiemana opartej na degradacji substancji organicznej 0,01 n roztworem KMnO_4 w środowisku kwaśnym (12, 13). Również niskie jej wartości stwierdzono w jez. Tajty, przeprowadzając z kolei oznaczenia w odczynie zasadowym, przy czym wyższą utlenialność notowano w głębszych warstwach wody (10).

Podobnie jak w zbiornikach innych regionów kraju (2, 11, 14), nie stwierdzono wyraźnej zależności w pionowej stratyfikacji utlenialności ogólnej, jakkolwiek w niektórych jeziorach w przydennych warstwach wody występowała zazwyczaj większa zawartość substancji organicznej (tab. 1).

Charakterystyczną cechą utlenialności w wielu jeziorach, pochodzącej z rozpuszczalnej materii organicznej, jest stosunkowo słabo zaznaczające się uwarstwienie pionowe. W wielu bowiem zbiornikach, mimo dużej niekiedy głębokości, stratyfikacji pionowej nie stwierdzono (Uścimowskie, Uścimowiec, Krasne, Piaseczno, Gumienek, Płotycze k. Włodawy). Nieznaczne tylko różnice w uwarstwieniu pionowym rzędu 1 mg/l O_2 notowano w jeziorach: Glinki, Rotcze, Głębokie k. Urszulina, Głębokie Uścimowskie, Ściegienne, Lipiniec, Zagłębocze. Natomiast dość wyraźnie zaznaczało się to uwarstwienie w takich jeziorach jak: Sumin, Czarne k. Włodawy, Łukcze, Rogóźno, Białe k. Włodawy, Święte, Perespa i Zienkowskie.

W dziewięciu jeziorach stwierdzono wyższą utlenialność w warstwach powierzchniowych, zaś w pięciu wyższe stężenie notowano w warstwach przydennych (tab. 1).

Utlenialność reprezentująca poziom substancji organicznej strącalnej była w znacznie większym stopniu zróżnicowana w porównaniu z utlenialnością wywoływaną związkami rozpuszczalnymi. Stratyfikacja pionowa tego wskaźnika zaznaczała się prawie we wszystkich głębszych zbiornikach, z wyjątkiem kilku jezior: Uścimowskiego, Uścimowca, Czarnego Uścimowskiego i Rogóźna.

W jedenastu jeziorach wyższe wartości utlenialności stwierdzono w przydennych warstwach wody. W tej grupie znalazły się zarówno głębokie, jak i płytsze zbiorniki i o różnym położeniu geograficznym (tab. 1). Natomiast jeziora: Rotcze, Ściegienne, Lipiniec, Krasne, Białe k. Włodawy, Płotycze k. Włodawy i Piaseczno wykazywały większe stężenie utlenialności w warstwach powierzchniowych.

We wszystkich omawianych grupach jezior nie stwierdzono żadnego związku między układem pionowym utlenialności a głębokością czy nawet ich żyznością (tab. 1).

Otrzymane wyniki wskazują, iż około $\frac{2}{3}$ utlenialności pochodzi ze złożonych form materii organicznej (seston, trypton), natomiast $\frac{1}{3}$ utlenialności wywoływały związki niskocząsteczkowe (tab. 1).

Statystyczne opracowanie uzyskanych wyników wskazuje na istotne zależności, zachodzące pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami utlenialności charakteryzującymi całkowitą zawartość substancji organicznej, związki złożone i związki proste (tab. 2, ryc. 1A, B i 2A-C).

Tab. 2. Współczynniki korelacji zachodzących pomiędzy frakcjami substancji organicznej i związkami azotowymi w badanych jeziorach
Correlation coefficients between the fractions of organic substance and nitrogen compounds in the lakes investigated

		Powierzchnia — Surface				
Czynniki Factors	Utlenialność ogólna Total oxidability	Utlenialność strącalna Precipitable oxidability	Utlenialność niestrącalna Non-precipitable oxidability	NH_3^-	NO_2^-	NO_3^-
Utlenialność ogólna Total oxidability		0,857 *	0,487 *	-0,218	-0,205	0,475 *
Dno — Bottom	Utlenialność strącalna Precipitable oxidability	0,987 *	0,096	-0,100	-0,078	0,175
	Utlenialność niestrącalna Non-precipitable oxidability	0,718 *	0,611 *	-0,307 *	-0,144	0,486 *
	NH_3^-	-0,084	-0,003	-0,354 *	0,037	-0,287
	NO_2^-	-0,165	-0,163	-0,067	0,289	-0,372 *
	NO_3^-	0,145	0,144	0,015	0,106	-0,496 *

* Współczynniki korelacji patrz ryc. 1-2 — For correlation coefficients see Figs 1-2.

Stwierdzone w badanych jeziorach ilości amoniaku są podobne do danych uzyskanych z rzeki Bug (1), ale są nieznacznie wyższe od stężeń notowanych przez S t a n g e n b e r g a (15) również z Bugu i Wieprza.

W większości jezior notowano wyższe stężenia amoniaku w przydennych warstwach wody, co zgodne jest z danymi uzyskanymi z jez. Tajty (10), z jezior mazurskich (11), z Jez. Rajgrodzkiego (2) oraz z jez. Jasiień

(8). Wyższa zawartość amoniaku w hypolimnionie jezior głębokich, jak sugerują Januszkiewicz i Jakubowska (6), związana jest z intensywnym rozkładem dennych osadów organicznych.

W niektórych zbiornikach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (Rotcze, Ściegienne, Lipiniec i Łukcze) większe ilości amoniaku notowano w powierzchniowych warstwach wody. Podobne stosunki obserwował również Solski (14) w Jez. Charzykowskich. Zjawisko zaobserwowane w czterech ostatnich jeziorach trudne jest do interpretacji. Być może, związane jest ono z zachodzącymi powoli procesami rozkładu martwej substancji organicznej osadów dennych tych jezior oraz równoczesnym znacznym wydzielaniem amoniaku przy powierzchni, między innymi przez zooplankton, który ze względu na metabolizm azotu zaliczany jest do grupy zwierząt amoniotelicznych. Testem statystycznym wykazano, że istnieje odwrotna zależność pomiędzy zawartością amoniaku a utlenialnością niestrącalną zarówno w powierzchniowych, jak i przydennych warstwach wody (tab. 2 ryc. 1D, 2D).

Jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego zawierają średnie ilości azotynów i w zasadzie nie odbiegają pod tym względem od wartości notowanych w czystych wodach powierzchniowych innych regionów kraju. Otrzymane wyniki podobne są przede wszystkim do stężeń stwierdzonych w Wieprzu — do 0,180 mg/l NO_2 i Bugu — do 0,012 mg/l NO_2 (15). W Bugu notowano też znacznie większe ilości azotynów — 0,270 mg/l NO_2 (1), na co prawdopodobnie wpłynęło wzrastające zanieczyszczenie tej rzeki.

Należy zaznaczyć, że we wszystkich badanych zbiornikach stwierdzono występowanie azotynów, podczas gdy Solski (14) notował je tylko w czterech jeziorach okolic Charzykowa, zaś Czeczuga i Baszyński (2) nie wykryli tego anionu w wodach Jez. Rajgrodzkiego.

W większości jezior Pojezierza (aż w 33) wyższe stężenie azotynów rejestrowano w przydennych warstwach wody. Podobne ich pionowe rozmieszczenie wykazano w jeziorach mazurskich (10, 11), w niektórych Jez. Charzykowskich (14) oraz w jez. Jasień (8). Występowanie wyższych stężeń azotynów przy dnie zbiorników było wynikiem określonych warunków środowiskowych (niskie temperatury, deficyt tlenowy), co przypuszczalnie mogło mieć wpływ na zablokowanie przemian azotynów do azotanów w procesach nitryfikacji.

Odwrotna stratyfikacja wystąpiła zaledwie w trzech różniących się wyraźnie głębokością jeziorach: Uścimowcu, Łukczym i Białym k. Włodawy. Podobne rezultaty otrzymano na podstawie badań Jez. Klasztornego w Kartuzach (6).

Zestawienia statystyczne uzyskanych wyników wskazują na brak jakichkolwiek współzależności pomiędzy zawartością azotynów a substan-

cją organiczną (tab. 2). Prawidłowość ta w powierzchniowych warstwach wody wiąże się, być może, z zachodzącymi z reguły w warunkach tlenowych procesami rozpadu substancji organicznej.

Aczkolwiek zawartość azotanów w jeziorach tego regionu nie różniła się od wartości uzyskiwanych z różnych zbiorników wodnych na terenie Polski, to jednak charakterystyczne jest występowanie tego anionu we wszystkich badanych jeziorach. Stwierdzone stężenia azotanów zbliżone są do ilości notowanych w Wieprzu i Bugu (1, 15), w których dorzeczu leżą badane zbiorniki.

Znaczna większość jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wykazywała niższą koncentrację azotanów w przydennych warstwach wody. Związane jest to z zanikiem tlenu i wzmoczoną działalnością bakterii denitryfikacyjnych w tej strefie. Taki przebieg pionowej stratyfikacji tych związków spotyka się zazwyczaj w wodach eutroficznych.

W jeziorach mazurskich (4, 10, 11) jak również w Jez. Klasztornym w Kartuzach (6) wyższą zawartość azotanów notowano zwykle przy dnie. Natomiast na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim zaledwie w ośmiu jeziorach (w Sciegiennym, Łukczym, Głębokim k. Urszulina, Glinkach, Świętym, Lipińcu, Czarnym k. Włodawy i Białym k. Włodawy) stwierdzono wyższe stężenie azotanów w tej strefie.

W innych zbiornikach (takich jak: Uścimowskie, Głębokie Uścimowskie, Gumienek i Piaseczno) wystąpiły mniej więcej równe ilości tego anionu w całym słupie wody (tab. 1). Również nie obserwowano uwarstwienia pionowego azotanów w wodach Jez. Rajgrodzkiego (2).

Opracowania statystyczne wykazują, że pomiędzy występowaniem azotynów i azotanów istnieje dość wysoka odwrotnie proporcjonalna zależność (tab. 2, ryc. 1F, 2E). Jest to uzasadnione, gdyż azotyny stanowią ogniwo przejściowe przemian azotu do azotanów i odwrotnie.

W strefie powierzchniowej badanych jezior stwierdzono również istotne zależności zachodzące pomiędzy azotanami a utlenialnością ogólną i utlenialnością niestrącalną (tab. 2, ryc. 1C, 1E).

PIŚMIENNICTWO

1. Biliński J., Czyż K., Moraczewski G.: Charakterystyka stanu zanieczyszczenia rzeki Bug. *Prace Inst. Gosp. Wodnej* 3 (3), 35—102 (1965).
2. Czeczuga B., Baszyński T.: Niektóre dane hydrochemiczne wód Jeziora Rajgrodzkiego. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 11, 267—274 (1963).
3. Czerny R.: *Wasser, Abwasser und Fischereichemie*. Berlin 1960, 325—326, 353.
4. Gieysztor M., Odechowska Z.: Observations on the Thermal and Chemical Properties of Mazurian Lakes in the Giżycko Region. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 4, 123—152 (1958).
5. Januszkiewicz T.: Przyczynek do znajomości chemizmu Jeziora Ewingi.

- Pol. Arch. Hydrobiol. 13, 63—88 (1965).
6. Januszkiewicz T., Jakubowska L.: Jezioro Klasztorne w Kartuzach. Studium hydrochemiczne. Pol. Arch. Hydrobiol. 11, 275—326 (1963).
 7. Just J., Hermanowicz W.: Fizyczne i chemiczne badania wody do picia i potrzeb gospodarczych. Warszawa 1964, 101—108.
 8. Korzeniewski K.: Hydrochemical Study of a Springwater Lake on the Example of the Lake Jasień. Pol. Arch. Hydrobiol. 15, 153—175 (1968).
 9. Marczenko Z.: Kolorymetryczne oznaczanie pierwiastków. Warszawa 1968, 163—164.
 10. Olszewski P.: Obserwacje chemiczne z jeziora Tajty. RNR seria D, 67, 23—65 (1953).
 11. Olszewski P., Paschalski J.: Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego. Zeszyty Nauk. WSR Olsztyn 4, 1—109 (1959).
 12. Szmal Z.: Badania hydrochemiczne jezior lobeliowych Pomorza Zachodniego. PTPN, Wyd. Mat.-Przyr., Prace Kom. Biol. 19 (4), 1—106 (1959).
 13. Szmal Z., Szmal B.: Badania hydrochemiczne jezior lobeliowych województw gdańskiego i koszalińskiego. PTPN, Wyd. Mat.-Przyr., Prace Kom. Biol. 30, (1), 3—56 (1965).
 14. Solski A.: Szkic limnologiczny jezior charzykowskich i jeziora Wdzydze, Pol. Arch. Hydrobiol. 12, 181—231 (1964).
 15. Stangenberg M.: Ogólny pogląd na skład chemiczny wód rzecznych Polski. Pol. Arch. Hydrobiol. 4, 289—359 (1958).
 16. Taras M. J.: Phenoldisulfonic Acid Method of Determining Nitrate in Water. Anal. Chem. 22, 1020—1022 (1950).

РЕЗЮМЕ

В работе содержатся материалы по дальнейшему изучению гидрохимических условий 39 озер Ленчиньско-Влодавского поозерья: содержание органического вещества, аммиака, нитратов и нитритов.

Анализ окисляемости осветленных и неосветленных вод гидроокисью алюминия проведен по методу Ченского (3). Аммиак определяли колориметрическим методом в присутствии реактива Несслера (7), нитриты — методом Грисса (9), нитраты — методом Тараса (16).

Исследовали три формы окисляемости: 1) общую, 2) осаждаемую, вызываемую органическими соединениями, которые можно выделить гидроокисью алюминия, 3) неосаждаемую, вызываемую органическими молекулярными соединениями, которые нельзя выделить гидроокисью алюминия. Установили, что приблизительно $\frac{2}{3}$ окисляемости происходит из сложных форм органической материи (сестон, триптон), зато $\frac{1}{3}$ окисляемости вызывали молекулярные соединения (метаболиты изменений организмов, живущих в воде или происходящих из последних фаз распада органической материи). Во всех исследованных озерах не установили никаких связей между вертикальной стратификацией окисляемости и их глубиной и трофией.

Содержание аммиака в этих озерах и в озерах других регионов страны подобно. В большинстве исследованных озер большее содержание аммиака выступало в придонных слоях (табл. 1).

Среднее содержание нитритов во всех озерах было одинаковым, причем в большинстве озер в придонных слоях их содержание было большим (табл. 1).

Содержание нитратов также было подобным, но только с той разницей, что в придонных слоях большинства озер оно было меньшим.

Статистическая обработка собранного материала указывает на существенную зависимость между формами окисляемости, обратную зависимость между содержанием аммиака и неосаждаемой окисляемостью, на отсутствие каких-либо зависимостей между содержанием нитритов и органическим веществом, на высокую обратно пропорциональную зависимость между содержанием нитритов и нитратов (табл. 2).

S U M M A R Y

The paper presents further material for the study of hydrochemical conditions of 39 lakes from the Łęczna and Włodawa Lake District and namely, their content of organic substance, ammonia, nitrates and nitrites.

Analyses for the oxidability of non-clarified and clarified water by aluminium hydroxide were made by the method of C z e r n y (3). Ammonia was determined by colorimetric method with the use of N e s s l e r ' s (7) reagent, nitrites by the method of G r i e s s (9), and nitrates by the method of T a r a s (16).

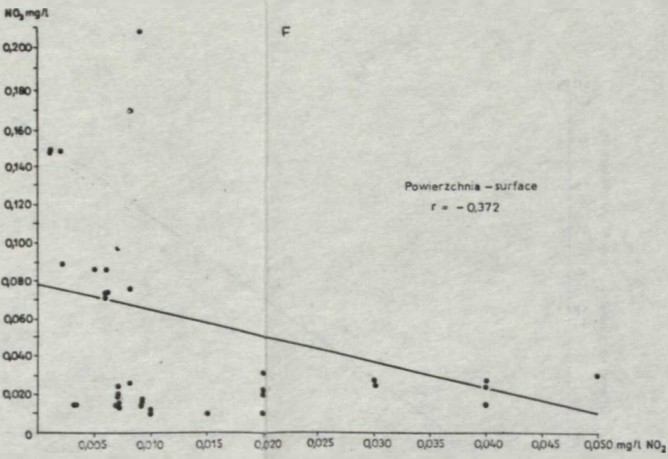
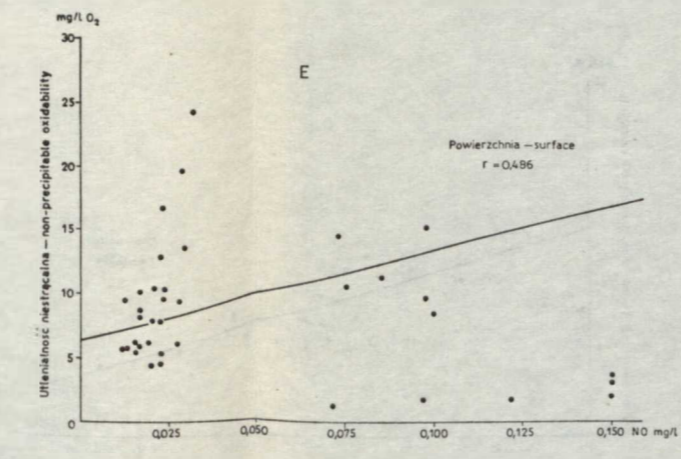
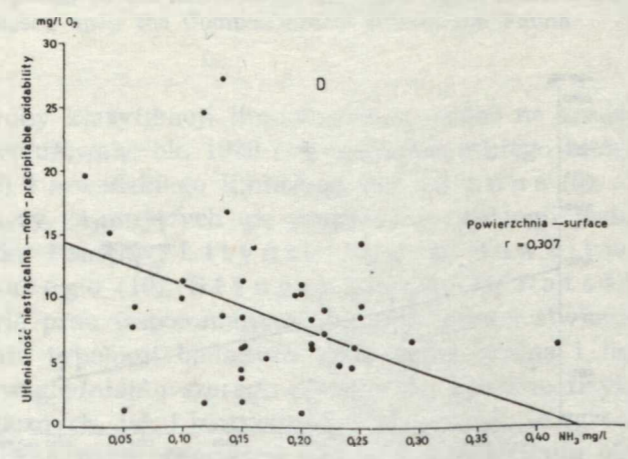
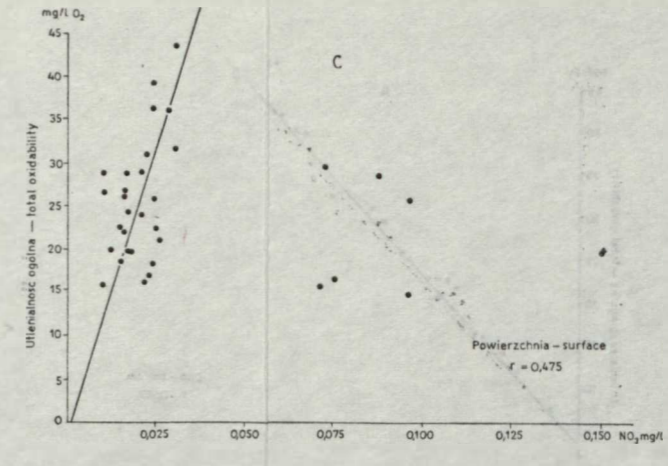
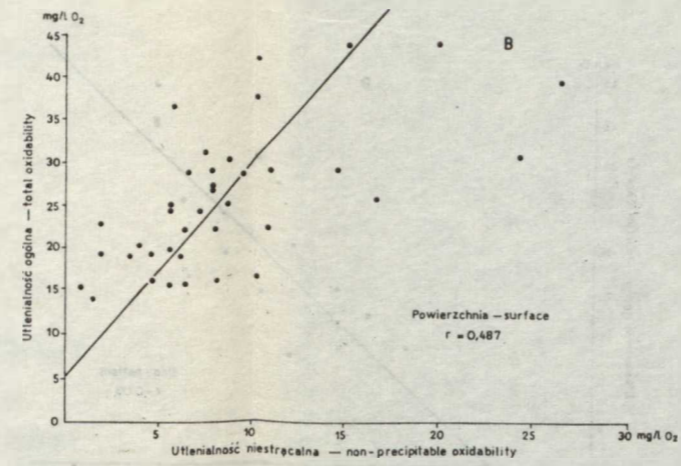
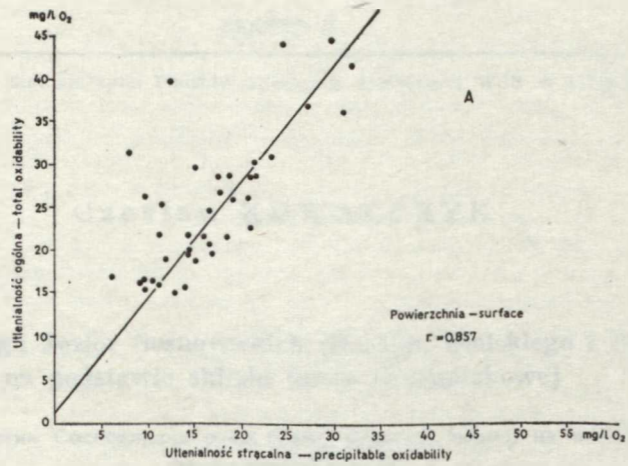
Three forms of oxidability were tested: 1) total, 2) precipitable one resulting from the precipitation of organic compounds by aluminium hydroxide, 3) non-precipitable oxidability due to molecular compounds which could not be precipitated by aluminium hydroxide. The results obtained showed that about $\frac{2}{3}$ of oxidability came from complex forms of organic substance (seston, tripton), whereas $\frac{1}{3}$ of oxidability was caused by molecular compounds (metabolites of changes in the organisms living in water or of final decay phases of organic substance). In all the lakes investigated, no relationship was found between the vertical stratification of oxidability and their depth and trophy.

The amounts of ammonia in these lakes were similar to those in other Polish regions. Most of the lakes had higher NH_3 concentration in water layers near the bottom (Table 1).

The Łęczna and Włodawa lakes contained average amounts of nitrites, higher NO_2 concentration occurring near the bottom (Table 1).

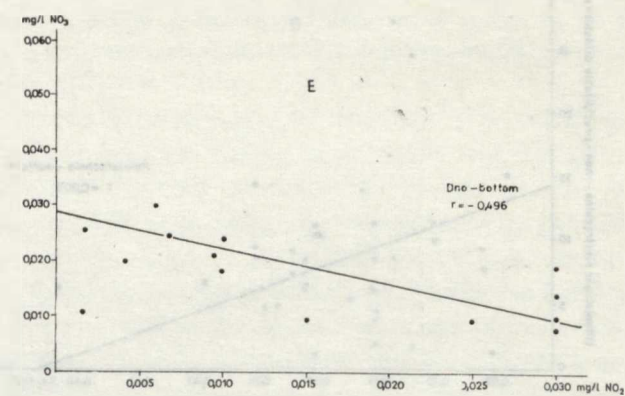
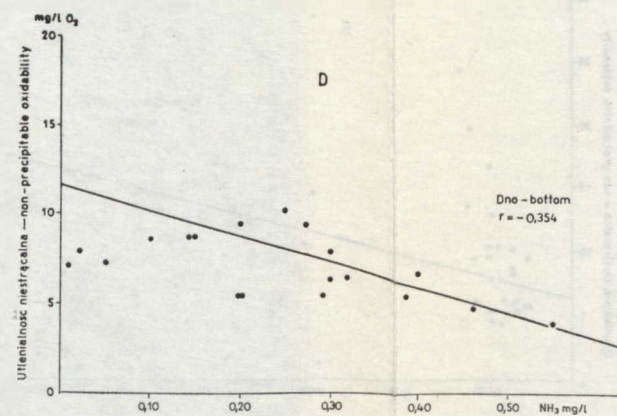
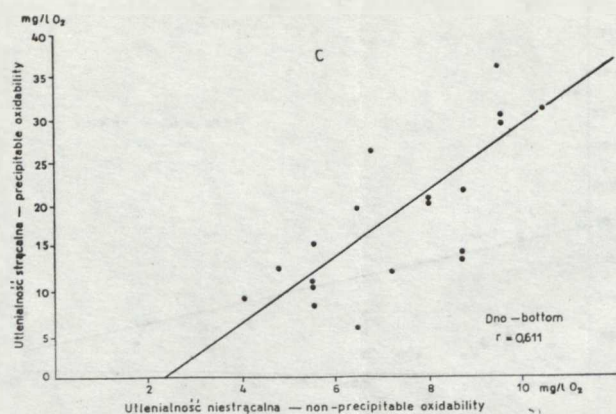
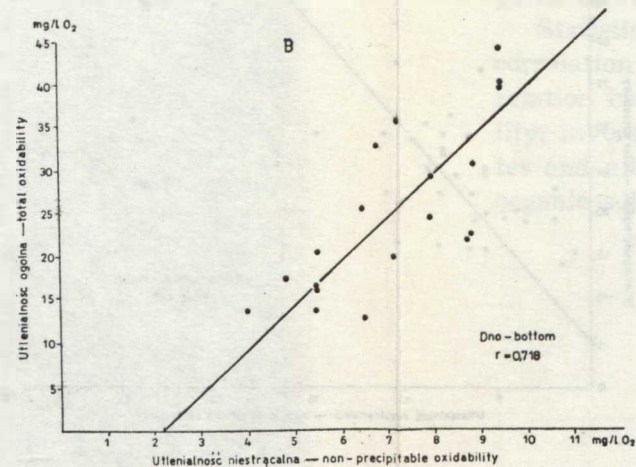
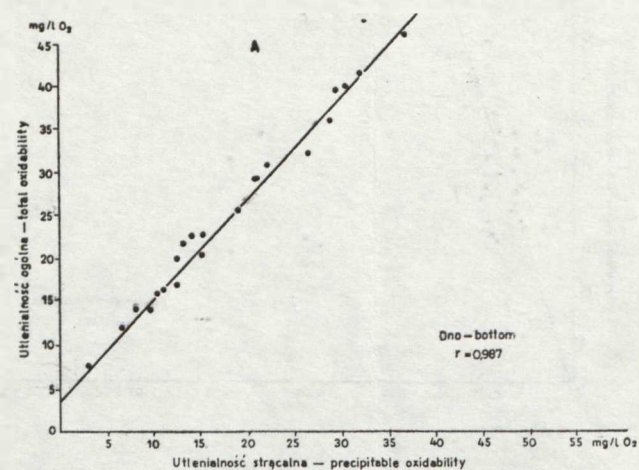
The content of nitrates in these lakes was almost the same as in lakes of other regions of Poland. However, in most of the lakes investigated it was lower in the water layer near the bottom (Table 1).

Statistical analysis of the material obtained showed a significant correlation between the particular forms of oxidability, inverse correlation between the content of ammonia and non-precipitable oxidability, inversely proportional correlation between the occurrence of nitrites and nitrates, and no correlation between the content of nitrites and organic substance (Table 2).



Ryc. 1. Korelacje w powierzchniowych warstwach wody: A — pomiędzy utlenialnością ogólną a utlenialnością strącalną, B — pomiędzy utlenialnością ogólną a utlenialnością niestrącalną, C — pomiędzy utlenialnością ogólną a azotanami, D — pomiędzy utlenialnością niestrącalną a amoniakiem, E — pomiędzy utlenialnością niestrącalną a azotanami, F — pomiędzy azotanami a azotynami

Correlations in the surface water layers: A — between the total oxidability and precipitable oxidability, B — between the total oxidability and non-precipitable oxidability, C — between the total oxidability and nitrates, D — between the non-precipitable oxidability and ammonia, E — between the non-precipitable oxidability and nitrates, F — between the nitrates and nitrites



Ryc. 2. Korelacje w przydennych warstwach wody: A—pomiędzy utlenialnością ogólną a utlenialnością strącalną, B—pomiędzy utlenialnością ogólną a utlenialnością niestrącalną, C—pomiędzy utlenialnością strącalną a utlenialnością niestrącalną, D—pomiędzy utlenialnością niestrącalną a amoniakiem, E—pomiędzy azotanami a azotynami

Correlations in the bottom water layers: A—between the total oxidability and precipitable oxidability, B—between the total oxidability and non-precipitable oxidability, C—between the precipitable oxidability and non-precipitable oxidability, D—between the non-precipitable oxidability and ammonia, E—between the nitrates and nitrites