

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

**zeszyty
naukowe**

114

ZIELONA GÓRA, 1997

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

ZESZYTY NAUKOWE

Nr 114

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 6

**POJEZIERZE ANTROPOGENICZNE
W DORZECZU NYSY ŁUŻYCKIEJ**

Kolegium redakcyjne:

Prof. dr hab. inż. HENRYK GREINERT – przewodniczący

Dr inż. IRENEUSZ WRÓBEL – sekretarz

Dr URSZULA KOŁODZIEJCZYK - członek

Printed in Poland

Wydano za zgodą
Rektora Politechniki Zielonogórskiej

ISSN-0209-0635

Skład komputerowy
JOLANTA KARSKA

ZIELONA GÓRA – 1997. Nakład: 150 egz. Format B-5. Objętość: ark. druk.: 12,5
Oddano do druku w maju 1996 i druk ukończono w czerwcu 1997 r. Papier offsetowy kl. III, 80 g; 70x100.

Druk: zp PZ, zlec. nr 111/97

Spis treści

1. Wstęp, **3**
2. Wróbel I.: *Charakterystyka geograficzno-geologiczna*, **7**
3. Wróbel I.: *Zmieniające się krajobrazy*, **17**
4. Jędrzak A.: *Skład chemiczny wód powierzchniowych*, **29**
5. Jędrzak A.: *Zbiorniki acidotroficzne*, **49**
6. Kolon K., Sorosiek J.: *Rośliny i roślinność „Pojezierza Antropogenicznego*, **79**
7. Kolon K., Sorosiek J.: *Zespoły roślin wodnych w zbiornikach „Pojezierza Antropogenicznego”*, **85**
8. Greinert H.: *Rekultywacja leśna utworów pokopalnianych w rejonie Łęknicy*, **91**
9. Jędrzak A.: *Teoretyczne podstawy możliwości odnowy wód kwaśnych*, **113**

1. Wstęp

Zachodnia część Wzniesień Żarskich cechuje się wyjątkowo silnym zróżnicowaniem morfologii terenu. Spowodowane to zostało przez liczne kopalnie węgla brunatnego. Na naturalnie zróżnicowany krajobraz moreny czołowej zlodowacenia środkowopolskiego nałożyły się formy antropogeniczne w postaci głębokich wyrobisk, w większości wypełnionych wodą, oraz wysokich, stromych hałd. Powstało swego rodzaju „pojezierze antropogeniczne” o silnie zróżnicowanej powierzchni i ponad 100 zbiornikach wodnych różnej wielkości.

Eksploatację węgla brunatnego podjęto na początku drugiej połowy XIX wieku pod Tuplicami. Stopniowo przesuwała się ona w kierunku południowym. Ostatnią kopalnię zamknięto w 1974 roku w okolicy Łęknicy. Węgiel brunatny na skutek zaburzeń glacytektonicznych występuje na tym terenie w postaci łusek i fałd. Stąd też w wyniku działalności górniczej powstało dużo odrębnych wyrobisk o różnym kształcie i rozmiarach, a otaczające je hałdy przypominały „krajobraz księżycowy”.

Osady oraz zbiorniki wodne na skutek obecności pirytu (FeS_2) w węglonośnych utworach miocenkich uległy w większości silnemu zakwaszeniu przez powstający w wyniku utleniania tego materiału kwas siarkowy. Zakwaszenie jest zróżnicowane, w niektórych zbiornikach wodnych spada do pH poniżej 3,0, a w osadach do $\text{pH} = 2,0$. Zbiorniki wodne, które w okresie swojej młodości przechodziły, lub jeszcze znajdują się na etapie acidyfikacji, są unikatowe w skali kraju. W 3-ch z nich stwierdzono występowanie monimolimnionu, warstwy wody przy dnie, nie podlegającej mieszaniu w okresach cyrkulacyjnych, co zdarza się bardzo rzadko.

Antropogenicznie przekształcony obszar pokopalniany przedstawia interesujący obiekt badawczy i dydaktyczny. Zbiorniki o wodzie kwaśnej są doskonałym obiektem badań nad przebiegiem naturalnego procesu zobojętnienia ich wód oraz nad ich rozwojem, przekształcaniem się wody z typu wodorowęglanowego wapniowo-magnezowego w typ siarczanowy

magnezowo-wapniowy. Pozwoliło to pracownikom Zakładu Ekologii i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Wrocławskiego wykazać występowanie różnych zespołów roślinnych, w różnym stopniu wykształconych, jak również stwierdzić obecność akwenów pozbawionych roślin. Wyróżniono 15 zespołów roślin wodnych i występujące w nich ważniejsze gatunki.

Rekonesansowe badania wyżej wymienionego Zakładu wskazały na obecność na stosunkowo niewielkim obszarze, jakim jest pojezierze antropogeniczne” ponad 500 gatunków roślin. Dominują niezbyt bogate bory sosnowe oraz rośliny synantropijne, co wiąże się z dewastacją przyrody przez prace górnicze. Wyróżniono ekosystemy leśne, bagienne oraz dolin rzecznych. Stwierdzono też obecność stanowisk roślin rzadkich i gatunków chronionych.

Obszar pokopalniany stanowi również doskonały teren do badań aktualnie przebiegających procesów geologicznych, co szczególnie interesująco przedstawiono na licznych zdjęciach.

Na terenie zamkniętych kopalń węgla brunatnego przeprowadzono zabiegi rekultywacyjne. Polegały ona na niwelacji powierzchni, uprawie, nawożeniu i zasadzeniu roślinności leśnej, głównie sosny zwyczajnej. Nie wszędzie zabiegi rekultywacyjne można zaliczyć do udanych. Główną przyczyną nie udania się rekultywacji leśnej było niedostateczne rozpoznanie potrzeb nawozowych utworów bezglebowych, silnie zmienionych przez zakwaszające działanie H_2SO_4 . W pracy przedstawiono również wyniki prób poprawy warunków środowiska glebowego na terenach rekultywowanych poprzez znacznie wyższe dawki nawozów mineralnych. Na wodzie kwaśnych zbiorników wodnych przeprowadzono pod tym względem jedynie badania laboratoryjne.

Ireneusz Wróbel*

2. CHARAKTERYSTYKA GEOGRAFICZNO-GEOLOGICZNA

Streszczenie

W artykule przedstawiono - na podstawie analizy literatury naukowej oraz badań własnych autora - charakterystykę fizyczno-geograficzną powstałego pojezierza antropogenicznego, budowę geologiczną i warunki hydrogeologiczne. W skrócie omówiono historię eksploatacji surowców mineralnych oraz przekształcenia w środowisku geograficznym i geologicznym, spowodowane wydobywaniem kopalni.

THE GEOGRAPHICAL AND GEOLOGICAL CHARACTERISTICS

Summary

On the basis of scientific literature and own research work the physical-geographical characteristics of the new developed anthropogenic lakeland, its geographical structure and the hydrogeological conditions were presented. The history of the mineral sources mining and the transformation in the geographical and geological environment were shortly discussed.

2.1. Położenie fizyczno-geograficzne

Badany obszar położony jest w zachodniej części Niziny Sasko-Łużyckiej (J. Kondracki, 1978) w centralnej części Wału Mużakowa, nazywanym także Łukiem Mużakowa. Stanowi on wzniesienie

* dr inż. Ireneusz WRÓBEL – Politechnika Zielonogórska

Tabela 1

Tabela litostratygraficzna w rejonie Łęknicy
Zestawiono na podstawie danych S. Diora i I. Wróbla - 1978)

Podział stratygraficzny		Profil litologiczny	miaższość [m] orient.	Opis warstw	Uwagi	
1		2	3	4	5	
CZwarto - RZĘD	Q _{iv}		15	Holocen: a) piaski, żwiry, mady Nysy Łużyckiej, b) żwiry i piaski wysokiego zasycania, Plejstocen: c) gliny morenowe, piaski i żwiry wodnolodowcowe zlodowacenia środkowopolskiego, d) gliny morenowe, piaski i żwiry wodnolodowcowe zlodowacenia południowopolskiego.	Piaski i żwiry eksploatowane w rejonie Przewoźnik	
	Q _{iii}		5	Ławice piasków gruboziarnistych i żwirów kwarcowych z przewarstwieniami piaszczystych glin kaolinowych.		
IRZECIORZĘD NEOGEN	Pliocen P	seria Gozdniczy		30	a) Poziom ilów i mulków piłmieniowych, b) Poziom ilów i mulków zielonych z glaukonitem, c) Poziom ilów szarych z soczewkami mulków, piasków pylastych i węgla ziemistych.	Eksploatowane do produkcji materiałów ogniotwórczych w ceg. Łęknica ze złóż „Irena”, „Halina Nowa” i „Barbara”.
		seria Poznanińska		15	Węgiel brunatny - pokład „Henryk” zwany też „Łużyckim”, iły, iły pylaste. Drobnolaminowane osady piaszczysto - mulkowe zawierający z dużą ilością fyzyczków z towarzyszącym pokładem węgla brunatnego pośrodku.	Piaski szklarskie w rejonie „Łutyńki”
	górny	seria Mużakowa		15	Węgiel brunatny - pokład „Henryk” zwany też „Łużyckim”, iły, iły pylaste. Drobnolaminowane osady piaszczysto - mulkowe zawierający z dużą ilością fyzyczków z towarzyszącym pokładem węgla brunatnego pośrodku.	Piaski szklarskie w rejonie „Łutyńki”
	seria Łużycka		30	Węgiel brunatny - pokład „Łużycki” („II - Łużycki” o miaższości do 14 m) lub „Scinawski II”. Piaski drobnoziarniste z ławicami i soczewkami kwarcowych żwirów i glin ogniotwórczych. Wśród piasków 1 lub 2 ławice łupków krzemionkowych tzw. kwarcytów. Są to osady rozległych stożków napywowych strefy przygorskiej Sudetów.	Eksploatowano w w kopalni „Babina” Gliny kaolinowe są eksploatowane w rejonie Gozdniczy.	
	seria Żarska		15	Węgiel brunatny - pokład „Scinawski III” (zwany „III - Łużyckim” lub też „Rawckim”). Piaski i żwiry kwarcowe, zaglinione z soczewkami i przewarstwieniami glin kaolinowych. Osady stożków napywowych Sudetów.	Stwierdzono tylko w otworach wiertniczych.	
PALEOGEN OLIGOCEN	seria Lubuska		20	Węgiel brunatny - pokład „Głogowski” (zwany „IV - Łużyckim” typu sapropelitowego. Piaski i żwiry z domieszką glaukonitu, z przewarstwieniami ilów. Osady morskie w facjach płytkowodnej i brachicznej	Stwierdzono w otworach wiertniczych	
	KRĘDA górną			Iły, ilowce, mułowce, margle margle z przewarstwieniami wapieni, wapienie	Stwierdzono tylko w otworach wiertniczych	

morfolologiczne, w formie podkowy otwartej ku północy, utworzonej przez nasuwający się doliną pra-Nysy Łużyckiej lub lądolodu południowopolskiego. Ponownie Łuk Mużakowa był modelowany w wyniku działalności lądolodu zlodowacenia środkowopolskiego, stadiału Warty. (ryc. 1, 2 fot. 1).

Wzgórza Łuku Mużakowa stanowią morenę czołową spiętrzoną, wyniesioną do 153 m npm. Nasuwający się z północy lub lądolodu spowodował zaburzenie i sfałdowanie osadów trzeciorzędowych i wczesnoplejstoceniowych.

W wyniku tej działalności, zalegające na znacznych głębokościach różne surowce mineralne jak węgle brunatne, piaski szklarskie, gliny ceramiczne, zostały wydźwignięte ku powierzchni, dzięki czemu powstały dogodne warunki dla ich eksploatacji (fot. 2, 3).

Łuk Mużakowa rozcięty jest mniej więcej pośrodku współczesną doliną Nysy Łużyckiej. Pokłady węgla brunatnego w polskiej części Łuku Mużakowa, w rejonie Łęknicy wchodzi w skład złoża „Babina” i tworzą wąskie formy ciągnące się niekiedy kilkanaście kilometrów. Zaburzenia glacitektoniczne w tej strefie sięgają 140 m głębokości. Złoże węgla brunatnego „Babina” jest zbudowane z kilku grup pokładów węgla brunatnego, z tym że ze względu na miąższość znaczenie przemysłowe ma pokład łużycki I, zwany też pokładem „Henryk” (górnym miocenem) oraz pokłady łużyckie II zwane ścinawskimi (środkowym miocenem, tab. 1).

2.2. Budowa geologiczna

Budowę geologiczną Łuku Mużakowa przedstawiono na szkicu geologicznym ryc.2, a litostratygraficzny podział osadów wraz z krótką charakterystyką ilustruje tabela 1.

Najstarszymi stwierdzonymi osadami występującymi w rejonie Łuku Mużakowa są iły, mułowce i wapienie z przewarstwieniami piaskowców kwarcowych z glaukonitem, zaliczane do górnej kredy.

Poniżej przedstawia się krótką charakterystykę utworów kenozoicznych.

Osady trzeciorzędowe są szczególnie bogate w różnorodne surowce mineralne o dużym znaczeniu gospodarczym. Z osadami oligocenu i miocenu związane jest występowanie warstw i pokładów węgla

brunatnego. W osadach miocenu występują piaski szklarskie. Górne partie profilu trzeciorzędowego (miocenu i pliocenu) bogate są w surowce ilaste do produkcji wyrobów ceramiki budowlanej, wyrobów kamionkowych, ognio- i kwasoodpornych, a także w mniejszym stopniu do produkcji wyrobów ceramiki stołowej. Ogólna miąższość osadów trzeciorzędowych wynosi około 120 m. W profilu pionowym przeważają osady limniczne z przewagą frakcji pyłowo-piaskowych (tab. 1).

Osady czwartorzędowe pod względem genetycznym i stratygraficznym można podzielić na:

- piaszczysto-żwirowe, rzeczne i wodnolodowcowe wypełniające dolinę Nysy Łużyckiej wraz z tzw. „wysokim zasypaniem”,
- gliniaste i piaszczysto-żwirowe, lodowcowe i wodnolodowcowe w strefie wysoczyzny, występujące lokalnie i o niewielkiej miąższości.

W glacitektonicznych synklinach i kopalnych dolinach zachowały się w szczątkowej ilości osady zlodowacenia południowopolskiego (Q_I). Są to gliny zwałowe oraz osady piaszczysto-żwirowe fluwioglacjalne i rzeczne związane z okresami glacialnymi i interglacialnymi. Osady zlodowacenia środkowopolskiego (stadiału Warty) zalegają niezgodnie na zaburzonym glacitektonicznie podłożu, zbudowanym z osadów trzeciorzędowych oraz starszego plejstocenu.

W morfologii tworzą one wały moren czołowych spiętrzonych. Z morenami czołowymi stadiału Warty związane są niewielkie pola sandrowe w okolicy Krasówki i Przewoźnik (Dyjur-1978).

Oddzielnym typem osadów jest seria piaszczysto-żwirowa, reprezentowana przez utwory rzeczne i wodnolodowcowe niekiedy wzajemnie się zazębiające. Jest to tzw. „wysokie zasypanie”, doliny Nysy Łużyckiej do rzędnej 120 m npm. Osady „wysokiego zasypania” stanowią duże perspektywy dla zlokalizowania i udokumentowania złóż kruszywa naturalnego.

2.3. Warunki hydrogeologiczne

Występowanie wód podziemnych w strefie Łuku Mużakowa zdeterminowane jest morfologią terenu, budową geologiczną i górniczą działalnością człowieka. Odmienne kształtują się stosunki wodne w dolinie Nysy Łużyckiej i na denudacyjnej wysoczyźnie morenowej.

- Dolina Nysy Łużyckiej charakteryzuje się występowaniem jednego poziomu wód podziemnych w osadach piaszczysto-żwirowych, czwartorzędowych, o swobodnym zwierciadle, zalegającym na głębokości 1,0-1,5 m. Wody tego poziomu znajdują się w kontakcie hydraulicznym z wodami rzeki Nysy Łużyckiej. W strefach tzw. „wysokiego zasypania” głębokość zwierciadła wody zwiększa się do 10-15 m. Wody podziemne tego poziomu ujmowane są do eksploatacji w rejonie Łęknicy.
- Obszary wysoczyznowe charakteryzują się intensywnie zaburzonym podłożem geologicznym, które bezpośrednio wpływa na kształtowanie się stosunków hydrogeologicznych. W tej strefie Łuku Mużakowa wydziela się następujące kompleksy hydrogeologiczne:
 - a) Kompleks wód podziemnych czwartorzędowych związany jest z występowaniem osadów piaszczysto-żwirowych, wypełniających niecki w podłożu ilasto-gliniastym. Wody podziemne czwartorzędowe kompleksu wysoczyznowego mają rozprzestrzenienie lokalne. Tworzą wydłużone zbiorniki wód podziemnych o miąższości warstwy wodonośnej od kilku do 15 m. Wody podziemne omawianego kompleksu ujmowane są do eksploatacji studniami kopanymi na potrzeby lokalne,
 - b) Kompleks wód podziemnych trzeciorzędowych zalega w warstwach o skomplikowanej budowie geologicznej i charakteryzuje się złożonymi stosunkami hydrogeologicznymi. Składa się z kilku horyzontów wodonośnych o miąższości do 20 i więcej metrów każdy, rozdzielonych między sobą warstwami iłów, mułków i węgla brunatnych. Warstwy wodonośne reprezentowane są przez piaski drobno- i średnioziarniste, a bardzo często także przez piaski pylaste. Są to wody o charakterze subartezyjskim o znacznym ciśnieniu hydrostatycznym dochodzącym do 550 kPa (około 55 m słupa wody). Wody podziemne kompleksu trzeciorzędowego mają znaczne rozprzestrzenienie. Wody podziemne subartezyjskie z poziomów trzeciorzędowych ujmowane są do eksploatacji przez wodociągi miejskie w Łęknicy. Wydajności jednostkowe dla poszczególnych trzeciorzędowych horyzontów wodonośnych są rzędu 0,5 - 1,5 m³ na sekundę przy jednym metrze depresji. Współczynniki filtracji ujmowanych warstw poziomów trzeciorzędowych wynoszą 0,0000138 - 0,0000946 m na sekundę.

2.4. Kopalnictwo surowców mineralnych

Na terenie Łęknicy od początków naszego stulecia są czynne zakłady produkujące materiały ogniotrwałe, które zaopatrują się w surowce z miejscowych złóż glin ogniotrwałych. W wyniku wyeksploatowania surowców ilastych pozostały do zagospodarowania wyrobiska po byłych kopalniach „Halina”, „Halina Nowa” i „Irena”, łącznej powierzchni około 25 ha. Część odkrywki „Irena” przeznaczono pod wysypisko odpadów komunalnych.

Udokumentowane zasoby ilów ogniotrwałych wynoszą około 500 tys. ton (wg stanu w 1975 r.). Na południowy wschód od m. Łęknica, na gruntach wsi Przewoźniki, w latach siedemdziesiątych zlokalizowano znaczne zasoby kruszywa naturalnego (około 17 mln ton zasobów bilansowych) o korzystnych parametrach jakościowych, przydatnego do produkcji pospółek i żwirów różnych klas.

Od 1975 r. na złożu kruszywa „Przewoźniki I” prowadzone jest wydobywanie piasków i żwirów przez Zielonogórskie Zakłady Eksploatacji Kruszywa. Eksploatacja surowców ilastych (glin ogniotrwałych) i kruszywa naturalnego powoduje zniszczenie i przekształcenie pierwotnej powierzchni terenu, jednak rekultywacja jest tu o wiele łatwiejsza i mniej uciążliwa niż na obszarach po eksploatacji węgla brunatnego.

W przeszłości w rejonie Łęknicy na skalę przemysłową wydobywano węgiel brunatny. Początki działalności kopalni „Babina” sięgają 1903 roku. W 1937 r. wydobyto 220 tys. ton węgla i wyprodukowano 70 tys. ton brykietów. Kopalnia „Babina” prowadziła eksploatację do ostatnich dni II wojny światowej (Żaba J. 1977).

Po wyzwoleniu, już w lipcu 1945 roku rozpoczęto przygotowania do ponownego jej uruchomienia. Tereny kopalni były zaminowane a sztolnie upadłe zalane wodą. Pomimo ogromnych trudności organizacyjnych i technicznych do końca 1945 r. wydobyto 224 tony węgla.

Eksploatację węgla brunatnego w rejonie Łęknicy prowadzono sposobem odkrywkowym, podziemnym i podziemno-odkrywkowym. W okresie prosperity wydobywanie węgla brunatnego osiągało około 250 tys. ton w ciągu roku. Ze względu na wysokie koszty produkcji, kopalnia „Babina” została zamknięta z dniem 1 stycznia 1974 roku. W wyniku ponad 70-letniej działalności górniczej na złożu „Babina” nastąpiły przekształcenia powierzchni terenu na dużą skalę. Pozostałością są

„księżycowe krajobrazy” bardzo trudne do rekultywacji i zagospodarowania.

Tabela 2

Zestawienie powierzchni przekształconych przez kopalnie węgla brunatnego na środkowym Nadodrzu (wg J. Żaby, 1977)

Nazwa kopalni	Miejscowość	Powierzchnie przekształcone w ha
„Zielona Góra”, „Słone”	Zielona Góra, Słone, Buchalów	70
„Potok”	Cybinka	25
„Edward”	Długoszyn	15
„Tuplice”, „Wiktor”	Tuplice, Trzebiel	460
„Oskar”, „Smogóry”	Smogóry	40
„Sieniawa”	Łagówek, Sieniawa	83
zakłady „Lohser” „Augusta-Teresa”, „Henryk”	Łaz, Mirostowice, Żary-Kunice, Olbrachtów, Stawnik	115
„Matylda”, „Emma”, „Maria”	Królikowce, Nieciecz, Lasocin	60
Zakłady „Tschöpelner”	Nowe Czaple, Łęknica, Bronowice	432
	Razem	1300

Stare wyrobiska i zwałowiska kopalni „Babina” położone są na północny-wschód od miasta Łęknica i w rejonie wsi Bronowice. Głębokość wyrobisk poeksploatacyjnych przekracza często 35 m. W większości przypadków zalane są wodą, silnie zsiarczoną i zakwaszoną (2,5 pH). Zwałowiska wokół wyrobisk zbudowane są najczęściej z materiału pylasto-piaszczystego z domieszką brunatnego

pyłu węglowego i siarczków żelaza. Stanowią więc dla gleby inicjalnej podłoże mało stabilne i bardzo kwaśne. W strefach krawędziowych wyrobisk i na skarpach zwałowisk obserwuje się intensywną erozję, a także ruchy masowe w postaci osuwania i pełznięcia mas ziemnych.

Wg J. Zaby (1977) na terenie kopalni „Babina” w wyniku eksploatacji, przekształconych zostało około 432 ha. Moim zdaniem jest to liczba zanizona i nie obejmuje terenów zdewastowanych, przyległych do obszarów górniczych. Faktycznie powierzchnia terenów przekształconych jest znacznie większa (tab.2).

Nie wzięto pod uwagę terenów zdewastowanych, znajdujących się w zasięgu szkód górniczych.

Eksploatacja surowców ilastych ceramiki budowlanej i glin ogniotrwałych w rejonie Łęknicy prowadzona jest od lat dwudziestych naszego stulecia. Ogółem tereny przekształcone w wyniku eksploatacji tych surowców wynoszą ok. 25 ha. Zakłady Materiałów Ogniotrwałych w Łęknicy posiadają projekty rekultywacji obszarów przekształconych.

Eksploatacja kruszywa naturalnego ze złoża „Przewoźniki I” spowoduje dalsze dodatkowe przekształcenie powierzchni terenu w rejonie Łęknicy. Jeżeli na bieżąco będzie się prowadzić rekultywację terenów poeksploatacyjnych, to należy mieć nadzieję, że nie dojdzie do wyłączenia z użytkowania terenów pokopalnianych na wiele dziesiątków lat, jak to nastąpiło na terenach po wyeksploatowaniu węgla brunatnego.

Literatura

- [1] **Ciuk E.** : *Rozdział „Węgiel brunatny” w: Surowce mineralne Ziemi Lubuskiej.* Warszawa 1978.
- [2] **Dybor S.**: *Trzeciorzęd południowej części Łuku Mużakowa, - Wiek utworów trzeciorzędowych Łuku Mużakowa, - Zaburzenia glaciektoniczne i ukształtowanie utworów czwartorzędowych w Łuku Mużakowa.* Przewodnik L Zjazdu PTG Zielona Góra, 1978.
- [3] **Greinert H.**: *Niektóre właściwości gleb zwałów pokopalnianych w okolicach Łęknicy w woj. zielonogórskim.* Materiały konferencyjne, PTG Zielona Góra, 1983.
- [4] **Klimaszewski M.**: *Geomorfologia ogólna.* PWN Warszawa, 1978
- [5] **Kondracki J.**: *Geografia fizyczna Polski.* PWN Warszawa, 1967.

- [6] **Krygowski B.:** *Geomorfologia*. Cz. I. Geografia fizyczna Niziny Wielkopolskiej, Poznań, 1961.
- [7] **Stankowski W.:** *Rozwój środowiska fizyczno-geograficznego Polski* PWN Warszawa 1976.
- [8] **Wróbel I., Mendaluk J.:** *Surowce mineralne oraz problemy zagospodarowania terenów poeksploatacyjnych w południowo-wschodniej części Łuku Mużakowa*. Przewodnik L -Zjazdu PTG, Zielona Góra, 1978.
- [9] **Żaba J.:** *Historia eksploatacji węgla brunatnego na terenie Środkowego Nadodrza*. Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego nr 169 Geologia t. 1, Katowice, 1977.

Ireneusz Wróbel*

3. ZMIENIAJĄCE SIĘ KRAJOBRAZY

Streszczenie

Eksploatacja surowców mineralnych w rejonie tzw. Łuku Mużakowa w XIX i XX wieku, spowodowała zniszczenie na dużych przestrzeniach:

- szaty roślinnej i gleby,*
- pierwotnej rzeźby powierzchni terenu,*
- pierwotnych stosunków wodnych w zakresie splywu powierzchniowego i podziemnego.*

Pojawiły się dwa nowe elementy krajobrazu:

- pojezierze antropogeniczne w wyniku powstania 39 akwenów poeksploatacyjnych,*
- „księżycowe krajobrazy” - na obszarach hałdowania utworów nieprzydatnych dla gospodarki.*

Na terenach przekształconych - pod wpływem współczesnych geodynamicznych czynników zewnętrznych - rozwinęły się procesy erozji i akumulacji wodnej oraz zjawiska eoliczne, które tworzą nowe, ciekawe krajobrazy. Współczesne procesy morfogenetyczne dokumentują 52 fotogramy Pana Jerzego Mendaluka.

THE CHANGING LANDSCAPES

Summary

The exploitation of mineral resources in the region of Mużakow Arch in XIX and XX century caused land destruction on large areas.

The destructive processes affected:

- plant cover and soil,*
- the primary land relief,*

* dr inż. Ireneusz WRÓBEL - Politechnika Zielonogórska

- *the primary water conditions, especially the surface and underground run-off.*

Two new landscape elements appeared:

- *an anthropogenic lakeland as a consequence of formation of 39 excavation sea areas,*
- *„moon-like landscapes” on the dumping area.*

Under the actually proceeded geodynamical exogenic factors on the deformed areas processes of water erosion, wind erosion and sediment accumulation accrued. New, interesting landscapes have been formed. The contemporaneous morphogenetic processes are performed in 52 photogrammes by Jerzy Mendaluk.

3.1. Zmiany w ukształtowaniu terenu spowodowane eksploatacją surowców mineralnych

Nasuujące się na Niz Europejski lądolody skandynawskie rozpoczęły nowy plejstoceniowy cykl krajobrazowy, który należy rozumieć jako zespół zdarzeń ważnych dla współczesnej rzeźby również na obszarze tzw. Łuku Mużakowa. Pomimo, że cykl ten trwał zaledwie około 3 mln lat (Stankowski W, 1976) od schyłku pliocenu (od pierwszego poważnego ochłodzenia klimatu) po holocen (patrz tabela 1), to przebiegające wtedy procesy były decydujące dla ukształtowania ostatecznej rzeźby powierzchni w badanym rejonie.

W wyniku naporu lądolodów plejstoceniowych na plioceniowe podłoże geologiczne, zalegające na znacznych głębokościach (100-200 m) w osadach miocenu węgle brunatne i piaski szklarskie oraz ility ceramiczne miocenu i pliocenu zostały zaburzone w swoim pierwotnym ułożeniu i wydzwignięte ku powierzchni (ryc. 2). Powstały w ten sposób tak zwane glacictektoniczne struktury fałdowe, fałdowo-tuskowe i porwakowe. Taki układ przestrzenny warstw poziomów trzeciorzędowych, zawierających kopaliny użyteczne, pozwolił na stosunkowo łatwe udokumentowanie zasobów złóż węgla brunatnych, piasków szklarskich, iłów ceramicznych oraz stworzył dogodne warunki techniczno-ekonomiczne dla rozpoczęcia przemysłowego wydobywania tych kopalin. Eksploatacja złóż surowców mineralnych w rejonie Łuku Mużakowa powodowała zmiany w krajobrazie, jaki został ukształtowany u schyłku plejstocenu (po

ustąpieniu lądolodów) oraz w holocenie. Na znacznych przestrzeniach (ryc. 3) zniszczeniu uległy:

- szata roślinna a przede wszystkim bory sosnowe wraz z warstwą gleby,
- pierwotna rzeźba powierzchni terenu, powstały zwałowiska nakładu oraz zbiorniki wodne zwane jeziorami antropogenicznymi,
- stosunki wodne w zakresie spływu powierzchniowego oraz stosunki hydrogeologiczne, przez nacięcie i w następstwie wymieszanie się wód, różnych pod względem stratygraficznym poziomów wodonośnych.

Na obszarach przekształconych pod wpływem geodynamicznych czynników zewnętrznych, rozwinęły się procesy erozji i akumulacji wodnej oraz zjawiska eoliczne, które na badanych obszarach tworzą nowe, ciekawe krajobrazy. Kolejnym etapem przekształcania powierzchni terenu jest próba zagospodarowania obszarów zdewastowanych a w szczególności zwałowisk skały płonej i obrzeży nowo powstałych zbiorników wodnych nazywanych także jeziorami burowęglowymi.

Na krajobraz pojezierza składają się dwa zasadnicze elementy: zagłębienia wypełnione wodą oraz piętrzące się hałdy.

Zbiorniki wodne

Pozostałością po dawnej eksploatacji węgla brunatnego, itów i glin ceramicznych oraz piasków szklarskich są hałdy piasków i pyłów brunatnych z nakładu oraz liczne bezodpływowe lub włączone do obiegu wodnego zbiorniki wód powierzchniowych. Budowa geologiczna i stosunki hydrogeologiczne rejonu warunkowały sposób prowadzenia eksploatacji surowców mineralnych. Węgiel brunatny wydobywano sposobem odkrywkowym lub podziemnym, a niekiedy obydwoma sposobami łącznie.

Sposób eksploatacji i budowa geologiczna warunkują genezę, kształt i wielkość powstających zbiorników wodnych. W przypadku eksploatacji podziemnej powstają w pierwszej kolejności niecki zapadliskowe wypełnione w pierwszym okresie wodami atmosferycznymi, a w przypadku dalszego obniżania się dna zapadliska, po zetknięciu się z wodami podziemnymi również tymi wodami. W wielu regionach Ziemi Lubuskiej na obszarach pokopalnianych procesy zapadliskowe trwają nadal. Są to procesy powolne lub też gwałtowne. O skomplikowanych

układach hydrogeologicznych w strefie Łuku Mużakowa dowodzi również bliskie sąsiedztwo form zapadliskowych, z których jedno jest suche, a drugie zawadnione, pomimo położenia na tym samym poziomie. Zapadliska suche tworzą najczęściej korytowe obniżenia z ciągami lejów zapadliskowych pośrodku.

Wypełnione wodą zapadliska podłużne i zagłębienia końcowe po odkrywkowej eksploatacji węgla brunatnego spowodowały, że w obrębie Łuku Mużakowa i w jego otoczeniu stwierdzić można powstanie swoistego „pojezierza antropogenicznego” (Kozacki L. 1978). Pojezierze to ciągnie się wzdłuż wyniesienia morfologicznego od Łęknicy do Tuplic. Wyróżnić tu można trzy oddzielne skupiska jezior.

W południowej części pojezierza, na NE od Łęknicy znajduje się łącznie 39 zbiorników wodnych wśród których jeden zbiornik posiada powierzchnię 15,07 ha, 4 zbiorniki posiadają powierzchnię 6 do 7 ha, 9 ma powierzchnię około 1 ha. Pozostałe to zbiorniki małe o powierzchni około 0,25 ha.

Na omawianym obszarze L. Kozacki (1978) wydzieliła trzy podstrefy: środkową składającą się z powierzchni wodnych zajmujących obniżenia o złożonej genezie, zapadliskowo-wyrobiskowej oraz podstrefy południową i północną gdzie przeważają zbiorniki wodne powstałe w zagłębieniach typu wyrobiskowego. Ogólna orientacja osi wydłużenia zbiorników wodnych zmienia się z południkowej na północny wschód - południowy zachód, co ściśle wiąże się z orientacją Łuku Mużakowa. Dla południowej części pojezierza antropogenicznego (rejon Łęknicy), Wojewódzki Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze w latach 1974-1976 wykonał pierwsze wskaźnikowe analizy fizyczno-chemiczne (tab.3). Cechą charakterystyczną większości jezior burowęglowych jest brak płytkich partii przybrzeżnych, strome zbocza i dna nierówne (fot. 4, 5, 6). Wokół niektórych zbiorników obserwuje się współczesne procesy tworzenia się wąskich piaszczystych plaż (fot. 7). Następne zgrupowanie jezior antropogenicznych występuje na południe od Trzebiela i Kamienicy. L. Kozacki (1978) zinwentaryzował tu 33 „jeziorka” w nieckach zapadliskowych podłużnych, przeważnie w grzbietowej części Łuku Mużakowa - na wysokości ponad 150 m n.p.m., co jest ewenementem. Wielkość powierzchni wodnych waha się od kilkuset metrów kwadratowych do około 3,5 ha. Wspólną cechą tych zbiorników wodnych jest posiadanie stromych i wysokich brzegów.

Czystość wody jest zróżnicowana o czym świadczy jej barwa - często rdzawo - brunatna i obumieranie roślinności na brzegach.

Na południe i południowy-wschód od Tuplic znajduje się trzecia strefa 29 jezior. Są to zbiorniki wodne wydłużone w większości przypadków zawierające wody o dużej przezroczystości. Będą to w większości zbiorniki powstałe w wyrobiskach po wyeksploatowaniu surowców ceramiki budowlanej i kruszywa naturalnego. W zbiornikach antropogenicznych powstałych po wyeksploatowaniu węgla brunatnego wody są z reguły mniej przezroczyste, wykazują rdzawo-brunatne zabarwienie i niskie wartości pH od 2,2 do 3,4 (tab.3).

Specyfiką wód jezior burowęglowych jest występowanie siarczanu żelazawego (FeSO_4). Związek ten hydrolizując i pobierając tlen tworzy między innymi wolny kwas siarkowy. Zasadowość wód jest niewystarczająca do zobojętnienia powstającego kwasu siarkowego, wobec tego wody jezior burowęglowych są silnie kwaśne.

Powyższe procesy geochemiczne są przyczyną utrudniającą wykorzystanie i zagospodarowanie jezior burowęglowych. W przybrzeżnych partiach niektórych zbiorników można zauważyć znaczne ilości ochry żelazowej, będącej produktem hydrolizy siarczanu żelazawego. Tworzy ona duże „płaty” barwiące wodę na kolor intensywnie czerwony. Zjawisko powyższe jest dobrze widoczne w strefie brzeżnej jeziora burowęglowego przy drodze do miejscowości Przewoźniki (fot. 7). Z dużym prawdopodobieństwem można przyjąć, że powierzchnie niektórych jezior antropogenicznych w wyniku trwających procesów zapadliskowych powoli się powiększają.

W dnach jezior okresowo wysychających i w strefach brzeżnych jezior stałych w okresach skracania się linii brzegowej, powstają przeróżne tekstury wysychania a niekiedy zachowują się także tekstury pływnięcia. W płytkich partiach zbiorników wodnych (fot. 8 i 9) obserwuje się tekstury podwodnych prądów przybrzeżnych.

Tabela 3

*Wyniki badania wód powierzchniowych
w wyrobiskach po węglu brunatnym w rejonie Łęknicy*

<i>Miejsce pobrania prób wody do analizy</i>	<i>pH</i>	<i>SO mg/dm³</i>	<i>Cl mg/dm³</i>	<i>Fe mg/dm³</i>	<i>Ca mg/dm³</i>	<i>Mg mg/dm³</i>	<i>Kwasowość mineralna mval/dm³</i>	<i>Fe⁺² mg/dm³</i>
Jezioro o pow. 15,07 ha przy drodze do Przewoźnik	2,5	1488	28	33,3	153	138	5,5	3,0
Jezioro o pow. 3,52 ha przy drodze do Przewoźnik	2,2	632	17	29,7	74	77	2,7	2,8
Jezioro o pow. 6,86 ha w rejonie Łęknicy	3,4	321	49	7,2	63	41	0,6	1,2
Jezioro o pow. 2,80 ha w rejonie Łęknicy w pobliżu Nysy Łużyckiej	3,0	557	40	24,2	95	69	1,4	2,8
Jezioro o pow. 3,34 ha w rejonie Bronowic	2,9	693	19	27,3	93	79	2,6	3,0
Rzeka Chwaliszówka 100 m powyżej ujścia do Nysy Łużyckiej	3,3	248	23	9,3	48	33	0,8	2,0

Uwaga: Wartości liczbowe są średnią z 6 analiz wykonanych w okresie wrzesień 1975 - luty 1976 (próby comiesięczne). Analizy wykonał Wojewódzki Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze.

Struktury wysychania w różnym stopniu pokazane zostały na fot. 10, 11, 12, 13, 14 i 15. W początkowym okresie wysychania, po wyparowaniu wody rozpoczyna się wysychanie dennego mułu jeziornego. W rezultacie na powierzchni mułu utrwalane zostają ślady zwierząt oraz różnego gatunku zmarszczki itp. W wyniku dalszej utraty wilgoci, zaczynają powstawać spękania z wysychania - początkowo rzadkie, tworzące powierzchnie poligonalne kilkunastometrowej wielkości (fot. 10

i 15). Przy dalszym wysychaniu tworzą się powierzchnie poligonalne od kilku do 20-30 cm, zwane takyrami.

Rozwartość spękań wzrasta do 2-3 cm w zależności od procentowej zawartości frakcji iłowej w osadzie jeziornym (fot.12). Przy utrzymywaniu się przez dłuższy okres suszy, powierzchnie takyrowe pokryte zostaną ilastymi zwiwkami (fot. 10 i 15), które z kolei podlegają wietrzeniu fizycznemu - rozkruszeniu a następnie deflacji.

Kolejny opad atmosferyczny spowoduje wypełnienie powstałych w czasie posuchy szczelin „świeżym mułem” (fot. 12), co w efekcie w procesie ponownego wysychania da nowe pierścieniowe tekstury wysychania (fot. 14 i 15). W wyniku wysychania będą się tworzyły wewnątrz pierścieni mniejsze, kilkucentymetrowe powierzchnie poligonalne

Księżycowe krajobrazy

Drugim nowym elementem rzeźby powstałym w rejonie Łuku Mużakowa w wyniku robót górniczych są zwałowiska tak zwanej skały płonej, złożone przede wszystkim z materiału pylastego i pylasto-piaszczystego mioceńskiej formacji burowęglowej. Pod względem mineralogiczno-petrograficznym materiał budujący hałdy składa się z kwarcu, skaleni, ziaren skał ciemnych, pyłu węgla brunatnego i łuseczek muskowitu oraz niewielkich domieszek illitu i kaolinitu. Siarczki żelaza występują tu w ilości do 1%. Wysokość hałd dochodzi do 20-25 m ponad pierwotną powierzchnię terenu, a górne partie zwałowisk kształtem przypominają zespoły stożków ze stromymi skłonami o nachyleniu do 45° (fot. 5, 6). Zwałowiska były sypane wokół wyrobisk odkrywkowych sięgających do głębokości 40 m, które po zakończeniu eksploatacji tj. po zaprzestaniu pracy pomp odwadniających, stopniowo wypełniały się wodą (fot. 2, 4). Powstały w ten sposób antropogeniczne burowęgłowe krajobrazy pozbawione jakiegokolwiek szaty roślinnej (fot. 4 i 5). Hałdy skały płonej tworzą grunty drobnoziarniste i pylaste małospoiste lub luźne, wyjątkowo podatne na erozję wodną i działalność eoliczną. Powstają w ten sposób „martwe” krajobrazy, tworzące fantazyjne ukształtowania, budzące uczucie niepokoju i grozy. Takie krajobrazy znane są z wielu pustynnych zakątków kuli ziemskiej oraz z rejonów o silnie rozwiniętym górnictwie. Również w rejonie Łęknicy w krainie

zwanej Borami Dolnośląskimi na obszarach składowania nadkładu (skały płonej) powstały „martwe” dziwaczne, bo nie odpowiadające naturalnym krajobrazy, nazwane przez Z. Jemena „księżycowymi” (Gazeta Nowa nr 33/90). Surowce mineralne służą człowiekowi i stąd potrzeba przekształcenia pierwotnej powierzchni. Jednak po odzyskaniu kopalin użytecznych, obszary zdewastowane muszą być rekultywowane i przywracane na użytek społeczeństwa. Są to sprawy bardzo trudne, gdyż musi być odtworzona bio- i geochemia oraz stworzona nowa rzeźba powierzchni terenu, ażeby zaistniała możliwość świadomej rolniczej lub leśnej działalności gospodarczej

3.2. Współczesne procesy morfogenetyczne

Proces erozji wodnej najintensywniej rozwija się na zboczach zwałowisk oraz w strefach krawędziowych wyrobisk poeksploatacyjnych (fot. 4, 5, 6). Najczęściej obserwuje się spłukiwanie, zmywanie i żłobienie. Procesy powyższe nakładają się na siebie i w początkowym stadium rozwoju praktycznie nie można rozpatrywać oddzielnie denudacji oraz erozji liniowej. Erozja wodna na obszarach przekształconych w rejonie Łęknicy wywołana jest wodami opadowymi i roztopowymi.

a) Spłukiwanie powierzchniowe i żłobienie

Początkowo, po uformowaniu hałd nadkładu w czasie deszczu powstaje gęsta sieć drobnych strumieni, krótkich i nieregularnych o długości od kilku do kilkudziesięciu centymetrów, rozcinających podłoże (fot. 16). Z czasem strugi wodne prowadzą coraz więcej wody w wyniku czego ich siła niszcząca jest coraz większa, a efektem są żłobiny i rozdoły (fot. 17, 18). Żłobiny deszczowe w materiale luźnym rozwijają się szybko lecz są tworem nietrwałym, efemerycznym. Każda następna ulewa lub faza roztopów powodują ich pogłębienie lub zasypanie. Profil poprzeczny żłobiny przypomina literę V, a głębokość rośnie w dół stoku sięgając niekiedy 1 m (fot. 17).

Z czasem drobna sieć żłobin deszczowych przekształca się w rozdoły - to jest formy większych rozmiarów ze stromymi zboczami, również w profilu poprzecznym V-kształtne (fot. 17).

U podnóża stoków modelowanych przez okresowe potoki, u wylotów żłobin i rozdołów powstają stożki proluwialne. Przy nałożeniu się na siebie wielu stożków tworzą się wokół nich pokrywy i równiny proluwialne (fot. 19). Uwolnione z zawiesiny mineralnej wody opadowe wypływające ze żłobin, rozdołów i rynien, wykorzystując nierówności na powierzchniach równin proluwialnych, dzielą się na rozliczne odnogi pokrywające gęstą siecią strug (rain rill) nowopowstałe równiny proluwialne (fot. 20). Strugi te zwane również anastomozującymi (na przemian dzielące się i łączące) zrównując podłoże, zbierają ponownie drobny materiał mineralny i transportują go do zbiornika sedymentacyjnego - jeziora lub rzeki (fot. 18). W przypadku, gdy opad deszczu jest niewielki a wodochłonność podłoża znaczna, w ogóle nie dochodzi do spływu powierzchniowego w strefie powstałej równiny proluwialnej.

Jeżeli miąższość osadów proluwialnych budujących równiny wokół stromych stoków (fot. 19, 20) jest znaczna, to masy wody opadowej wypływające z żłobków, rozdołów i innych rozcięć po uwolnieniu się z transportowanego materiału mineralnego, infiltrują w podłoże zasilając w ten sposób wody podziemne. Nie dochodzi wtedy do powstawania sieci anastomozujących strug i dalszego modelowania powierzchni stożków proluwialnych (fot. 21).

b) Zmywanie

Zmywanie jest bardzo intensywnym spłukiwaniem zachodzącym w zlewniach okresowo odwadnianych wskutek bardzo ulewnego deszczu (Klimaszewski M. 1978). Na obszarze Łuku Mużakowa, szczególnie intensywnym zmywom podlegają strome skarpy wyrobisk po odkrywkowej eksploatacji węgla brunatnego oraz hałdy skały płonej. Procesy zmywania występują łącznie z procesami spłukiwania powierzchniowego i liniowego i wzajemnie się na siebie nakładają. Na fot. 22 widoczne są efekty procesów spłukiwania i zmywania na stokach hałd skały płonej w postaci sieci drobnych żłobków przechodzących w niewielkie rozdoły oraz w postaci „czyszczenia” skarpy wyrobiska (na fotografii - poniżej drzewa) z licznymi głębszymi rozcięciami stromo zapadających warstw serii burowęglowej miocenu.

W wyniku spłukiwania i zmywania u podnóża stromych stoków dochodzi do tworzenia się stożków równin proluwialnych. Z kolei na

rozcinanych strugami równinach proluwialnych powstają rozdoły a materiał z rozmycia transportowany jest do jezior burowęglowych, gdzie sedymentuje jako osad podwodnej delty (fot. 23).

Osady zmywowe, niszczą zrekułtywowane - przez nasadzenia leśne - równiny proluwialne, ciągnące się wzdłuż zwałowisk nakładu (fot. 24).

W wyniku zmywania wietrzliny ze stromych skarp wyrobisk górniczych możliwy jest wgląd w budowę wewnętrzną górnych partii profilu litostratygraficznego elewacji Mużakowa. Na fot. 25, 26 i 27 widoczna jest struktura wewnętrzna poszczególnych ławic serii burowęglowej miocenu. Na fot. 25 widoczne są glacitektoniczne struktury fałdowe z charakterystycznymi inwolucjami poszczególnych warstewek. W środkowej części fotografii widoczny jest fragment rozerwanej synkliny. Fot. 28 przedstawia fragment skarpy wyrobiska górniczego z widocznymi teksturami poszczególnych ławic osadów burowęglowych miocenu.

Warstwy zbudowane z bezstrukturalnych mułków, na powierzchni pokryte są gęstą siecią żłobin deszczowych zgodnych ze spadkiem stoku (skarpy), natomiast ławice piaszczyste drobnolaminowane w zboczu skarpy wykazują drobny relief ciągnący się wzdłuż zbocza (fot. 27). Na powierzchniach równin proluwialnych w wyniku zmywu pozostają bryły i grudy z materiału skonsolidowanego (fot. 28), a na wyrównanych poziomach zwałowisk tworzą się charakterystyczne wydłużone tekstury zmywania (fot. 29).

c) Strumienie ziemne

Strumienie ziemne tworzą się w wyniku przepojenia wodą utworów pylasto-piaszczystych i są jedną z form erozji zmywowej. Strumienie zwane też błotnymi tworzą się na stokach o małym nachyleniu - gdy miąższość utworów przepojonych wodą jest znaczna a pokrywa roślinna uboga lub zniszczona. W wyniku przesycenia gruntów drobnoziarnistych wodą, cząstki mineralne przestają stykać się ze sobą a grunt przechodzi w stan kurzawkowy i powstają warunki do jego upłynniania się. Półpłynna masa odrywając się od stoku, spływa w dół i gromadzi się poniżej w postaci języków błotnych lub stożków. Języki i stożki błotne mogą być bardzo różnorodnych kształtów (fot. 30, 31, 32, 34 i 35) i o bardzo zróżnicowanej wielkości od kilku centymetrów

do kilku metrów długości. Z reguły są to formy wydłużone (fot. 37) często z rynnowym zagłębieniem pośrodku oraz miejscami na powierzchni pomarszczone lub z nabrzmieniami (fot. 30).

Końcowe fragmenty stożków błotnych są spłaszczone i często tworzą rozległe wachlarze. Po odsączeniu się wody, powierzchnie strumieni i stożków błotnych pokrywają twarde skorupy wysychania. Strumienie i stożki błotne są tworami bardzo nietrwałymi i przy następnym intensywnym opadzie atmosferycznym podlegają zniszczeniu lub przemodelowaniu.

Morfologiczna działalność wiatru - uzależniona jest przede wszystkim od charakteru podłoża geologicznego i pokrycia powierzchni terenu szatą roślinną. Rozmiary tej działalności są największe w strefach klimatu suchego i półsuchego. W warunkach klimatu umiarkowanego mogą się objawiać z większą intensywnością w przypadku zniszczenia szaty roślinnej i pierwotnej powierzchni litosfery w wyniku np. działalności górniczej. Takie warunki zaistniały na obszarach po eksploatacji węgla brunatnego w Łuku Mużakowa. Spulchnienie urobku z nakładu, usypanie rozległych hałd z materiału pylasto-piaszczystego doprowadziło do intensyfikacji deflacji, to jest wywiewania pyłu i piasku. W wyniku wywiewania przewarstwień mniej skonsolidowanych w skarpie z osadami burowęglowymi tworzą się szczeliny deflacyjne wzdłuż powierzchni sedymentacyjnych (fot. 38, 39). Procesy deflacyjne, przejawiające się na skarpach wyrobisk górniczych odsłaniają tekstury i struktury poszczególnych ławic. Na fot. 40 i 41 widoczna jest „zeberkowa” tekstura w ławicy drobnoziarnistego piasku mioceńskiego, natomiast w innym miejscu skarpy (fot. 42) w wyniku deflacji uwidocznione zostały smugowania i laminacja w ławicy piaszczystej.

W wielu miejscach w strefach brzeżnych jezior burowęglowych w wyniku deflacji dochodzi do powstawania powierzchni z brukiem deflacyjnym (fot. 43) i pól wydmowych z charakterystycznymi zmarszczkami eolicznymi (fot. 44, 45, 46). Niekiedy w strefach zawietrznych dochodzi do tworzenia się wydm piaszczystych o wysokości około 50-60 cm z bardziej łagodnymi stokami dowietrznymi (6-12°) i stromymi stokami po stronach odwietrznych z charakterystycznymi podłużnymi rowkami eolicznymi.

Na wyrównanych powierzchniach deflacyjnych występują liczne eoligiptolity o zróżnicowanym składzie petrograficznym i różnej wielkości (fot. 48 i 49).

Literatura

- [1] **Greinert H.:** *Niektóre właściwości gleb zwałów pokopalnianych w okolicach Łęknicy w woj. zielonogórskim.* Materiały konferencyjne PTG, Zielona Góra, 1983.
- [2] **Jemen Z.:** *Nasze księżycowe krajobrazy.* Gazeta Nowa nr 33/90.
- [3] **Klimaszewski M.:** *Geomorfologia.* PWN Warszawa 1979l.
- [4] **Kozacki L.:** *Jezióra antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania.* w: *Jezióra Ziemi Lubuskiej, ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniem.* Mat. na sympozjum naukowe. Zielona Góra-Łagów, 1976.
- [5] **Mendaluk J., Wróbel I.:** *Sztuczne pojezierze w rejonie Łęknicy.* Aura nr 3/1977.
- [6] **Stankowski W.:** *Rozwój środowiska fizyczno-geograficznego Polski.* PWN Warszawa 1976.
- [7] **Wróbel I., Mendaluk J.:** *Surowce mineralne oraz problemy zagospodarowania terenów poeksploatacyjnych w południowo-wschodniej części Łuku Mużakowa.* Przewodnik L Zjazdu PTG, Wyd. Geol. Warszawa 1978.

Andrzej Jędrzak*

4. SKŁAD CHEMICZNY WÓD POWIERZCHNIOWYCH

Streszczenie

W sierpniu 1986 roku pobrano powierzchniowe próby wody z 62 zbiorników zlokalizowanych pomiędzy Tuplicami i Łęknicą oraz kilka prób z potoku Chwaliszówka - największego cieku „pojezierza antropogenicznego”.

W pobranych próbach wody oznaczono 17 wskaźników fizykochemicznych. Na podstawie odczynu i potencjału redoks wody, wyróżniono dwie grupy zbiorników: acidotroficzne (2,6 - 3,9 pH) i „pozostałe” (5,2 - 7,4 pH). Wody potoku Chwaliszówka, o odczynie wód 3,4 - 4,2 pH, zakwalifikowano do grupy acidotroficznej.

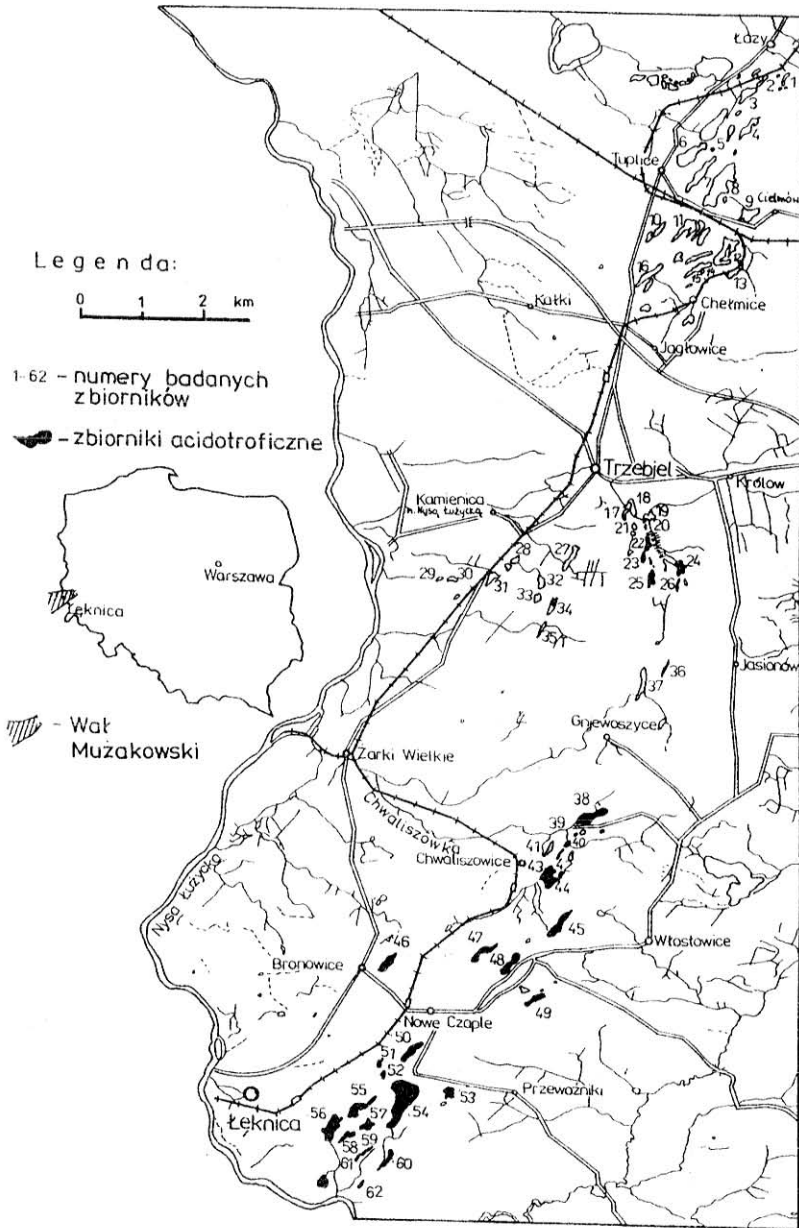
Na podstawie oznaczeń zawartości kationów i anionów, wykorzystując diagramy trójliniowe Pipera, w modyfikacji Monitiona, wody zbiorników grupy acidotroficznej zaliczono do grupy typu siarczanowego magnezowo-wapniowego. W grupie zbiorników „pozostałych” wyróżniono wody siarczanowe magnezowo-wapniowe oraz wody wodorowęglanowe magnezowo-wapniowe. Wody potoku Chwaliszówka zakwalifikowano do typu siarczanowego magnezowo-wapniowego.

4.1. Wstęp

Największe skupisko sztucznie utworzonych zbiorników, nazwane przez Kozackiego (1976) „pojezierzem antropogenicznym” znajduje się w rejonie Tuplice-Łęknica. Rozciąga się ono we wschodniej części tzw. Łuku Mużakowskiego i liczy ponad 100 zbiorników o łącznej powierzchni powyżej 150 ha. Dla tych zbiorników Mendaluk i Wróbel (1977) proponowali nazwę - jeziora „burowęgłowe”. Występują one w skali znacz-

* prof. dr hab. inż. Andrzej JĘDRZAK - Politechnika Zielonogórska

nie większej u naszego zachodniego sąsiada - NRD (przedłużenie Łuku Mużakowskiego), stanowiąc ważny problem w ich zagospodarowaniu



Rys. 1 Pojezierze antropogeniczne

(Müller 1959, Pietsch 1979 a, 1979 b). Jeziora „burowęgłowe” są dość liczne także w NRF, jakkolwiek zbadano i opisano niewielką ich ilość (Herbst 1966, Lengyel 1958). W Stanach Zjednoczonych, na południu stanu Kansas oraz w środkowej części stanu Missouri, występują liczne zbiorniki wodne, które powstały w wyniku odkrywkowej eksploatacji zasiarczonych złóż węgla kamiennego (acid strip mine lakes) King, Simmler, Decker, Ogg 1974).

Oddzielnym i ważnym zagadnieniem jest jakość wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego”. Cechą charakterystyczną zbiorników młodych jest przede wszystkim niski odczyn wody (poniżej 4.0 pH), wywołany produktami rozkładu pirytu (FeS_2). Pierwsze i w sumie skąpe informacje o składzie chemicznym wód tych zbiorników podaje Kozacki (1976). Szczegółowe badania obejmujące 16 zbiorników, położonych w rejonie Kamienicy i Łęknicy, przeprowadził w latach 1980-1984 Matejczuk (1986). Skład chemiczny wód pozostałych około 90-ciu zbiorników pozostawał zatem nieznanym.

Wyjątkowy charakter wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” skłonił autora do podjęcia badań, które polegały na dwukrotnym pobraniu z 62 zbiorników powierzchniowych prób wody i oznaczeniu ich podstawowych wskaźników fizyczno-chemicznych. Na podstawie wyników tych badań wyróżniono dwie grupy zbiorników: acidotroficzne oraz „pozostałe”. Grupa pierwsza stała się przedmiotem szczegółowych badań. Badaniami objęto również potok Chwaliszówka, największy ciek na obszarze tego pojezierza. Chodziło bowiem o zorientowanie się w stopniu i zasięgu acidyfikacji wód powierzchniowych na tym obszarze.

Z badań Pietscha (1979b) i Matejczuka (1986) wynika, że jeziora „burowęgłowe”, podlegają procesom starzenia się, skład chemiczny ich wód ulega przekształceniom w określonym kierunku. Na podstawie składu jonowego wód badanych zbiorników oraz wód płynących (rz. Chwaliszówka) autor przedstawił swój pogląd na rozwój tych zbiorników.

4.2. Teren badań

Geneza zbiorników „pojezierza antropogenicznego” związana jest z eksploatacją mioceńskich złóż węgla brunatnego, które należały do typu glacitektonicznego. Silnie sfałdowane i złuskowane pokłady znajdowały się stosunkowo blisko powierzchni terenu. W zależności od ogólnej bu-

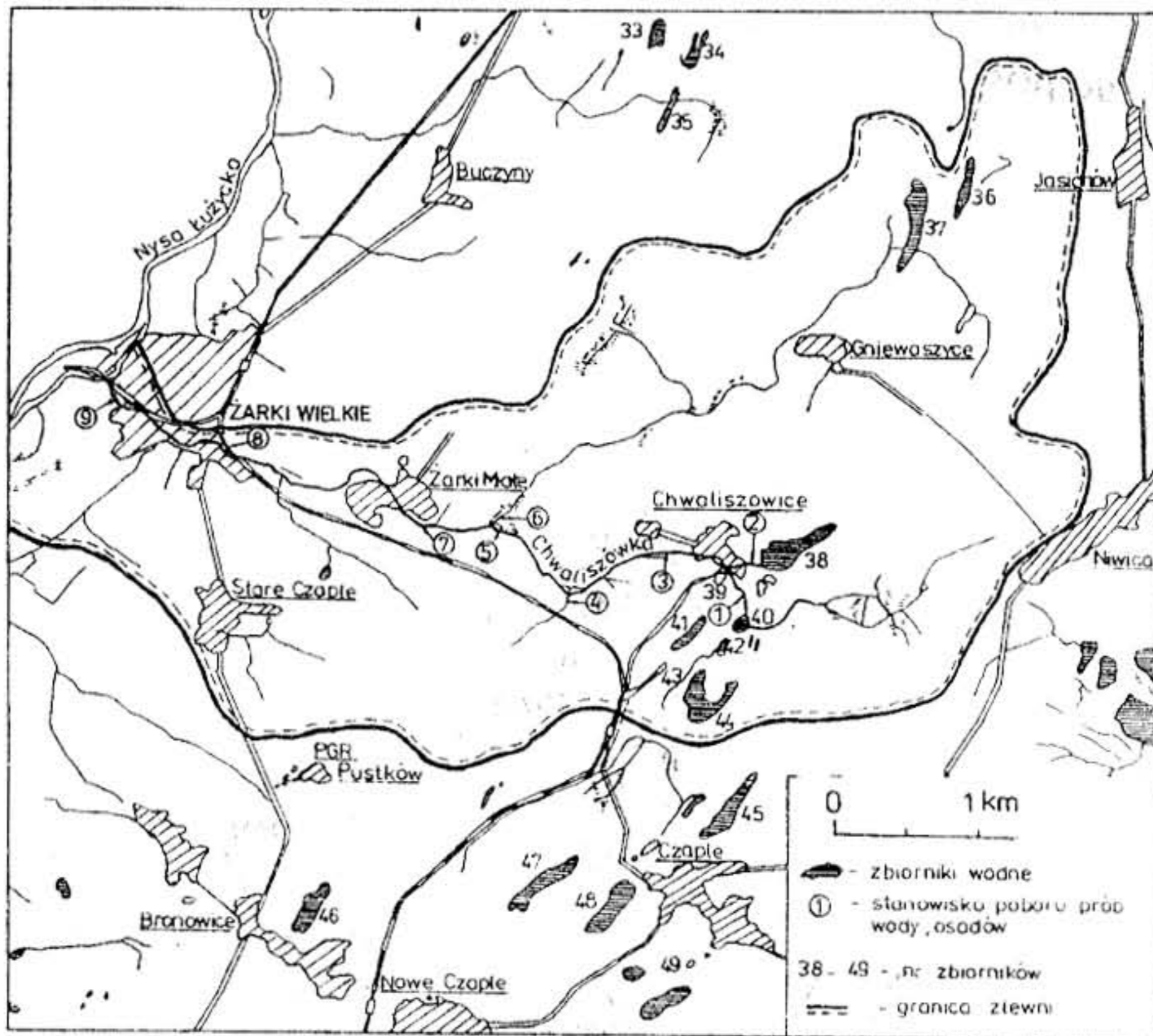
dowy geologicznej, głębokości zalegania pokładów węgla i techniki jego wydobycia, doszło do utworzenia na powierzchni terenu różnych form zapadliskowych. Do najczęściej spotykanych zaliczyć można zapadliska podłużne o nierównym dnie i stromych lub tarasowo opadających zboczach oraz ciągi lejów zapadliskowych różnych rozmiarów. Niektóre zbiorniki powstały w miejscach dość nietypowych dla jezior, mianowicie w grzbietowych partiach wzniesień Wału Mużakowskiego (ok. 150 m n.p.m.). Przeprowadzona eksploatacja węgla systemem podziemnym i odkrywkowym doprowadziła do poważnych przekształceń powierzchni terenu, zmian w stosunkach wodnych i powstania dwóch zasadniczych typów zbiorników: zapadliskowych i wyrobiskowych.

W obrębie „pojezierza antropogenicznego” wyróżnić można trzy oddzielne grupy zbiorników, różniące się między sobą wiekiem i genezą (Kozacki 1976). Pierwsza grupa znajduje się w rejonie Tuplic i liczy około 30 zbiorników pochodzenia zapadliskowego oraz 11 stawów (Rys.1). Kształt, powierzchnia, głębokość oraz charakter brzegów jest bardzo różnorodny. Przeważają zbiorniki podłużne, zajmujące prawie całe zapadlisko lub jego część najniższą, niektóre malowniczo położone wśród otaczających je lasów. Oś podłużna tych zapadlisk usytuowana jest przeważnie z północnego wschodu na południowy zachód.

Grupa druga, położona na południe od Trzebiela i Kamienicy o przebiegu zbliżonym do południkowego jest podobnie jak grupa pierwsza pochodzenia zapadliskowego. Zbiorniki tej grupy usytuowane są w części grzbietowej Wału Mużakowskiego (150 m n.p.m.) lub na zachodnim jego skłonie, charakteryzuje je występowanie ostrych i wysokich brzegów.

W trzeciej grupie, liczącej około 40 zbiorników, położonej na północny wschód od Łęknicy, wyróżnić można trzy podgrupy (Rys. 1). Część środkowa składa się ze zbiorników o złożonej genezie, są to zbiorniki zapadliskowo-wyrobiskowe. Pozostałe, leżące na północ i południe od podgrupy środkowej, należą do typu wyrobiskowego. Większość zbiorników o kształcie wydłużonym cechuje usytuowanie osi z kierunku północno-wschodniego na południowo-zachodni.

Zbiorniki położone w rejonie Tuplic (grupa pierwsza) należą do najstarszych, podczas gdy najmłodsze zlokalizowane są na obszarze położonym na północny wschód od Łęknicy (grupa trzecia).



Rys. 2. Zlewnia potoku Chwaliszówka

Najdłuższym (ok. 6,4 km) ciekim odprowadzającym wody z pojezierza antropogenicznego jest potok Chwaliszówka, uchodzący w Żarkach Wielkich do Nysy Łużyckiej (rys.2). Zlewnię potoku o powierzchni 24,9 km² pokrywają w około 35% lasy; na pozostałą część składają się: użytki rolne, wody zbiorników, osiedla i drogi.

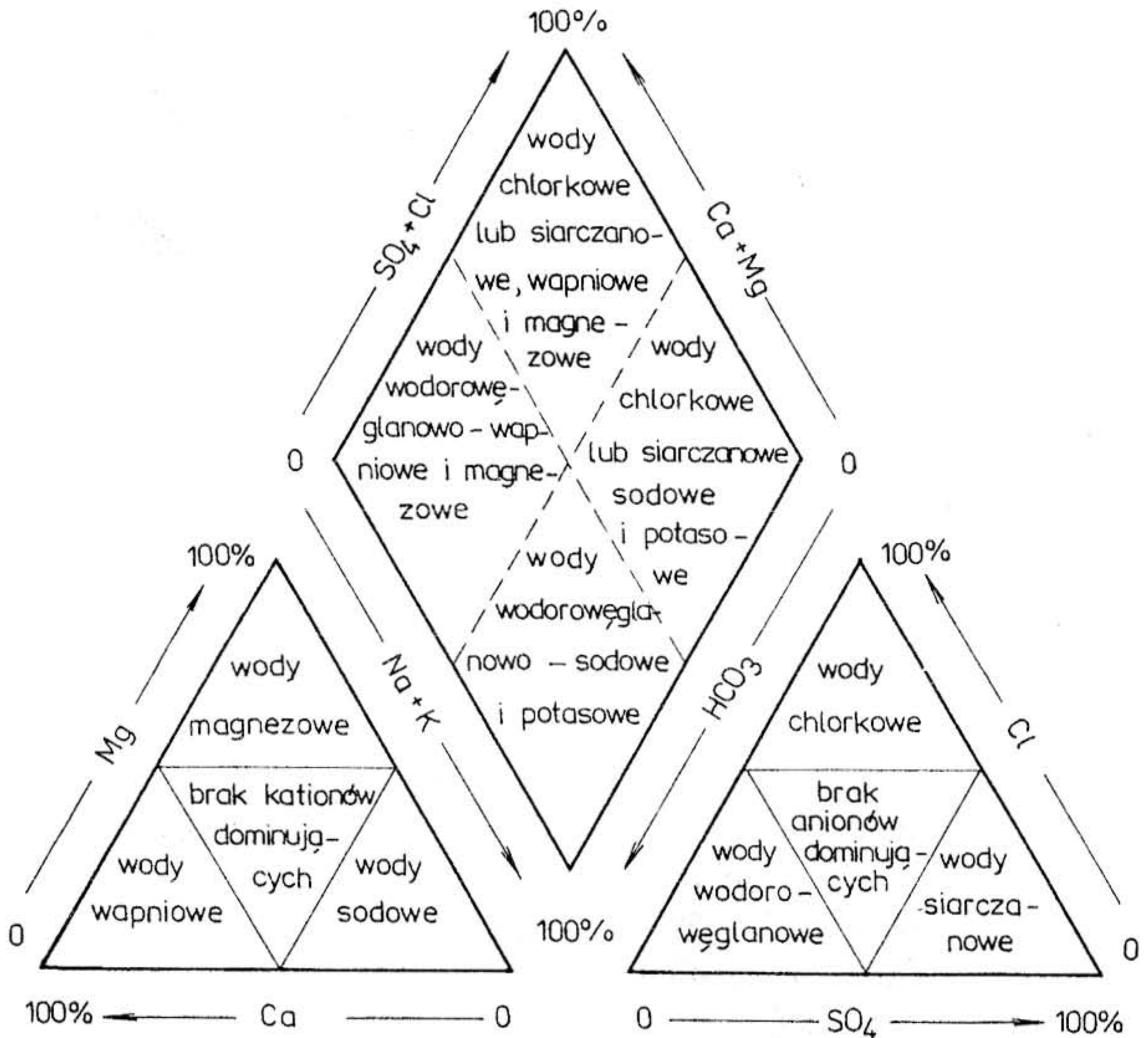
U źródeł potoku Chwaliszówka znajduje się kilka zbiorników (nr nr 37, 38, 39, 40 i 41), które pośrednio lub bezpośrednio oddziałują na skład chemiczny wód tego potoku.

Rejon Łęknicy charakteryzuje się największym stopniem dewastacji powierzchni ziemi na obszarze „pojezierza antropogenicznego” oraz jeszcze nieustabilizowanym poziomem wód, niedawno utworzonych tutaj zbiorników.

4.3. Metody

W sierpniu 1986 roku pobrano powierzchniowe próby wody z 62 zbiorników, zlokalizowanych w rejonie Tuplice-Łęknica (Rys. 1). Badania

wód tych zbiorników powtórzono w sierpniu roku następnego. Ponieważ zbiorniki nie posiadały nazw oznakowano je numerami od 1 do 62.



Rys. 3. Klasyfikacja wód wg Monitiona

Próby wody z potoku Chwaliszówka i jego dopływów pobrano w listopadzie 1986 r.

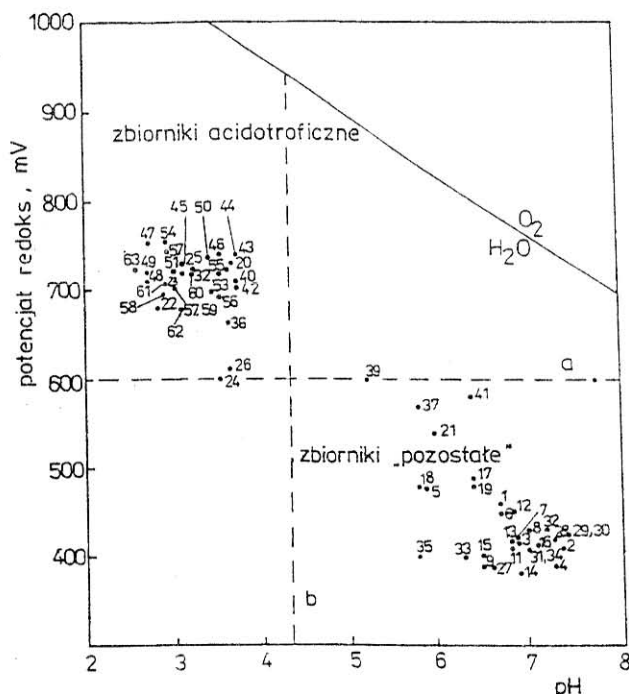
W pobranych próbach wody oznaczono: zawartość anionów (Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-}) i kationów (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) oraz odczyn, przewodnictwo właściwe, twardość ogólną, zasadowość ogólną, żelazo og. metodami przyjętymi dla wód (Hermanowicz i inni, 1976). Sód, potas i wapń oznaczono metodą fotometrii płomieniowej na fotometrze LAPHO-4 natomiast stężenie magnezu wyznaczono na podstawie twardości ogólnej i zawartości wapnia.

waż

Do klasyfikacji badanych wód wykorzystano „diagramy trójliniowe Pi-pera” w modyfikacji Monitiona (Bagińska, Macioszczyk 1986). Monition uznał pole rombowe tego diagramu za pole klasyfikacyjne i wyróżnił w nim cztery facje hydrochemiczne (Rys. 3). Położenie punktu odwzorowującego skład wody w obrębie pola rombowego określa typ wody, a pola trójkątne diagramu spełniają funkcje pomocnicze, informujące o jej składzie kationowym i anionowym.

4.4. Wyniki badań

Wody badanych 62 zbiorników charakteryzował przede wszystkim szeroki zakres stężeń jonów wodorowych (2.6 - 7.4 pH) i potencjału redoks (380 - 755 mV). Analizując współzależność tych wskaźników (rozkład punktów na diagramie E - pH), wyróżniono dwie grupy zbiorników: acidotroficzne (30 zbiorników) oraz „pozostałe” (32 zbiorniki) (rys. 4).

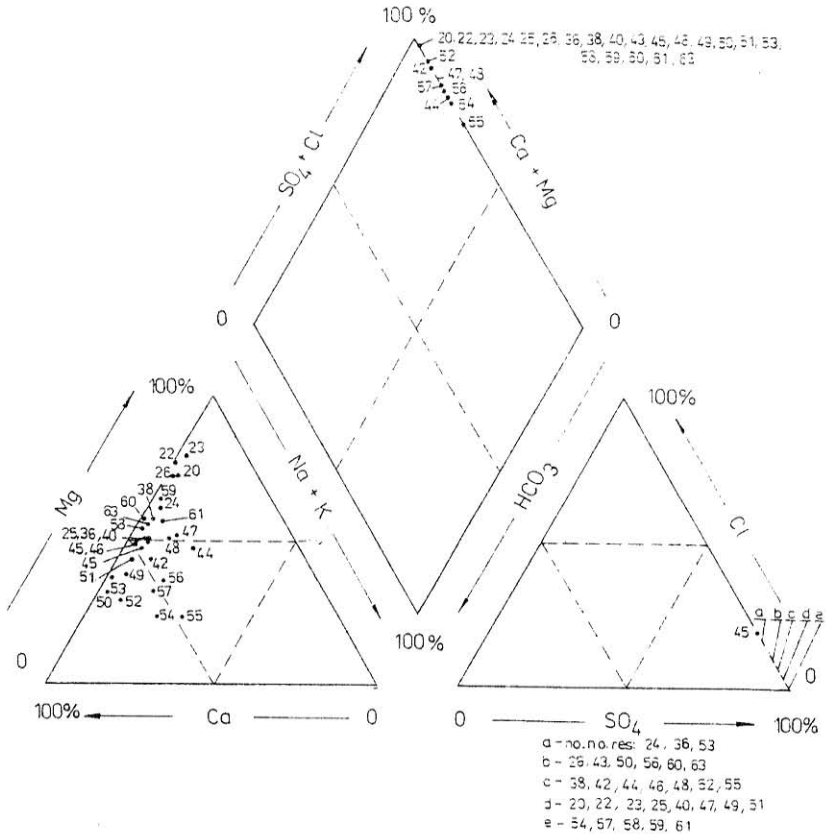


Rys. 4 Podział badanych zbiorników na grupy w zależności od stężenia jonów wodorowych i potencjału redoks w ich wodach.

Do grupy acidotroficznej zaliczono zbiorniki, których odczyn nie przekraczał 4.3 pH natomiast potencjał redoks był wyższy niż 600 mV (tab. I). Wody zbiorników „pozostałych” miały odczyn wyższy niż 4.3 pH, a potencjał redoks równy i niższy niż 600 mV (tab. II).

Odczyn wód potoku Chwaliszówka utrzymywał się w przedziale 3.4 - 4.2 pH, co kwalifikowało go do grupy acidotroficznej. Skład jonowy wód tej rzeki przedstawia tab. III.

Zbiorniki acidotroficzne



Rys. 5. Skład jonowy zbiorników acidotroficznych

Tabela I

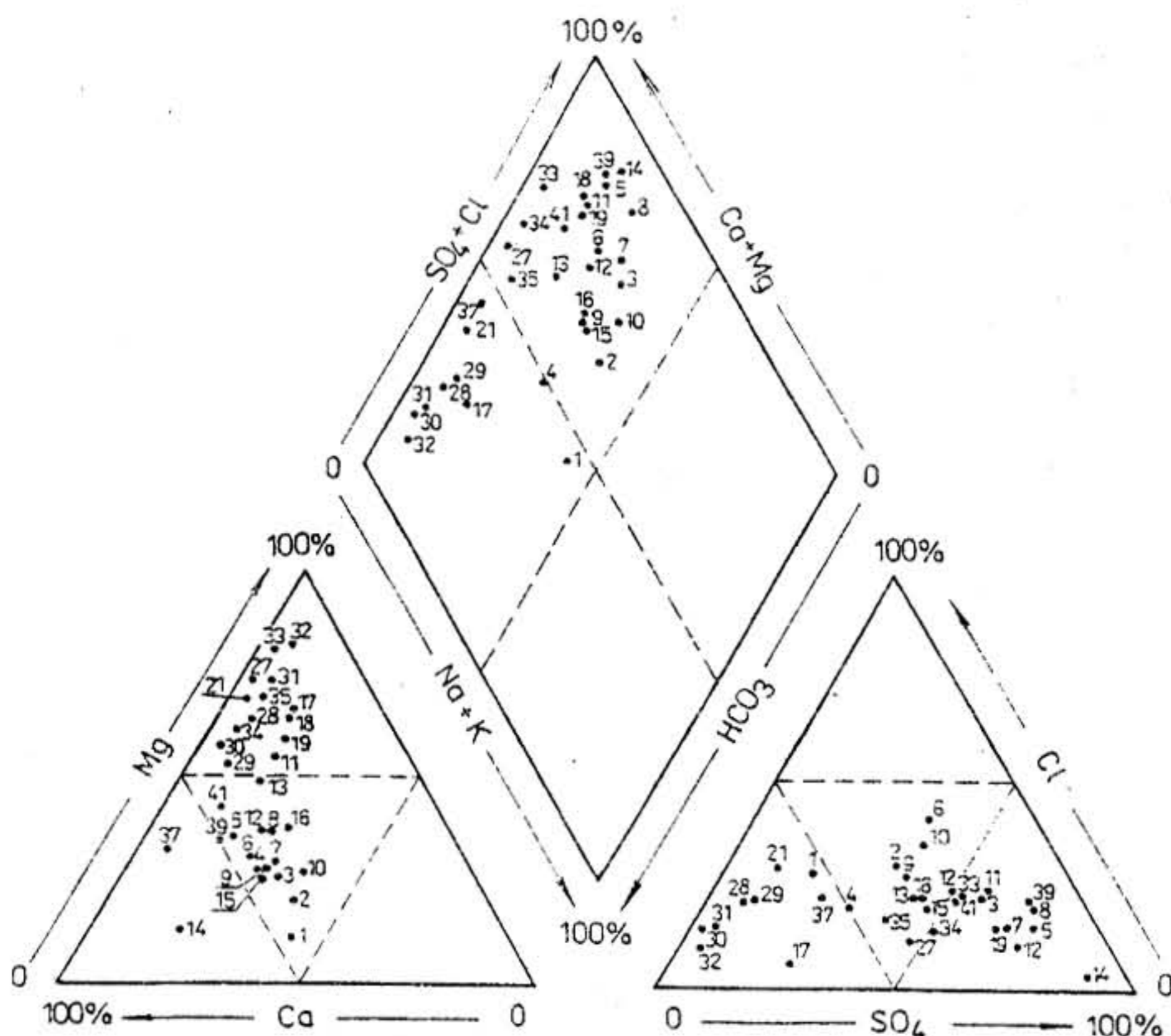
Skład chemiczny wód zbiorników acidotroficznyc

Numer zbiornika	pH	Przewod- nictwo właściwe ms/m	Potencjał redoks mV	Zasadowość ogólna mval/dm ³	Twardość ogólna mval/dm ³	Cl mg/dm ³	SO ₄ mg/dm ³	Na mg/dm ³	K mg/dm ³	Fe og mg/dm ³	Ca mg/dm ³	Mg mg/dm ³	Ca:Mg
20	3.6	0.126	725	0.0	7.8	17	419	2.1	3.5	0.5	40	71	0.56
22	2.8	0.150	680	0.0	8.6	15	446	2.0	3.5	6.2	40	80	0.50
23	2.9	0.132	705	0.0	8.7	15	402	2.0	3.6	0.3	32	86	0.37
24	3.5	0.046	605	0.0	5.2	18	144	1.9	3.5	10.8	39	40	0.98
25	2.9	0.115	720	0.0	6.6	16	398	3.8	6.0	23.4	45	49	0.92
26	3.5	0.040	610	0.0	4.3	18	193	1.4	3.2	10.3	22	39	0.75
36	3.6	0.043	665	0.0	4.9	16	130	2.4	4.2	0.5	46	32	1.40
38	3.2	0.094	720	0.0	5.8	16	402	4.5	4.8	8.7	53	57	0.93
40	3.7	0.147	719	0.0	13.1	20	750	7.6	8.5	28.0	123	85	1.90
42	3.7	0.154	705	0.0	7.5	21	440	7.5	9.6	19.0	77	44	1.80
43	3.0	0.110	740	0.0	8.3	18	387	9.7	5.0	20.0	84	50	1.70
44	3.7	0.147	730	0.0	6.4	19	404	20	30.0	2.8	53	46	1.20
45	3.1	0.062	730	0.0	5.1	12	244	5.8	5.8	2.5	32	43	0.75
46	3.5	0.110	740	0.0	5.6	11	268	1.6	3.2	12.5	56	34	1.60
47	2.6	0.158	755	0.0	5.9	11	328	12	4.3	34.0	47	43	1.10
48	2.8	0.115	710	0.0	4.0	16	267	8.0	8.5	49.0	35	27	1.30
49	2.8	0.114	720	0.0	3.5	6.0	232	3.8	2.5	27.0	41	17	2.40
50	3.0	0.084	735	0.0	7.3	22	336	3.0	6.5	10.0	99	29	3.40
51	3.0	---	720	0.0	9.9	14	598	3.2	6.7	48.2	108	55	2.00
52	3.0	---	705	0.0	7.8	18	410	11	8.1	8.4	107	30	3.60
53	3.4	0.043	700	0.0	1.9	9.0	101	5.0	6.5	1.1	20	11	1.80
54	2.7	0.114	755	0.0	4.2	2.5	176	5.0	3.5	8.8	60	15	4.00
55	2.9	0.134	720	0.0	8.4	20	444	35	10.0	31.0	94	26	3.60
56	3.7	0.115	695	0.0	7.9	21	367	21	10.0	13.4	81	46	1.80
57	2.9	---	745	0.0	20.0	12	1250	66	49.0	102	246	94	2.60
58	2.9	---	690	0.0	23.7	21	1260	15	3.7	182	210	160	1.30
59	3.0	---	700	0.0	23.8	20	1220	7.5	8.6	5.1	164	190	0.86
60	3.0	0.100	725	0.0	5.3	5.5	258	3.8	2.5	23.0	45	40	1.10
61	3.0	---	720	0.0	17.8	17	992	17	7.0	74.0	143	130	1.10
62	2.9	0.096	725	0.0	5.5	5.5	294	4.0	5.8	2.5	47	37	1.30

Wg Monitiona wody tej grupy zbiorników należą wyłącznie do typu siarczanowego magnezowo-wapniowego. Nie zawierają one wodorowęglanu, jonem dominującym jest anion siarczanowy (Rys. 5). Zawartość siarczanów w tych wodach wyrażona w procentach milivali anionów wynosiła ponad 80 (Rys. 5), zaś ich stężenia wahały się od 101 do 1260 mg SO_4/dm^3 (tab. I). Pod względem procentowego udziału kationów, wody zbiorników acidotroficznycych dzielą się na trzy podgrupy: wody w których przeważał kation magnezowy (rejon Trzebiela) i Kamienicy: nr nr 20, 22-26, i 36, rejon Łęknicy i Chwaliszowic: nr nr 38, 47, 48, 58-61 i 63), kation wapniowy (rejon Łęknicy: nr nr 49-54 i 57) oraz na wody o charakterze mieszanym - pozbawione dominującego kationu (rejon Łęknicy: nr nr 40, 42-46, 55 i 56)(Rys. 5).

Wody zbiorników acidotroficznycych charakteryzowała ponadto obecność znacznych ilości żelaza og. (do 182 mg Fe/dm^3) (tab. I). Najwięcej tego pierwiastka (powyżej 10%) zawierały wody zbiorników położonych w rejonie Łęknicy (nr nr 47, 48, 51, 54, 57, 58, 60 i 61); mniejsze ilości żelaza (poniżej 2%) stwierdzono w zbiornikach położonych na całym obszarze pojezierza (nr nr 20, 23, 36, 44, 45, 53, 59 i 62) (Rys. 5).

Zbiorniki „pozostałe”



Rys. 6. Skład jonowy wód zbiorników „pozostałych”

Tabela II

Skład chemiczny wód zbiorników „pozostałych”

Numer zbiornika	pH	Przewod- ność właściwa ms/m	Potencjał redoks mV	Zasadowość ogólna mval/dm ³	Twardość ogólna mval/dm ³	Cl		SO ₄		Na		K		Fe og.		Ca		Mg		Ca:Mg	
						mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³
1	6.7	0.017	460	1.0	1.2	15	25	13	14.0	0.95	20.0	2.6	4.70								
2	7.4	0.021	410	0.8	1.4	19	37	15	7.5	0.80	20.0	4.3	4.70								
3	6.9	0.041	415	1.0	2.8	28	111	22	13.0	0.30	34.0	13.0	2.60								
4	7.3	0.027	390	1.4	1.8	16	38	12	9.0	0.24	25.0	8.0	2.90								
5	5.9	0.075	480	0.6	3.2	30	181	15	6.0	0.75	50.0	23.0	2.17								
6	6.7	0.052	450	1.4	3.6	55	86	19	13.0	0.30	43.0	18.0	2.40								
7	6.9	0.070	420	1.3	4.4	46	180	29	22.0	0.02	51.0	23.0	2.20								
8	7.0	0.063	430	1.0	4.9	32	168	5.0	8.0	1.40	60.0	23.0	2.60								
9	6.5	0.052	390	1.9	3.5	35	92	27	11.0	0.45	43.0	17.0	2.50								
10	6.8	0.058	410	1.6	3.0	47	90	30	18.0	0.95	33.0	16.0	2.10								
11	6.8	0.046	450	1.4	4.5	34	148	17	9.0	1.70	30.0	36.0	0.83								
12	6.9	0.058	380	1.8	4.2	36	129	21	15.0	0.34	43.0	25.0	1.70								
13	6.8	0.070	415	2.5	5.3	45	127	19	11.0	0.30	45.0	39.0	1.20								
14	6.9	0.031	380	1.0	6.0	20	750	23	17.0	18.40	100.0	12.0	8.30								
15	6.5	0.040	400	1.4	2.8	26	82	22	10.0	0.03	36.0	12.0	3.00								
16	7.1	0.063	415	2.0	3.9	38	116	24	21.0	0.47	36.0	25.0	1.40								
17	6.4	0.091	490	9.1	11.2	25	170	18	52.0	1.30	46.0	108.0	0.43								
18	5.8	0.082	480	3.2	10.4	25	240	15	52.0	2.40	47.0	98.0	0.48								
19	6.4	0.088	480	3.1	10.5	30	185	14	58.0	3.20	60.0	91.0	0.66								
21	6.0	0.021	540	1.7	4.9	28	117	3.6	3.7	0.25	25.0	44.0	0.57								
27	6.6	0.040	390	2.1	4.7	17	97	1.8	2.8	0.18	22.0	44.0	0.50								
28	7.3	0.021	420	2.5	2.9	21	15	2.0	5.6	0.18	17.0	25.0	0.68								
29	7.4	0.021	430	2.0	2.6	19	15	3.2	4.3	0.25	22.0	18.0	1.20								
30	7.4	0.020	430	3.1	3.8	21	15	3.6	3.0	0.05	30.0	28.0	1.10								
31	7.0	0.024	410	3.4	3.4	22	13	4.7	3.0	0.18	14.0	33.0	0.42								
32	7.2	0.020	430	3.3	3.6	13	9	4.9	1.8	0.18	9.5	38.0	0.25								
33	6.3	0.017	400	0.7	3.5	16	50	2.1	1.9	0.06	10.0	36.0	0.28								
34	7.0	0.030	405	1.6	3.2	19	94	2.3	5.8	0.08	22.0	26.0	0.85								
35	5.8	0.020	400	1.4	3.3	15	47	5.0	2.1	0.04	27.0	24.0	1.10								
37	5.8	0.027	570	2.0	3.5	31	45	3.5	5.9	0.04	45.0	15.0	3.00								
39	5.2	0.043	600	0.4	2.6	28	106	6.5	8.5	0.02	30.0	13.0	2.30								
41	6.4	0.046	580	1.3	3.0	30	103	7.8	6.3	0.19	36.0	21.0	1.70								

Wśród zbiorników „pozostałych” wyróżniono dwa typy wód: siarczanowe magnezowo-wapniowe i wodorowęglanowe magnezowo-wapniowe (rys. 6). Typ siarczanowy magnezowo-wapniowy wystąpił w większości wód badanych zbiorników (rejon Tuplic: nr nr 2, 3, 5-16; rejon Trzebiela i Kamienicy: nr nr 18-19, 27, 33-35; rejon Łęknicy i Chwaliszowic: nr nr 39 i 41).

W obrębie typu siarczanowego magnezowo-wapniowego kation magnezowy przeważał w wodach 7 zbiorników (nr nr 11, 18, 19, 27, 33-35), kation wapniowy tylko w jednym zbiorniku (nr 14), natomiast wody pozostałych 14 zbiorników (nr nr 2, 3, 5-10, 12, 13, 15, 16, 39 i 41) miały charakter mieszany, pozbawione kationu dominującego (Rys. 6). Wody typu wodorowęglanowego magnezowo-wapniowego, reprezentowane przez 10 zbiorników zlokalizowane są w rejonie Trzebiela i Kamienicy (nr nr 17, 21, 28-32 i 37) oraz Tuplic (nr nr 1, 4). W obrębie tego typu kation magnezowy przeważał w wodach 7 zbiorników (nr nr 17, 21, 28-32), kation wapniowy tylko w jednym zbiorniku (nr 37) natomiast wody dwóch zbiorników (nr nr 1, 4) nie wykazywały dominacji żadnego z wymienionych kationów (Rys. 6).

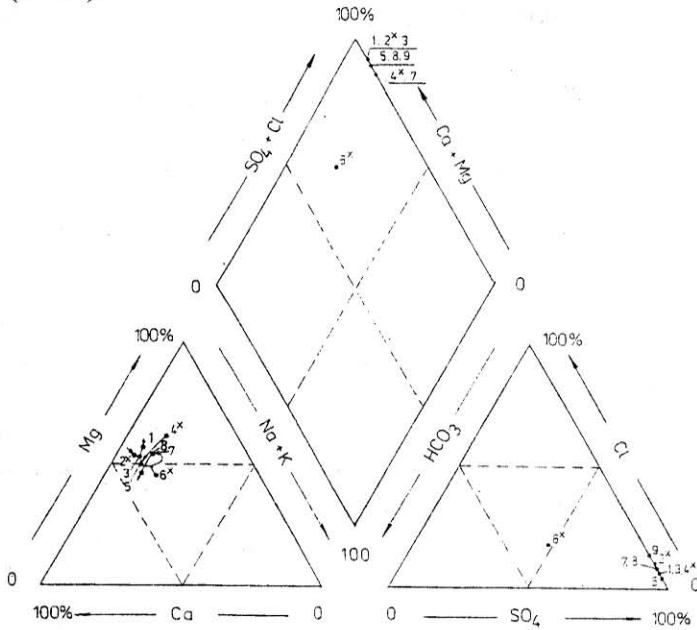
Zawartość żelaza w wodach zbiorników „pozostałych” wahała się od 0.02 do 18.4 mg Fe/dm³, na ogół były to stężenia niskie (tab. II). Podkreślić należy, że w większości przypadków również wody zbiorników „pozostałych”, zawierały stosunkowo duże ilości magnezu w porównaniu z zawartością wapnia. Iloraz stężeń Ca i Mg utrzymywał się w przedziale od 0.43 do 8.3 (tab. II).

Potok Chwaliszówka

Wody potoku Chwaliszówka i jego dopływów należą do typu siarczanowego magnezowo-wapniowego (Rys. 7). Na całej jego długości nie stwierdzono w wodzie wodorowęglanów, zaś udział siarczanów, wyrażony w procentach milivali sumy anionów, wynosił powyżej 87%. Podobny skład anionowy wykazywały wody dopływów lewobrzeżnych (nr nr 2^x i 4^x) natomiast skład anionowy dopływu prawobrzeżnego (nr 6^x) był zbliżony do wód naturalnych. Udział procentowy anionów w wodzie tego dopływu wynosił odpowiednio: SO₄²⁻ - 47%, HCO₃⁻ - 35% i Cl⁻ - 18%.

Kationem dominującym w wodach badanego potoku i jego dopływów był jon magnezowy. Udział tego jonu wyrażony w procentach milivali sumy kationów wynosił ponad 50% we wszystkich przekrojach pomiaro-

wych z wyjątkiem stanowiska przyujściowego (nr 9) i prawobrzeżnego dopływu (nr 6^x).



Rys. 7. Skład jonowy wód potoku Chwaliszówka

Tabela III

Skład chemiczny wód potoku Chwaliszówki i jego dopływów

Miejsce poboru prób wody	pH	Przewodność właściwa ms/cm	Zasadowość ogólna mval/dm ³	Twardość ogólna mval/dm ³	Cl mg/dm ³	SO ₄ mg/dm ³	Na mg/dm ³	K mg/dm ³	Fe mg/dm ³	Ca mg/dm ³	Mg mg/dm ³	Ca:Mg
Chwaliszówka												
1	3.50	0.0520	0.0	5.5	15	277	6	7	8.3	42	41	1.02
2 ^x	3.30	0.0660	0.0	6.9	29	363	7	6	29.0	59	48	1.23
3	3.40	0.0690	0.0	6.4	18	354	7	6	28.0	54	45	1.20
4 ^x	3.30	0.0730	0.0	2.8	12	205	5	5	44.0	16	24	0.67
5	3.50	0.0610	0.0	5.6	16	322	7	5	32.0	49	38	1.29
6 ^x	5.80	0.0130	0.9	2.1	16	58	7	5	2.0	18	14	1.29
7	3.60	0.0470	0.0	4.5	17	256	7	6	25.0	35	33	1.06
8	4.00	0.0430	0.0	4.5	16	256	7	6	23.0	34	34	1.00
9	4.20	0.0370	0.0	4.4	25	235	6	7	21.0	42	29	1.45

^x dopływy

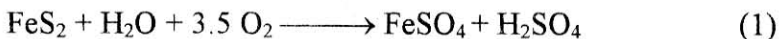
Odczyn wód potoku wahał się od 3.5 pH (nr 1) do 4.2 pH (nr 9). Wyższy stopień zakwaszenia (3.3 pH) stwierdzono w dopływach (nr nr 2^x i 4^x), podczas gdy dopływ prawobrzeżny (nr 6^x) miał odczyn tylko lekko kwaśny (5.8 pH).

Charakterystyczną cechą wód potoku Chwaliszówka i jego dopływów, nie spotykaną w rzekach na terenie naszego kraju to, poza silnie kwaśnym odczynem, występowanie bardzo dużych ilości żelaza 2.0 - 44 mg Fe/dm³) (tab. III).

4.5. Dyskusja

Wody zbiorników pojezierza antropogenicznego różnią się znacznie pod względem cech fizycznych i chemicznych od niezanieczyszczonych wód powierzchniowych. Dotyczy to przede wszystkim stężenia jonów wodorowych, co dało podstawę do wyróżnienia dwóch grup zbiorników: acidotroficzne (pH 2.6 - 3.9) i „pozostałe” (pH 5.2 - 7.4) (tab. I i II). Wyodrębnienie tych grup zostało potwierdzone wynikami pomiarów potencjału redoks (Rys. 4).

Niski odczyn stwierdzono również w wodach potoku Chwaliszówka (3.5 - 4.2 pH) (tab. III). Przyczyną tak silnego zakwaszenia wód badanych zbiorników i cieków jest piryt (FeS₂), towarzyszący pokładom węgla brunatnego. Wyniesiony w wyniku prac kopalnianych na powierzchnię, ulegał on złożonym chemicznym i biologicznym procesom rozkładu, które w sposób uproszczony przedstawiają się następująco:



Zdaniem Ljalikowej (1961) reakcja pierwsza (1) może przebiegać na drodze chemicznej i biologicznej, przy czym reakcja druga (2) zachodzi w środowisku kwaśnym i prawie przy wyłącznym udziale mikroorganizmów (*Thiobacillus ferrooxidans*). Utlenienie rud siarkowych pod wpływem bakterii siarkowych (*Thiobacillus ferrooxidans*) odbywa się w tempie 5-10 krotnie szybszym w porównaniu z utlenieniem chemicznym (Posochow 1985).

Powstały siarczan żelaza (reakcja 2) może reagować z siarczkami metali np. z pirytem:



Na znaczącą rolę bakterii w procesach utleniania pirytu już wcześniej wskazywali Colmer i Hinkle (1949).

Analizując odczyn wód badanych zbiorników w układzie przestrzennym stwierdza się brak zbiorników acidotroficzných w rejonie Tuplic, wzrost ich liczebności w rejonie Trzebieli oraz całkowitą ich dominację na południu „pojezierza antropogenicznego” tj. w rejonie Łęknicy (Rys. 1). Powyższy układ wiąże się z rozwojem wydobywania węgla brunatnego, które najwcześniej zostało podjęte w okolicy Tuplic (druga połowa XIX w.) a zakończone w roku 1974 pod Łęknicą.

Matejczuk (1976) w zależności od odczynu oraz dominującego anionu (siarczany lub wodorowęglany) i kationu (wapń i żelazo) wyróżnił wśród 16 przebadanych zbiorników 5 typów wód (uwzględniając wody warstw głębszych).

Z badań naszych (przeprowadzonych dwukrotnie) wynika, że w większości badanych wód, dominującym kationem okazał się magnez bez względu na to, czy były to wody typu siarczanowego lub wodorowęglanowego. Stwierdzono kilka przypadków występowania magnezu w ilościach 2-4 krotnie wyższych niż zawartość wapnia (zbiorniki nr nr 17, 18, 22, 23, 27, 31, 32, 33) (tab. I i II).

Tymczasem stężenia jonów (mmol/dm^3) w wodach powierzchniowych naszego kraju tworzą najczęściej szeregi: $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ oraz $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+$. Są to przeważnie wody wodorowęglanowe wapniowo-magnezowe, w których wapń występuje w ilościach 3-4 krotnie wyższych niż magnez, natomiast odczyn wód waha się najczęściej od 6.5 do 8.5 pH (Gomółka, Szaynok 1982).

Występowanie wysokich stężeń magnezu w stosunku do wapnia stwierdzono również w wodach płynących (tab. III).

Jedną z przyczyn dominacji magnezu w badanych wodach mogła być większa rozpuszczalność MgSO_4 i MgCO_3 niż odpowiednich soli wapnia, co przy wzroście zasolenia tych wód powodowało zmianę stosunku stężenia Ca do Mg na korzyść magnezu.

Rozwój ontogeniczny poszczególnych zbiorników przebiegał w różnych warunkach, co znalazło swój wyraz w składzie chemicznym ich wód (tab. I i II). Zachodzące w nich zmiany obejmowały następujące procesy cząstkowe: wzrost odczynu wody, częściowa ich demineralizacja oraz akumulacja węgla organicznego (Matejczuk 1986).

Wśród przebadanych zbiorników wyróżniono najliczniejszą grupę o wodzie zdecydowanie kwaśnej (poniżej 4.0 pH), kilka zbiorników o odczynie w granicach 5.0 - 6.0 pH oraz 28 zbiorników o odczynie powyżej 6.0 pH. Brak większej ilości zbiorników „przejściowych” pomiędzy dwiema wyróżniającymi się grupami (acidotroficzne i „pozostałe”) można by tłumaczyć gwałtownym przebiegiem procesów zubożniania wód w końcowym etapie dokonujących się przemian.

Proces demineralizacji wód występował w zbiornikach „pojezierza antropogenicznego”, o czym świadczy najwyższy stopień zasolenia zbiorników najmłodszych w rejonie Łęknicy i trwa zapewne nadal. Jednakże przebiegał on z różnym efektem.

Tabela IV

Typy wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego”

Grupa zbiorników	Typ wód	Kation dominujący ** (podtyp)	Zbiorniki (Nr Nr)	Liczba zbiorników
acidotro- ficzne	siarczanowe magnezowo- wapniowe	Mg	20, 22, 23, 24, 25, 26, 36, 38, 47, 48, 58, 59, 60, 61, 63	15
		bez dominującego kationu	40, 42, 43, 44, 45, 46, 55, 56	8
		Ca	49, 50, 51, 52, 53, 54, 57	7
"pozostałe"	siarczanowe magnezowo- wapniowe	Mg	11, 18, 19, 27, 33, 34, 35	7
		bez dominującego kationu	2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 15, 16, 39, 41	14
		Ca	14	1
	wodorowęglanowe magnezowo- wapniowe	Mg	17, 21, 28, 29, 30, 31, 32	7
		bez dominującego kationu	1, 4	2
		Ca	37	1

** zawartość >50% sumy kationów (100%) w procentach mval

Wzbogacenie się wód w węgiel organiczny jest procesem naturalnym zwanym eutrofizacją, towarzyszy on rozwojowi każdego jeziora. Zbiorniki w rejonie Tuplic (nr nr 1-15) charakteryzuje znaczny stopień zeutrofizowania, co jest zrozumiałe, gdyż są to zbiorniki najstarsze. W tej grupie zbiorników do wód typu wodorowęglanowego zakwalifikowały się tylko dwa zbiorniki (nr nr 1 i 4) pozostałe 13 zbiorników reprezentują typ siarczanowy. Siarczanowy typ wód dominował w drugiej (rejonie Trze-

bieli) i trzeciej grupie (rejon Łęknicy) badanych zbiorników (tab. IV). Z powyższego wynika, że w rozwoju badanych zbiorników wystąpiły ograniczone możliwości przekształcenia się ich wód z typu siarczanowego w typ wodorowęglanowy. Przypuszcza się, że przyczyną tego były możliwości tworzenia różnych połączeń pomiędzy jonami: SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , H^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} (Forsberg, Morling 1988).

Zagadnieniem występowania sukcesji w grupie zbiorników pojezierza antropogenicznego zajmował się Matejczuk (1986), uważając, że ich rozwój będzie przebiegał od wód typu siarczanowego do wodorowęglanowego, natomiast kationem dominującym powinien być wapń. Proces rozwoju badanych zbiorników okazał się, jak wynika z przeprowadzonych badań, bardziej złożony i odbiega od teoretycznych rozważań (tab. IV).

Istnieją różne sposoby prezentowania wyników badań składu chemicznego wody. Za najbardziej odpowiedni uważa się jonowy sposób wyrażania tego składu w formie równoważnikowej (mval). Prosty i skróconym sposobem przedstawiania wyników analizy chemicznej jest np. wzór Kurlowa, istnieje też wiele sposobów graficznego przedstawiania składu chemicznego wody jak np. Udlufta, Grünhuta i Hintza, czy też metoda Tickele zmodyfikowana przez Dowgiałłę (Pazdro 1977). Za najbardziej jednak uniwersalną i powszechnie stosowaną metodę graficznego odwzorowania i klasyfikacji składu chemicznego należy uznać trójkąty Fereta a zwłaszcza ich zmodyfikowaną formę w postaci diagramów trójkątno-rombowych. Wykresy te nazywane są trójliniowymi diagramami Pipera. Diagramy trójkątno-rombowe oprócz istotnych walorów wizualnych i graficznych zapewniają szczególnie szerokie możliwości interpretacyjne składu chemicznego wód i ich klasyfikacji. Do celów klasyfikacyjnych diagramy Pipera wykorzystane zostały przez Monitiona (Bagińska, Macioszczyk 1986). Zalety metody diagramów trójkątno-rombowych skłoniły autora do jej wykorzystania w klasyfikacji wód badanych zbiorników. Wyróżnienie dwóch typów wód: siarczanowego i wodorowęglanowego, zaś w zależności od dominacji kationu Ca^{2+} i Mg^{2+} dodatkowo trzech odmian, pozwoliło bliżej określić typy wód badanych zbiorników oraz wskazać na kierunki ich rozwoju (Rys. 5 i 6, tab. IV). Dzięki tej metodzie dostrzeżono rolę i znaczenie magnezu w kształtowaniu składu chemicznego wód powierzchniowych na obszarze „pojezierza antropogenicznego”.

Literatura

- [1] **Bagińska B., Macioszczyk A.:** *Graficzne metody odwzorowania i klasyfikacji chemizmu wód podziemnych na podstawie trójkątów Fereta i układów trójkątno-rombowych.* (Graphic methods of presentation and classification of chemism of underground waters on basis Feret's triangles and triangle - rhombic systems). *Przegląd Geologiczny*, 11, 1986.
- [2] **Colmer A.R., Hinkle M.F.:** *The role of microorganisms in acid mine drainage: a preliminary report.* *Science*, 106, 253-256, 1949.
- [3] **Forsberg C., Morling G.:** *Examples of changes in water chemistry during lake acidification - and „deacidification”.* *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23, 193-199, 1988.
- [4] **Gomółka F., Szaynok A.:** *Chemia wody i powietrza.* (Chemistry of water and air). Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1982.
- [5] **Herbst H.V.:** *Limnologische Untersuchungen von Tagebaugewässern in den Rekultivierungsgebieten der Braunkohle-Industrie im Kölner Raum.* *Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Nordrhein - Westfalen*, 1966.
- [6] **Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B.:** *Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków.* (Physico-chemical investigation of waters and sewages). Wyd. Arkady, Warszawa 1976.
- [7] **King D., Simmler J., Decker Ch., Ogg c.:** *Acid strip mine lake recovery.* *J. Wat. Poll. Control Fed.*, 49 (10), 2301-2315, 1974.
- [8] **Kozacki L.:** *Jezióra antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania.* (Anthropogenic lakes their environmental value and possibility of management). In: *Jezióra Ziemi Lubuskiej ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami.* Symposium Naukowe, Łagów 18-19.05.1976 r., Zielona Góra, Wyd. TNOIK, 141-150, 1976.
- [9] **Lengyel A.:** *Untersuchungen an durch Braunkohlentagbaue entstandenen Seen.* *Wasser u Abwasser*, 157-184, 1958.
- [10] **Ljalikowa N.N.:** *The role of bacteria in oxidation of copper-nickel sulphiderocks of Kola-peninsula).*

- [11] **Matejczuk W.:** *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego.* (The ecologic characteristic of water reservoirs in excavation after coal-brown exploitation). Ph. D. Thesis, Wrocław Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, 1986.
- [12] **Mendaluk J., Wróbel I.:** *Sztuczne pojezierze w rejonie Łęknicy.* (Artificial lake district of Łęknica region). *Aura*, 3. 10-12, 1977.
- [13] **Müller H.:** *Die Fischereiliche Nutzbarmachung der Restgewässer der Braunkohlenbergbaues.* Sitzungsberichte. Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin. Bd. VII, Heft 18, 1-35, 1959.
- [14] **Nowosielski O.:** *Metody oznaczania potrzeb nawożenia* (The methods for fertilization necessity). PWRiL Warszawa, 1974.
- [15] **Pazdro Z.:** *Hydrogeologia ogólna* (The general hydrogeology). Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa 1977.
- [16] **Pietsch W.:** *Zur hydrochemischen Situation der Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlen-Reviers.* *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.*, 19 (2), 97-115, 1979.
- [17] **Pietsch W.:** *Klassifizierung und Nutzungsmöglichkeiten der Tagebauseen des Lusitzer Braunkohlen-Reviers.* *Arch. Naturschutz n. Landschaftsforsch.* 19 (3), 1987-215, 1979.
- [18] **Posochow E.W.:** *Ionic composition of natural waters genesis and evolution.* Gidrometeoizdat. Leningrad. 1985.

Andrzej Jędrzak*

5. ZBIORNIKI ACIDOTROFICZNE

Streszczenie

Zbiorniki acidotroficzne stanowią około 50% zbiorników „pojezierza antropogenicznego”. W latach 1986-1988 przebadano wody 15 zbiorników tej grupy, w profilu pionowym, podczas stagnacji letniej i cyrkulacji wiosennej.

Na podstawie dynamiki (termiki) wód w ciągu roku wyróżniono trzy zbiorniki meromiktyczne, pozostałe (12 zbiorników) zaliczono do typu holomiktycznego, z podziałem na di- i polimiktyczne.

W zbiornikach meromiktycznych stwierdzono obecność, w profilu pionowym, dwóch podstawowych warstw: mikso- i monimolimnionu. Wyróżniono dwa typy chemiczne wód: siarczanowy wapniowo-magnezowy i siarczanowo-żelazowy.

Przedstawiono zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym oraz skład jonowy wód 15 zbiorników badanych w latach 1986-87.

Dyskutowano nad przyczyną zakwaszenia wód badanych zbiorników, wyróżniono trzy etapy przebiegu tych procesów. Znaczną rolę w tych procesach przypisano związkowi żelaza.

5.1. Wstęp

Na podstawie badań fizyczno-chemicznych cech powierzchniowych prób wody zbiorników pojezierza antropogenicznego, przeprowadzonych w latach 1986-1988 wyróżniono grupę zbiorników o bardzo niskim odczynie wody (poniżej 4,0 pH) którą nazwano acidotroficznymi (Solski i inni 1988). Stanowią one około 50% zbiorników pojezierza antropogenicznego i jako najmłodsze występują głównie w rejonie Łęknicy. Przyczyny zakwaszenia ich wód są znane (Matejczuk 1986, Solski i inni

* prof. dr hab. inż. Andrzej JĘDRZAK - Politechnika Zielonogórska

1988), przypuszcza się, że każdy zbiornik pojezierza antropogenicznego w swoim rozwoju onogenicznym przechodzi etap acidyfikacji. Wody tych zbiorników uległy alkalizacji lub znajdują się na drodze naturalnego procesu ich zobojętnienia.

W celu bliższego poznania tych procesów wybrano 15 zbiorników, w których prześledzono zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym podczas stagnacji letnich i cyrkulacji wiosennej. Stwierdzono występowanie trzech zbiorników meromiktycznych, zaś w grupie holomiktycznej; di- i-polimiktyczne.

Meromiksja jest zjawiskiem stosunkowo rzadkim, jednakże dość szeroko rozpowszechnionym na naszym globie (Hutchinson 1957, Walker 1974). Znanym do niedawna, prawdopodobnie jedynym w kraju jeziorem typu meromiktycznego, było jez. Wądołek (Passowicz 1938), które po wycięciu otaczającego go lasu przekształciło się w typ holomiktyczny (Marek 1976). Występowanie zjawiska meromiksji na pojezierzu antropogenicznym stwierdził w latach osiemdziesiątych Matejczuk (1986).

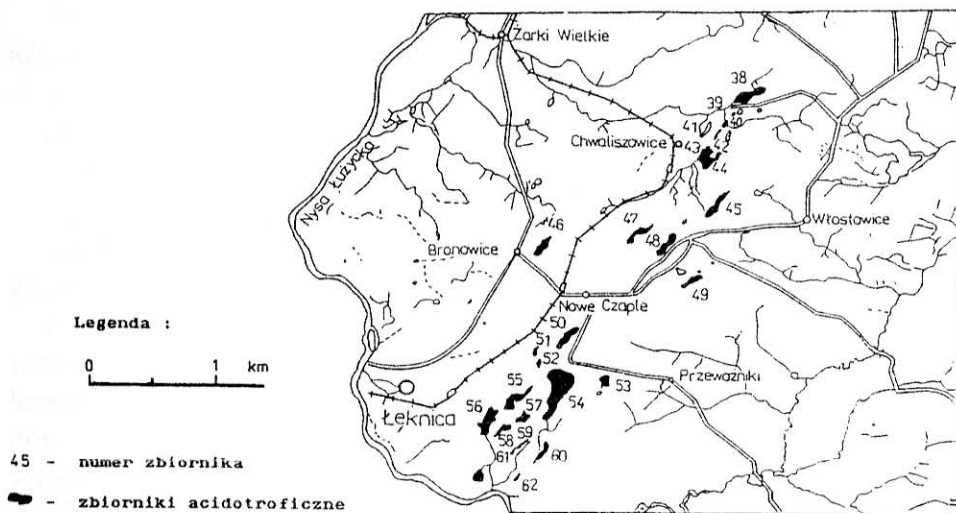
Zbiorniki meromiktyczne przedstawiają szczególnie etap rozwoju najgłębszych i naturalnie osłoniętych przed wiatrami zbiorników acidotroficznymi, których geneza wiąże się między innymi z występowaniem w ich wodach dużych ilości żelaza.

5.2. Metody

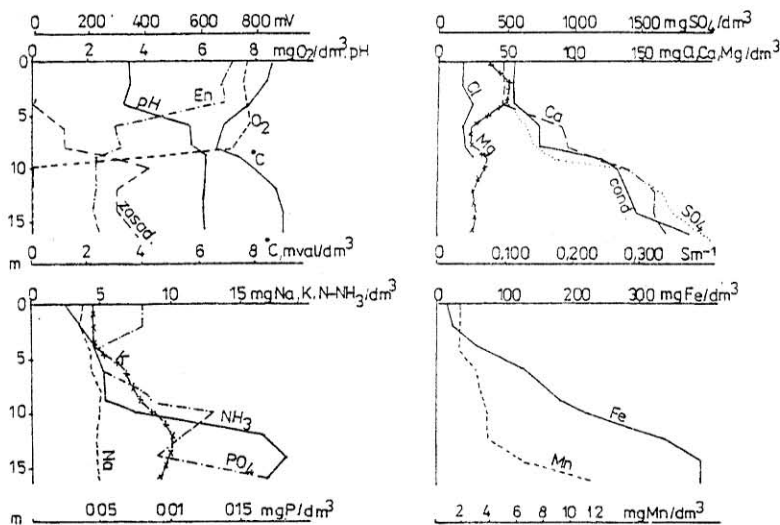
W latach 1986-1988 podczas stagnacji letnich (lipiec, sierpień) i cyrkulacji wiosennej (marzec) przeprowadzono badania 15-tu wybranych zbiorników z grupy acidotroficznej (rys.1).

Głębokości maksymalne tych zbiorników wahały się od 5 do 24 m. Próby wody pobrano z miejsca najgłębszego: z powierzchni (0,4 m), 1 m, 3 m i następnie co 2 m i 1 m nad dnem. Zakres oznaczeń w tak pobranych próbach obejmował od 20 do 32 wskaźników fizyczno-chemicznych, które wykonano w sposób opisany przez Hermanowicza i innych (1976). Sód, potas i wapń oznaczono metodą fotometrii płomieniowej.

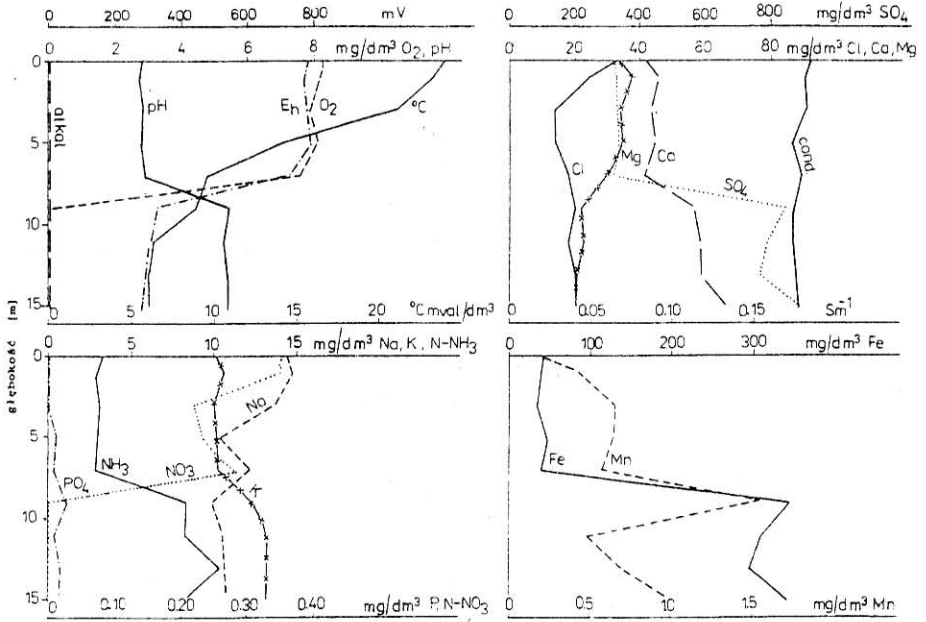
Do klasyfikacji składu jonowego badanych wód wykorzystano diagramy liniowe Pipera w modyfikacji Monitiona (Bagińska, Macioszczyk 1986).



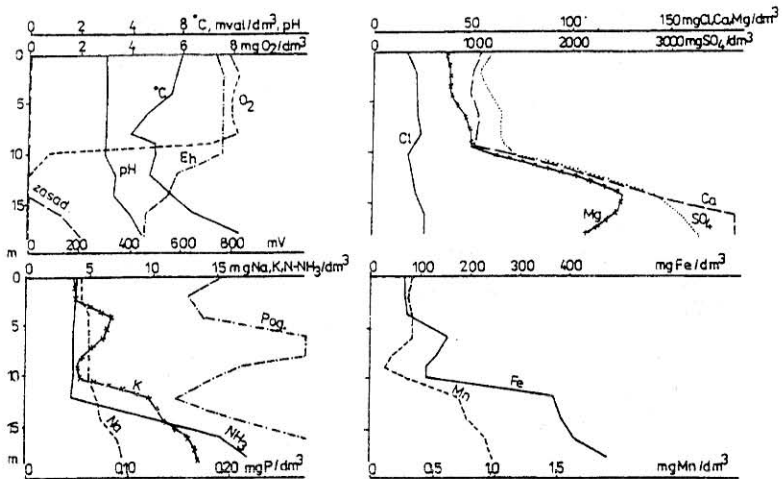
Rys. 1. Pojezierze antropogeniczne



Rys. 2. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym zbiornika nr 38 (sierpień 1986)



Rys. 3. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym zbiornika nr 48 (sierpień 1986)



Rys. 4. Zmiany kilku wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym zbiornika nr 54 (sierpień 1987)

5.3. Wyniki badań

Analiza wyników badań 15-tu zbiorników z punktu widzenia dynamiki ich wód w cyklu rocznym wykazała obecność dwóch zasadniczych typów:

- zbiorniki meromiktyczne (nr nr 38, 48, 54),
- zbiorniki holomiktyczne:
 - dimiktyczne (nr nr 25, 43, 45, 46, 49, 50, 53, 55, 56, 62),
 - polimiktyczne (nr nr 47, 60).

Zbiorniki meromiktyczne

Zmiany kilkunastu ważniejszych wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu trzech zbiorników (nr nr 38, 48, 54) podczas stagnacji letnich przykładowo przedstawiono na rys. 2-4. Miąższość miksolimnionów i monimolimnionów oraz warstw przejściowych w tych zbiornikach wynosiła w metrach:

Zbiornik nr	miksolimnion	warstwa przejściowa	monimolimnion
38	8 (0-8)	3 (8-11)	7 (11-18)
48	7 (0-7)	2 (7-9)	6 (9-15)
54	9 (0-9)	4 (9-13)	11(13-24)

Wyróżnione warstwy wyznaczono przykładowo dla zbiornika 54, na tle zmian 6 wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym podczas stagnacji letnich i cyrkulacji wiosennej (rys. 5a i 5b).

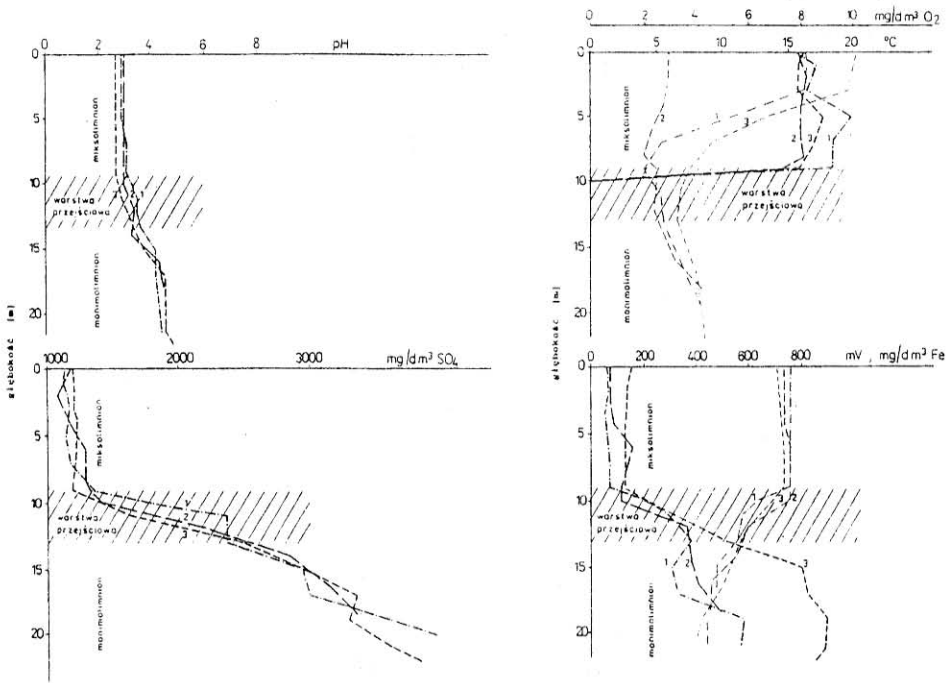
Wody miksolimnionu pozbawione były zasadowości, charakteryzował je niski odczyn od 2,8 pH (rys. 3) do 3,1 pH (rys. 4a), dobre natlenienie oraz wysokie wartości potencjału redoks (rys. 2-4).

W warstwie przejściowej odczyn wody ulegał nieznacznemu (zbiornik nr 54) lub gwałtownemu wzrostowi do 5,8 pH (zbiornik nr 38) i 5,4 pH (zbiornik nr 48). Wzrosło zasolenie wód, zmalała natomiast zawartość tlenu i potencjał redoks.

Monimolimnion cechował przede wszystkim brak tlenu, pojawienie się bardzo dużych ilości żelaza (do powyżej 900 mg/dm³ Fe og., zb. nr 38) i siarczanów (ok. 4000 mg/dm³ SO₄, zb. nr 54) oraz wysokich stężeń amo-

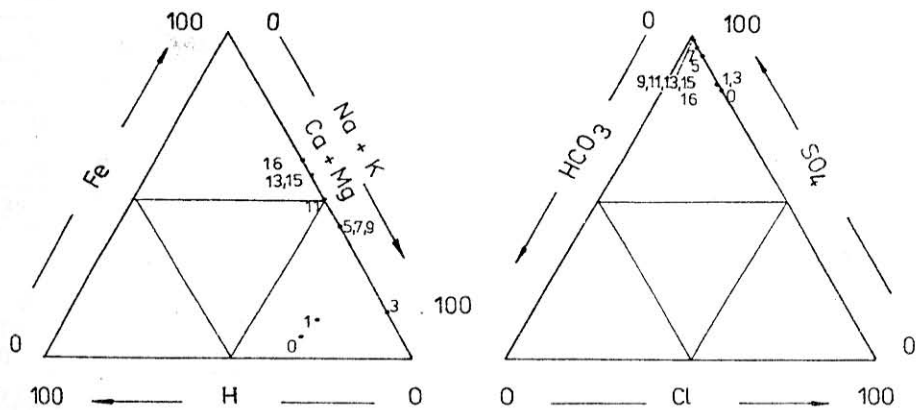
niaku (ok. $18 \text{ mg/dm}^3 \text{ N-NH}_4$, zb. nr 54), wapnia (powyżej $250 \text{ mg/dm}^3 \text{ Ca}$ zb. nr 54) i manganu ($2,3 \text{ mg/dm}^3 \text{ Mn}$, zb. nr 54).

Analiza składu jonowego wód badanych zbiorników wykazała występowanie znacznego zróżnicowania składu chemicznego w profilu pionowym. Wody zbiornika nr 38 były bogate w siarczany (powyżej 82%). Wody miksolimnionu tego zbiornika charakteryzował znaczny udział wapnia i magnezu (69-71%). W monimolimnionie stężenia żelaza sięgały 63% udziału kationów.

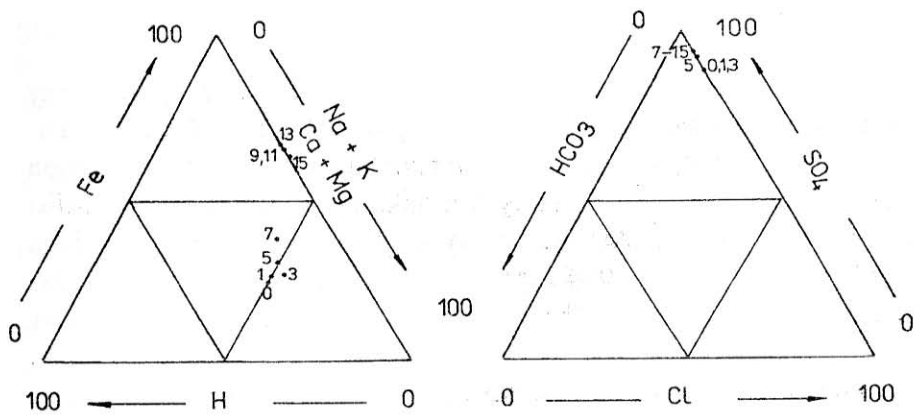


Rys. 5. Miąższość mikro- i monimolimnionu oraz warstw przejściowych na tle zmian kilku wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 54 (sierpień 1987)

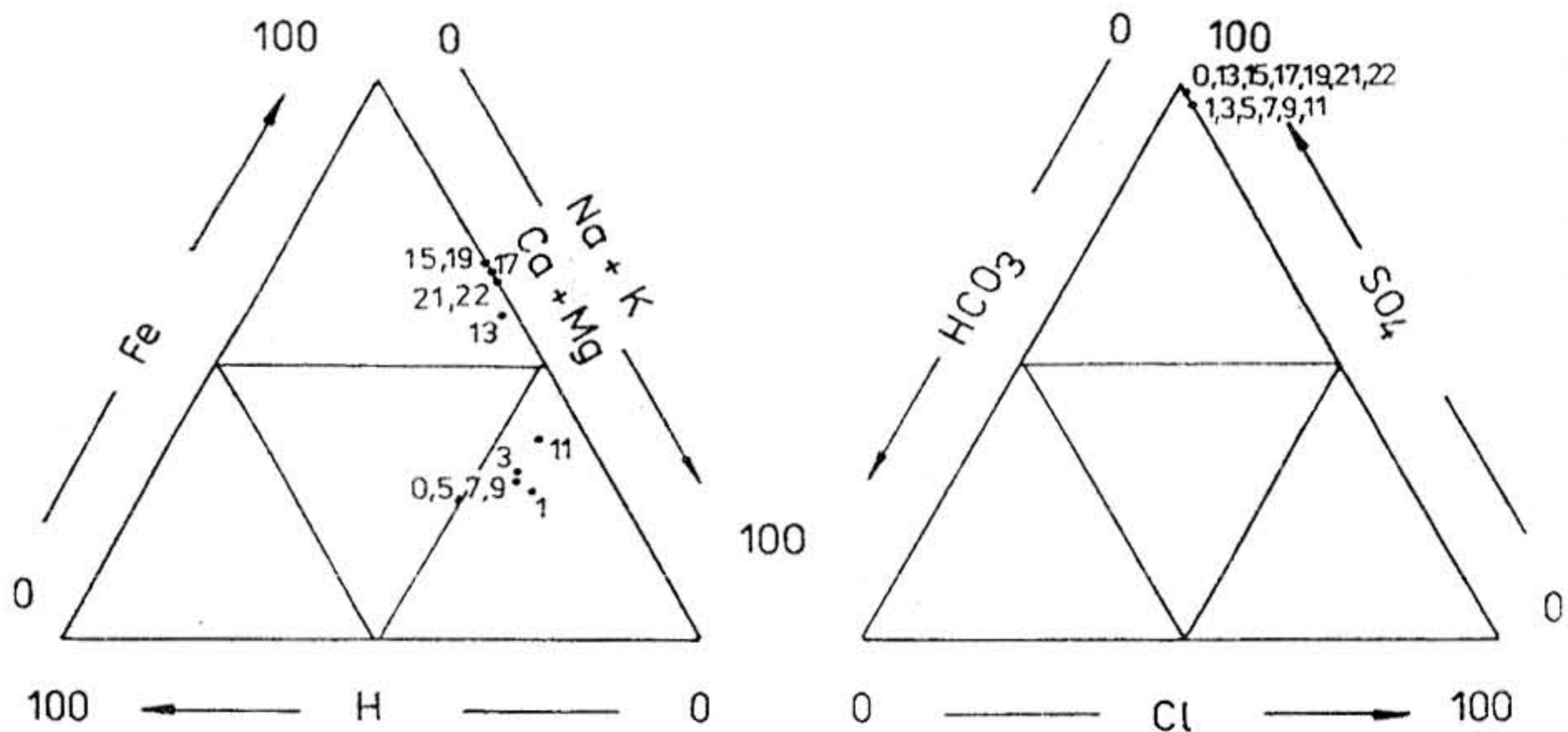
Na podkreślenie zasługuje znaczący udział jonu wodorowego (21-32%) w powierzchniowej (0-3 m) warstwie wody (rys. 6).



Rys. 6. Skład jonowy wód zbiornika nr 38



Rys. 7. Skład jonowy wód zbiornika nr 48



Rys. 8. Skład jonowy wód zbiornika nr 54

W wodach zbiornika nr 48 dominującym anionem były siarczany (powyżej 83%). W miksolimnionie znaczny udział stanowił wapń i magnez (powyżej 50%), natomiast w monimolimnionie przeważał kation żelazowy (62 - 69%) (rys. 7). Wody zbiornika nr 54 były w całym profilu pionowym wybitnie siarczanowe (powyżej 95%). Wody miksolimnionu tego zbiornika charakteryzowała przewaga wapnia i magnezu nad żelazem, podczas gdy w monimolimnionie dominował już kation żelazowy (rys. 8).

Uwzględniając stratyfikację pionową oraz dwie zasadnicze warstwy badanych zbiorników, wyróżniono następujące typy wód:

Nr zbiornika	Warstwa	Udział jonów % mval			Typ wody
		SO ₄	Fe	Ca+Mg	
54	miksolimn.	95	50	50	siarczan. wapn.-magn.
54	monimolimn.	95	62-69	-	siarczan. żelazowy
48	miksolimn.	83	-	50	siarczan. wapn.-magn.
48	monimolimn.	83	62-69	-	siarczan. żelazowy
38	miksolimn.	82	-	60-71	siarczan. wapn.-magn.
38	minimolimn.	82	63	-	siarczan. żelazowy

Podkreślić należy, że przejście wód zbiornika nr 54 z podtypu wapniowo-magnezowego w żelazowy było stopniowe i łagodne.

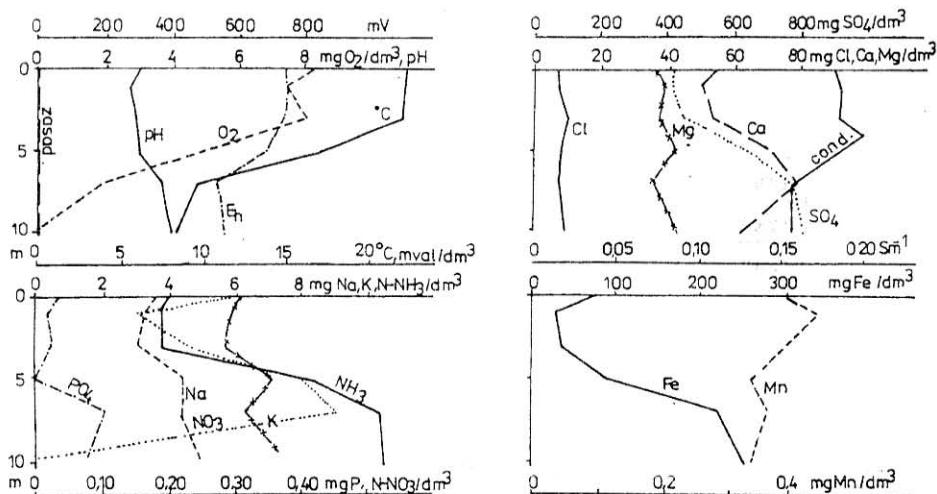
Zbiorniki holomiktyczne

W obrębie tego typu wyróżniono dwa podtypy: dimiktyczne (10 zbiorników) i polimiktyczne (2 zbiorniki).

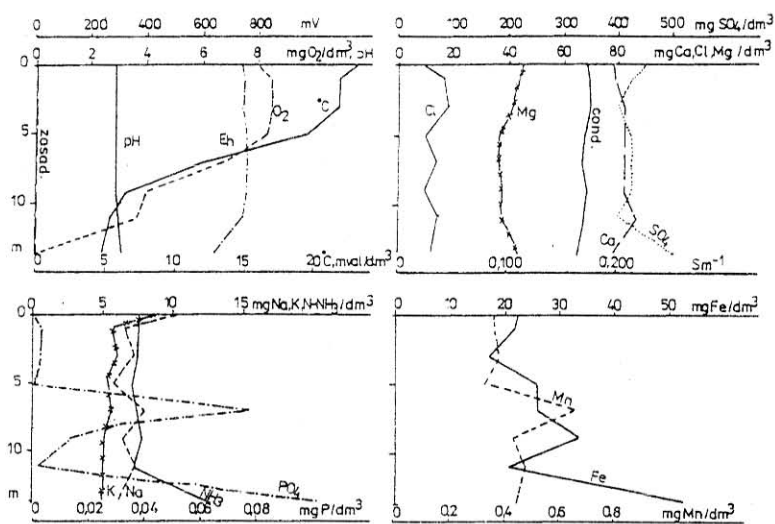
Zbiorniki dimiktyczne charakteryzowało występowanie dwóch okresów stagnacyjnych i cyrkulacyjnych. Zmiany kilkunastu ważniejszych wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym podczas stagnacji ilustrują rys. 9-18. Głębokość maksymalna tych zbiorników wahała się od 7 do 15 m. Epilimnion sięgał najczęściej głębokości 5 i 7 m, grubość warstwy metalimnicznej wynosiła od 2 do 4 m, miąższość hypolimnionu 6 zbiorników wahała się od 2 do 5 m. Pozostałe 4 zbiorniki pozabawione były warstwy podskokowej (hypolimnionu).

Są to zbiorniki stosunkowo płytkie. O pojawieniu się stratyfikacji podczas okresów stagnacyjnych zadecydowało głębokie usytuowanie misy w stosunku do otaczającego terenu, przylegające lasy oraz inne cechy, wyrażone wysokimi wartościami głębokości względnej.

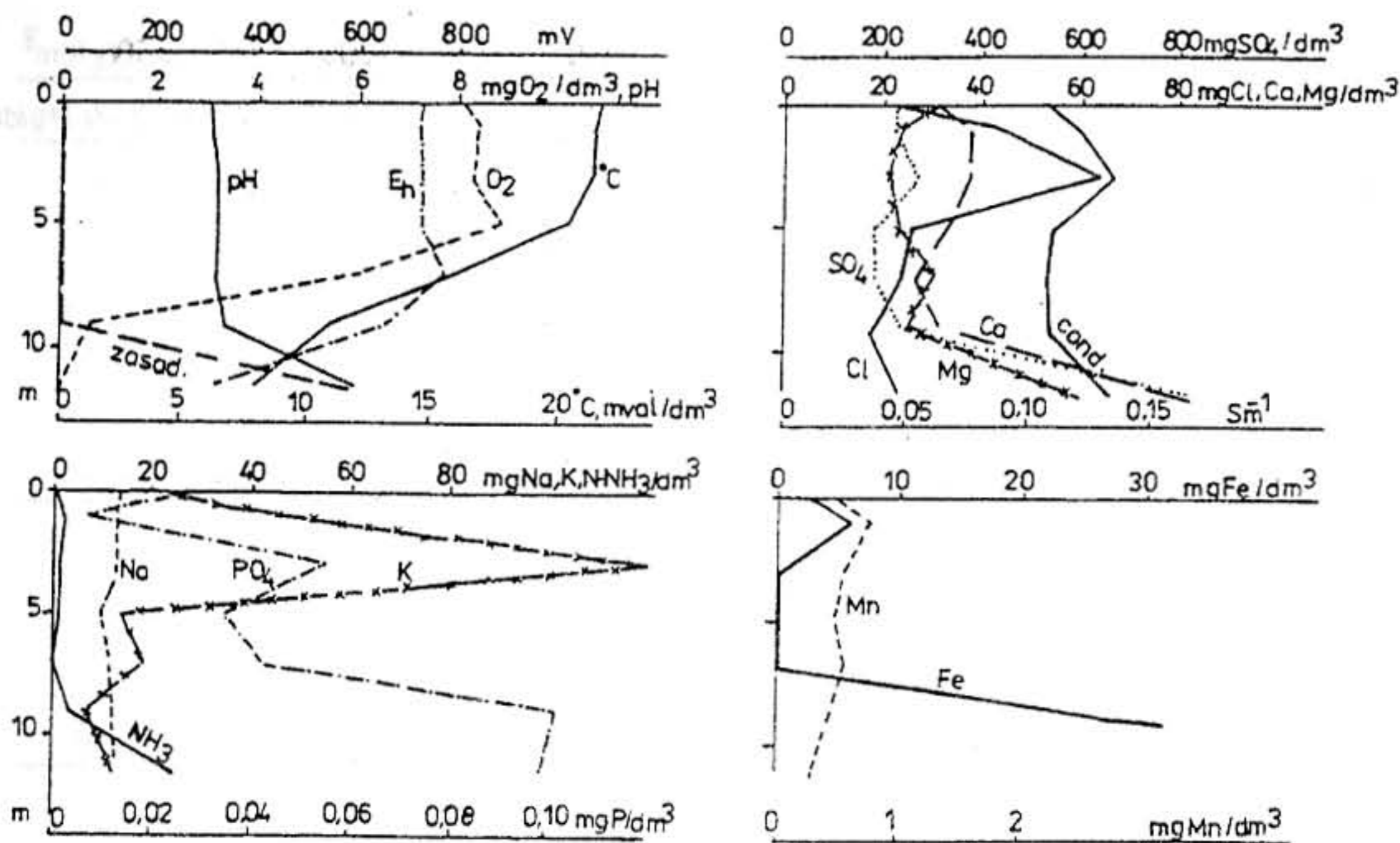
Odczyn powierzchniowej warstwy wody badanych zbiorników wahał się od 2,6 pH (zb. nr 62) do 3,6 pH (zb. 46). Przy dnie wartości odczynu w przypadku trzech zbiorników (nr nr 25, 45 i 50) wyraźnie wzrastały do 5,5-6,3 pH, w pozostałych zbiornikach wzrost był nieznaczny, osiągając maksymalną wartość - 3,6 pH.



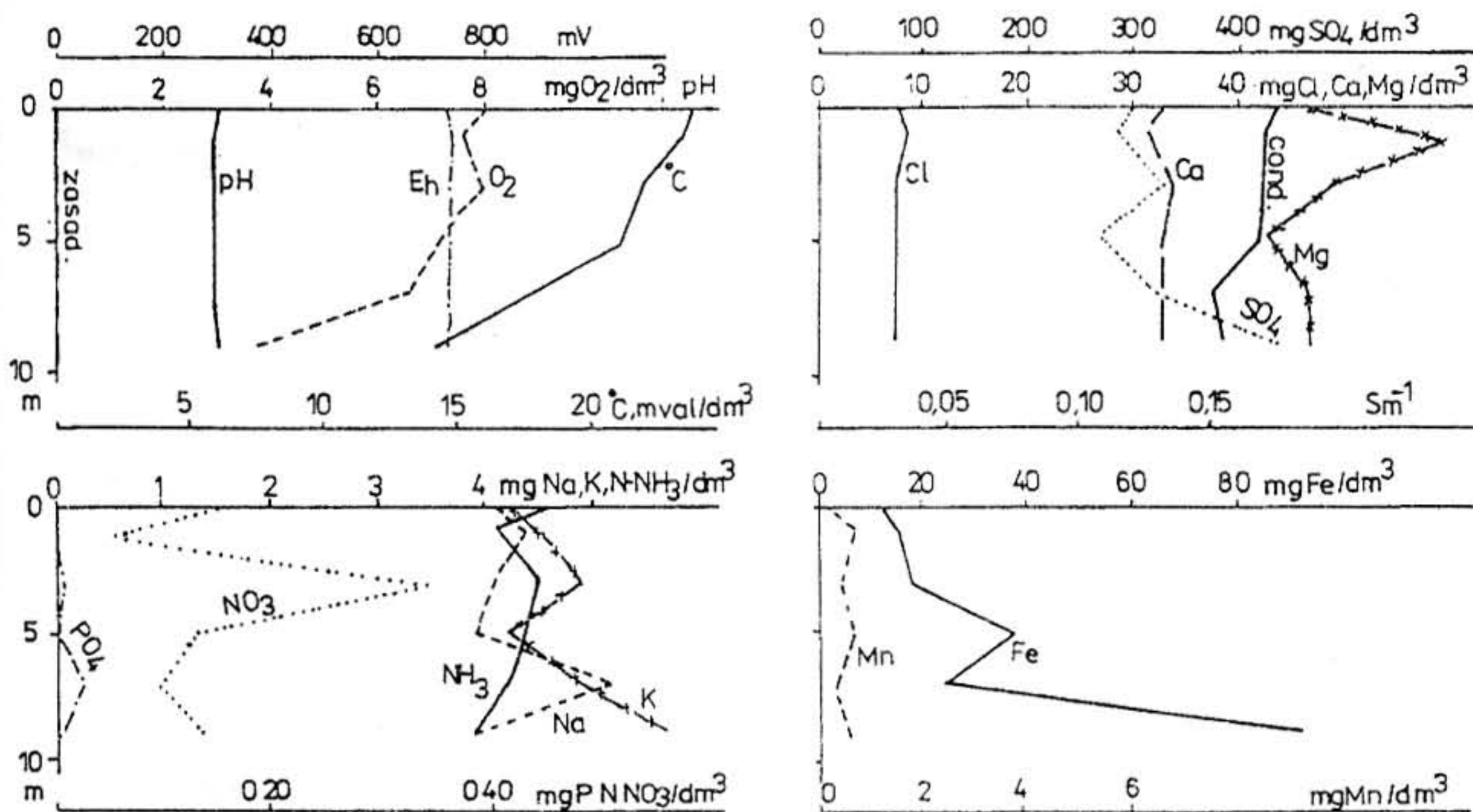
Rys. 9. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym zbiornika nr 25 (sierpień 1986)



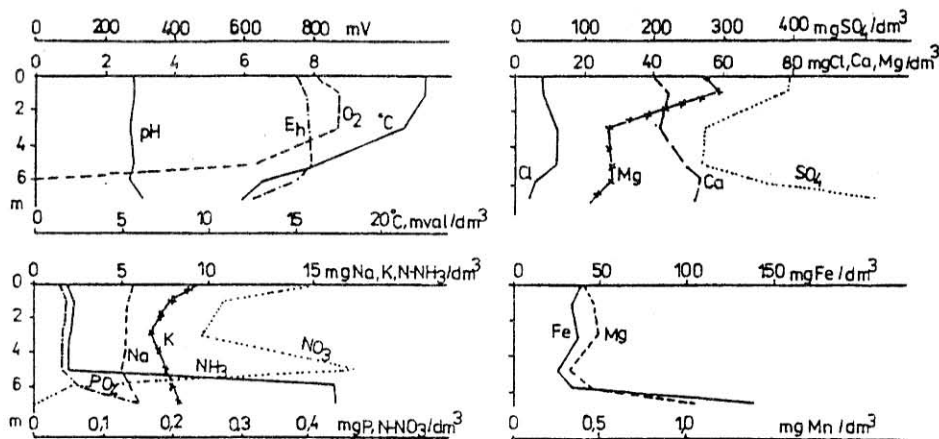
Rys. 10. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym zbiornika nr 43 (sierpień 1986)



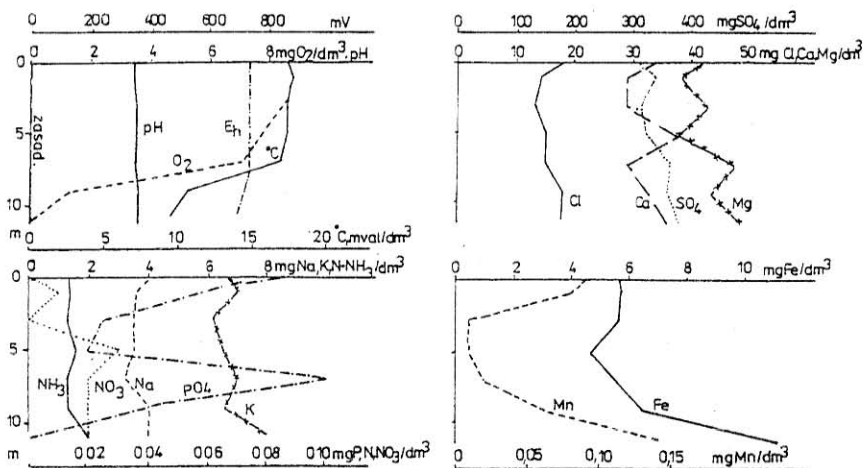
Rys. 11. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym zbiornika nr 45 (sierpień 1986)



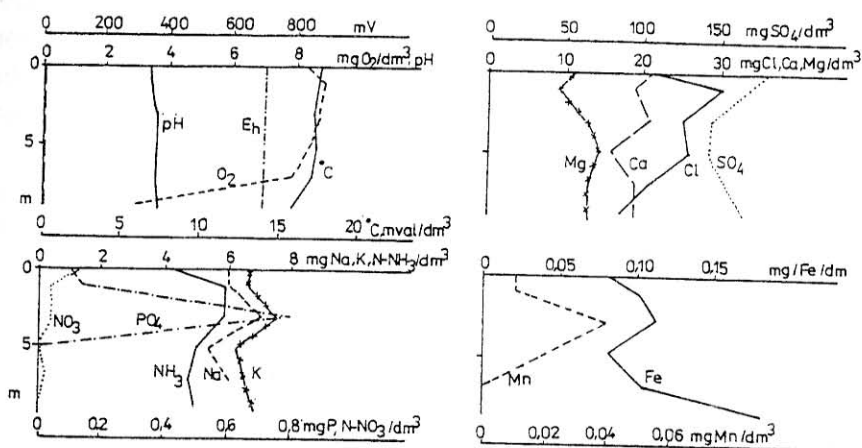
Rys. 12. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 46 (sierpień 1986)



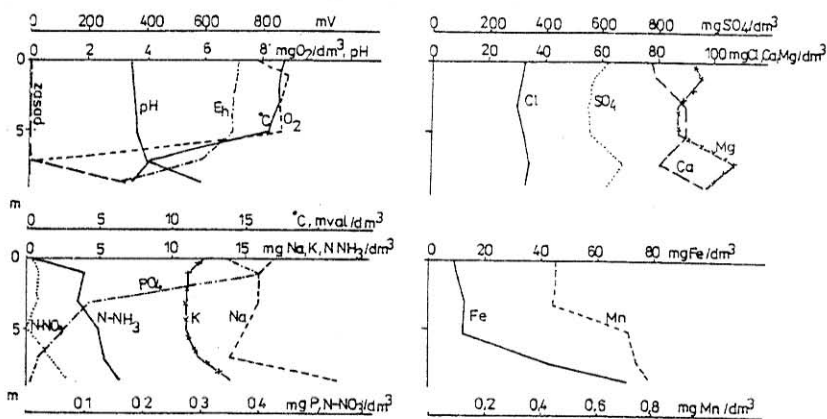
Rys. 13. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 49 (sierpień 1986)



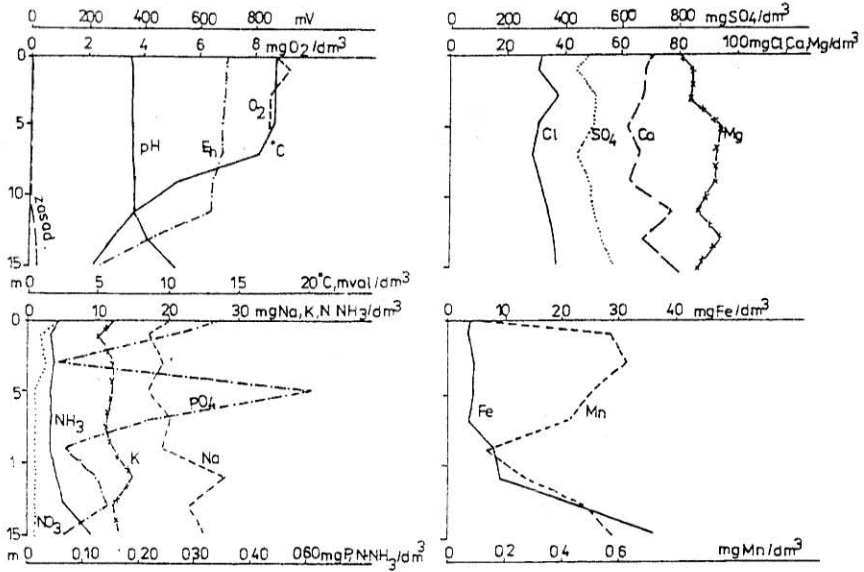
Rys. 14. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 50 (sierpień 1987)



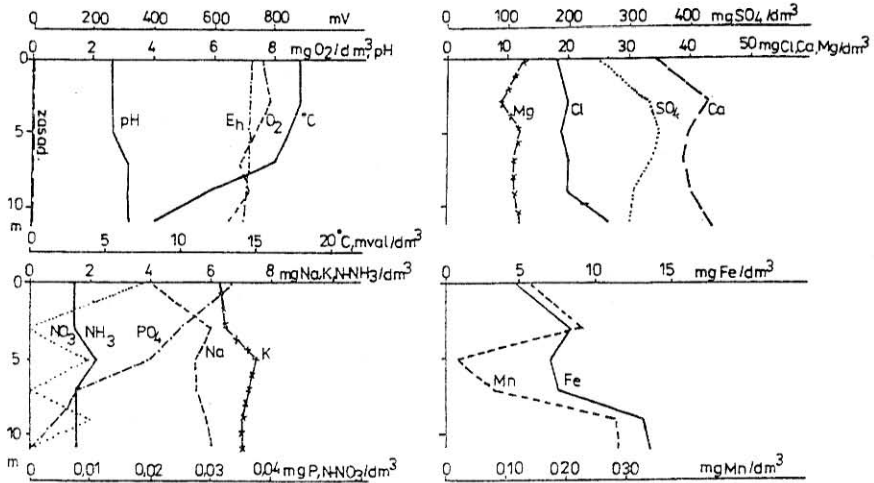
Rys. 15. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 53 (sierpień 1987)



Rys. 16. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 55 (sierpień 1987)



Rys. 17. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 56 (sierpień 1987)



Rys. 18. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych w profilu pionowym zbiornika nr 62 (sierpień 1987)

Zbiorniki różniły się pod względem jakościowych i ilościowych zmian w profilu pionowym wskaźników fizyczno-chemicznych (rys. 9-18). Nie dostrzeżono występowania określonych zależności lub prawidłowości, związanych z wiekiem i rozwojem tych zbiorników. Można jedynie mówić o pewnych tendencjach, a mianowicie alkalizacji przydennych warstw wody zbiorników starszych (nr nr 25, 45, 56) w wyniku naturalnych procesów zobojętniania wód, z wyjątkiem zbiornika nr 43.

Brak tlenu w przydennej warstwie wody pięciu zbiorników, który doprowadził występowania procesów redukcyjnych, dotyczył głównie zbiorników starszych i równocześnie najgłębszych.

Wody zbiorników grupy dimiktycznej wykazały mniejszy stopień zmineralizowania od wód zbiorników meromiktycznych. W obrębie tej grupy nie stwierdzono wpływu czynnika czasu na stopień zasolenia ich wód, o czym świadczą wielkości stężeń siarczanów wapnia i magnezu oraz żelaza (tabela I).

Analiza składu jonowego wód zbiorników dimiktycznych przeprowadzona metodą Monitiona, potwierdza pogląd, że rozwój każdego zbiornika przebiega w sposób dla niego typowy (rys. 19-23). Najmłodszy zbiornik spośród grupy dimiktycznej (zb. nr 62) wykazał duże podobieństwo przebiegu zmian składu jonowego wód (w profilu pionowym) w porównaniu do zbiorników meromiktycznych (rys. 6-8). Tymczasem zbiornik nr 53 starszy od zbiornika nr 62 o trzy lata okazał mniejszy stopień zmineralizowania wód spośród zbiorników podgrupy dimiktycznej (tabela I).

Zbiorniki polimiktyczne cechuje możliwość wielokrotnego pełnego mieszania wód w profilu pionowym, pod wpływem wiatrów, podczas stagnacji letniej. W tej podgrupie zbiorników znalazły się dwa zbiorniki nr nr 47 i 60, których głębokości maksymalne wynosiły 6 m i 4 m. Przebieg zmian kilkunastu fizyczno-chemicznych wskaźników wody w profilu pionowym podczas stagnacji letniej wykreślono tylko dla zbiornika głębszego (nr 47), co przedstawia rys. 24.

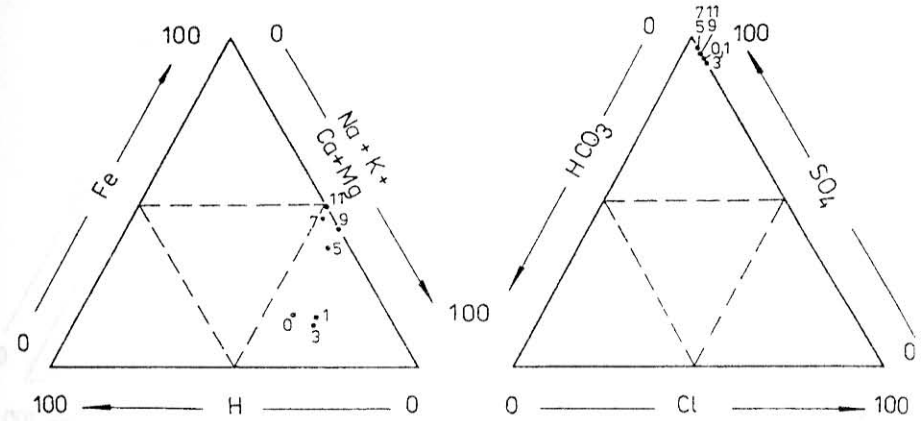
Stwierdzono, że mieszanie się wód w zbiorniku nr 47 bywa w pewnych okresach (bezwietrznych) ograniczone i wówczas może dojść do okresowego uwarstwienia termicznego i chemicznego wody. Zakres zmian składu chemicznego wód zbiorników polimiktycznych mieścił się w granicach zmian dla wód zbiorników dimiktycznych (tab. I). Wody zbiorników nr nr 47 i 60 należą do typu wód siarczanowych magnezowo-wapniowych (rys. 25).

Tabela 1

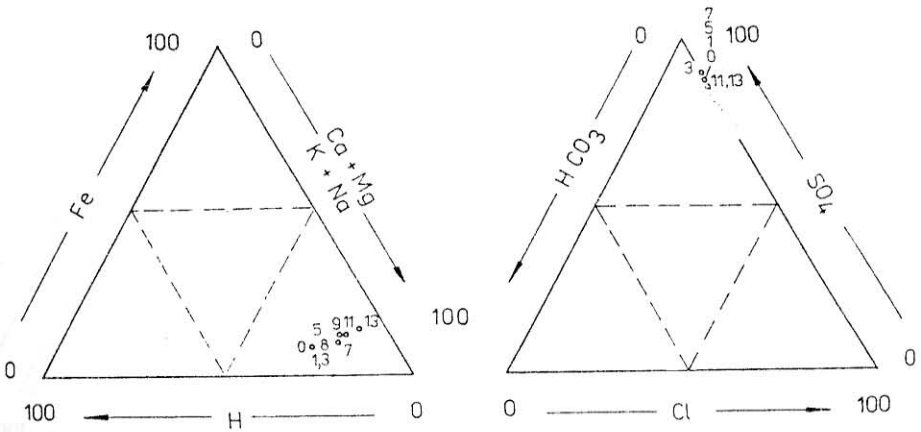
Wskaźniki fizyczno-chemiczne powierzchniowych i przydennych warstw wody 15 zbiorników acidotroficznyc

Nr. zb.	Głębokość max. m	Rok powstania	Wiek	Termin poboru prób wody	Odczyn,		Potencjał redoks,		Tlen rozpuszcz.,		Sole amonowe,		Żelazo og.,		Wapn.		Magnez.		Siarczany.		Potas.		Sód.	
					pH		mV		mg O ₂ /dm ³		mg Na/dm ³		mg Fe/dm ³		mg Ca/dm ³		mg Mg/dm ³		mg SO ₄ /dm ³		mg K/dm ³		mg Na/dm ³	
					pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno	pow.	dno
Zbiorniki meromiktyczne																								
54	24	1973	18	VII. 1988	2,70	4,85	706	403	8,3	0,0	3,3	7,7	151	858	98	314	132	200	1191	3850	2,2	8,0	3,9	7,0
48	16	1948	43	VII. 1988	2,60	6,04	746	234	8,4	0,0	1,8	4,3	47	240	33	36	26	33	420	583	5,0	4,2	4,2	4,2
38	8	1945	46	VII. 1988	2,60	6,60	656	212	7,9	0,0	2,2	3,5	14	619	45	93	43	98	388	1820	3,0	4,2	4,2	4,9
Zbiorniki holomiktyczne																								
a) dimiktyczne																								
62	12	1970	21	VII. 1988	2,60	2,85	694	727	8,0	6,3	1,6	1,3	48	49	33	27	16	31	313	340	3,1	2,5	2,9	2,9
50	10	1968	23	VII. 1988	3,05	3,05	576	716	8,4	2,5	0,26	0,32	1,3	17	30	32	29	41	271	283	3,0	4,0	2,3	1,6
53	12	1967	24	VII. 1988	2,95	3,10	625	665	8,8	2,7	4,8	6,2	3,51	3,1	15	10	26	23	147	145	4,0	3,0	2,9	2,9
46	10	1964	27	VIII. 1987	3,50	3,60	740	630	9,0	0,0	0,3	5,9	8,4	30	23	25	63	117	408	558	6,0	7,3	4,0	5,0
49	7	1956	35	VIII. 1987	2,70	2,90	720	710	8,6		2,3	5,0	15	28	33	42	10	16	308	384	7,5	9,0	4,0	5,5
55	9	1955	36	VIII. 1988	3,30	3,50	666	697	8,0	1,3	2,3	2,0	20	19	50	55	58	53	476	485	7,0	7,0	8,5	8,5
56	16	1955	36	VII. 1988	2,85	6,30	716	311	7,9	0,0	3,5	5,1	35	202	63	77	22	22	399	603	8,1	13,5	13,5	15,2
25	12	1952	39	VIII. 1987	3,10	5,50	720	290	8,2	0,0	4,1	10,0	17,7	148	33	90	7	24	274	630	8,0	11,0	5,5	7,0
45	13	1945	46	VIII. 1987	3,00	5,80	730	290	9,0	0,0	1,3	25,0	3,7	91	29	68	7	20	196	461	8,0	10,0	7,0	7,0
43	14	1943	48	VII. 1988	2,75	3,30	711	639	8,6	0,0	0,55	0,81	27	39	70	75	41	36	462	393	7,0	8,3	4,5	5,6
b) polimiktyczne																								
60	5	1970	21	VIII. 1987	3,20	3,20	725	685	7,2	0,2	1,9	4,2	16,7	24	40	40	16	18	226	232	7,0	7,6	4,0	4,0
47	6	1950	41	VIII. 1987	2,70	2,70	755	740	8,3	8,0	4,0	6,6	55	6753	48	10	16	512	549	5,7	5,5	3,0	3,0	3,5

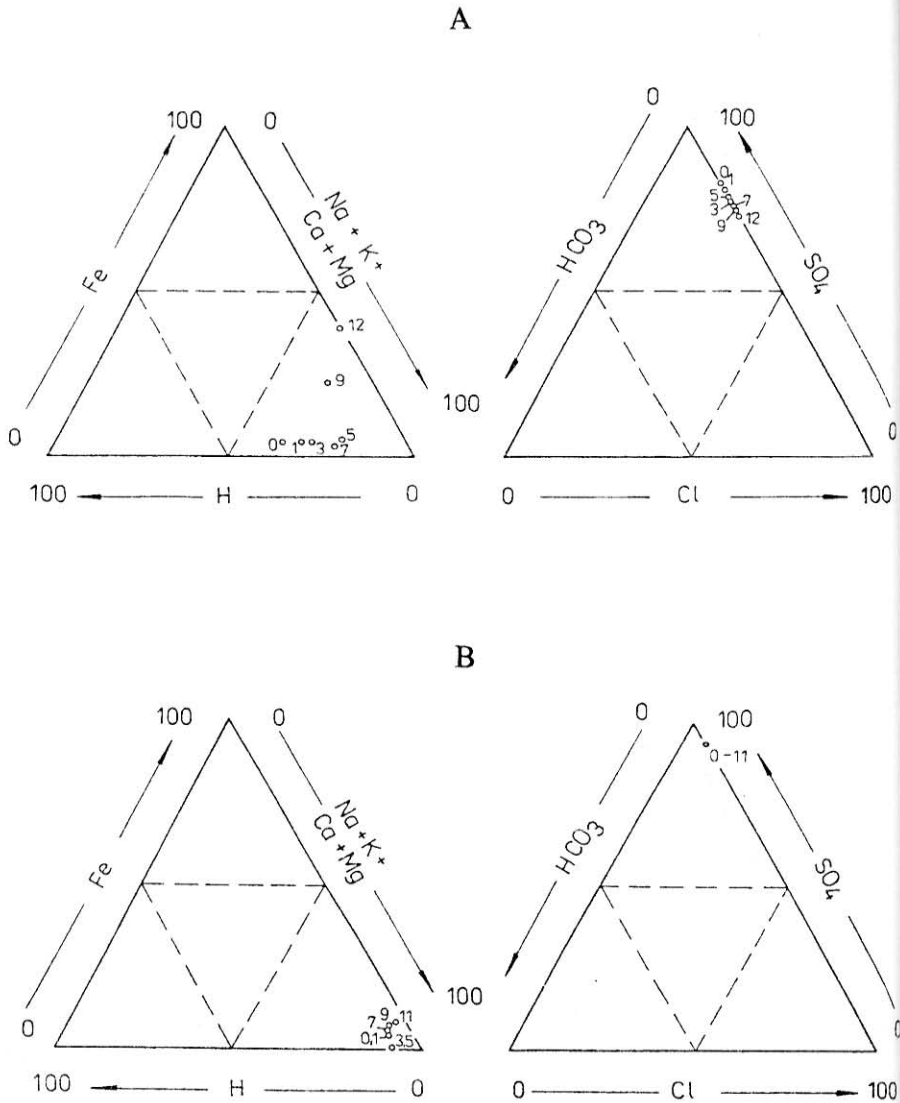
A



B

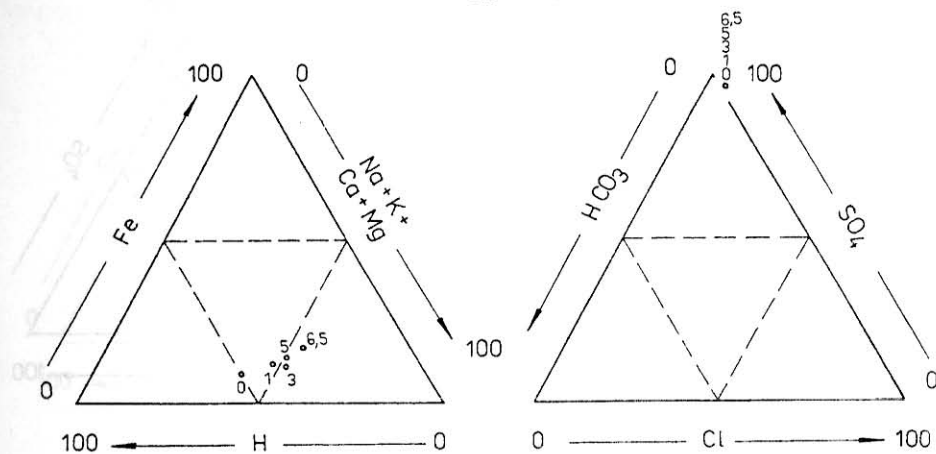


Rys. 19. Skład jonowy wód w profilu pionowym zbiorników:
A - nr 25, B - nr 43

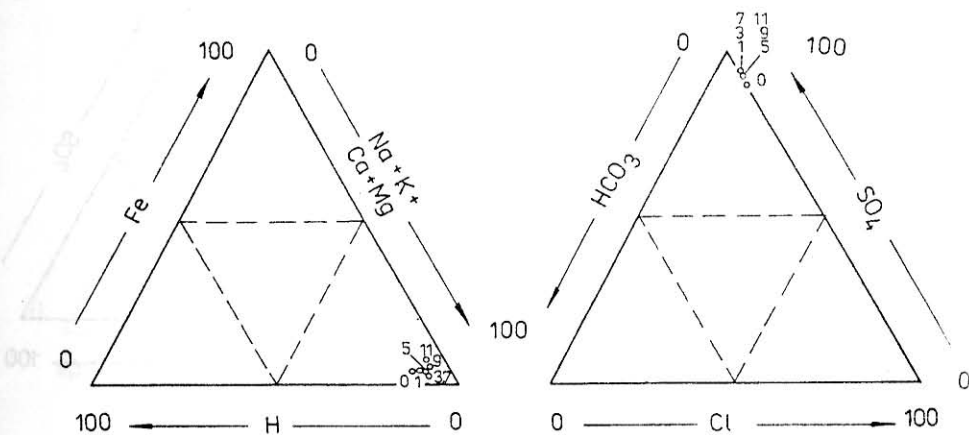


*Rys. 20. Skład jonowy wód w profilu pionowym zbiorników:
A - nr 45, B - nr 46*

A

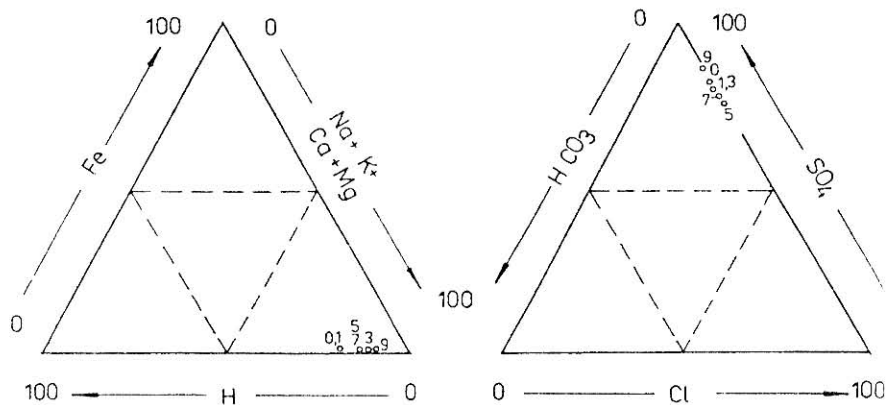


B

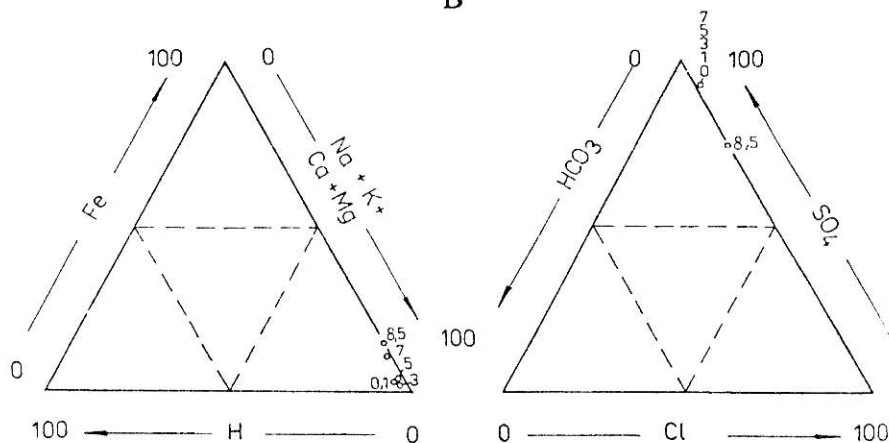


Rys. 21. Skład jonowy wód w profilu pionowym zbiorników:
A - nr 49, B - nr 50

A

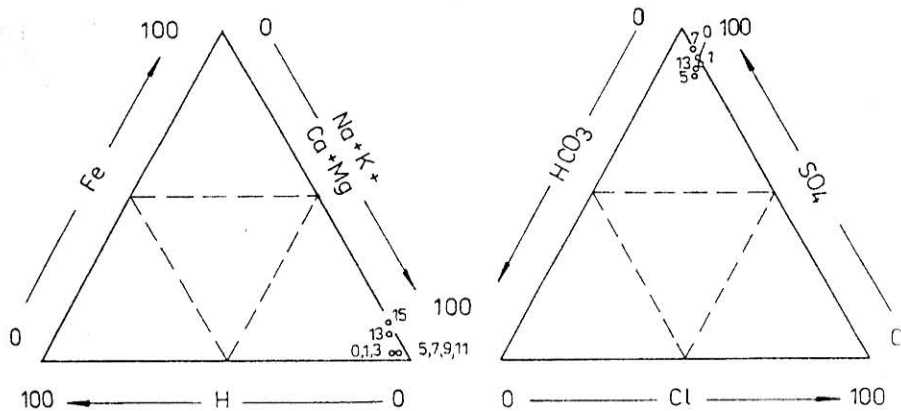


B

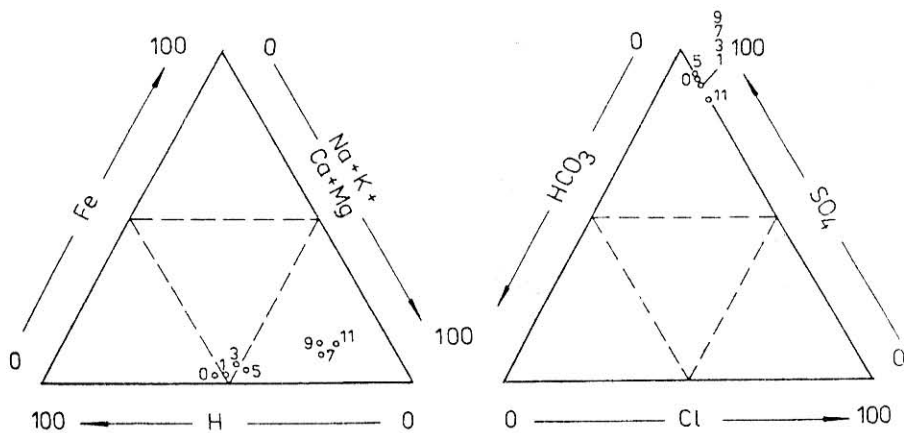


Rys. 22. Skład jonowy wód w profilu pionowym zbiorników:
A - nr 53, B - nr 55

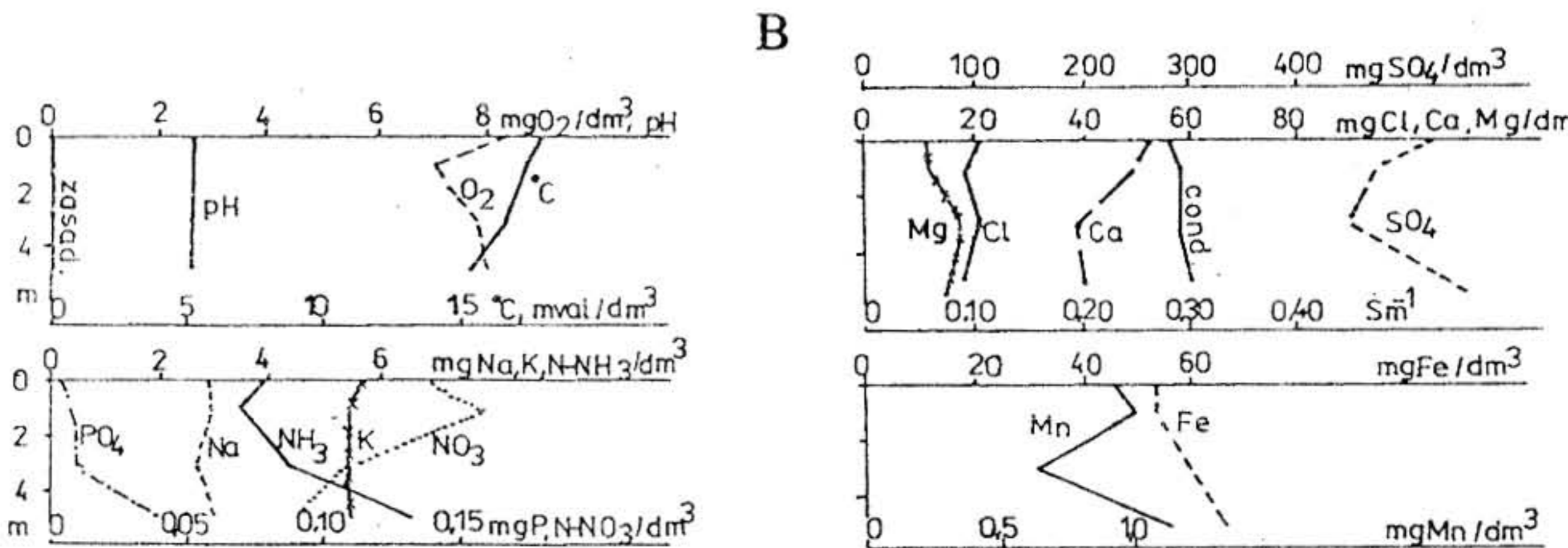
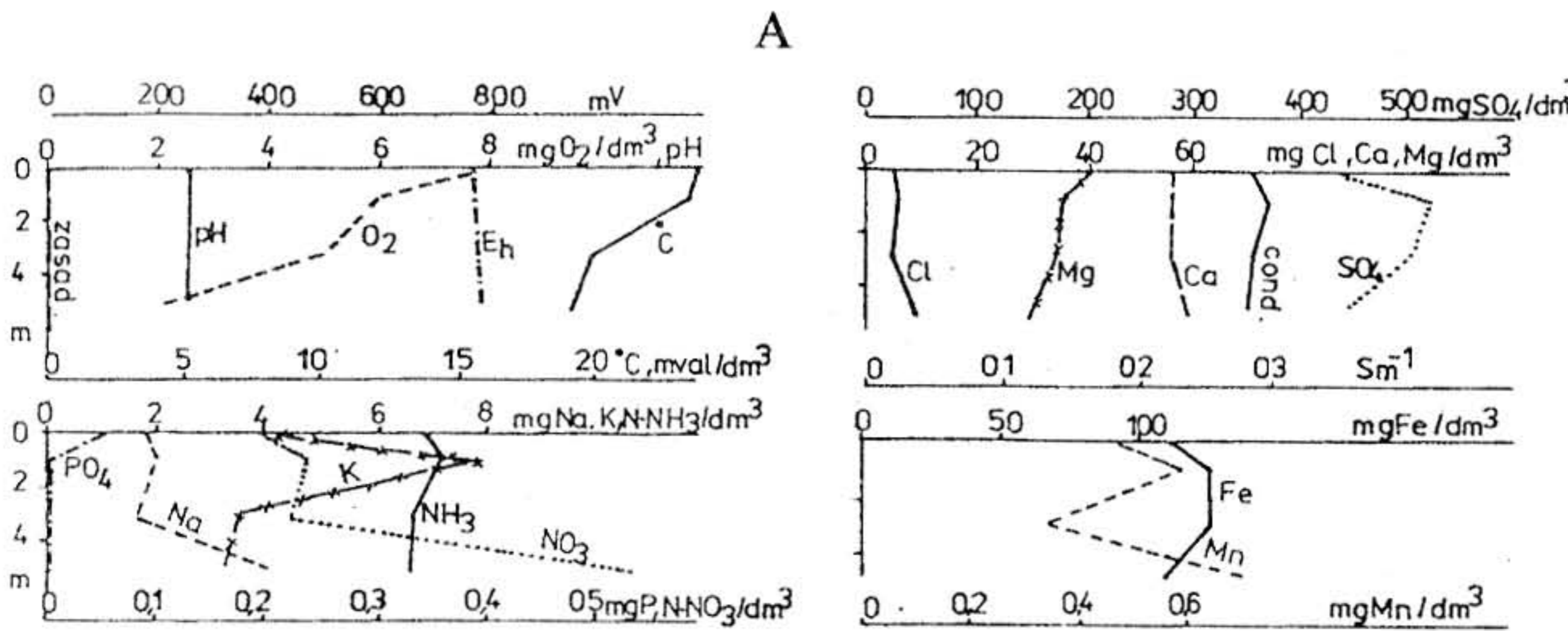
A



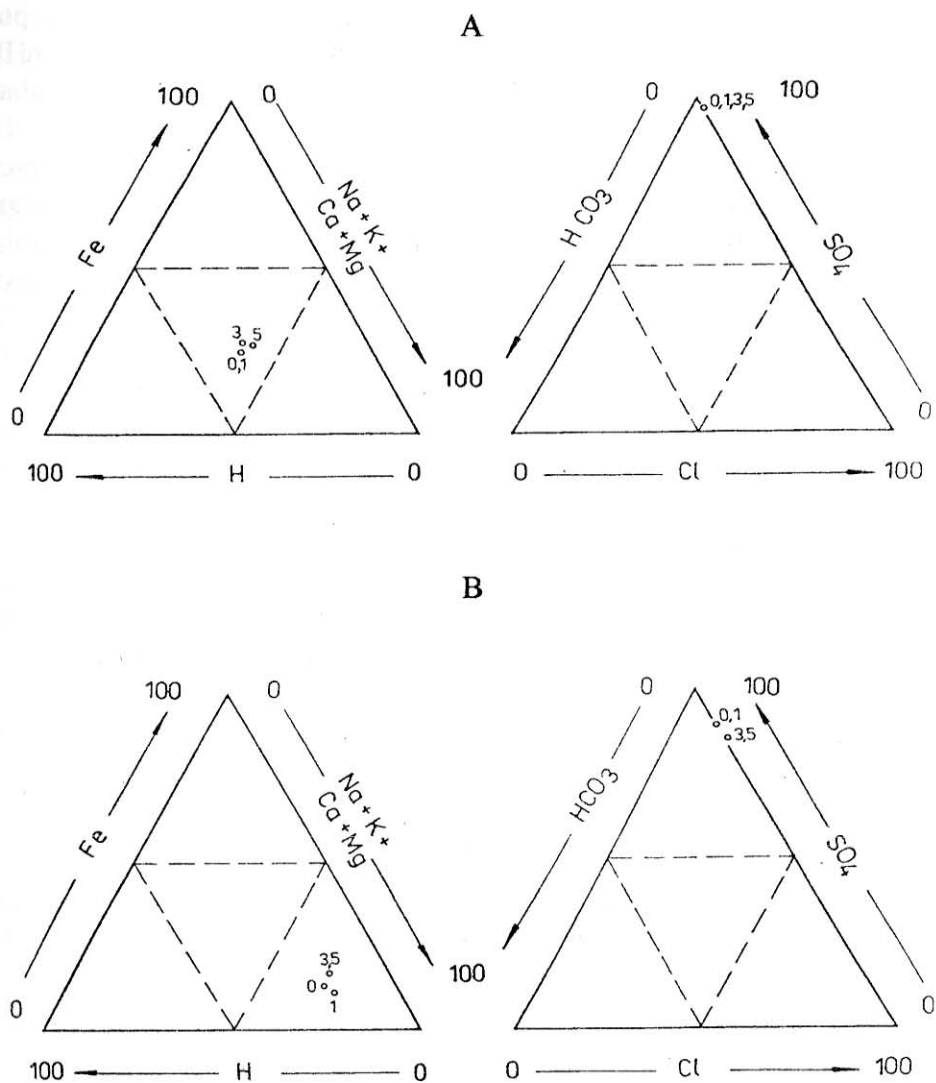
B



Rys. 23. Skład jonowy wód w profilu pionowym zbiorników:
A - nr 56, B - nr 62



Rys. 24. Zmiany kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych wody w profilu pionowym zbiornika nr 47 (A - sierpień 1986r., B - sierpień 1987 r.)



Rys. 25. Skład jonowy wód w profilu pionowym zbiorników:
A - nr 47, B - nr 60

5.4. Dyskusja

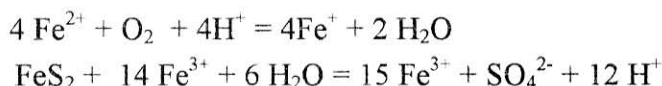
Zbiorniki acidotroficzne charakteryzowały się tym, że wody powierzchniowe wykazywały wysoki stopień zakwaszenia (poniżej 4,0 pH), potencjał redoks wyższy niż 600 mV, obecność kwasowości mineralnej oraz brak zasadowości ogólnej.

Przyczyną zakwaszenia wód tej grupy zbiorników był towarzyszący pokładom węgla piryt (FeS_2), który wydobyty na powierzchnię ulegał w gruntach nasypowych i w dnie zbiornika złożonym procesom utleniania. Zdaniem Bakera i Wildshirea (1970) oraz Walsh i Mitchella (1970) procesy te obejmują etapy:

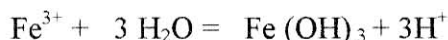
a) utlenianie

- chemiczne: $2 \text{FeS}_2 + 7 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = 2 \text{Fe}^{2+} + 4\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+$
- biologiczne: $2 \text{FeS}_2 + 7,5 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = 2 \text{Fe}^{3+} + 4\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$

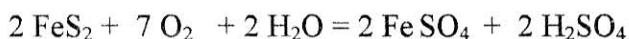
b) tzw. cykliczną degradację



c) hydrolizę (wytrącanie) związków żelaza trójwartościowego



Utlenianiem pirytu tlenem rozpuszczonym w wodzie interesowano się już od ponad 100 lat, proponując wiele rozwiązań (reakcji chemicznych). Różnią się one w drobnych szczegółach, natomiast przebieg podstawowych reakcji jest podobny (Lowson 1982) i może być zapisany następująco:



Reakcje utleniania mogą przebiegać zarówno drogą chemiczną jak też biologiczną. Przyjmuje się, że utlenienie pirytu przy udziale bakterii (*Thiobacillus ferrooxidans*) przyspiesza proces od 5 do 10 razy w porównaniu z utlenianiem chemicznym (Ljalikova 1961). Udział bakte-

rii w utlenianiu pirytu prowadzi do powstania Fe^{3+} , H^+ , SO_4^{2-} i energii w postaci elektronów, wykorzystanych przez bakterie acidofilne (Tuttle i inni 1969, Dugan i inni 1980). Stężenie jonów wodorowych tych wód może obniżyć się do około 2,3 pH a w wyjątkowych przypadkach może osiągnąć wartość 1,8 pH (Dugan 1972).

Badania fizyczno-chemiczne wód zbiorników acidotroficznych w profilu pionowym wykazały, że najniższe wartości odczynu (2,6 - 3,9 pH) utrzymywały się w warstwie powierzchniowej. W miarę wzrostu głębokości, stężenie jonów wodorowych rosło, zwłaszcza w przydennych warstwach wody, pozbawionych tlenu.

Zjawisko to wystąpiło szczególnie wyraźnie i ostro w zbiornikach meromiktycznych, charakteryzujących się obecnością przy dnie nienaruszonej warstwy wody (monimolimnionu). Według Dicksona (1980) przyczyną zubożenia głębiej leżących warstw wody pozbawionych tlenu, są przede wszystkim procesy redukcyjne, prowadzące do wykorzystania jonów wodorowych.

W przypadku zbiorników nr nr 38, 48 i 54 nie wyklucza się oddziaływania na zbiorniki również wód podziemnych typu wodorowęglanowego wapniowo-magnezowego, tym bardziej, że proces zubożenia wód badanych zbiorników wystąpił najpierw w ich głębinach.

Przebieg krzywych odczynu wód w profilu pionowym zbiornika nr 54, wskazujący na znacznie mniejszy stopień zróżnicowania składu chemicznego w porównaniu ze zbiornikami nr nr 38 i 48 (starszymi) dowodzi oddziaływania na naturalne procesy zubożniania wód również czynnika czasu.

Meromiksja jest zjawiskiem występującym w wielu miejscach naszego globu i równocześnie rzadkim. Huttchinson (1957) w zależności od genezy wyróżnił wśród jezior meromiktycznych trzy grupy: „ectogenic-crenogenic and biogenic meromixis”. W niespełna 20 lat później Walker i Likens (1975) zaproponowali inny podział, który zawierał dwie zasadnicze klasy jezior: A-ektogeniczną meromiksję i B-endogeniczną meromiksję a w ich obrębie pięć typów (I-V). Z kolei Dickman i Hartman (1979) wprowadzili do typu IV (klasa B) uzupełnienie, wyróżniając w nim dwie kategorie:

- a) bogate w żelazo i mangan
- b) bogate w węglany i wodorowęglany.

Powyższa poprawka jest o tyle istotna, że wody zbiorników meromiktycznych pojezierza antropogenicznego są wyjątkowo bogate w sole żelaza, które miały wpływ na wytworzenie się warstwy monimolimnicznej.

Meromiksja badanych zbiorników (nr nr 38, 48, 54) ma złożoną genezę, powstawaniu monolimnionu sprzyjała morfometria ich wyrobisk (wysokie wartości głębokości względnej: 0,0788 - 0,0553) i otaczający teren (piętrzące się hałdy, głębokie usytuowanie misy, przylegające lasy). Była to zarówno meromiksja ekto- jak i endogeniczna. Według Kjensmo (1962, 1967, 1968) ważną rolę w przekształcaniu jeziora holomiktycznego w meromiktyczne może odegrać żelazo. Do czynników, które zadecydowały o pojawieniu się meromiksji w 4 norweskich, słodkich jeziorach Kjensmo (1967) zalicza:

- dopływ do zlewni odpowiednich ilości żelaza,
- beztlenowe (redukcyjne) warunki w przydennych warstwach wody, sprzyjające uwalnianiu żelaza z osadów dennych,
- długo utrzymująca się pokrywa lodowa, wysokie wartości głębokości względnej

oraz otoczenie nie sprzyjające mieszaniu się wód w jeziorze.

Stężenia żelaza w wodach tych jezior wahały się w szerokim przedziale od 3,28 do 340 mg/dm³ Fe (Kjensmo 1967) i były niższe od stężeń w wodach badanych zbiorników meromiktycznych (nr nr 38, 48, 54).

Geneza i rozwój zbiorników meromiktycznych pojezierza antropogenicznego różnią się od jezior norweskich, opisanych przez Kjensmo (1962, 1967, 1968), chociaż nie brak pewnych podobieństw, jak np. roli żelaza w procesie tworzenia monimolimnionu.

Zbiorniki meromiktyczne nr nr 38, 48, i 54 mimo wykształconego monimolimnionu są tworamami o dużej dynamice w profilu pionowym wody, sięgającym dna zbiornika, o czym świadczy między innymi zmienność stężeń żelaza w poszczególnych okresach badawczych (rys. 5a).

Wody mikso- i monimolimnionu tych zbiorników pozostają pod stałym wpływem wód gruntowych i podziemnych oraz osadów dennych.

Szczególne rolę w przebiegu procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych w zbiornikach nr nr 38, 48 i 54 należy przypisać zwią-

kom żelaza (Kjensmo 1967, 1968) oraz siarce (Carignan 1988, Forsberg i Morling 1988). Występowanie dużych ilości siarki w zbiornikach nr nr 38, 48 i 54 było przyczyną jak wiadomo, pojawienia się kwasu siarkowego i związanych z tym następstw:

- zakwaszenie wód w stopniu wysoce ograniczającym rozwój życia biologicznego,
- powstanie warunków sprzyjających wietrzeniu skał,
- nagromadzenie soli kwasu siarkowego w przydennych warstwach wody do kilku g/dm³, prowadzące do utworzenia monimolimnionu,
- pojawienie się w badanych zbiornikach wód siarczanowych wapniowo-magnezowych i siarczanowo-żelazowych, różniących się znacznie od sąsiadujących z nimi wód naturalnych, typu wodorowęglanowego wapniowo-magnezowego.

Literatura

- [1] **Bagińska B., Macioszczyk A.:** *Graficzne metody odwzorowania i klasyfikacji chemizmu wód podziemnych na podstawie trójkątów Fereta i układów trójkątno-rombowych.* Przegląd Geologiczny nr 11, 1986.
- [2] **Baker R.A., Wildshire A.G.:** *Microbial factor in acid mine drainage formation; a pilot plant study.* Environmental Science and Technology, 4/5, 401-407, 1970.
- [3] **Carignan R.:** *Seasonal dynamics of sulfate hydrogen sulfide near the sediment-water interface of an oligotrophic acid lake.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 106-115, 1988.
- [4] **Dickman M.D., Hartman J.S.:** *A rationale for the subclassification of biogenic meromictic lakes.* Int. Revue ges. Hydrobiol., 64, 2, 186-192, 1979.
- [5] **Dicson W.:** *Properties of acidified waters.* In: Drablos D., Tollan A. (Eds.) Ecological impact of acid precipitation, 75-83, SNSF-project, 1980.
- [6] **Dugan P.R.:** *Biochemical ecology of water pollution.* Plenum Press. New York - London, 1-159, 1972.

- [7] **Dugan P.R., Macmillan C.B., Pfister R.M.:** *Aerobic heterotrophic bacteria indigenous to pH 2,8 acid mine water: Microscopic examination of acid streamers.* J. Bacteriol, 101, 973-981. Predominant slime producing bacteria and streamers. 101, 982-988, 1980.
- [8] **Forsberg C., Morling G.:** *Examples of changes in water chemistry during lake acidification and „deacidification”.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 193-199, 1988.
- [9] **Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B.:** *Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków.* Wyd. Arkady, Warszawa 1976.
- [10] **Hutchinson G.E.:** *A treatise on limnology.* Vol. I, New York, John Wiley and Sons, Inc. 1-912, 1957.
- [11] **Kjensmo J.:** *Some extreme features of iron metabolism in lakes.* Schweiz, Z. Hydrol. 24, 244-252, 1962.
- [12] **Kjensmo J.:** *The development and some main features of „iron-meromictic” soft water lakes.* Arch. Hydrobiol. Suppl. 32, 137-312, 1967.
- [13] **Kjensmo J.:** *Iron as the primary factor rendering lakes meromictic and related problems.* Mitt. Internat. Verein. Limnol. 14, 83-93, 1968.
- [14] **Ljalikowa N.N.:** *Rol bakterij okiseniji sulfidnych miednonikielewych rud Kolskiego półwostrowa.* Mikrobiologia, 30, 1, 135-140, 1961.
- [15] **Lowson R.T.:** *Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen.* Chemical Reviews, Vol. 82, No. 5, 468-497, 1982.
- [16] **Marek J.:** *Chemizm jezior o wodach żółtych ze szczególnym uwzględnieniem form fosforu i żelaza.* Zeszyt Nauk. AR we Wrocławiu, Zootechnika XXV, nr 140, 163-180, 1976.
- [17] **Matejczuk W.:** *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego.* Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Wrocław (rozprawa doktorska), 1986.
- [18] **Passowicz K.:** *Ein meromiktischer See in Suwałki-Gebiet. (Polen)* Arch. Hydrobiol. Ryb., XI, 210-214, 1983.

- [19] **Solski A., Jędrzak A., Matejczuk W.:** *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Lęknica.* Zeszyt Nauk. WSI Zielona Góra nr 64, Inżynieria Środowiska nr 4, 65-76, 1988.
- [20] **Tuttle J.H., Dugan P.R., Randles C.J.:** *Microbiological sulfate reduction and its potential utility as a water pollution abatement procedure.* Appl. Microbiol. 17, 297-302, 1969.
- [21] **Walker K.F., Likens G.E.:** *Meromixis and reconsidered typology of lake circulation patterns.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 198, 442-458. 1975.
- [22] **Walsch F., Mitschell R.:** *A ph-dependent succession of iron bacteria.* Environmental Science and Technology, 6/19, 809-912, 1972.
- [23] **Walker K.T.:** *The stability of meromictic lakes in central Washington.* Limnol. Oceanogr., 19, 209-222, 1974.

Krzysztof Kolon, Jan Sarosiek*

6. ROŚLINY I ROŚLINNOŚĆ „POJEZIERZA ANTROPOGENICZNEGO”

Streszczenie

„Pojezierze antropogeniczne” charakteryzuje duża lesistość. Występują tu zwarte kompleksy borów sosnowych, które zajmują 95% siedliska leśnego.

Na podstawie rekonesansowych badań określono jedynie związki so-
cjalne zbiorowisk roślinnych. Wyróżniono 21 zbiorowisk należących do
ekosystemów: leśne, bagienne oraz rzeczne i nadrzeczne. Pominięto fito-
cenozy ruderalne.

„Pojezierze Antropogeniczne” w geobotanicznym podziale Polski należy do Działu Bałtyckiego, Pododdziału Wielkich Dolin, Okręgu Lubuskiego Krainy Wielkopolsko-Kujawskiej (Szafer 1972). Przez to Pojezierze przebiega granica pomiędzy Borami Zielonogórskimi a Borami Dolnośląskimi (Zaręba 1981). Granica Okręgu Lubuskiego z Borami Dolnośląskimi przebiega na południe od Łęknicy. Okręg Lubuski jest najcieplejszy klimatycznie w Pasie Wielkich Dolin, charakteryzują go łagodne zimy i dość chłodne lata. To pogranicze Borów Dolnośląskich z Borami Zielonogórskimi oraz łagodny klimat niewątpliwie mają wpływ na bogactwo flory „Pojezierza Antropogenicznego”. Gdy zważy się fakt, iż Pojezierze zajmuje niewielki obszar, obecność ponad 500 gatunków roślin naczyniowych tu występujących należy uznać za dużą (Schube 1903). W ocenie tej należy pamiętać, że z jednej strony wśród roślinności dominują tu bory sosnowe, niezbyt bogate gatunkowo, z drugiej zaś duży udział w tej florze

* dr Krzysztof KOLON - , prof. dr hab. Jan SAROSIEK - Uniwersytet Wrocławski

mają rośliny synantropijne, których występowanie w dużej mierze wiąże się z dewastacją górniczą przyrody.

„Pojezierze Antropogeniczne”, jak i cały dawny powiat Żarski charakteryzuje duża lesistość. Urozmaicona rzeźba terenu i lasy ograniczające niezbyt duże obszary rolnicze, a także śródpolne zarośla czynią krajobraz leśno-zywopłotowym. Dominują tu bory sosnowe, w południowej części mają one charakter Borów Dolnośląskich, których odrębność podkreślają Matuszkiewicz W. i Matuszkiewicz I. (1973). Występują one w okolicy Łęknicy. Natomiast na wyższym poziomie terasy nad Nysą Łużycką w okolicy Żarek Wielkich, Trzebiela i Tuplic występują większe, zwarte kompleksy Borów sosnowych o nieco odmiennym charakterze, przez Zarębę określonych jako Bory Zielonogórskie. Bory sosnowe na „Pojezierzu Antropogenicznym” zajmują około 95% siedliska leśnego. W tym boru suchego około 30%, co świadczy o ubogich glebach. Na dobrych glebach na wzniesieniach Żarskich występuje zespół leśny *Querc-Carpinetum* z bukiem, którego fragment chroniony jest w rezerwacie „Nad Młyńską Strugą” koło Przewoźników. Jest to naturalny las mieszany bukowy, z udziałem dębu szypułkowego i bezszypułkowego, z domieszką świerka, sosny, modrzewia europejskiego, olszy, brzozy, jesionu i wiązu (Walczak 1970). Rezerwat leży na terenie leśnictwa Młotów, nadleśnictwa Przewóz. Jest to jedyny rezerwat przyrody na „Pojezierzu Antropogenicznym”.

Na Pojezierzu przeważają ubogie siedliska, znacznie już zniekształcone, o litych drzewostanach sosnowych, w różnym wieku, z których sosna w odleglejszych latach skolonizowała opuszczone wyrobiska węgla brunatnego, między innymi w okolicy Gniewoszyc i Jasionowa. W tych drzewostanach sosnowych w domieszkach występują brzozy, dęby, świerk i olsza. Na północ od Łęknicy nad Nysą Łużycką zachowało się naturalne stanowisko jodły (*Abies alba* Mill.), a na niektórych stanowiskach *Picea excelsa* L., między innymi koło Tuplic (Czubiński 1961).

Znaczna część „Pojezierza Antropogenicznego” leży w zlewni Potoku Chwaliszówki. Z potokiem tym i jego dopływami związane są tereny podmokłe, które poza nielicznymi bagniskami porasta roślinność łąkowa. Większość łąk jest tu uprawianych, kośnych i nawożonych. Nie mniej jednak są tu i niezbyt duże fragmenty łąk świeżych. Poza licznymi zbiornikami wód po eksploatacji węgla brunatnego występują tu również ciek i zbiorniki naturalne, jak na przykład między Tuplicami a Łazami, z bo-

gato rozwiniętą roślinnością wodną, szuwarowo-oczeretową, pleustonową i nimfeidami. Wspomnieć należy także o stawach rybnych zagospodarowanych, jak i niezagospodarowanych. W otoczeniu tych zbiorników występują olsy i łągi. Niektóre z większych kompleksów są już w stadium degeneracji po przeprowadzeniu melioracji leśnej, czego przykładem mogą być łągi w okolicy Niwicy, czy olsy w okolicy Czapli. Jak można oczekiwać w środowisku tak silnie odkształconym górnictwo, licznie występują tu płaty roślinności ruderalnej o różnej wielkości.

Z osobliwości florystycznych „Pojezierza Antropogenicznego” należy wymienić stanowiska roślin jak turzyca pchła (*Carex pulicaris*), na torfiastych łąkach, chroniona paproć pióropuszyk strusi (*Matteucia struthipteris*) w okolicy Łęknicy i Niwicy oraz długosz królewski (*Osmunda regalis*), także chroniona paproć, która występuje na wrzosowisku w okolicy Łęknicy oraz w olsie nad stawem pomiędzy Trzebielem a Tuplicami, koło Jagłowic. Do elementu atlantyckiego należy również wrzosiec bagienny (*Erica tetralix*) występujący w okolicy Niwicy, Łęknicy, Trzebiela i Chwaliszowa. Czubiński (1961) wymienia tu takie rośliny borealne jak bagnicę torfową (*Scheuchzeria palustris*) osiagającą u nas południowo-wschodni kres swego zasięgu i zimozioł północny (*Linnea borealis*) na południowym kresie swego występowania. Do elementu atlantyckiego flory należy występująca tu w płytkich wodach w okolicy Niwicy i Łęknicy paproć gałuszka kulecznica (*Pilularia globulifera*), niezmiernie rzadka roślina w Polsce. Z chronionych gatunków roślin można wymienić tu między innymi takie storczyki, jak w Bronowicach koło Łęknicy gólkę długostrogową (*Gymnadenia conopsea*) za Czubińskim (1961), storczyka szerokolistnego (*Dactylorhiza majalis*) i storczyka plamistego (*Dactylorhiza maculata*), podkolana białego (*Platanthera bifolia*), kruszczyka szerokolistnego (*Epipactis latifolia*) i kruszczyka błotnego (*Epipactis palustris*) oraz lipiennika Loesela (*Liparis loeselii*). Ponadto w kilku stawach występują tu grzybienie białe, lilie wodne (*Nymphaea alba*).

Nie sposób nie wspomnieć tu o fragmencie parku w Łęknicy opisanym przez Borowicza i Bugałę (1957) pod nazwą parku Mużakowickiego. W opinii tych autorów należy on do największych i najpiękniejszych zabytków sztuki ogrodniczej w Europie Środkowej. Szczególną wartość florystyczną stanowi kolekcja dębów, w skład której wchodzi takie gatunki, jak niespotykane w innych parkach naszego kraju *Quercus pyrenaica*, *Quercus stellata* i *Quercus leana*. Park z przyległymi lasami stanowi

kompleks o powierzchni 874 ha, obecnie jednak częściowo zdewastowany (Głubisz 1979). Znajduje się tu pomnikowy okaz dębu, tzw. „Lubuski Bartek” o obwodzie 870 cm i wieku około 700 lat.

Rekonosansowe badania pozwoliły autorom wskazać jedynie związki socjalne zbiorowisk roślinnych występujących na Pojezierzu Antropogenicznym. Z ekosystemów leśnych występują tu:

- olsy (*Alnion glutinosae* *el. Dress* 1936),
- wierzbnice (*Salicion cinereae* *Pas.* 1961),
- łągi (*Alno-Padion* *W. Mat. et Bor.* 1957),
- bory sosnowe (*Dicrano-Pinion* *Libb.* 1953).

Z ekosystemów bagiennych występują tu:

- młaki źródliskowe (*Cardaminion* *D. Held. Wersh.* 1969),
- turzycowiska i szuwary bagienne (*Magnocaricion* *Koch* 1926),
- mechowiska (*Caricion nigrae* *Klika* 1934),
- mszary turzycowe (*Caricion lasiocarpa* *Lebr. et all.* 1949).

Z ekosystemów rzecznych i nadrzecznych (stawowych i jeziornych) występują tu:

- zbiorowiska pleustonów (*Lemnion minoris* *R. Tx.* 1955),
- podwodne łąki rdestnicowe (*Potamogetonion* *Oberd.* 1957),
- prądotłubne zbiorowiska podwodne (*Ranunculion fluitantis* *Neuh.* 1959),
- zbiorowiska nimfeidów (*Nympheion* *Oberd.* 1957),
- zbiorowiska wód okresowo wysychających (*Hottonion* *Segal* 1964),
- szuwary nadrzeczne (*Phragmition* *Koch,* 1926),
- szuwary ziołoroślone (*Oenanthion aquatica* *Hejny* 1959),
- szuwary zalewiskowe (*Sparganio-Glycerion fluitantis* *Boer* 1942).

Spośród roślinności zastępczej występują tu:

- łąki trzęślicowe (*Molinion* *Koch* 1925),
- łąki grądowe (*Arrhenatherion elatioris* *Koch* 1926),
- łąki kaczyńcowe (*Calthion* *Oberd* 1957),
- murawy piasków (*Armerion elongatae* *Krausch* 1959),
- zarośla porębowe (*Epilobion angustifoli* *R. Tx.* 1950).

Powyższy schemat dla związków cenotycznych przyjęliśmy za Jasnowskim (1985). Podobnie jak ten autor nie uwzględniliśmy fitocenoz ruderalnych.

Dalsze badania obejmują kartografię zarówno roślin rzadkich i chronionych jak i godnych ochrony tu występujących. Zgodnie z potrzebą i duchem czasu, według aktualnych założeń metodologicznych autekologii roślin, badania dalsze będą zmierzały do oceny zasobów roślin tej kategorii florystycznej (Sarosiek 1985). Silne odkształcenia środowiska przyrodniczego „Pojezierza Antropogenicznego”, a można przewidywać dalsze jego odkształcenia, być może związane z rekultywacją terenów górniczo zdewastowanych, stwarzają pilną potrzebą czynnej ochrony gatunkowej. Wymaga ona poznania szeroko rozumianej konstytucji ekologicznej gatunków roślin (Marczonek i Sarosiek 1969), a więc całości warunków siedliskowych, biotycznych, mikroklimatycznych i edaficznych (Prędotą i Sarosiek 1986). Mogłyby one stanowić podstawę do renaturalizacji biotopu (Kosiba, Mróz, Sarosiek 1991). Dzisiejsza kartografia i związana z nią ocena zasobów różnych gatunków roślin, zwłaszcza zagrożonych wyginięciem, wymaga poznania ekologicznej organizacji populacji, tj. cech ich struktury i funkcji uwarunkowanych siedliskowo. Przedmiotem takich studiów na obszarze „Pojezierza Antropogenicznego”, prowadzonych przez zespół Zakładu Ekologii i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Wrocławskiego od kilku już lat, są między innymi *Osmunda regalis*, *Dactylorhiza majalis*, *Platanthera bifolia*, *Gymnadenia conopsea*, *Liparis loeselii* i *Epipactis palustris*.

Literatura

- [1] **Browicz K., Bugała W.:** *Parki Województwa zielonogórskiego*. Przyroda Polski Zachodniej. 1, 1-2, ss. 29-46, 1957.
- [2] **Czubiński Z.:** Szata roślinna. W: *Województwo Zielonogórskie*. Monografia Geograficzno-gospodarcza. Pr. zbiorowa pod red. F. Barcińskiego. Instytut Zachodni, Poznań, ss. 164-182. 1961.
- [3] **Głubisz B.:** *Środowisko geograficzne*. W: *Ziemia Żarska w Polsce Ludowej*. Pr. zbiorowa pod red. H. Szczegóły. Lubuskie Tow. Naukowe, Zielona Góra, ss. 17-26. 1979.

- [4] **Jasnowski M.**: *Ogólna charakterystyka przyrody projektowanego Drawińskiego Parku Narodowego*. W: *Przyroda projektowanego Drawińskiego Parku Narodowego. Materiały z Konferencji Naukowej (30-31 maja 1985) pod red. L. Agapowa i M. Jasnowskiego*. Wyd. Gorzowskiego Tow. Naukowego. Gorzów Wlkp. 3: 11-23, 1985.
- [5] **Kosiba., Mróz L., Sarosiek J.**: *Ocena warunków siedliskowych wstępnym zadaniem w czynnej ochronie gatunkowej roślin*. Prądnik. Prace Muzeum Szafera 3, ss. 23-29, 1991.
- [6] **Marczonek., Sarosiek J.**: *Zagadnienia konstytucji ekologicznej roślin*. Ekologia Polska B., 15, 2: 61-166, 1969.
- [7] **Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J.**: *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski. Cz. 2 Bory sosnowe*. Phytocoenosis 2, 4: 274-356.
- [8] **Prędoła B., Sarosiek J.**: *Zur Optimierung und Auswahl der Population für die Erhaltungskultur einiger Pflanzenarten*. Wissenschaftliche Zeitschrift der Pädagogischen Hochschule Dr. Th. Neubauer, Erfurt-Mulhausen. Math.-Naturwiss. Reihe, 22 Jahrgang, Hf. 2 20-26, 1986.
- [9] **Sarosiek J.**: *Wstęp*. W: *Studia nad ekologią roślin wyższych z Dolnego Śląska. Cz. I* pod red. J. Sarosieka. Acta Un. Wratisl., No 637, Prace Botaniczne 28:3-7, 1985.
- [10] **Schune T.**: *Die Verbreitung der Gefasspflanzen in Schlesien preussischen und österreichischen Anteills*. Druck von R. Nischkowsky, Breslau, s. 361, 1903.
- [11] **Szafer W.**: *Szata roślinna Polski niżowej*. W: *Szata roślinna Polski. Pr. zbiorowa* pod red. W. Szafera i K. Zarzyckiego. PWN, Warszawa, t. 2: 17-188, 1972.
- [12] **Walczak W.**: *Obszar przedludecki*. PWN, Warszawa, s. 415
- [13] **Zaręba R.**: *Puszcze, bory i lasy Polski*. PWRiL, Warszawa, s. 186, 1981.

Krzysztof Kolon, Jan Sarosiek*

7. ZESPOŁY ROŚLIN WODNYCH W ZBIORNIKACH POJEZIERZA ANTROPOGENICZNEGO

Streszczenie

Przeprowadzono rekonesansowe badania makrohydrofitów (roślin wodnych, bagiennych i wilgociolubnych) w okresie wegetacyjnym, na obszarze objętym badaniami fizyczno-chemicznymi wody zbiorników „pojezierza antropogenicznego”. Stwierdzono występowanie różnych i w różnym stopniu wykształconych zespołów, napotkano akwenty pozbawione roślin naczyniowych. Wyróżniono 15 zespołów roślin, oznaczono występujące w nich gatunki.

Zróznicowanie zbiorników, powstałych głównie w wyniku działalności górniczej, pod względem chemizmu wody (Solski i Jędrszak 1989), a także podłoża, oraz pod względem czasu powstania, ma istotne znaczenie w ukształtowaniu się zbiorowisk roślin wyższych, określanych mianem makrohydrofitów. Zrozumiałym jest, że badania rekonesansowe przeprowadzone w okresie wegetacyjnym 1991 roku pozwoliły autorom dokonać ogólnej charakterystyki roślinności wodnej, a nie udokumentowanego zdjęciami fitosocjologicznymi inwentarza. Jest to dalszym autorskim zadaniem na najbliższe lata.

Makrohydrofity, a więc rośliny wodne, także bagiennie i wilgociolubne, których występowanie związane jest z pobrzeżem stawów, na ogół nie będących akwenami pokopalnianymi, wchodzą w skład różnych zbiorowisk roślinnych występujących na „Pojezierzu Antropogenicznym”, w granicach podanych przez Solskiego i Jędrzaka (1989). Przegląd tych zbiorowisk i ich charakterystykę fitosocjologiczną przyjęto według Pod-

* dr Krzysztof KOLON, prof.dr hab. Jan SAROSIEK - Uniwersytet Wrocławski

bielkowskiego i Tomaszewicza (1982) oraz Pawłowskiego i Zarzyckiego (1972), podając nazwy łacińskie i polskie. Występowanie zbiorowisk, ich płatów zlokalizowano według numeracji stawów, do której odwołujemy się każdorazowo. Uznaliśmy za słuszne nie podawać przynależności zespołów do wyższych jednostek syntaksonomicznych.

Obserwacje zbiorowisk makrohydrofitów w większości stawów „Pojezierza Antropogenicznego”, lecz nie wszystkich, pozwoliły autorom stwierdzić niewątpliwie występowanie różnych zespołów, w różnym stopniu wykształconym, jak również i takie akweny, w których nie występują żadne rośliny z grupy makrohydrofitów.

1. Zespół rzęs i *Spirodeli wielokorzeniowej* (*Lemno-Spirodeletum* W. Koch 1954)

Płaty tego zespołu rozwijają się w niewielkich zbiornikach typu stawowego, jak nienumerowany zbiornik w pobliżu zbiornika nr 17, gdzie pleuston zajmuje całą powierzchnię, lub też w zacisznych zatokach większych zbiorników, na przykład kompleksu stawów hodowlanych w Niwicy, dużego stawu w pobliżu Łazów i zbiornika nr 16 porzy szosie z Trzebiela do Tuplic. Są to raczej płytkie wody eutroficzne.

2. Zespół wgłębki wodnej i wgłębika pływającego (*Ricciatum fluitantis* Sławiński 1956)

Fitocenozy te rozwijają się w małych, osłoniętych od wiatru zbiornikach stawowych, na przykład w stawie hodowlanym w Niwicy. W płatach dominują wątrobowce wodne *Riccia fluitans* lub *Ricciocarpus natans*, towarzyszą im inne rośliny pleustonowe.

3. Zespół rdestnicy połyskującej (*Potamogeton lucentis* Hueck 1931)

Zespół ten występuje w wodach rozlewisk zbiorników eutroficznych do głębokości 3 m, dobrze oświetlonych. Dominującym gatunkiem jest w nim *Potamogeton lucens*, towarzyszą mu rośliny pleustonowe oraz *Ceratophyllum demersum*, *Eloдея canadensis*, *Myriophyllum spicatum* i *Potamogeton natans*. Na „Pojezierzu Antropogenicznym” występuje m.in. w stawie w Niwicy, w zbiorniku nr 15 i zbiorniku nr 13.

4. Zespół wywłócznika kłosowego (*Myriophylletum spicati* Soć 1927)

Zespół ten rozwija się w niegłębokich zbiornikach eutroficznych, takich jak zbiorniki nr 1 i 2 w pobliżu miejscowości Łazy. W płatach tego ze-

społu dominuje *Myriophyllum spicatum*, nieco mniej licznie występują *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar luteum* i *Elodea canadensis*.

5. Zespół moczarki kanadyjskiej (*Elodeetum canadensis* [Pign. 1953] Pass. 1964)

Płaty tego zespołu rozwijają się w stosunkowo płytkich zbiornikach eutroficznych, jak nie numerowany, mały zbiornik w pobliżu zbiornika nr 17. *Elodea canadensis* występuje tu w dużym zwarcu, towarzyszą jej gatunki pleustonowe.

6. Zespół rogatek sztywnego (*Ceratophyllum demersii* Hild 1956).

Zwarte płaty tego zbiorowiska rozwijają się w płytkich wodach eutroficznych, w pasie zbiorowisk o liściach pływających, w miejscach zacienionych. Oprócz *Ceratophyllum demersum* tworzą je *Elodea canadensis*, *Nuphar luteum*, *Stratiotes aloides* i *Lemna minor*. Fitocenozy tego zespołu występują między innymi w dużym zbiorniku przy drodze z Tuplic do Łazów (nie numerowanym).

7. Zespół grążela żółtego i grzybieni białych (*Nuphareto - Nymphaeetum albae* Tomaszewicz 1977).

Oprócz *Nuphar luteum* i *Nymphaea alba* w budowie płatów tego zespołu uczestniczą *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton natans*, *Elodea canadensis* i *Myriophyllum spicatum*. Zespół ten stanowi niezwykle malowniczy składnik biotopów wodnych, rozwija się przede wszystkim w wodach eutroficznych. Na „Pojezierzu Antropogenicznym” fitocenozy omawianego zespołu osiągają optimum rozwoju w zbiorniku nr 16, przy szosie z Trzebiela do Tuplic, gdzie tafla wody w znacznym stopniu pokryta jest lśniącymi obfitymi liśćmi i pięknymi kwiatami obydwu gatunków charakterystycznych zespołu.

8. Zespół osoki aloesowej i żabiścieku pływającego (*Hydrocharitetum morsus-ranae* Langendonck 1935).

Fitocenozy tego zespołu rozwijają się w nasłonecznionych, osłoniętych od wiatru, płytkich fragmentach zbiorników eutroficznych, na przykład w stawach w Niwicy i w pobliżu Łazów. Oprócz *Stratiotes aloides* i *Hydrocharis morsus-ranae* płaty zespołu budują *Nuphar luteum*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis* oraz gatunki pleustonowe.

9. Zespół okrzężnicy bagiennej (*Hottonietum palustris* R. Tx. 1937).

Płaty tego zespołu występują na terenach bagiennych, obrzeżach większych zbiorników, zagłębieniach astatycznych. Oprócz *Hottonia palustris* w skład omawianych fitocenoz wchodzi *Alisma plantago-aquatica*, *Equisetum limosum*, *Callitriche polymorpha*, *Lemna minor* i *Lemna trisulca*, *Elodea canadensis* i *Ceratophyllum demersum*. Płaty zespołu okrzężnicy bagiennej rozwijają się w zbiorniku nr 15 i innych pomiędzy Chełmicami a Cielmowem oraz w Niwicy.

10. Zespół oczeretu jeziornego (*Scirpetum lacustris* [ALL. 1922] Chouard 1924).

Dobrze rozwinięte zwarte płaty tego zespołu występują przede wszystkim w zbiornikach eutroficznych. Głębokość wody zazwyczaj nie przekracza tu 2 m. Oprócz *Scirpus lacustris* w fitocenozach zespołu oczeretu jeziornego występują *Phragmites communis*, *Sparganium ramosum*, *Glyceria aquatica*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton lucens*, *Nuphar luteum* i *Nymphaea alba* oraz *Sparganium simplex*. Na „Pojezierzu Antropogenicznym” fitocenozy te osiągają optimum swego rozwoju w stawach hodowlanych koło Niwicy.

11. Zespół trzciny pospolitej (*Phragmitetum* [Gams 1927] Schmale 1939).

Do najczęściej występujących w obrębie tego zespołu gatunków należą *Phragmites communis*, *Scirpus lacustris*, *Typha latifolia*, *Equisetum limosum* i *Rumex hydrolapathum*. Na „Pojezierzu Antropogenicznym” fitocenozy tego zespołu należą do najpospolitszych zbiorowisk szuwarowych zbiorników nie mających charakteru acidotroficznego.

12. Zespół palki wąskolistnej (*Typhetum angustifoliae* [All. 1922] Soo 1927).

W płatach tego zespołu występują: *Typha angustifolia*, *Phragmites communis*, *Schoenoplectus lacustris* i inne gatunki szuwarowe. Rosną one w zbiornikach eutroficznych, w warunkach „Pojezierza Antropogenicznego” optimum rozwoju osiągają te fitocenozy w jednym ze stawów w Niwicy oraz w zbiorniku nr 15 i sąsiednich.

13. Zespół palki szerokolistnej (*Typhetum latifoliae* Soć 1927).

Płaty tego zespołu rozwijają się na płycznach zbiorników eutroficznych i mezotroficznych, takich jak stawy w okolicy Łazów i Niwicy, zbiorniki w okolicy Chełmic, Cielmowa i Kamienicy. Oprócz *Typha lati-*

folia budują je: *Equisteum limosae*, *Glyceria aquatica*, *Rumex hydro-lapathum*, *Phragmites communis* i *Alisma plantago-aquatica*.

14. Zespół kosańca żółtego (*Iretum pseudoacori* Egger 1933).

Fitocenozy tego zespołu występują na pobrażach zbiorników eutro-ficznych i mezotroficznych o lekko kwaśnej wodzie. Oprócz *Iris pseudacor-us* budują je gatunki szuwarowe, między innymi *Alisma plantago aqua-tica*, *Glyceria aquatica*, *Rumex hydro-lapathum* i *Equisetum limosum*. Na Pojezierzu Antropogenicznym płaty tego zespołu występują w zbiornikach pomiędzy Trzebielem a Gniewoszycami.

15. Zespół turzycy dzióbkwatej (*Caricetum rostratae* Rubel 1912).

Płaty tego zbiorowiska występują zarówno w zbiornikach o charakterze eutroficznym jak i w zbiornikach dystroficznych. Do naj-częściej spotykanych w tym zbiorowisku gatunków należą: *Carex ro-strata*, *Alisma plantago-aquatica*, *Iris pseudacorus*, *Phragmites commu-nis*, *Sparganium ramosum*, *Carex pseudocyperus* i *Galium palustre*. Fito-cenozy tego zbiorowiska spotyka się na Pojezierzu Antropogenicznym bardzo często, szczególnie w okolicach Tuplic, Chełmic i Jagłowic.

W zbiornikach acidotroficznych i na ich pobrażach nie rozwinęły się żadne fitocenozy roślin z grupy makrohydrofitów, co związane jest z ni-skim odczynem wody. Sytuacja taka ma miejsce między innymi w zbiorni-kach 25, 38, 43, 45, 48, 54 i 55.

Literatura

- [1] **Podbielkowski A., Tomaszewicz H.:** *Zarys hydrobotaniki*. PWN, Warszawa, 1982.
- [2] **Płowski B., Zarzycki K.:** *Zespoły wodne i bagienne*. (w:) Szafer W., Zarzycki .: *Szata roślinna Polski*. t. I. PWN, Warszawa, 1972.
- [3] **Solski A., Jędrszak A.:** *Chemiczne przemiany w zbiornikach acido-troficznych pochodzenia antropogenicznego (5.02)*. Sprawozdanie końcowe w temacie: CPBP nr 03.09. *Metody analizy i użytkowania zasobów wodnych* Inst. Inż. Sanitarnej WSI w Zielonej Górze, 1989.

Henryk Greinert*

8. REKULTYWACJA LEŚNA UTWORÓW POKOPALNIANYCH W REJONIE ŁĘKNICY

Streszczenie

Celem pracy było określenie przyczyn słabych efektów rekultywacji leśnej terenów pogórnich w okolicy Łęknicy nad Nysą Łużycką. Skalą glebo-twórczą zwałowisk pokopalnianych są piaski mioceneskie, zawierające piryt FeS_2 . Na skutek utleniania się tego związku powstaje H_2SO_4 , silnie zakwaszający środowisko glebowe. Użyte do jego odkwaszenia duże dawki wapna poprawiły pH, ale siewki sosny rosły słabo. Część z nich w ogóle zginęła mimo zastosowania normalnych, stosowanych w praktyce dawek NPK.

Przeprowadzone w latach 1986-1989 doświadczenia z dodatkowymi dawkami nawozowymi wykazały, że główną przyczyną słabych efektów rekultywacji na tych terenach był niedostatek przyswajalnego dla roślin azotu. Dawka 100 kg Na rocznie w postaci azotanu amonu radykalnie poprawiła wzrost sosen i spowodowała bardzo szybkie pokrycie powierzchni gleby w międzyrzędziach roślinnością zielną, dzięki czemu ustąpiła intensywna dotychczas erozja wodna.

THE REFORESTATION OF THE SURFACE MINE AREA IN THE ŁĘKNICA VICINITY

Summary

The aim of the work was to determine the reason of an unsatisfactory effect of reforestation of a surface mine area in the vicinity of Łęknica on the Nysa Łużycka river.

The soil-forming rocks on this area are mainly miocene sands, with pyrite, FeS_2 admixture. As a consequence of oxidation of this mineral

* prof. dr hab. inż. Henryk GREINERT - Politechnika Zielonogórska

sulphuric acid was formed, what caused a very strong acidification of the soil. For neutralization of the acidity large amounts of lime (30-90 tons/ha) were used. Liming improved pH of the soil, but the pine seedling grew very bad. Part of them dried up, even by use of NPK fertilizer doses acceptable in forest fertilization praxis.

The field experiments, provided in the years 1986-1989 have shown, that main cause of the weak effect of reforestation of the mine dumps was the small amount of plant available nitrogen. Additional doses of 100 kg N/ha/year improved the pine growth considerably and caused a very surface covering between the pine rows by grasses and herbs. The intensive water erosion did not exist any more.

Pod pojęciem rekultywacji gleb na określonym obszarze rozumiemy ich odtworzenie. Rzadko udaje się przywrócić te same warunki glebowe, które panowały przed zniszczeniem poprzednich gleb, często nie jesteśmy nawet tym zainteresowani, na przykład wtedy, gdy na miejsce dawniej występującego na powierzchni uboższego piasku udaje się wydobyć z warstw głębszych bogatszą w składniki glinę (J. Bender - 1989). W przypadku Kopalni Węgla Brunatnego w Łęknicy nad Nysą Łużycką sytuacja ma się odwrotnie. Na miejscu zalegających na powierzchni piaszczystych utworów zwałowych znalazły się w wyniku działalności górniczej piaski miocenijskie, które wskutek zawartości pirytu po zetknięciu się z tlenem atmosferycznym zakwaszają się do tego stopnia, że stają się fitotoksyczne. Pociąga to za sobą nasilenie się zjawisk erozji, w wyniku których teren staje się pustynią piaszczystą.

1. Właściwości piasków miocenijskich jako skały glebotwórczej

Bardzo istotny, bo praktycznie niezmienny jest dla gleby skład mechaniczny. Utwory miocenijskie, wśród których zalega węgiel brunatny, mają przeważnie skład mechaniczny piasku gliniastego lekkiego. W 20 próbach średnich, pobranych do głębokości 1 m z obszaru wyrównanego przez spychacz stwierdzono następujący udział frakcji mechanicznych:

piasek	(1 - 0,1 mm)	średnio 64%	wahania 52-69%
pył	(0,1 - 0,02 mm)	średnio 23%	wahania 20-29%
ił	(poniżej 0,02 mm)	średnio 13%	wahania 11-22%

W układzie naturalnym występują warstwy o różnym składzie mechanicznym, od piasków luźnych, przez utwory pyłowe do ilów (tab.1).

Tabela 1

Skład mechaniczny kilku warstw ściany północnej odkrywki Czaple

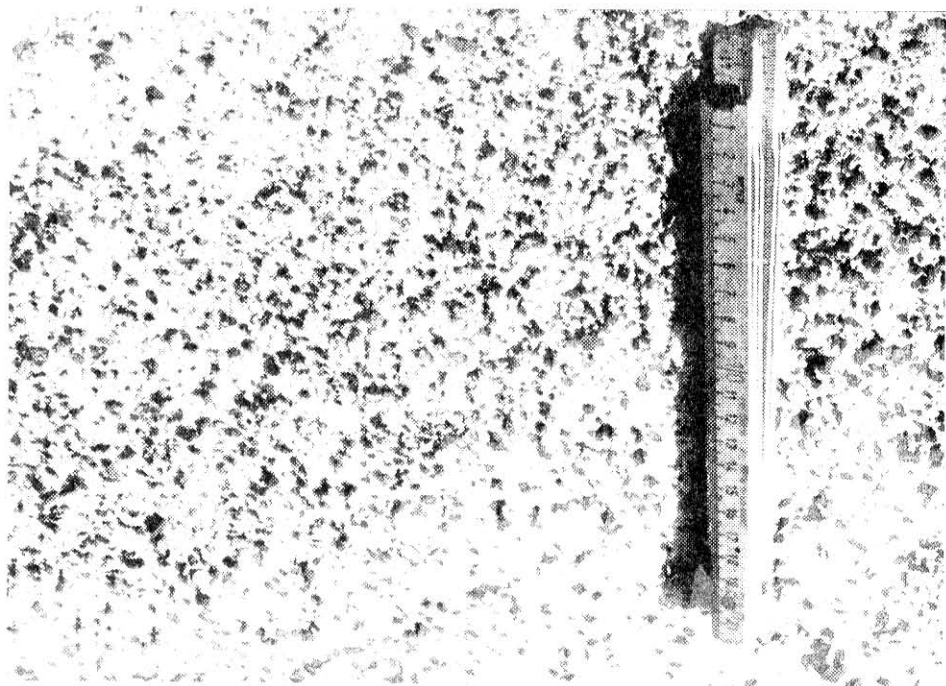
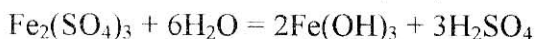
Nr warstwy	Procent cząstek o średnicy, mm					
	1-0,5	0,5-0,25	0,25-0,10	0,10-0,02	0,02-0,002	0,002
w-1	-	1,20	10,70	74	10	4
w-2	-	39,93	47,64	8	2	3
w-3	-	63,89	23,11	9	2	2
w-4	-	-	-	10	35	55
w-5	0,04	0,18	86,80	7	4	2
w-6	-	0,09	70,91	22	3	4
w-9	-	-	-	49	50	1

Ilościowo przeważają jednak utwory składające się z piasków, głównie średnio i drobnoziarnistych, ze znaczną domieszką pyłu oraz 10-15% części spławialnych. Z tego punktu widzenia nie jest to zły materiał glebotwórczy. Na glebach o takim składzie mechanicznym otrzymujemy zazwyczaj niezłe plony roślin uprawianych i dobre przyrosty drzew leśnych (Baule, Fricker - 1971, Uggla - 1979, 1983). W terenie wygląd powierzchni sugeruje znacznie słabszy skład mechaniczny, co spowodowane jest praktycznie brakiem elementów strukturalnych oraz jasną barwą utworów. Na podkreślenie zasługuje również fakt, że w zwałach powstałych z utworów miocénskich nie ma prawie frakcji grubszych (szkieletu).

Zawartość substancji organicznej jest jak na materiał glebotwórczy dość znaczna (tab. 2). Nie może być ona jednak utożsamiana z próchnicą glebową. Są to okruchy i pył z węgla brunatnego, często łuski (fot.1). Mogą one jednak w znacznym stopniu ulec przemianie na próchnicę glebową.

O fitotoksyczności utworów miocénskich decyduje przede wszystkim ich bardzo niskie pH, wywołane tworzącym się w wyniku utleniania pirytu

kwadem siarkowym. Piryt, stykając się z tlenem atmosferycznym, w obecności wody ulega następującym przemianom chemicznym:



Ryc. 1. Luski węgla brunatnego w materiale piaszczystym (II. Greinert)

W wyniku tego procesu odczyn utworów obniża się nawet do 2,0 pH. W takim środowisku nie może rozwijać się żadna roślina, co prowadzi do powstania krajobrazu podobnego do pustyni. W niektórych miejscach,

gdzie pH jest nieco wyższe wegetują bardzo małych rozmiarów roślinki szczawiu polnego, trzcinnika piaskowego i szczotliczy siwej. Wykazują one bardzo wyraźnie wyrażone symptomy niedoboru azotu, potasu i fosforu. O silnym niedoborze tych składników świadczą też wyniki analiz materiału glebowego (tab. 2). Jeżeli chodzi o gęstość objętościową i pojemność wodną, to mieści się ona w zakresie średnich wartości dla gleb piaskowych innego pochodzenia (Uggla, 1979).

Tabela 2

*Niektóre właściwości materiału glebotwórczego
po wyrównaniu terenu, przed nawożeniem*

<i>Cechy fizyczno-chemiczne</i>	<i>Zakres zmian od - do</i>	<i>Wartości średnie n - 20</i>
Substancja organiczna (%)	0,81-3,10	1,83
Azot ogółem (%)	0,011-0,067	0,035
Siarka ogółem (%)	0,17-0,65	0,39
pH w H ₂ O	2,00-3,80	3,07
pH w 1n KCl	1,98-3,28	2,92
Składniki przyswajalne dla roślin:		
Fosfor (mg P ₂ O ₅ /100g)	0,1-1,5	0,6
Potas (mg k ₂ O/100g)	1,0-7,0	2,4
Magnez (mg Mg/100g)	0,3-18,6	2,9
Gęstość objętościowa (g/cm ³)	1,16-1,64	1,42
Kapilarna pojemność wodna (% wagowy)	20,9-36,4	25,6

2. Zastosowane przez Kopalnię Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” metody rekultywacji i ich efekty

Kwaśny odczyn materiału glebotwórczego, jego niska zasobność w składniki pokarmowe, a także położenie (Bory Dolnośląskie) zdecydowały o tym, że wybrano wariant rekultywacji leśnej. Pierwszeństwo wśród drzew dano sośnie, jako najbardziej odpowiedniemu drzewu na gleby piaszczyste. Zabiegi rekultywacyjne rozpoczęto od wyrównania terenu przy pomocy spychaczy. Następnie, zgodnie z projektem, opracowanym przez naukowców z Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie pod kierunkiem prof. dr R. Skawiny, przystąpiono do neutralizacji H_2SO_4 w materiale glebotwórczym, używając do tego odpadowego wapna magnezowego z Huty Cynku w Miasteczku Śląskim. Prace projektowe były poprzedzone badaniami wazonowymi i polowymi. Dawkę wapna określono na podstawie kwasowości hydrolitycznej gruntu, wahała się ona w granicach 15-60 ton $CaCO_3/ha$. Wapno zostało zmieszane z rekultywowanym materiałem do głębokości 30 cm.

Oprócz tego przed sadzeniem zastosowano:

- azot - 50 kg N/ha w postaci saletrzaku,
- potas kg K_2O/ha w formie soli potasowej 60%,
- fosfor - 70 kg P_2O_5/ha w formie mączki fosforytowej.

W pierwszym roku po posadzeniu drzew zastosowano dodatkowo głównie 25 kg N/ha w formie saletrzaku. Międzyrzędzia na niektórych obszarach próbowano zazielenić przy pomocy łubinu trwałego, komonicy rożkowej, mietlicy białawej i kostrzewy czerwonej. Nie dało to jednak spodziewanych rezultatów. Wzeszły i zakorzeniły się nieliczne rośliny, a ich rozmiary były nieprawdopodobnie małe, np. łubin trwały w czerwcu dorastał do wysokości 10 cm i w ogóle nie zakwitł. Sadzonki drzew, z których około 2/3 przyjęło się rosły bardzo słabo, ich igły były krótkie i żółtawe, a końce obumierały. Na trawach można było rozpoznać symptomy niedoboru azotu, potasu i fosforu. Pokrój roślin był typowy dla silnego niedoboru składników, bardzo mała część nadziemna i silnie rozgałęziony system korzeniowy. Nie osłonięta przez bardzo słabo rozwiniętą roślinność powierzchnia gruntu podlegała intensywnej erozji wodnej.

Pod wpływem poczynionych obserwacji terenowych nasuwało się przypuszczalnie, że grunt jest nadal zbyt kwaśny. Sugerowały to małe, ale

najczęściej występujące roślinki szczawiu i szczytliczy siwej. W niektórych miejscach pH gruntu utrzymywało się rzeczywiście na niskim poziomie. Bardziej szczegółowe badania „gruntu-gleby” wykazały jednak, że są to nieduże skrawki zrekultywowanych pól, natomiast zdecydowana większość obszaru jest odkwaszona w wystarczającym stopniu, a w niektórych miejscach nawet przepawnowana (pH = 8, tab. 3).

Tabela 3

Niektóre właściwości gruntu po rekultywacji

<i>Cechy fizyczno-chemiczne</i>	<i>Zakres zmian od-do</i>	<i>Wartości średnie n = 20</i>
Substancja organiczna S (wg Tiurina)	0,81-3,10	1,83
pH w H ₂ O	3,9-8,0	-
pH w 1n KCl	3,7-7,7	-
Al. wymienny - milir./100g	0,00-2,44	0,26
Kwasowość hydrolytyczna H (milir./100g)	0,3-8,3	3,25
Suma zasad. wymiennych s (milir./100g)	1,2-18,8	8,28
Pojemność sorpcyjna T (milir./100g)	6,2-21,0	11,53
Stopień wysycenia zasadami	12,6-96,8	68,06
Rozp. w H ₂ S-SO ₄ ppm	0-264,0	80,1
P wg Egnera ppm	11-40	25,7
K wg Egnera ppm	22-42	31,6
Formy ogólne (ppm):		
- N	112-672	365,8
- P	36-90	63,6
- K	454-1267	796,1
- Na	24-66	41,8
- Fe	1451-5603	3369,1
- Mn	10,9-136,3	35,8
- Zn	4,0-34,8	17,9
Gęstość objętościowa (g/cm ³)	1,25-1,48	1,38
Kapilarna pojemność wodna (% wag.)	12,19-31,69	21,55

Natomiast dane, dotyczące zawartości składników pokarmowych przyswajalnych dla roślin świadczą o ich niedoborze, co potwierdzają objawy ich niedoboru na roślinach. Postawiono więc tezę, że przyczyną słabego wzrostu drzew i innych roślin na zrehabilitowanym terenie był ostry niedobór składników pokarmowych mimo, że w świetle normalnej praktyki nawożeniowej w leśnictwie zastosowane dawki nawozów mineralnych winne wystarczyć (Baule, Fricker, 1971).

Należy jednak wziąć pod uwagę fakt, że w wydobytej na powierzchnię skale glebotwórczej zachodzą procesy sorpcji tych składników natury biologicznej, chemicznej i fizykochemicznej. Duży nadmiar jonów Ca może stanowić dodatkową, fizjologiczną barierę w pobieraniu innych kationów (Praca zbiorowa, 1976).

3. Doświadczenia nawozowe

W celu sprawdzenia, czy postawiona diagnoza przyczyny bardzo słabego wzrostu drzew na terenach byłej kopalni Węgla brunatnego w Łęknicy była słuszna, założono na dwóch powierzchniach, zasadzonych sosną doświadczenia nawozowe, których kombinacje przedstawia tabela nr 4. Do wapnowania użyto odpadowego wapna magnezowego z Miasteczka Śląskiego, azot stosowano w formie azotanu amonu, potas w postaci soli potasowej 50%, a fosfor w postaci superfosfatu pojedynczego pylistego. Jedną z powierzchni (A) założoną była na nasadzeniach 6-letnich, druga (B) - jednorocznych. Wapnowanie zastosowano jednorazowo, jesienią 1986 roku, a nawożenie NPK corocznie w latach 1987-1989.

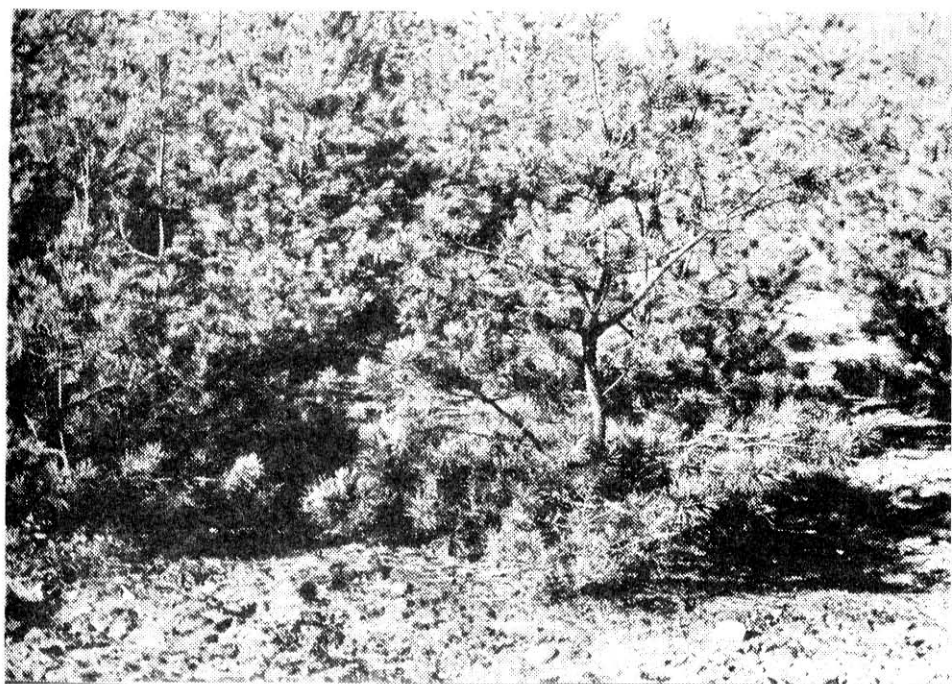
Badano stan roślinności, wagę i długość igieł sosny, wysokość drzewek, przyrosty wierzchołkowe i boczne, skład chemiczny igieł i gleby. Część wyników w/w badań zawierają tabele 5-8.

4. Omówienie wyników i dyskusja

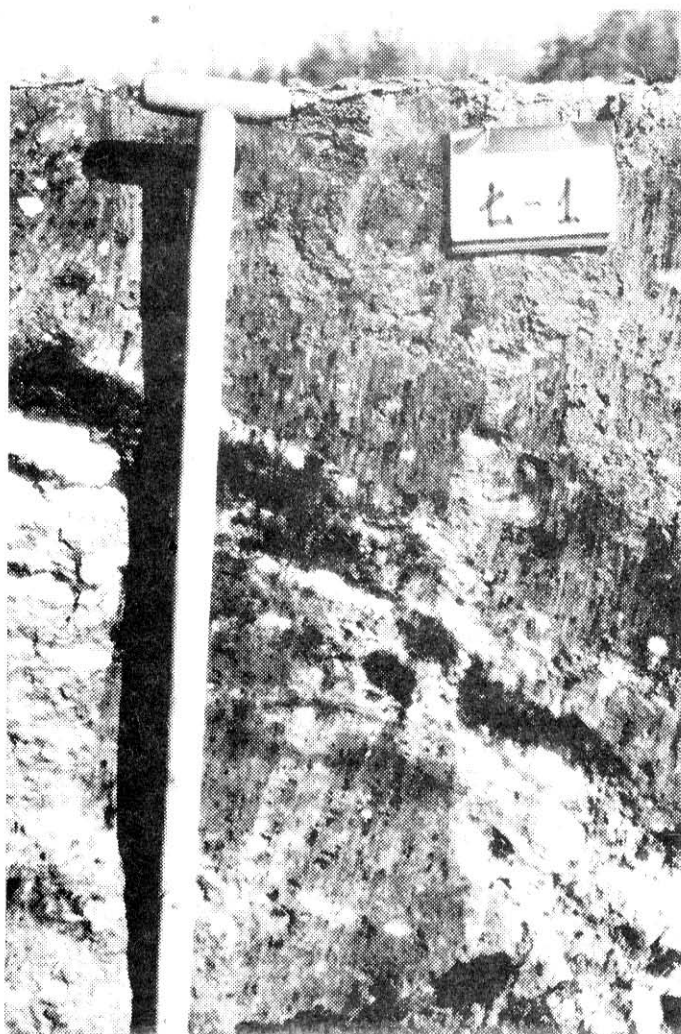
W efekcie przeprowadzonych zabiegów rekultywacyjnych na fitotoksyczne utwory miocieńskie wprowadzono roślinność leśną.

Wyniki, jak omówiono to już w poprzednim rozdziale, były niezadawalające (fot.2). Postęp w stosunku do sytuacji początkowej polegał na

tym, że stworzono warunki na jakikolwiek wzrost i rozwój roślin dzięki odkwaszeniu podłoża. Wyginięcie około 1/3 nasadzeń można tłumaczyć dość znaczną niejednorodnością skały macierzystej (fot. 3), wskutek czego miejscami trafiają się znacznie gorsze warunki glebowe. Z kilkuletnich obserwacji wynika, że reguły najgorzej rośnie sosna w tych miejscach, w których występują największe domieszki węgla brunatnego i utworów związlejszych, iłu. W takich warunkach wg badań Rassmussena i Willemssa (1981) piryt utlenia się znacznie wolniej, zwłaszcza w obecności wapna i może przez dłuższy czas ujemnie oddziaływać na rośliny.



*Ryc. 2. 10-letnie sosny na zrehabilitowanym terenie
bez dodatkowego nawożenia*



*Ryc. 3. Przekrój przez świeżo uformowaną
przez spychacz powierzchnię zwalowiska*

Doświadczenia nawozowe wykazały, że do dobrego rozwoju roślin na zrehabilitowanym obiekcie brakuje przyswajalnych dla roślin składników pokarmowych.

W pierwszym roku doświadczenia z NPK (1987) najefektywniej rozwinęła się roślinność zielna, pokrywając prawie w 100% wolną po-

wierzchnię między drzewkami (fot.4). Istniała nawet obawa, że trawy mogą zagłuszyć nieduże jeszcze drzewka sosen, jednak w następnych latach okazało się to nieuzasadnione, ponieważ pod wpływem nawożenia również przyrost sosen bardzo się zwiększył. Igły ich stały się dłuższe i cięższe (tabela 5 i 6). Najsilniej na wzrost roślin zadziałał azot, przy czym dawka 100 kg N/ha wystarczała do ich dobrego wzrostu. Jeżeli chodzi o sosnę, to najmniej widoczny wpływ wykazywał fosfor. Wyraźnie lepiej natomiast rozwijała się roślinność zielna przy stosowaniu nawożenia NP i NPK. Skład chemiczny igieł sosny pod wpływem nawożenia zmienił się bardzo znacznie na korzyść tylko w przypadku azotu, natomiast poziom innych składników w wyniku tzw. „efektu rozcieńczenia” nie uległ większym zmianom.

Zdecydowanie negatywnie zareagowały rośliny na dodatkowe wapnowanie mimo, że pod wpływem jego pH gleby nie zmieniło się w większym stopniu. Przyczyną tego zjawiska może być ujemny wpływ wapnia na fizjologię odżywiania się sosny (Wunder, 1984).

Dane tabel 7 i 8 wykazują, że właściwości chemiczne gleb pod wpływem zastosowanego nawożenia nie zmieniły się w znaczącym stopniu. Jedynie zawartość przyswajalnego dla roślin potasu zwiększyła się pod wpływem soli potasowej w stosunku do kombinacji zerowej kilkakrotnie (tab. 7). Na najwyższej dawce 2NPK wyraźnie wzrosły też ilości składników ogółem, łącznie z Mn i Zn (tab. 8). Te ostatnie składniki stanowiły domieszkę w wapnie magnezowym, które używano do wapnowania (Zięba, 1982).

Tabela 4

*Dawki nawozów mineralnych i wapna,
zastosowane w latach 1986-1989 na polach doświadczalnych*

Lp.	Wiek sosny ^x lata	t/ha	kg/ha		
		wapno ma- gnezowe	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
1.	10	0	0	0	0
2.	10	8	0	0	0
3.	10	0	100	70	0
4.	10	0	100	0	160
5.	10	0	100	70	160
6 a.	10	0	200	140	320
6 b.	10	0	400	140	320
7.	10	8	100	70	0
8.	10	8	100	0	160
9.	10	8	100	70	160
10 a.	10	8	200	140	320
10 b.	10	8	400	140	320
11.	5	0	0	0	0
12.	5	8	0	0	0
13.	5	0	100	70	0
14.	5	0	100	0	160
15.	5	0	100	70	160
16 a.	5	0	200	140	320
16 b.	5	0	400	140	320
17.	5	8	100	70	0
18.	5	8	100	0	160
19.	5	8	100	70	160
20 a.	5	8	200	140	320
20 b.	5	8	400	140	320
N	5	0	100	0	0

^x) - wiek w 1989 roku.

Tabela 5

Średnie wysokości, roczne przyrosty wierzchołkowe i boczne górnegookółka oraz biomasa igieł sosny z pola doświadczalnego B, 1989 rok

Nr kombinacji	n	Wysokość średnia (cm)	Przyrosty roczne śr. (cm)		Waga 100 igieł (g) (1-roczne)
			wierzchołkowe	boczne I ok.	
1.	28	95,6	26,5	20,2	2,26
2.	26	82,3	21,3	15,1	1,60
3.	33	148,0	58,8	38,1	3,59
4.	20	140,1	59,2	38,8	3,44
5.	25	157,6	61,2	36,1	3,03
6.	19	148,9	56,1	38,7	4,20
6 a.	25	144,1	56,2	40,6	4,50
7.	26	143,0	59,7	38,7	3,35
8.	11	134,7	53,6	36,0	3,15
9.	33	123,4	51,3	34,9	3,68
10.	21	128,9	49,9	35,6	3,45
10 a.	13	111,5	42,1	28,2	2,56

Nie bez znaczenia jest też prawie całkowite zahamowanie silnej erozji wodnej (fot.5). Bujnie rozwinięta roślinność zielna oraz dorodne drzewka (ryc.6) skutecznie chronią powierzchnię terenu przed niszczącym działaniem kropel deszczu oraz spływającą po stokach wodą opadową.

Z obserwacji i badań terenowych widoczne jest korzystne działanie NPK na początkowe stadium procesu glebotwórczego, polegające przede wszystkim na tworzeniu się poziomego akumulacyjnego (A_1). Z obumarłych, silnie rozwiniętych traw i ziół tworzy się ściółka, która ulega przemianie w próchnicę. Na kombinacji 2NPK poziom A_1 ma średnią miąższość 1 cm. Intensywnie przebiegają, równoległe z procesem glebotwórczym, procesy wietrzenia skały macierzystej, których widocznym objawem jest rozpad kawałków i łusek węgla brunatnego i większa homogenizacja gleby.

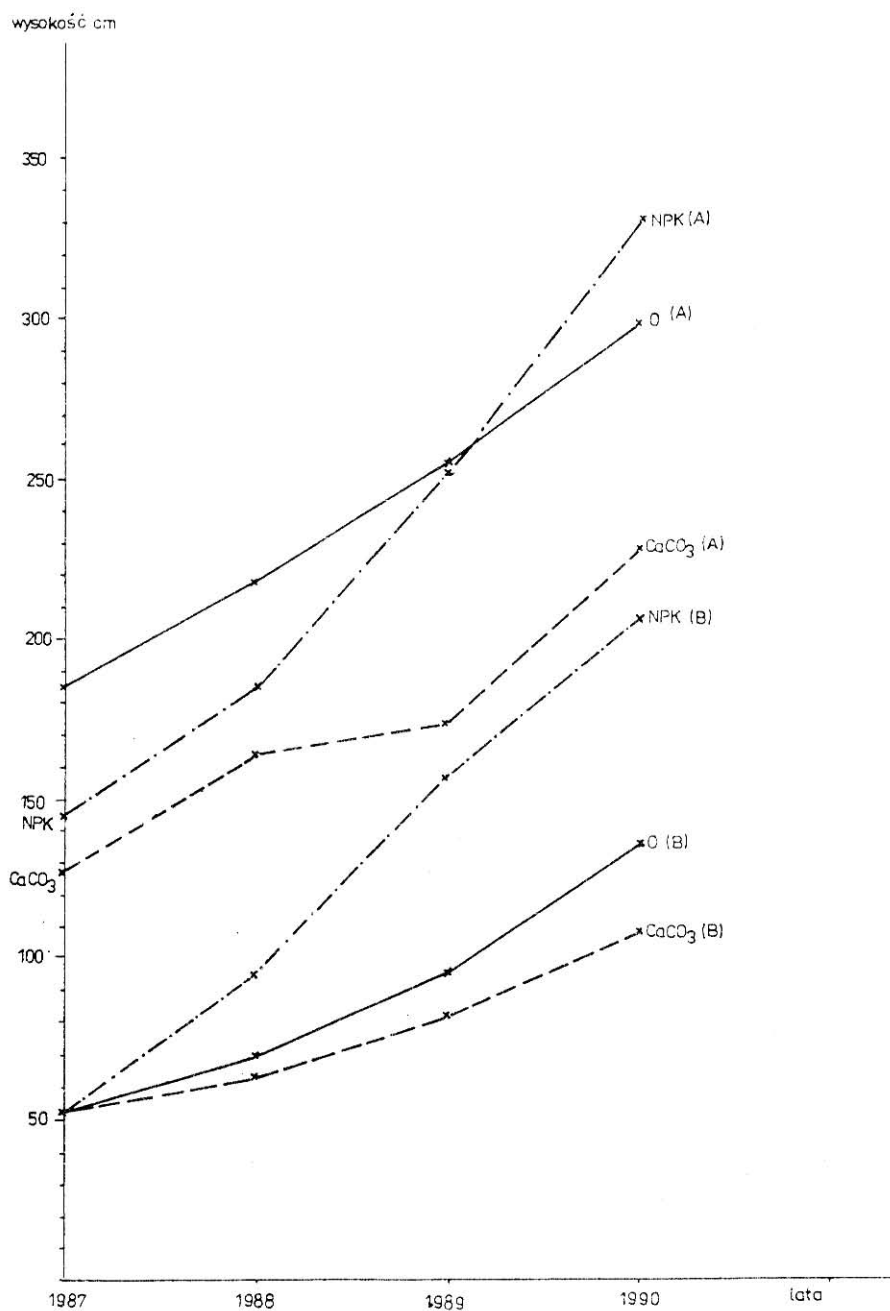
Tabela 6

*Skład chemiczny jednorocznych igieł sosny
(Pole B - 1989 rok)*

<i>Kombi- nacja nr</i>	<i>Azot % s.m.</i>	<i>Składniki pokarmowe w ppm s.m.</i>			
		<i>P</i>	<i>K</i>	<i>Ca</i>	<i>Na</i>
1.	1,34	1691	6399	305	79
2.	1,52	1896	6251	417	192
3.	1,42	1971	6330	181	145
4.	1,34	1436	6156	395	189
5.	1,38	1621	6833	238	111
6.	1,87	2226	6502	197	189
6 a.	1,79	1760	6382	677	213
7.	1,53	2053	5994	363	345
8.	1,49	1763	5739	820	188
9.	1,53	1896	6506	372	193
10.	1,89	1491	6087	456	219
10 a.	2,57	2170	5176	199	199



Ryc. 4. Silnie rozwijające się trawy na powierzchniach dodatkowo nawozonych



Ryc. 5. Wpływ nawożenia na wzrost sosny



Ryc. 6. 5-letnie sosny na kombinacji NPK

Tabela 7

Niektóre właściwości tworzących się gleb w profilach pól doświadczenia „B”

Kombinacje	Głębokość cm	pH		Kwasowość hydroli- tyczna mval/100g	Składniki rozpuszczalne w ppm				
		w H ₂ O	w KCl		Roztwór Egnera		Roztwór 0,03 n CH ₃ COOH		
					P	K	P	K	Ca
0	0-5	7,4	6,7	1,65	58,2	22	32,7	18	2340
	5-10	6,7	6,4	3,60	12,7	18	13,6	12	500
	10-15	5,6	4,4	4,80	12,7	18	8,6	16	220
	15-20	4,7	3,9	7,65	9,1	12	8,6	12	20
	20-30	4,1	3,7	8,10	6,4	12	11,4	10	0
	30-50	4,0	3,7	8,55	10,9	12	7,3	10	0
	50-100	3,9	3,6	8,25	12,7	14	7,3	12	0
NPK	0-5	6,8	6,5	2,25	46,3	78	23,6	72	1170
	5-10	6,7	6,4	4,50	28,2	64	25,4	62	1000
	10-15	6,4	5,5	6,00	10,9	78	14,5	72	350
	15-20	5,6	4,5	6,30	6,4	62	7,3	64	130
	20-30	4,8	4,5	5,70	4,5	26	5,0	20	0
	30-50	4,6	4,4	5,25	4,5	12	6,3	10	0
	50-100	4,3	4,2	6,75	1,0	12	11,4	16	0
2 NPK	0-5	7,1	6,5	2,00	10,9	16	72,7	15	1780
						2		6	
	5-10	6,0	4,9	5,40	26,4	23	21,4	21	500
						4		2	
	10-15	4,7	4,0	6,15	8,2	84	11,4	70	190
	15-20	4,7	4,0	7,85	9,1	10	11,4	92	220
						8			
	20-30	4,6	3,9	9,00	4,5	70	16,4	72	130
	30-50	4,0	3,8	11,70	13,6	52	7,3	50	100
	50-100	4,2	3,9	5,25	1,0	22	1,4	24	0
NPK+ wapno	0-5	4,7	4,0	7,50	15,4	12	10,0	10	320
						4		2	
	5-10	4,4	3,9	12,30	8,2	78	13,6	78	290
	10-15	4,3	3,8	7,50	15,4	56	8,6	54	160
	15-20	4,1	3,7	7,65	9,1	40	11,4	40	100
	20-30	3,9	3,6	7,65	9,1	46	10,0	42	70
	30-50	4,0	3,6	7,50	4,5	20	8,6	18	0
50-100	4,0	3,6	8,10	4,5	18	6,3	16	0	

Tabela 8

*Zawartość składników ogółem w profilach
pola doświadczalnego „B”*

Kombi- nacje	Głębokość cm	W p p m s.m. gleby				
		K	Na	P	Mn	Zn
0	0-5	1149	109	99	87,8	103,7
	5-10	998	91	75	10,3	25,2
	10-15	1240	127	123	11,4	34,2
	15-20	1149	109	125	11,4	31,7
	20-30	1058	118	135	11,4	39,6
	30-50	1028	109	130	12,5	30,2
	50-100	1043	118	99	10,3	31,7
NPK	0-5	1043	177	160	34,2	43,2
	5-10	937	100	118	22,8	46,8
	10-15	953	109	108	11,4	99,0
	15-20	983	100	73	10,3	88,9
	20-30	932	91	98	9,1	25,2
	30-50	977	82	92	9,1	25,2
	50-100	1452	145	162	11,4	31,0
2 NPK	0-5	14364	280	383	102,6	117,4
	5-10	5292	273	185	45,6	67,7
	10-15	3824	191	179	20,5	45,0
	15-20	5140	291	233	39,9	54,0
	20-30	1300	127	167	14,8	27,7
	30-50	5292	227	139	25,1	41,4
	50-100	1134	155	99	25,1	36,0

Można mieć wątpliwości, czy przy niedoborze środków finansowych w naszym kraju stać nas na nawożenie lasów, nawet w ramach rekultywacji. Z doświadczeń widać wyraźnie, że nie jest to wyłącznie kwestia środków, a sposobu gospodarowania nimi. Poprzez zmniejszenie powierzchni do rekultywacji o kilka procent można zaoszczędzić środki na prawidłowe nawożenie. Osiągnię się dzięki temu normalny, pełnowartościowy las, a nie stworzone dużym kosztem nieużytki leśne.

Z porównania efektów nawożenia sosen młodszych (1-roczych) i starszych (6-letnich) wynika jednoznacznie, że nawozić nasadzenia trzeba od początku, wówczas uzyska się zdrowe, dobrze rozwinięte drzewa. Opóźnienie nawożenia daje gorsze efekty, ponieważ drzewka niedożywione, głodujące wykrzywiają się, co odbija się potem na jakości surowca drzewnego.

5. Wnioski

1. W celu osiągnięcia dobrego rozwoju drzew na rekultywowanych piaskach miocénskich niezbędne jest znaczne podwyższenie dawek nawozów mineralnych, zwłaszcza azotu oraz stosowanie ich nie jednorazowo, przed sadzeniem, a dzielenie tego nawożenia na kilka lat.
2. Wapnowanie może na rozwój sosny wpłynąć negatywnie, stąd konieczność ostrożnego wapnowania przy zalesianiu terenów pokopalnianych sosną.
3. Nawożenie dzięki silnemu rozwojowi roślinności zielnej na rekultywowanych terenach skutecznie ograniczyło erozję wodną.
4. Na badanym obiekcie dodatkowe nawozy NPK są najtańszym środkiem radykalnego zwiększenia efektywności rekultywacji leśnej.

Literatura

- [1] **Baule H., Fricker C.**: *Nawożenie drzew leśnych*. PWRiL Warszawa, 1971.
- [2] **Bender J.**: *Biologiczna rekultywacja zwalowisk pokopalnianych*. Międzynarodowe Czasopismo Rolnicze RWPG. 3, ss. 50-55, 1981.
- [3] **Bruns D., Reiman C., Jochimsen** : *Recultivation of thermically cleaned soils according to natural succesioon*. „Contaminated Soil 90”. Third International fK/TNO Conference on Contaminated Soil, Karlsruhe, Kluwer Academic Publishers, vol. I, ss. 297-302, 1990.
- [4] Praca zbiorowa pod red. A. Nowotny-Mieczyskiej: *Fizjologia mineralnego żywienia roślin*. PWRiL Warszawa, 1976.

- [5] **Greinert H.:** *Charakterystyka właściwości gleb powstałych w wyniku rekultywacji terenów po eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy.* Zeszyty Naukowe WSI, Zielona Góra, Inżynieria Środowiska 4, ss.93-104, 1988.
- [6] **Greinert H., Drab M., Wróbel I., Piontek M., Jędrzczak A.:** *Rekultywacja i leśne zagospodarowanie piasków mioceńskich w rejonie Łęknicy.* Etap I, Charakterystyka właściwości gleb i założenie doświadczeń. Instytut Inżynierii Sanitarnej WSI, Zielona Góra (maszynopis), 1986.
- [7] **Greinert H., Drab M., Nowak I.:** *Rekultywacja i leśne zagospodarowanie piasków mioceńskich w rejonie Łęknicy.* Etap II. Wyniki doświadczeń polowych. Instytut Inżynierii Sanitarnej WSI, Zielona Góra (maszynopis), 1987.
- [8] **Greinert H., Drab M., Nowak I.:** *Rekultywacja i leśne zagospodarowanie piasków mioceńskich w rejonie Łęknicy.* Etap III. Wyniki doświadczeń polowych. Instytut Inżynierii Sanitarnej WSI, Zielona Góra (maszynopis), 1988.
- [9] **Greinert H., Drab M., Szuszkiewicz E.:** *Rekultywacja i leśne zagospodarowanie piasków mioceńskich w rejonie Łęknicy.* Etap IV. Wyniki doświadczeń nawozowych w roku 1989 na tle lat poprzednich. Instytut Inżynierii Sanitarnej WSI, Zielona Góra (maszynopis), 1989.
- [10] **Rasmussen K., Willems M.:** *Pyrite oxidation and leaching in excavated lignite soils.* Acta Agric. Scand. 31 ss. 107-115, 1981.
- [11] **Skawina T.:** *Wytyczne nr 1/74 dla prac z zakresu rekultywacji szczegółowej terenów podgórnich odkrywki E Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów w Łęknicy.* Zakład Rekultywacji Terenów Przemysłowych AGH Kraków. 1974.
- [12] **Skawina T.:** *Wytyczne 2/74 określające rozmiary i sposoby wykonania prac uzupełniających w zakresie rekultywacji szczegółowej terenów pogórnich odkrywek C i D Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów”* Zakład Rekultywacji Terenów Przemysłowych. Kraków, 1974.
- [13] **Skawina T.:** *Wytyczne 1/75 dla rekultywacji szczegółowej terenów wyrobiska odkrywki E oraz upadowej VIII i terenów byłego zaplecza gospodarczego Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” w*

- Łęknicy. Zakład Rekultywacji Terenów Przemysłowych, Kraków, 1975.
- [14] **Uggla H., Uggla Z.:** *Gleboznawstwo leśne*. PWRiL Warszawa, 1984.
- [15] **Wunder W.:** *Negativwirkung infolge Boden- und Gewässerkalkung in Schweden*. Allg. Forstzeitschr. 33/34 : 846, 1984.
- [16] **Zięba S.:** *Surowce wtórne do nawożenia gleb*. PWRiK Warszawa 1982.
- [17] **Żuławski Cz.:** *Wytyczne 1/76 dla rekultywacji szczegółowej prawidłowo ukształtowanych powierzchni terenów pogórnich odkrywkii „Czaple I” Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” w Łęknicy*. Instytut Kształtowania i Ochrony Środowiska AGH w Krakowie, 1976.

Andrzej Jędrzak *

9. TEORETYCZNE PODSTAWY MOŻLIWOŚCI ODNOWY WÓD KWAŚNYCH

Streszczenie

Odnowę wód zbiorników acidotroficznych można osiągnąć przez neutralizację chemiczną kwaśnych składników wody związkami zasadowymi lub przez biochemiczną redukcję siarczanów (do siarkowodoru) związkami organicznymi.

Zobojętnienie wód kwaśnych zachodzi również drogą naturalnych procesów oksydacyjno-redukcyjnych oraz wymiany składników chemicznych pomiędzy wodą a osadami dennymi i atmosferą.

Przedstawiono przebieg reakcji w procesach neutralizacji chemicznej i biologicznej (redukcji siarczanów) wód kwaśnych oraz zobojętniania tych wód w warunkach naturalnych.

Przeprowadzono badania zobojętniania wód kwaśnych metodami chemicznymi (wprowadzenie zasad) i biologicznymi (wprowadzenie substancji organicznych). Wyznaczono wielkości dawek (NaOH, i Ca(OH)₂) potrzebnych do zobojętnienia wód dwóch zbiorników; nr 45 (3,0 pH) i nr 54 (2,27 pH).

1. Wstęp

Na obszarze „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Łęknica znajduje się ponad 100 zbiorników o łącznej powierzchni ponad 150 ha. Skład chemiczny około 50% zbiorników różni się znacznie od przeciętnego składu chemicznego wód jeziornych w naszym kraju.

* prof. dr hab. inż. Andrzej JĘDRZAK - Politechnika Zielonogórska

Wykazują one bardzo niski odczyn (2,8 - 3,5 pH), potencjał redoks (Eh) wyższy niż 600 mV oraz zawierają znaczne ilości siarczanów i żelaza (Solski, Jędrzak 1988). Udział siarczanów w wodach zbiorników acidotroficznycych wyrażony w procentach milivali anionów wynosił ponad 80 a ich stężenie w warstwach powierzchniowych wahało się od 101 do 1260 mg SO₄/dm³. Udział jonów żelaza w procentach miliwalei kationów przekraczał w wodach niektórych zbiorników 10 zaś, ich stężenie w warstwach powierzchniowych mieściło się w przedziale od kilku do 182 mg Fe/dm³. W profilach pionowych stężenia siarczanów i żelaza rosły wraz z głębokością. Maksymalne wartości tych składników oznaczono w wodach warstwy przydennej zbiornika 54: C_{SO₄} - 3960 mg/dm³, C_{Fe(II)} - 896 mg/dm³ (Solski, Jędrzak 1991). Taki skład chemiczny wód zbiorników acidotroficznycych wywołany został przez złożone procesy rozkładu pirytu, które doprowadziły do wytworzenia kwasu siarkowego i siarczanu żelaza (Solski, Jędrzak 1991).

Brak w tym rejonie jezior naturalnych był przyczyną podejmowania prób gospodarczego wykorzystania wód zbiorników pojezierza antropogenicznego, które są najczęściej położone w trudno dostępnym terenie. Usiłowano np. wprowadzić ryby do trzech zbiorników, co zakończyło się powodzeniem tylko w jednym przypadku, inne są wykorzystywane jako „dzikie” kąpieliska, odbiorniki ścieków, źródła wody do celów przeciwpożarowych itp. (Matejczuk 1986).

O ile wykorzystanie wód zbiorników powyroboiskowych o składzie zbliżonym do naturalnego jest możliwe mimo dużych trudności (z powodu niewłaściwego uformowania ich mis oraz otwartych i niestabilnych brzegów), to w przypadku zbiorników acidotroficznycych, podstawowym problemem wykluczającym gospodarcze wykorzystanie wód, jest ich skład chemiczny a przede wszystkim bardzo niski odczyn wody.

Odnowa zbiorników acidotroficznycych polega na zmianie równowagi kwasowo-węglowej wód w kierunku zwiększania ich zasadowości. Można to osiągnąć poprzez neutralizację chemiczną kwaśnych składników wód związkami zasadowymi lub intensyfikację procesu biochemicznej redukcji siarczanów związkami organicznymi. Wzrost zasadowości wód zbiorników acidotroficznycych następuje również w wyniku przebiegu w nich naturalnych reakcji oksydacyjno-redukcyjnych oraz procesów wymiany składników chemicznycych między osadami

dennymi, skałami i atmosferą. Tą drogą wytworzona została zasadowość wód części zbiorników pojezierza, które wykazują obecnie skład chemiczny zbliżony do naturalnego. Procesy te przebiegają jednak bardzo wolno. Naturalne odtworzenie zasadowości wód zbiorników acidotroficznych będzie prawdopodobnie wymagało przynajmniej kilkudziesięciu lat.

W związku z powyższym podjęto badania nad możliwością przyspieszenia procesu zobojętniania wód zbiorników acidotroficznych w celu szerszego gospodarczego ich wykorzystania.

2. Neutralizacja chemiczna wód

Zobojętnianie wód o odczynie kwaśnym można prowadzić przez mieszanie ich z roztworami silnie zasadowymi lub filtrację przez złoża zasadowe. Do neutralizacji wód kwaśnych stosuje się najczęściej:

- NaOH - w postaci roztworu o stężeniu 20-30%,
- Ca(OH)₂ - w postaci zawiesiny (mleka wapiennego) o stężeniu 5-15%,
- Na₂CO₃ - w postaci roztworu,
- CaCO₃ - w postaci złoża ziarnistego,
- MgO - w postaci złoża granulatu.

Zdolność wody do zobojętniania dodawanych do niej silnych zasad definiowana jest jako kwasowość. Jest ona wywoływana obecnością w wodzie zdysocjowanych kwasów, zarówno mocnych jak i słabych oraz soli słabych zasad, ulegających hydrolizie. Rozróżnia się kwasowość ogólną, wywoływaną obecnością silnych i słabych kwasów oraz wolnego dwutlenku węgla i kwasowość mineralną, związaną tylko z obecnością silnie zdysocjonowanych kwasów mineralnych. Kwasowość ogólną wód zbiorników acidotroficznych pojezierza antropogenicznego można opisać równaniem:

$$K = [H^+] + [Fe^{3+}] + [Fe^{2+}] + [NH_4^+]$$

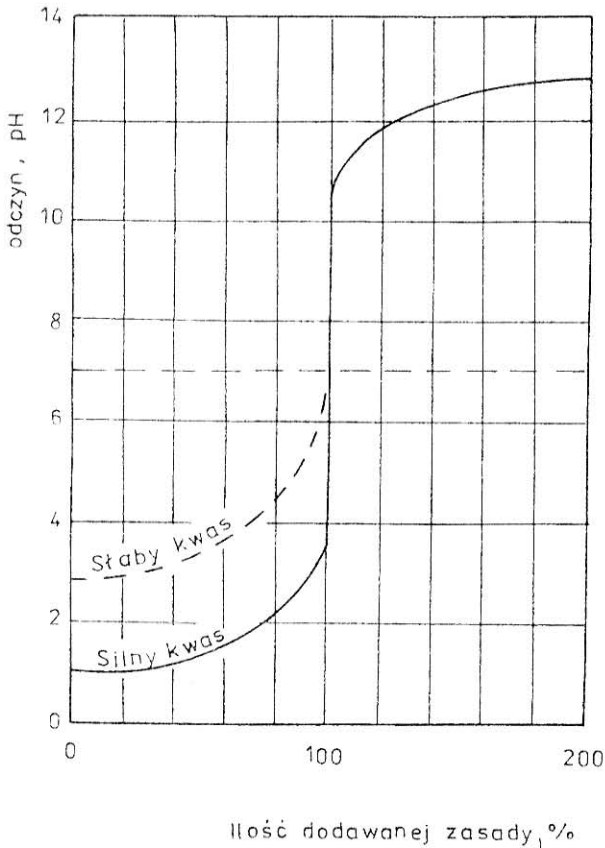
lub uwzględniając warunek elektroobojętności roztworu (dla wód o odczynie niższym niż 4,3 pH):

$$[\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] =$$

$$[\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{NH}_4^+] + [\text{Mn}^{2+}] + [\text{Fe}^{3+}] + [\text{H}^+]$$

równaniem:

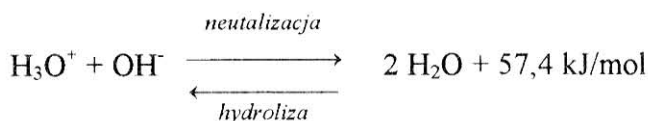
$$K = [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] - [\text{Na}^+] - [\text{K}^+] - [\text{Mg}^{2+}] - [\text{Ca}^{2+}] - \text{Mn}^{2+}$$



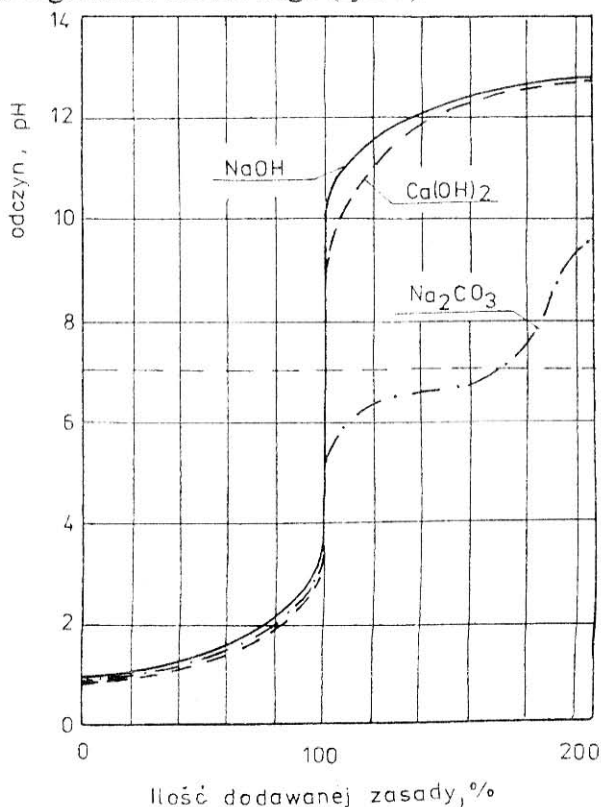
Rys. 1. Zmiany odczynu wód pod wpływem czynnika neutralizacyjnego

Stężenia jonów wyrażono w mval/dm^3 . W bilansie uwzględniono jedynie jony, występujące w wodach zbiorników acidotroficznych, w ilościach znaczących.

Reakcja neutralizacji jonów wodorowych, pochodzących od całkowicie zdysocjonowanych silnych kwasów za pomocą silnych zasad przebiega praktycznie całkowicie, według równania:

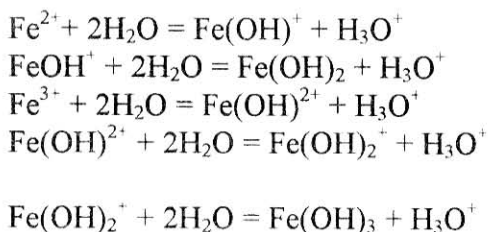


Przebieg neutralizacji słabych kwasów jest zróżnicowany i daje w wyniku inny przebieg zmian wartości odczynu niż w przypadku silnych kwasów. Zmiany pH w pobliżu odczynu obojętnego są mniej ważne, ponieważ kwasy te wykazują zdolności buforowe (rys.1), i zależą od rodzaju użytego regeneratu zasadowego (rys. 2).

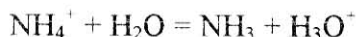


Rys. 2. Przebieg krzywych neutralizacji silnego kwasu roztworem NaOH, Ca (OH)₂ i Na₂CO₃

Proces neutralizacji jonów żelaza II i żelaza III przebiega stopniowo z utworzeniem hydroksykompleksów i silnego kwasu zgodnie z reakcjami:



Podobnie z wodą reagują jony kwasu NH_4^+ , wytwarzając silny kwas, który wymaga zobojętnienia:

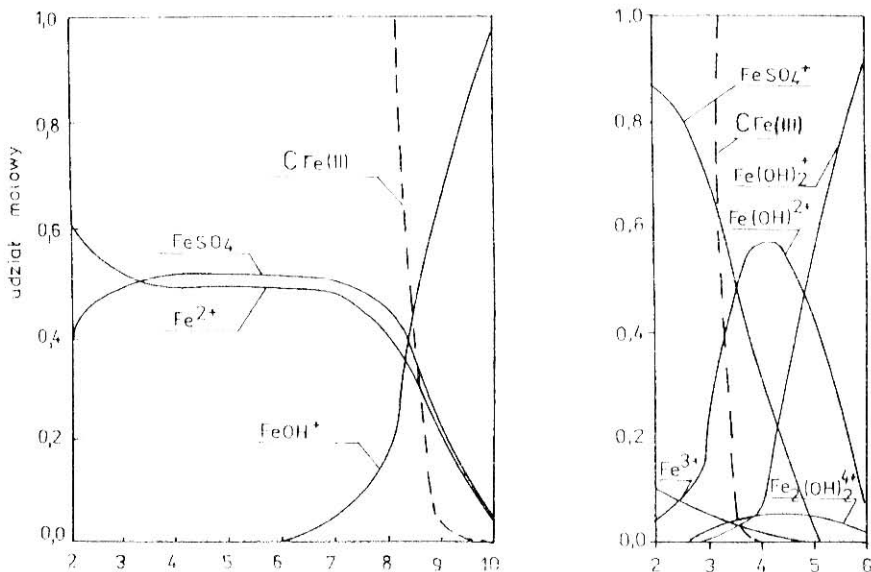


Wzrost odczynu wody w procesie neutralizacji powoduje zmiany udziałów poszczególnych form żelaza II i żelaza III obecnych w wodzie, prowadząc w konsekwencji do ich wytrącenia w postaci wodorotlenków (rys.3). Jony żelaza III, występujące w warstwach natlenionych (powierzchniowych zbiorników acidotroficznym, będą wytrącać się prawie całkowicie już przy odczynie wód niższym niż 4,3 pH (rys.3). Natomiast żelazo II może teoretycznie pozostawać w formie jonowej nawet przy odczynie wód około 8 pH. W rzeczywistości jednak zmniejszenie stężenia jonów żelaza II będzie następować już przy najniższych wartościach pH, w związku ze wzrostem szybkości utleniania jonów żelaza II do żelaza III, w miarę podwyższania odczynu wód. Proces utleniania żelaza w wodach kwaśnych może przebiegać jedynie przy udziale bakterii, praktycznie nie przebiega na drodze chemicznej. W miarę wzrostu odczynu szybkość utleniania żelaza II tlenem cząstkowym rośnie. Przykładowo czas połowicznej przemiany w czystym roztworze siarczanu żelazawego, przy ciśnieniu parcjnym tlenu 21,3 kPa, w temperaturze 25°C, w zależności od odczynu roztworu wynosi:

- 5 pH - około miesiąca,
- 6 pH - ponad 6 godzin,
- 7 pH - około 4 minuty.

Najlepszym reagentem zasadowym do neutralizacji roztworów kwaśnych jest ług sodowy. Zaletami przemawiającymi za jego stosowaniem są:

- dobra rozpuszczalność,
- duża szybkość reakcji,
- łatwość dawkowania.



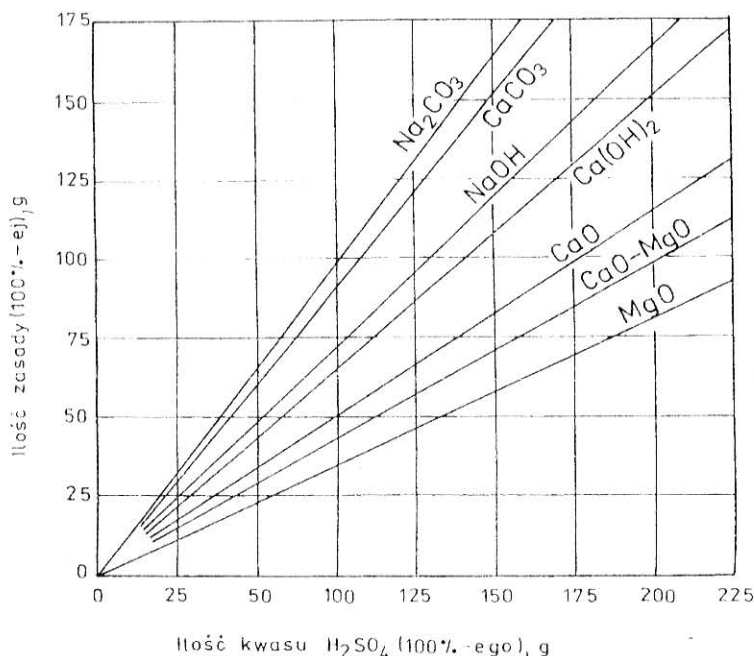
Rys.3. Wpływ odczynu pH wód

na molowe udziały kompleksów żelaza (II) i żelaza (III) na tle rozpuszczalności ich wodorotlenków: temperatura - 25°C, początkowe stężenia $C_{Fe(II)}$ i $C_{Fe(III)}$ - 100 mg·dm⁻³, CSO_4 - 1500 mg·dm⁻³, siła jonowa roztworu I - 0,043

Zasadniczą wadą eliminującą możliwość jego stosowania do neutralizacji dużych ilości wód kwaśnych, jest jego koszt. W przypadku neutralizacji wód zbiorników acidotroficznych praktyczne znaczenie mogą mieć jedynie zasadowe związki wapnia lub ewentualnie magnezu, które są kilkakrotnie tańsze od ługu sodowego. Proces neutralizacji może być prowadzony w sposób okresowy lub ciągły, dawkując do wód reagenty w postaci roztworów, bądź w formie stałej. Równoważne ilości zasad stosowanych do neutralizacji kwasu siarkowego przedstawiono na rys.4.

Zastosowanie do neutralizacji żelazianych wód siarczanowych dużych ilości związków wapnia może prowadzić do wytrącenia się oprócz

wodorotlenków żelaza II i żelaza III również siarczaniu wapnia. Na rys. 5 przedstawiono krzywą równowagową wytrącenia siarczynu wapnia w wodach zbiorników acidotroficznycych w temperaturze 25°C.



Rys.4. Równoważne ilości zasad do neutralizacji kwasu siarkowego

W celu prześledzenia procesu neutralizacji wód zbiorników acidotroficznycych, przeprowadzono badania laboratoryjne z powierzchniowymi próbkami wód dwóch zbiorników:

- nr 54, najmłodszy (powstał w roku 1973), o silnie kwaśnym odczynie (2,27 pH), i wysokiej mineralizacji (C_{CO_4} - 1260 mg/dm³, $C_{Fe\ og}$ - 123 mg/dm³),
- nr 45 (powstał w roku 1945) o silnie kwaśnym odczynie (3,0 pH) i średniej mineralizacji (C_{SO_4} - 182 mg/dm³, $C_{Fe\ og}$ - 20,2 mg/dm³).

Wody neutralizowano wodorotlenkiem sodu i wapnia. Po wprowadzeniu określonych dawek reagentów i wymieszaniu, roztwory pozostawiono na okres 4 godzin w celu zapewnienia całkowitej

sedymentacji osadów. W cieczy nadosadowej oznaczono: odczyn, żelazo (II), żelazo (III), siarczany, sól i wapń (tabela I).

Zobojętnianie wód zbiornika nr 54, bardziej kwaśnych i zawierających większe ilości żelaza niż wody zbiornika nr 45, wymagało kilkakrotnie większych dawek substancji zasadowych. Ilości wodorotlenku wapnia, zapewniające uzyskanie podobnych efektów zobojętniania jak w przypadku stosowania wodorotlenku sodu, były o około 5% wyższe.

Zgodnie z przewidywaniami żelazo (III) wytrącało się praktycznie całkowicie po osiągnięciu odczynu wód około 4 pH (rys.3). Podobnie stężenie jonów żelaza (II) zmniejszało się przy wzroście odczynu wód już powyżej 3,5 pH i w wodach o odczynie zbliżonym do obojętnego ich stężenie było niższe niż 0,1 mg Fe/dm³.

Neutralizacja wód związkami zasadowymi wapnia i sodu ma nieznaczny wpływ na stężenie siarczanów w wodach. W wodach zbiornika nr 45 ilość siarczanów utrzymywała się praktycznie na stałym poziomie (w granicach błędu pomiaru) natomiast w wodach zbiornika nr 54 stężenie siarczanów nieznacznie, ale wyraźnie zmieniało się ze wzrostem ich odczynu. W wodach tych iloczyn aktywności jonów siarczanowych i wapniowych był niższy niż rozpuszczalność siarczanu wapnia, stąd wytrącanie gipsu nie mogło przebiegać. Zmniejszenie stężenia siarczanów zostało prawdopodobnie spowodowane przez sorbowanie ich na powierzchni kłaczków osadu wodorotlenku żelaza II, wytrącającego się z tych wód w dużych ilościach. Mimo, że w przeprowadzonych laboratoryjnych badaniach neutralizacji wód zbiornika nr 54 siarczan wapnia nie mógł się wytrącać (badano wody z warstwy powierzchniowej zbiornika, w których stężenia siarczanów i żelaza są znacznie niższe niż w warstwach głębszych), jest to jedyny zbiornik, w którym proces ten może przebiegać w warunkach naturalnych (rys. 5).

W oparciu o wyniki przeprowadzonych laboratoryjnych badań neutralizacji wód oraz wyniki badań składu chemicznego w profilach pionowych zbiorników acidotroficznym „pojezierza antropogenicznego” (Solski, Jędrzak, 1991) oszacowano średnią kwasowość wód zbiorników oraz teoretyczne dawki wodorotlenku sodu i wapnia w przeliczeniu na CaO (Tabela I). Jak widać dla większości zbiorników acidotroficznym „pojezierza antropogenicznego” zapotrzebowanie wodorotlenku sodu wyniesie od 130 do 320 mg NaOH/dm³ i odpowiednio reagentów wapniowych od 100 do 250 CaO/dm³. Najniższych dawek wymagają

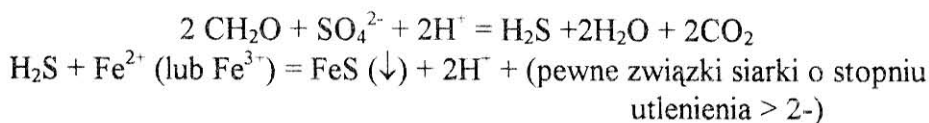
Tabela II

Średnie wartości kwasowości ogólnej wód
zbiorników acidotroficznycch oraz teoretyczne dawki
wodorotlenku sodu i wapnia

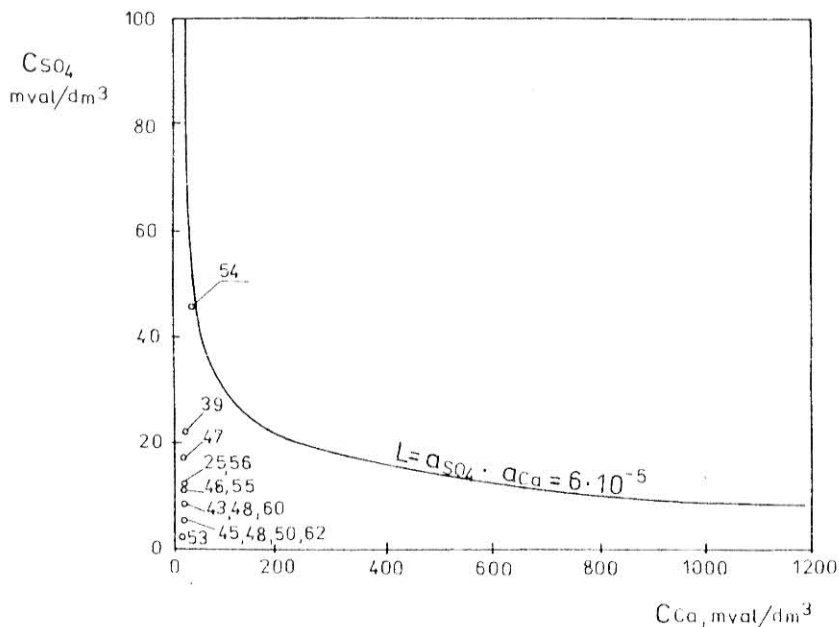
Nr zbiornika	Kwasowość ogólna mval/dm ³	Wielkość dawki	
		NaOH mg/dm ³	CaO mg/dm ³
25	8,0	320	237
38	14,1	560	435
43	4,0	160	118
45	2,2	88	65
46	5,9	236	175
47	12,0	480	370
48	7,0	280	208
49	5,5	220	163
50	4,0	160	119
53	1,4	56	42
54	30,0	1200	1008
55	3,3	132	98
58	4,5	180	134
60	5,0	200	148
62	4,3	172	128

3. Biologiczna redukcja siarczanów

W wodach pozbawionych tlenu, a więc przy niskim potencjale redoks i w obecności siarczanów mogą rozwijać się bakterie redukujące siarczany. Bakterie te (np. *Desulfovibrio desulfuricans*) utleniają substancję organiczną i redukują siarczany do siarczków, które reagując z powszechnie występującymi w wodach jonami żelazowymi powodują wytrącanie FeS lub FeS₂ zgodnie z reakcjami (Carignan 1988):



Warunkami niezbędnymi do przebiegu procesów redukcji siarczanów w wodach kwaśnych są: bardzo niski potencjał redoks od -150 do 200 mV oraz obecność organicznych substancji stanowiących źródło energii i węgla dla heterotroficznych, beztlenowych bakterii.

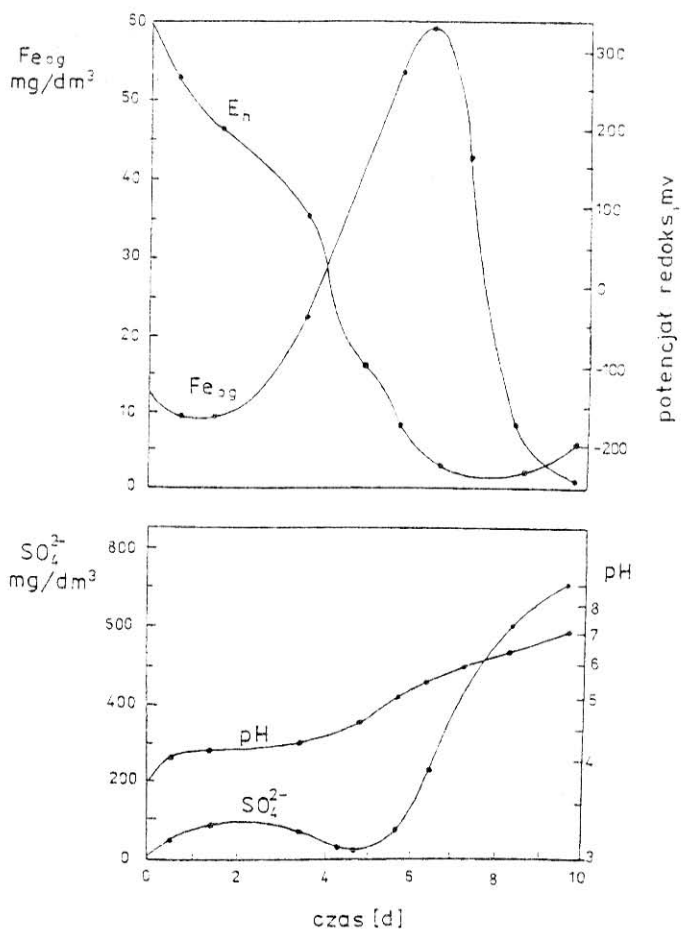


Rys.5. Krzywa równowagi wytrącania siarczanu wapnia w wodach zbiorników acidotroficznych.

Bakterie z rodzaju *Desulfovibrio* mogą się rozwijać w różnych warunkach środowiska, wykazując znaczną tolerancję na jego zmiany. Nie są m.in. wrażliwe na zmiany temperatury i zasolenia. Np. bakterie *Desulfovibrio var. aestuarii* wytrzymują zasolenie wód przekraczające 50 g NaCl na 1 dm³ (Macioszczyk 1987).

Redukcja siarczanów do siarczków w kwaśnych kopalnianych wodach przez heterotroficzne beztlenowe bakterie została opisana przez Tuttle i innych (1969). Przebiegowi tego procesu w wodach towarzyszyły:

- redukcja Fe^{3+} do Fe^{2+} i wytrącenie Fe^{2+} w postaci trudnorozpuszczalnego FeS ,
- wzrost odczynu wód,
- zanik procesów utleniania żelaza przez chemoautotroficzne bakterie.



Rys.6. Zależność pomiędzy Eh, żelazem og. (A) oraz pomiędzy pH a ilością zredukowanych siarczanów (B) w cieczy nadosadowej mieszaniny kwaśnych wód kopalnianych z częściowo rozłożonym pyłem drzewnym

Na rys.6 przedstawiono typowe zmiany: pH, Eh, SO₄ i Σ Fe w funkcji czasu wywołwane przez mikroorganizmy w silnie kwaśnym środowisku kopalnianych wód (Tuttle 1969). Rozmnożenie mieszaniny kultur bakteryjnych uzyskano przez wprowadzenie do wód kopalnianych pyłu drzewnego i 0,1% roztworu mleczanu sodu. Potencjał oksydacyjno-redukcyjny (Eh) w okresie 8 dni stale malął z tym, że w pierwszych 4 dniach szybkość jego obniżania się była największa. Po osiągnięciu ujemnych wartości potencjału redoks, nachylenie krzywej pH wzrastało i

następował ostry wzrost szybkości usuwania siarczanów z roztworu. W ciągu pierwszych 6 dni rosło stężenie żelaza ogólnego, co mogło być wynikiem wzrostu rozpuszczalności związków żelaza wywołanej obniżeniem potencjału redoks. Proces redukcji siarczanów uzyskał najwyższą szybkość, gdy potencjał redoks obniżył się do -200 mV. W tym czasie obserwowano też wytrącenie się czarnego FeS.

Źródłem energii i węgla organicznego dla kultur bakteryjnych redukujących siarczany mogą być również ścieki. Testowe badania laboratoryjne biochemicznej redukcji siarczanów z wykorzystaniem ścieków przeprowadzono w wodach ze zbiorników nr nr 38 i 54. Jako źródło substancji organicznej stosowano zagniłe ścieki miejskie oraz ścieki mleczarskie, zaszczepione mieszaniną kultur bakteryjnych. Próby badanych wód mieszano osobno z obydwoma rodzajami ścieków w stosunku 1:1. Otrzymane w ten sposób mieszaniny wodno-ściekowe rozlano do butli, które zamknięto korkiem (z odprowadzeniem dla ewentualnie wydzielających się gazów) w celu zapewnienia beztlenowych warunków przebiegu procesu. W odstępach co kilka dni otwierano butle i badano zawarte w nich wody. Wyniki analiz zestawiono w tabelach III i IV.

Procesy biochemicznej redukcji siarczanów przebiegały stosunkowo wolno. W pierwszych kilkunastu dniach proces praktycznie nie przebiegał. Po 17 dniach redukcja siarczanów wynosiła od 7 do 20%. Niewielki był również przyrost odczynu i spadek potencjału redoks. Obserwowane w tym czasie zmiany składu chemicznego wód związane były z redukcją i wytrącaniem żelaza III, średnio około 70-80%. Wyraźna redukcja siarczanów nastąpiła dopiero po 24 dniach. Stężenie siarczanów zmniejszyło się o 60-70%, odczyn wzrósł do 5,0-6,2 pH oraz wystąpiło znaczne obniżenie potencjału redoks. Lepsze efekty stwierdzono w wodach zmieszanych ze ściekami mleczarskimi.

Tabela III

*Biochemiczna redukcja siarczanów
w wodach zbiornika nr 38*

A - ścieki miedzarskie

Czas otwarcia próby	Oznaczenia				
	Odczyn <i>pH</i>	Potencjał redoks <i>mV</i>	Siarczany <i>mg/dm³</i>	Żelazo III <i>mg/dm³</i>	Żelazo II <i>mg/dm³</i>
po wymieszaniu	3,1	633	367	35,8	4,1
po 4 dniach	3,3	631	342	20,9	4,2
po 8 dniach	3,4	628	342	16,3	4,2
po 17 dniach	3,4	621	318	12,2	4,6
po 24 dniach	4,2	-51	256	6,2	5,1
po 29 dniach	5,0	-182	112	1,2	5,3

B - ścieki miejskie

Czas otwarcia próby	Oznaczenia				
	Odczyn <i>pH</i>	Potencjał redoks <i>mV</i>	Siarczany <i>mg/dm³</i>	Żelazo III <i>mgFe/dm³</i>	Żelazo II <i>mgFe/dm³</i>
po wymieszaniu	3,0	627	340,1	36,7	2,4
po 4 dniach	3,0	626	340,1	22,3	3,5
po 8 dniach	3,2	619	316,1	18,1	4,3
po 17 dniach	3,25	518	316,1	11,2	4,3
po 24 dniach	3,9	-86	286,2	7,2	5,3
po 29 dniach	5,2	-170	156	1,8	5,7

Tabela IV

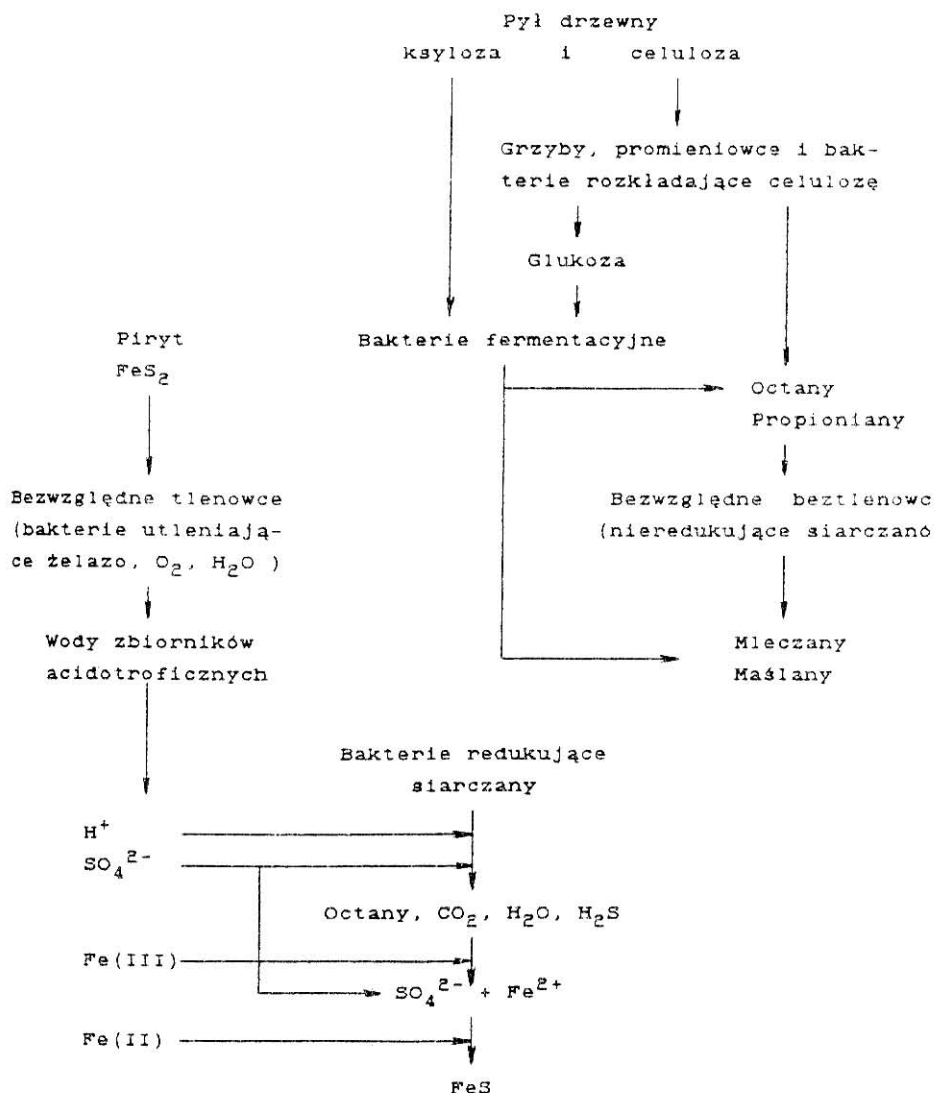
*Biochemiczna redukcja siarczanów
w wodach zbiornika nr 54*

A - ścieki meczarskie

<i>Czas otwarcia próby</i>	<i>Otwarcia</i>				
	<i>Odczyn pH</i>	<i>Potencjal redoks mV</i>	<i>Siarczany mg/dm³</i>	<i>Żelazo III mgFe/dm³</i>	<i>Żelazo II mgFe/dm³</i>
po wymieszaniu	4,0	539	509	21,2	1,68
po 4 dniach	4,3	508	485,2	15,4	2,4
po 8 dniach	4,5	485	461,2	8,2	3,3
po 17 dniach	4,6	281	413,2	4,8	3,9
po 24 dniach	5,2	-125	225,2	1,8	5,1
po 29 dniach	5,7	-172	167	0,9	5,9

B - ścieki miejskie

<i>Czas otwarcia próby</i>	<i>Oznaczenia</i>				
	<i>Odczyn pH</i>	<i>Potencjal redoks mV</i>	<i>Siarczany mg/dm³</i>	<i>Żelazo III mgFe/dm³</i>	<i>Żelazo II mgFe/dm³</i>
po wymieszaniu	3,9	546	495	18,5	1,3
po 4 dniach	4,2	535	471	10,2	1,6
po 8 dniach	4,2	505	471	7,1	2,7
po 17 dniach	4,3	398	447	4,1	3,8
po 24 dniach	4,9	-157	265	2,1	4,9
po 29 dniach	6,2	-181	182	1,1	5,6



Rys.7. Biochemiczne procesy redukcji i utlenienia żelaza oraz siarki w ekosystemach o wodach kwaśnych, przy stosowaniu pyłu drzewnego jako źródła węgla

Wyniki opisanych doświadczeń wskazują, że w warunkach laboratoryjnych desulfatacja wód (odpowiednio sterowana) może osiągnąć wysoką wydajność. Pozwala to sądzić, że proces ten właściwie prowadzony w skali technicznej zapewni również możliwość głębokiej desulfatacji kwaśnych, siarczanowych wód zbiorników acidotroficznych „pojezierza antropogenicznego”. Wody te spełniają podstawowe warunki, w których zastosowanie biologicznych metod redukcji siarczanów w ich odnowie może osiągnąć sukces.

Źródłem węgla dla bakterii redukujących siarczany mogą być: pył drzewny (zrzynki), ścieki, odpady z przemysłu papierniczego oraz inne odpadowe substancje roślinne.

Na rys. 7 przedstawiono bardziej szczegółowy przebieg biochemicznych i chemicznych reakcji, które mogą towarzyszyć desulfatacji wód kwaśnych pyłem drzewnym (Tuttle 1969). Wynikiem pełnego cyklu przemian żelaza i siarki w wodach zbiorników acidotroficznych będzie przejście ich do formy zredukowanej FeS_2 , poprzez utlenioną $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, ponownie do zredukowanej FeS . Skład chemiczny wód zbiorników ulega wówczas przekształceniom od typu wodorowęglanowego, przez siarczanowy do wodorowęglanowego z siarkowodorem. Wytrącony w procesie desulfatacji FeS , jeżeli nie zostanie usunięty, może być utleniany tlenem cząsteczkowym, powodując ponowne zasiarczenie i zakwaszenie wód zbiorników.

4. Zobojętnianie wód w warunkach naturalnych

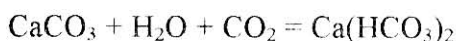
Proces tworzenia się zasadowości w zbiornikach wodnych został dostatecznie wyjaśniony (Dickson 1980). Opracowano szereg modeli pozwalających przewidzieć wzrost zasadowości wód zbiorników w wyniku następujących procesów:

- rozpuszczanie węglanowych minerałów wapnia i magnezu,
- produkcja amoniaku wywołana przez rozkład substancji organicznych,
- denitryfikacja,
- redukcja siarczanów połączona z wytrącaniem siarczków żelaza lub organicznych związków siarki,
- wymiana jonowa z osadami dennymi.

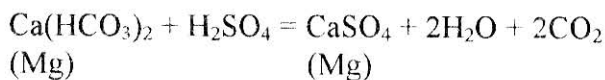
Rozpuszczanie skał

Wzrost zasadowości wód acidotroficznych wywołany przez rozpuszczanie skał może wynikać bardziej z przebiegu procesów ługowania w wodach zlewni poszczególnych zbiorników (w wodach podziemnych i spływach powierzchniowych) niż z bezpośredniego oddziaływania wód na minerały.

W czasie eksploatacji węgla na powierzchnię zostały wyniesione różnego rodzaju skały, które ulegały wietrzeniu chemicznemu, przykładowo według reakcji:

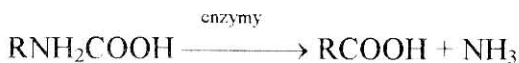


Rozpuszczalne w wodzie substancje są transportowane do zbiorników przez wody spływające powierzchniowo oraz wody gruntowe i podziemne. Skład chemiczny wód, zasilających zbiorniki, zależy od rodzaju minerałów skalotwórczych budujących otaczający je teren. Do minerałów ulegających najłatwiej rozkładowi należą: halit, gips, kalcyt i dolomit. Z punktu widzenia wzrostu zasadowości wód zbiorników acidotroficznych, podstawowe znaczenie mają procesy ługowania kalcytu i dolomitu. Minerały te dostarczają do wód wodorowęglany wapnia (kalcyt) i wodorowęglany wapnia i magnezu (dolomit), które neutralizują kwas siarkowy obecny w wodach zbiorników acidotroficznych zgodnie z reakcją:



Rozkład związków organicznych

Obumarłe części roślin i inne związki organiczne zawierające azot, podlegają rozkładowi biochemicznemu, w wyniku którego azot organiczny przechodzi w azot amonowy. Proces jest bardzo złożony, można go jednak w sposób uproszczony przedstawić następująco:



Proces ten zwany jest amonifikacją lub dezaminacją. Uwalniany amoniak powoduje wzrost zasadowości wód zbiorników.

Denitryfikacja

Proces denitryfikacji obejmuje szereg przemian biochemicznych, w których następuje redukcja NO_3^- i NO_2^- do tlenku azotu lub wolnego azotu. Procesy te przebiegają przy udziale bakterii heterotroficznych z grupy anaerobów: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alkaligenes*, *Flavobacterium* i inne. Denitryfikacja jest procesem wielostopniowym i przebiega według następującego schematu:



Przebieg procesu denitryfikacji wymaga obecności w środowisku węgla organicznego. Teoretyczny stosunek węgla do azotu powinien wynosić $\text{C} : \text{N} = 2,75 : 1$. Proces przebiega w warunkach beztlenowych lub przy małej ilości tlenu. Przy wyższych ilościach tlenu staje się on konkurencyjnym akceptorem elektronów w porównaniu z azotanami i hamuje przebieg procesu.

Duży wpływ na proces denitryfikacji wywiera odczyn środowiska. Decyduje on zarówno o szybkości przebiegu procesu jak i o składzie chemicznym produktów rozkładu azotanów. Z publikowanych danych wynika, że w większości przypadków proces denitryfikacji zachodzi szybciej przy odczynie wód w przedziale od 7,5 do 9,1 pH, dając jako produkt końcowy gazowy azot. Wraz z obniżaniem odczynu środowiska szybkość procesu wyraźnie maleje. Proces denitryfikacji podwyższa odczyn wód zgodnie z reakcją:



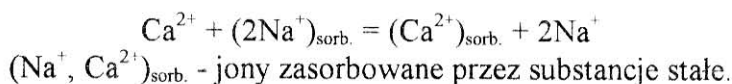
Za optymalną dla procesu denitryfikacji przyjmuje się temperaturę od 20 do 30°C.

Redukcja siarczanów

Wzrost zasadowości wód zbiorników acidotroficznycych może następować w wyniku redukcji siarczanów. Powstający siarkowodor reaguje z powszechnie występującymi w wodach jonami żelaza (II), tworząc trudnorozpuszczalny czarny FeS, który może być wiązany w związkach organicznych lub wydzielac się z wody w postaci gazowej (patrz - biochemiczna redukcja siarczanów).

Wymiana jonowa

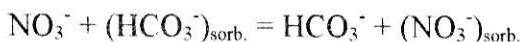
Skład chemiczny wód badanych zbiorników może być kształtowany przez procesy adsorpcji wymiennej, zwanej wymianą jonową. Polega ona na absorbowaniu z wody przez substancje stałe (skały, osady denne) pewnych jonów w miejsce innych, które przechodzą do wód. Reakcje wymiany jonowej są z reguły odwracalne i podlegają prawu działania mas:



W typowych warunkach Eh i pH dla wód powierzchniowych w procesie wymiany uczestniczą głównie kationy. Ogólnie można stwierdzić, że energia wymiany rośnie ze wzrostem ich wartościowości. Najbardziej stabilne w połączeniach z cząsteczkami mineralnymi są jony żelaza, zaś najłatwiej do roztworu przechodzić będą jony sodu:



W wodach silnie kwaśnych, w procesach wymiany uczestniczyć mogą również aniony, na przykład według reakcji:



Literatura

- [1] **Carignan R.:** *Seasonal dynamics of sulfate hydrogen sulfide near the sediment-water interface on an oligotrophic acid lake.* Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 106-115, 1988.
- [2] **Dickson W.:** *Properties of acidified waters.* In: Drablos D., Tollan A. (Eds.) *Ecological impact of acid precipitation, 75-85, SNSF - project, 1980.*
- [3] **Macioszczyk A.:** *Hydrochemia.* Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, 1987.
- [4] **Matejczuk W.:** *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego.* Politechnika Wrocławska, Instytut Inż. Ochrony Środowiska, Wrocław (rozprawa doktorska), 1986.
- [5] **Solski A., Jędrzak A.:** *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Łęknica.* Zeszyty Naukowe, WSI, Zielona Góra, Nr 84, Inżynieria Środowiska Nr 4, 65-76, 1988.
- [6] **Solski A., Jędrzak A.:** *Ionic composition of waters of the „Antropogenic lake district”.* Pol. Arch. Hydrob. No. 37/3, 361-382, 1991.
- [7] **Tuttle J., Dugan P.R., Randles C.J.:** *Microbiological sulfate reduction and its potential utility as a water pollution abatement procedure.* Appl. Microbiol. 17, 297-302, 1969.

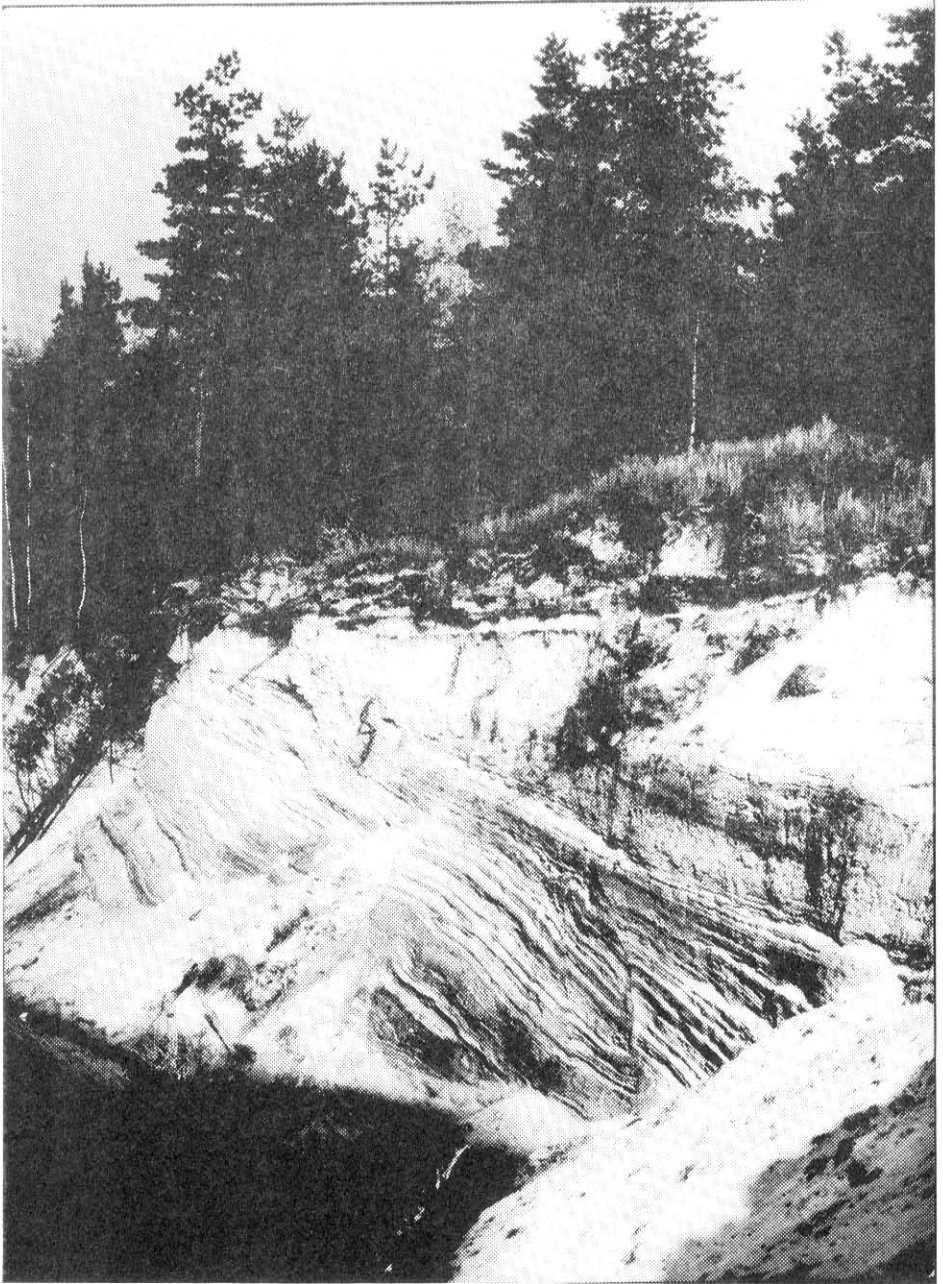
ZMIENIAJĄCE SIĘ KRAJOBRAZY

Autor fotografii: Jerzy Mendaluk

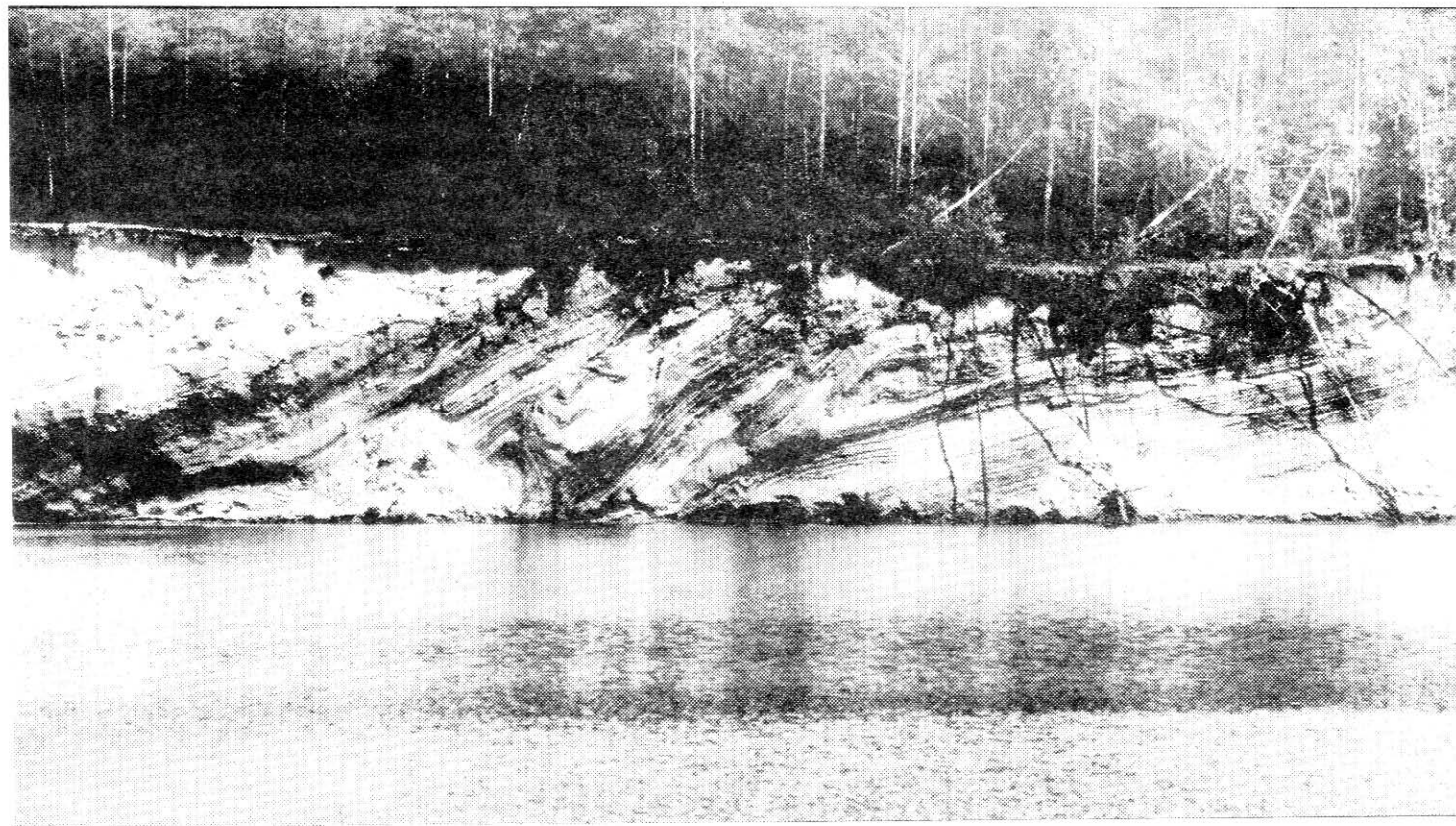
Komentarz: Ireneusz Wróbel



Fot.1. W wyniku eksploatacji surowców mineralnych uległo zniszczeniu kilkaset hektarów lasów na obszarze Borów Dolnośląskich. W wyrobiskach utworzyły się jeziora burowęgłowe.



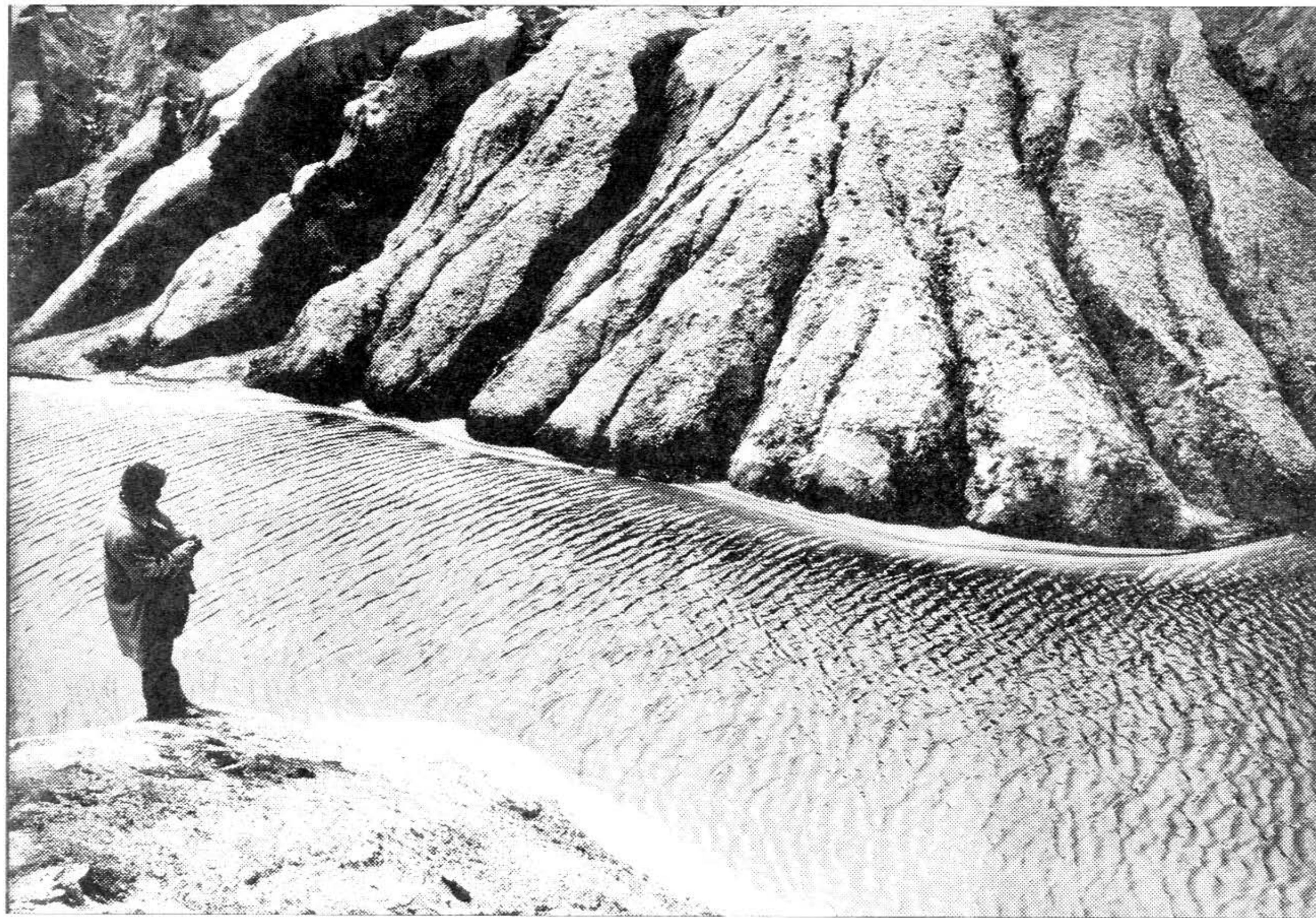
Fot.2. Odkrywka przy szosie z Łęknicy do Przewoźnik. Odsłonięcie białych, kwarcowych piasków szklarskich wśród serii Mużakowa.



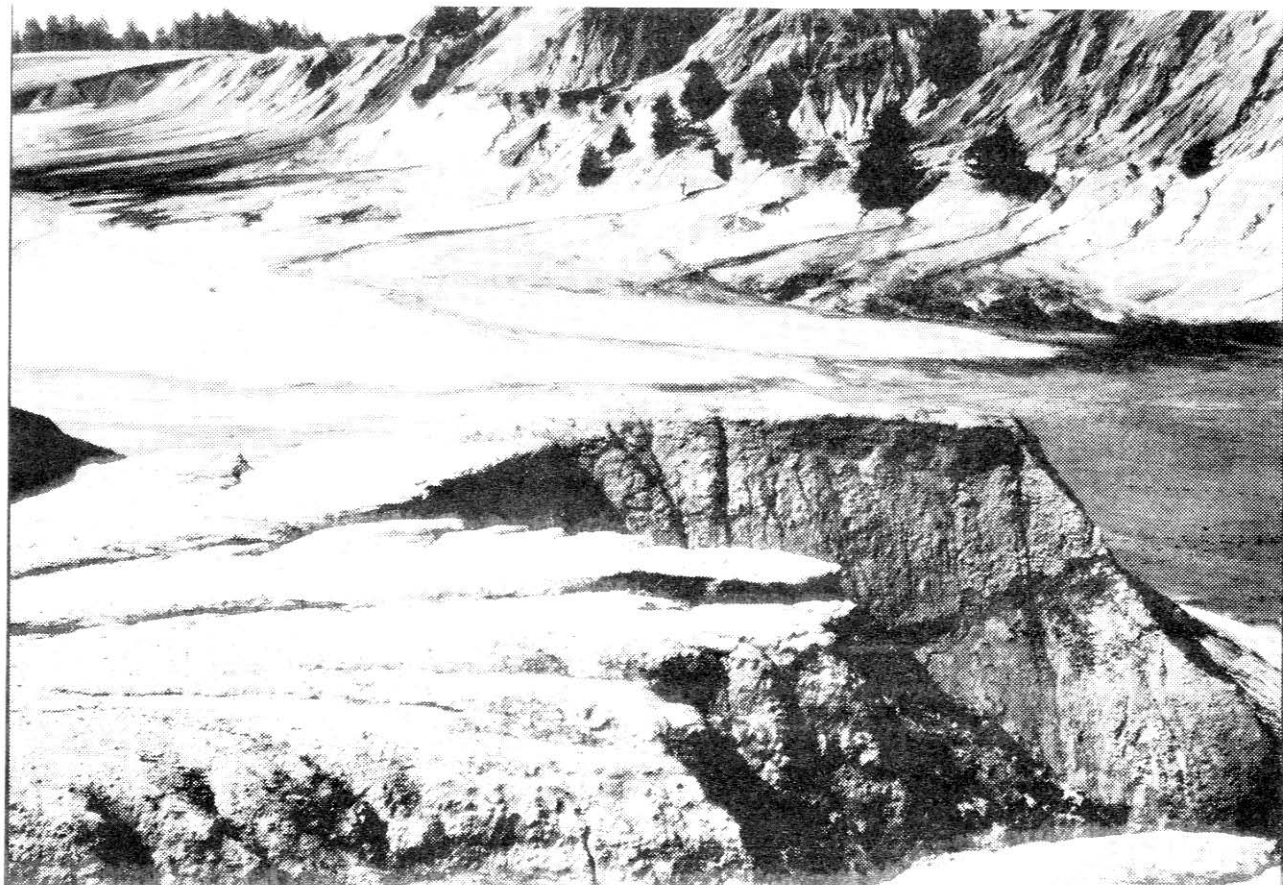
Fot.3. Odkrywka przy szosie z Łęknicy do Przewoźnik. Faldowe struktury glaciektoniczne burowęgłowej serii Mużakowa (miocen).



Fot. 4. Jezioro burowęgłowe wśród hald pokopalnianych z pionierską roślinnością.



Fot.5. Burowęgłowe jezioro w rejonie Łęknicy. Cechą charakterystyczną tych jezior jest brak płytkich partii przybrzeżnych.



Fot.6. Fragment okresowo przesychnającego jeziora burowęglowego w rejonie Łęknicy. Stan 17.09.1978 r.



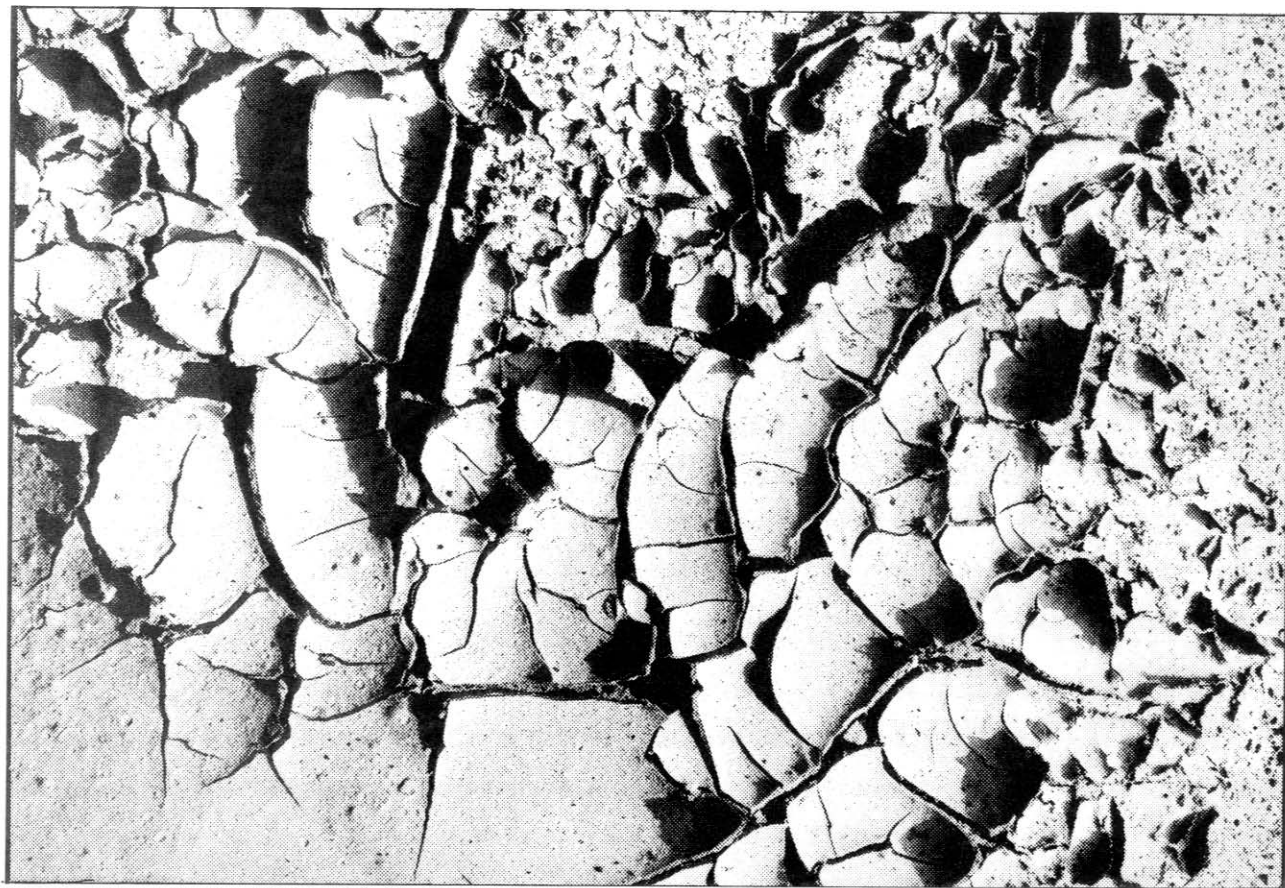
Fot. 7. Jezioro burowęgłowe - tworzenie się plaży piaszczystej u podnóża stromego stoku.



*Fot.8. Fragment brzeżnej strefy dna okresowego jeziora burowęglowego.
Utrwalone tekstury przybrzeżnych prądów wodnych.*



Fot.9. Ripplemarki prądów wodnych w dnie okresowego potoku.



Fot.10. Wysychające muły w dnie jeziora okresowego. Na pierwszym planie rzadkie spękania, na drugim planie gęsta sieć spękań. Tworzą się takiry, które w miarę wysychania wyginają się, dając ilaste tekstury



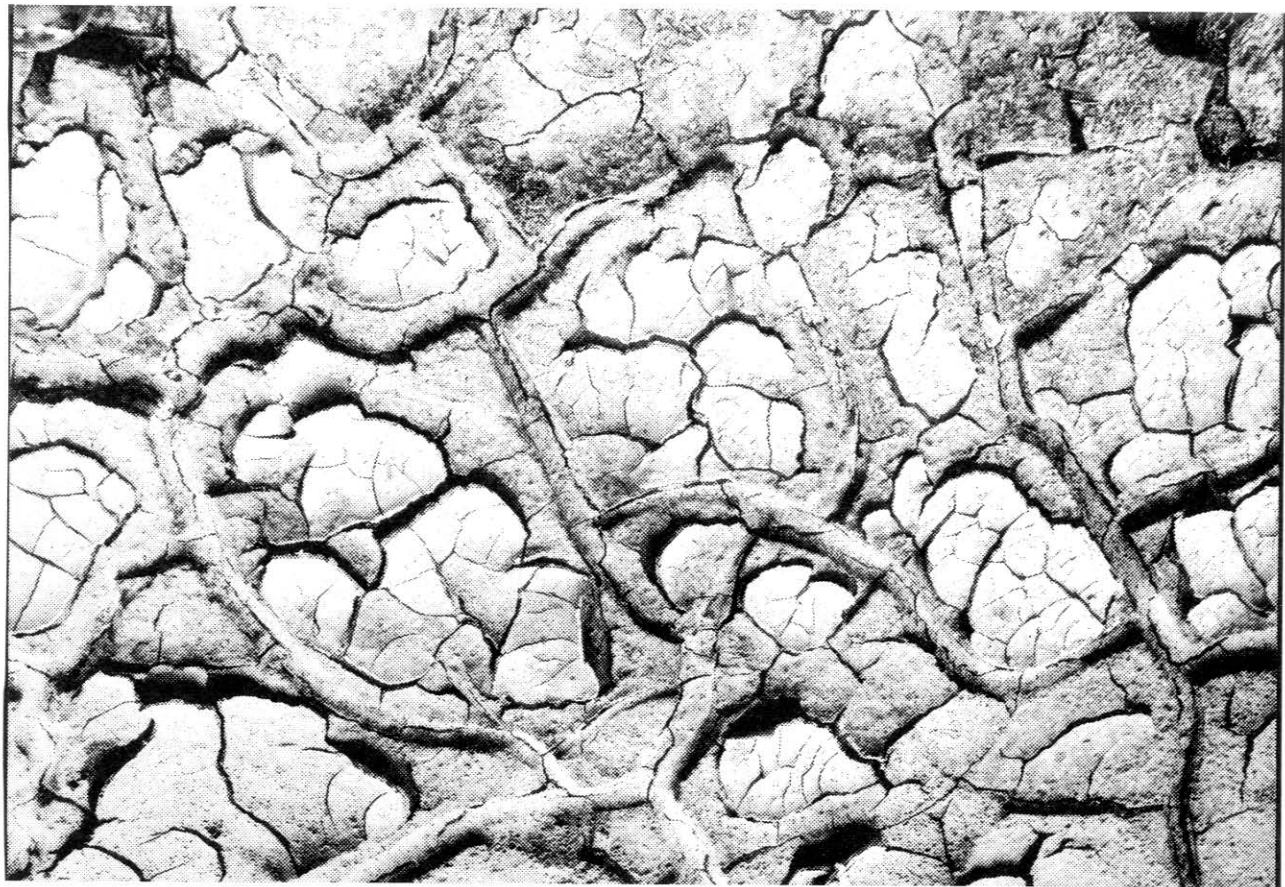
Fot.11. Dno jeziora burowęglowego. Tekstury wysychania tzw. takyry.



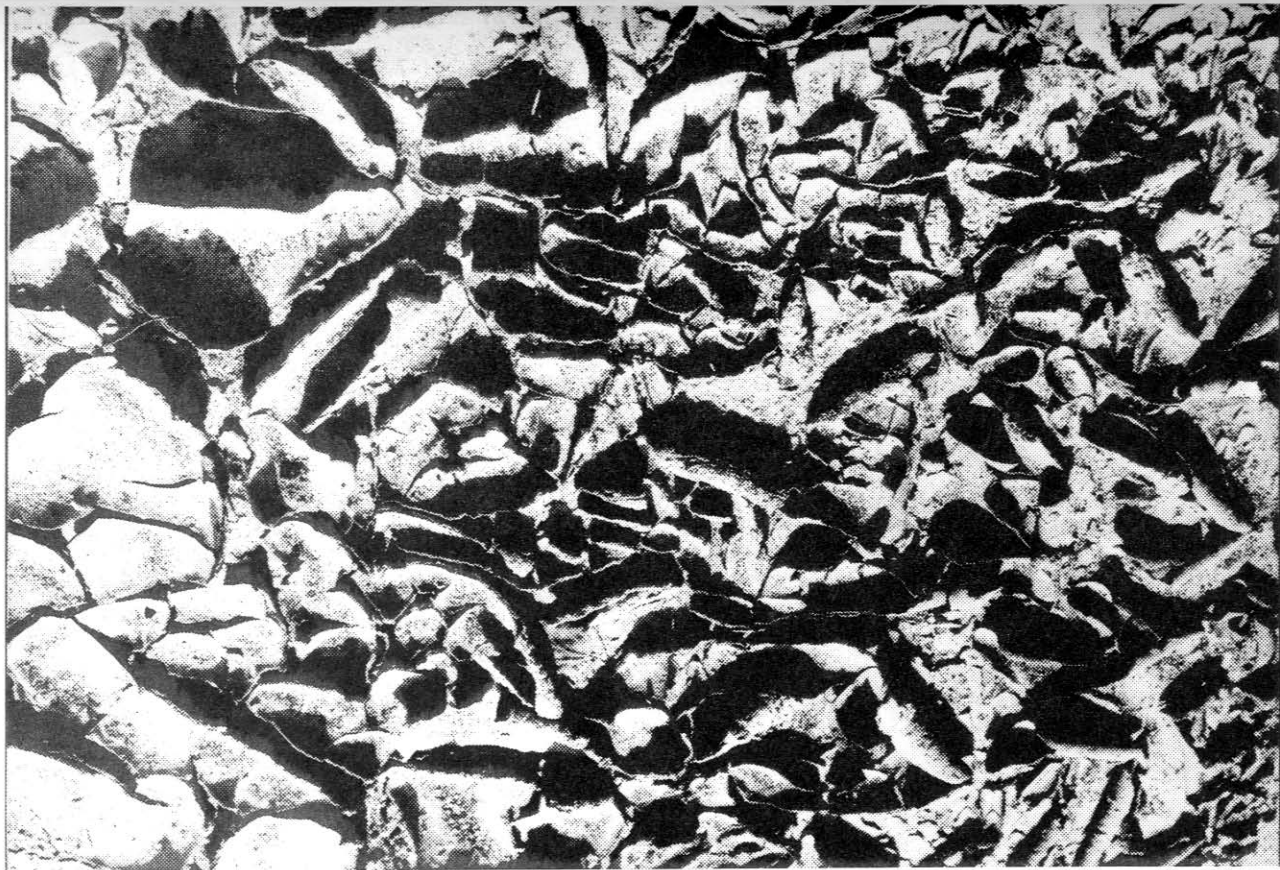
Fot. 12. Dno okresowego jeziora burowęglowego po kolejnym opadzie deszczu. Spękania poligonalne wypełnione zostały świeżym mulem.



*Fot. 13. Fragment dna okresowego jeziora burowęglowego. Zasklepienia
spękań powierzchni tazyrowych świeżym mulem.*



Fot.14. Dno okresowego jeziora burowęglowego. Pierścieniowe tekstury wysychania. Wypukłe wstęgi „szwów” szczelin wysychania, utworzyły się wyniku wypełnienia mułem - w czasie kolejnego opadu - szczelin wysychania.



Fot.15. Dno okresowego jeziora burowęglowego. Tekstury wysychania „zwitki ilowe”.



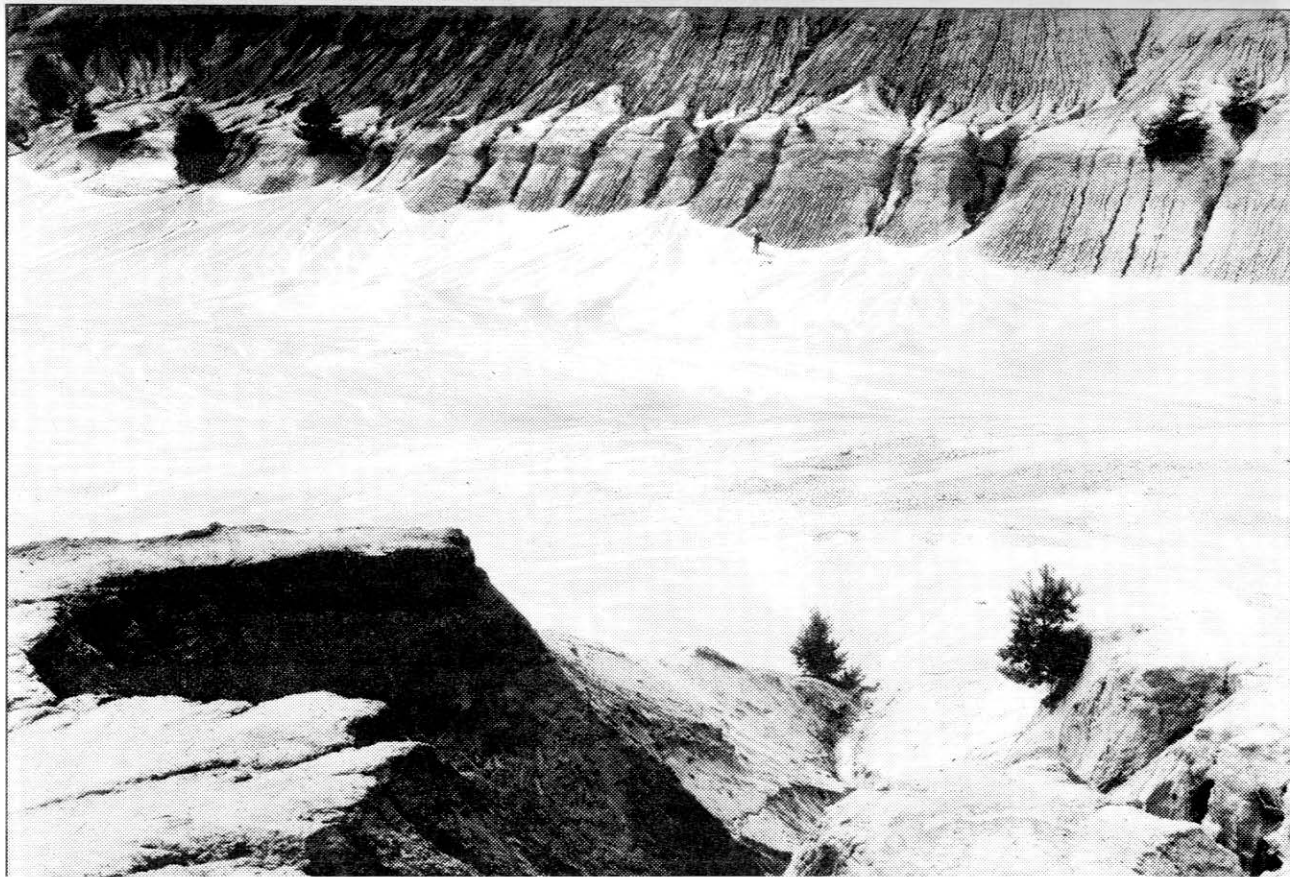
Fot.16. Sieć drobnych żłobin deszczowych na stokach hałd. Płaskie stożki proluwialne u podnóży.



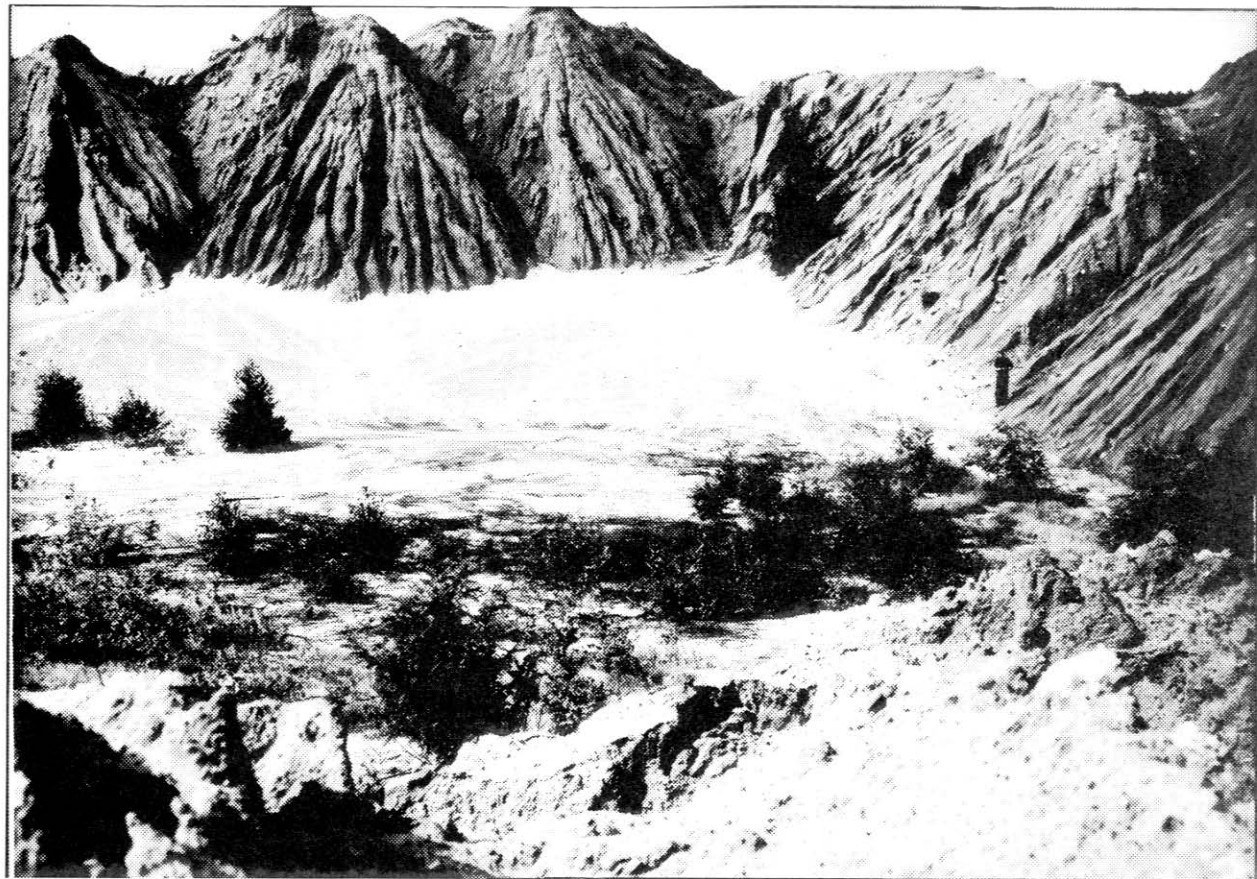
Fot. 17. Gęsta sieć żłobin deszczowych powstaje nawałkach małospoistych osadów pylastych. Z czasem tworzą się głębokie wcięcia i rozdoły. Między tymi wcięciami - dolinami wznoszą się płaskie lub ostre grzbiechy.



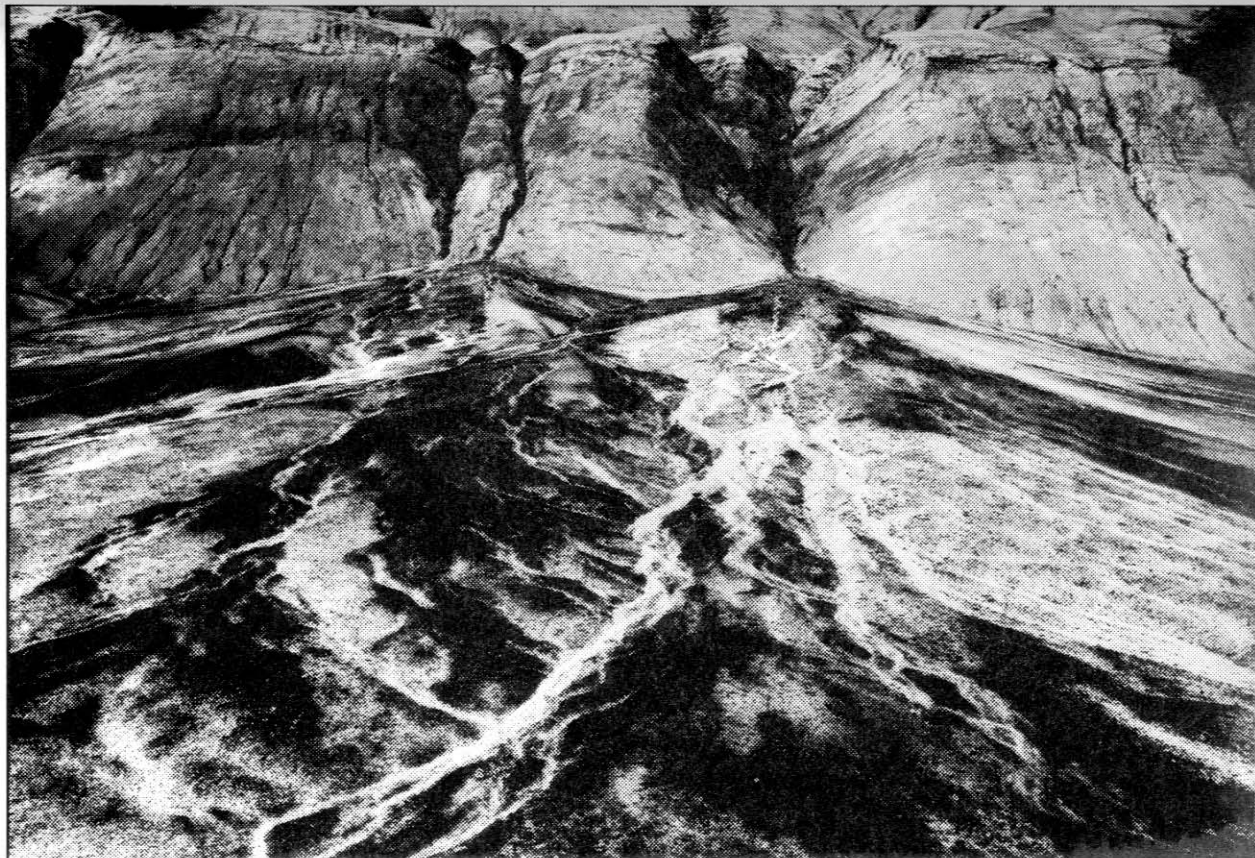
Fot. 18. Rozdół rozcinający hałdy z ujściem do jeziora burowęglowego. Strome stoki rozdołu porozcinane siecią drobnych żłobin deszczowych.



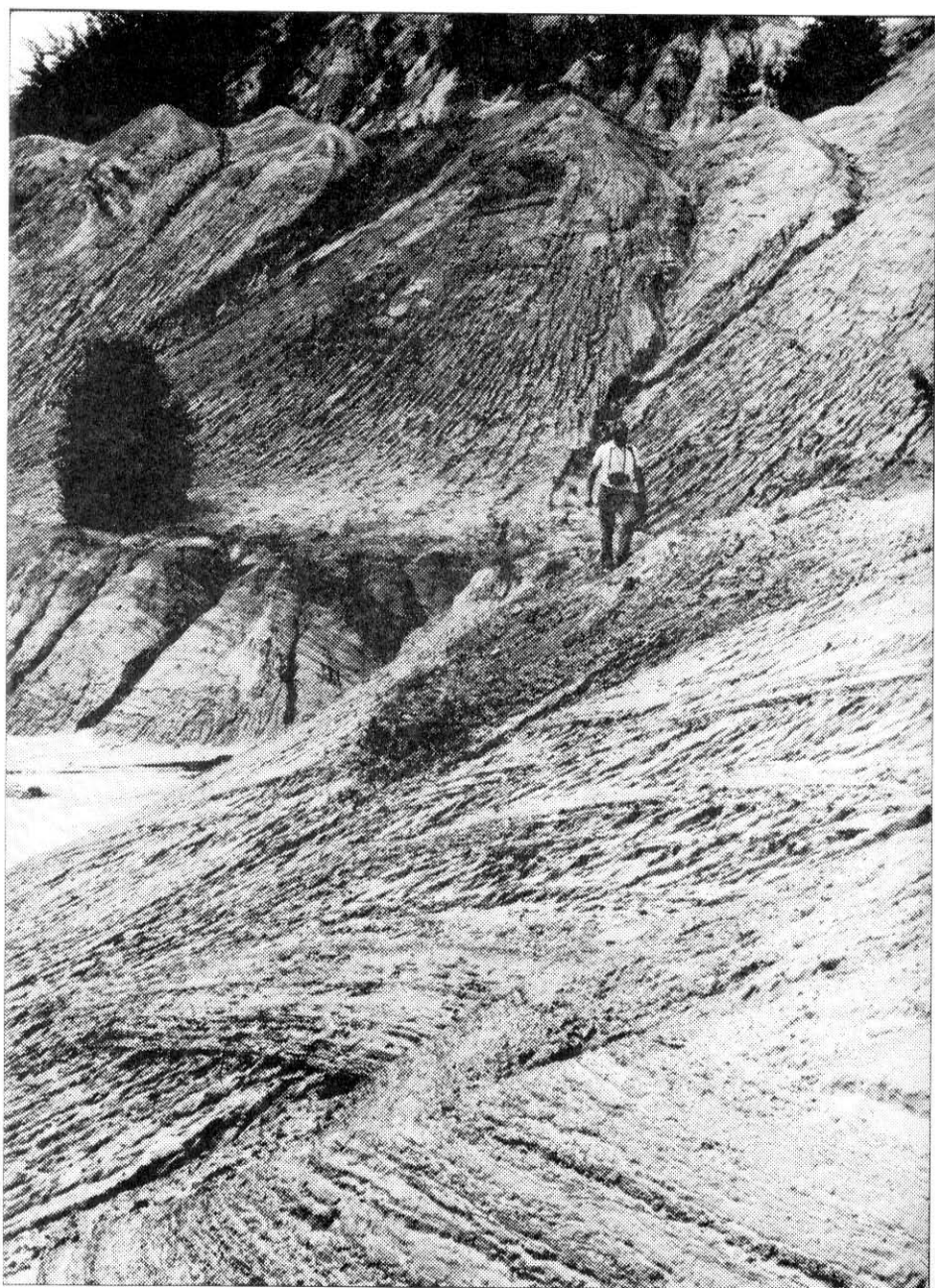
Fot.19. Nakładające się na siebie stożki proluwialne, tworzą równinę proluwialną u podnóża stoku.



Fot.20. Sieć anastomozujących strug deszczowych na powierzchni stożków proluwialnych (14.09.1979) położonych u podnóża erozyjnie rozczłonkowanych stoków.



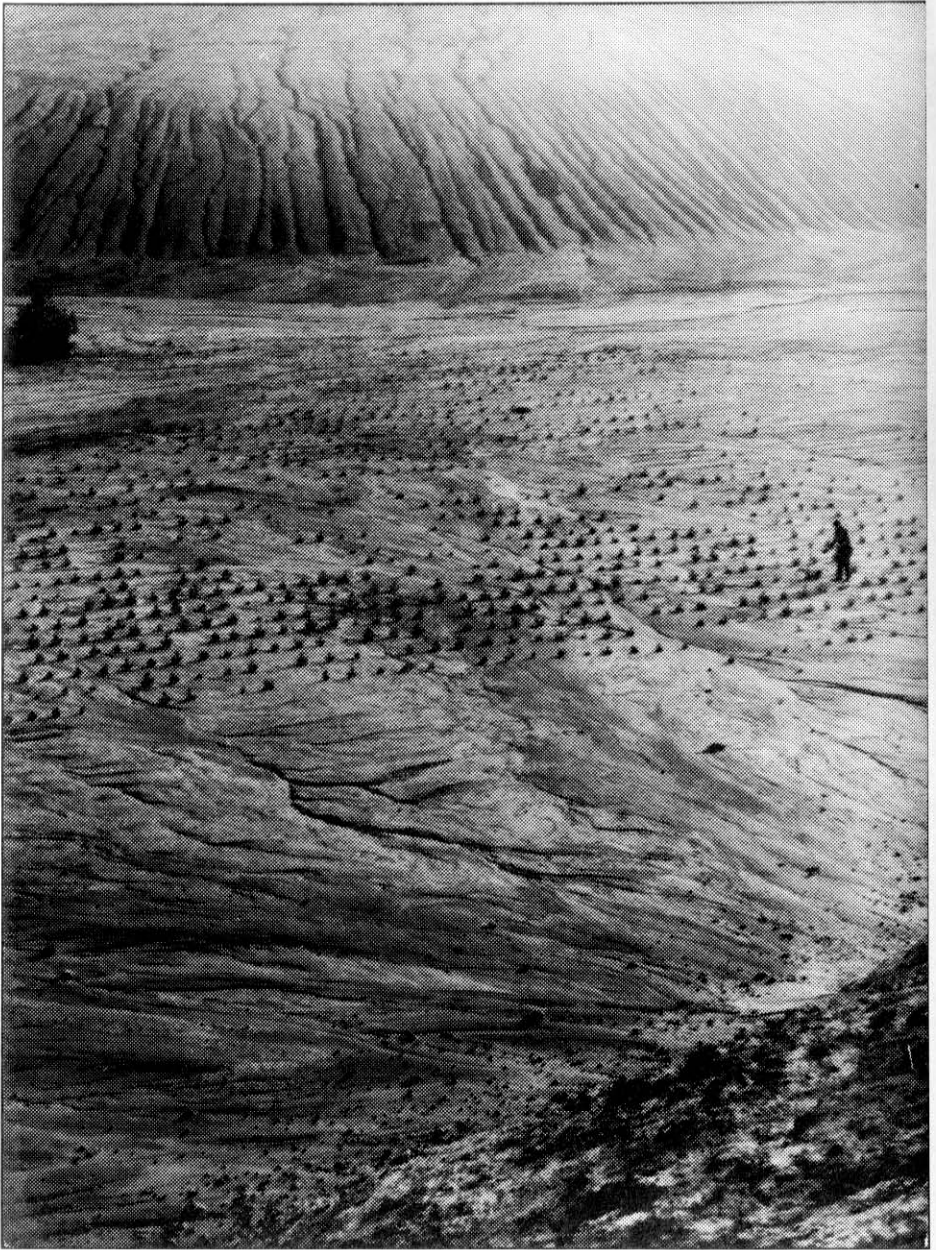
Fot.21. Stożek proluwialny pokryty siecią anastomozujących dolin po okresowych strugach deszczowych. Na drugim planie zbocze wyrobiska z wychodniami piaszczysto-pylastych osadów miocenu z wcięciami erozyjnymi.



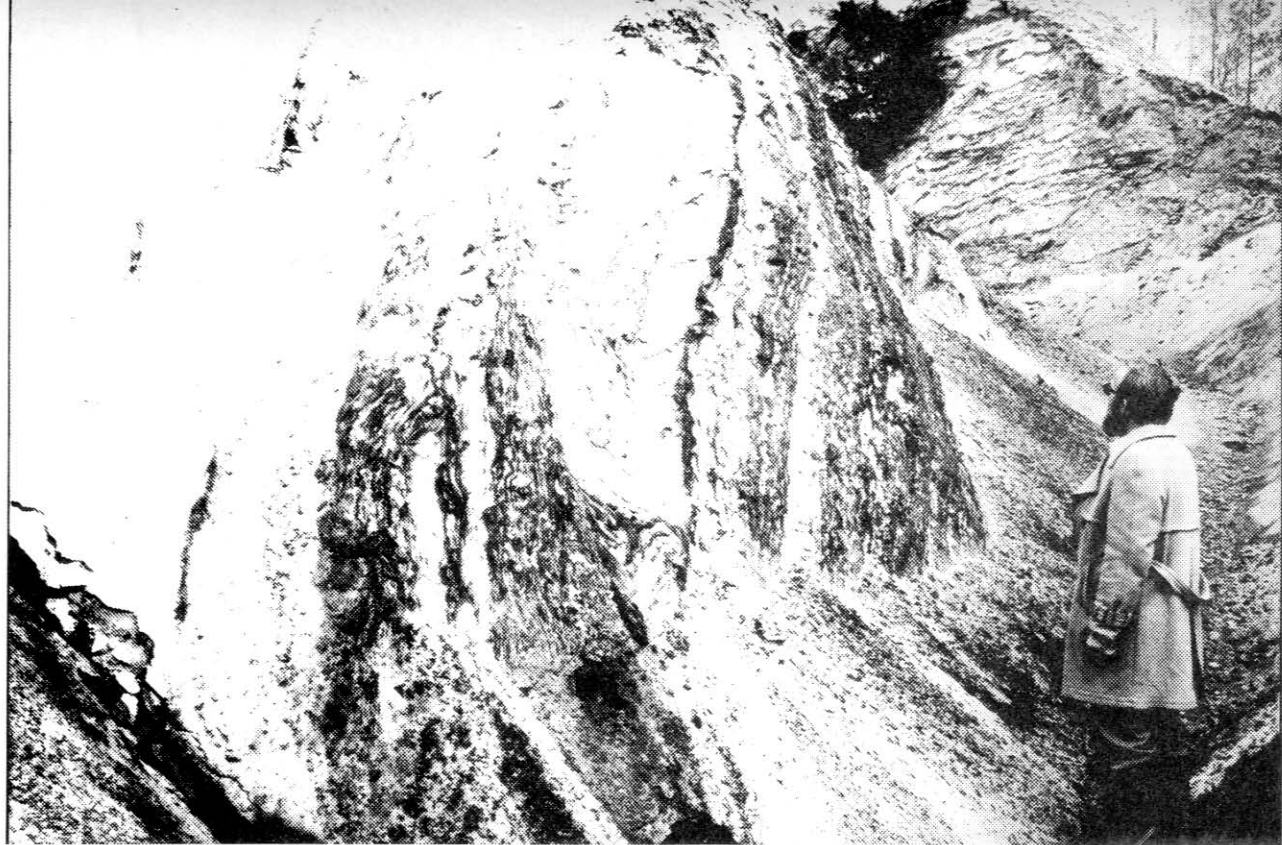
Fot.22. Procesy splukiwania i zmywania w strefie hald skały płonej i skarpy wyrobiska górniczego. Widoczna sieć drobnych żłobin oraz rozcinięcie wodami okresowymi stromo zapadających warstw serii burowęglowej miocenu. U podnóża stoku fragment stożka proluwialnego.



Fot.23. Rozcinanie ulewnymi deszczami współczesnych równin proluwialnych. Na pierwszym planie u wylotu rozdołu niewielki stożek proluwialny ze śladami po anamostozujących strugach wodnych.



Fot. 24. Osady zmywowe niszczą zrehabilitowane równiny proluwialne.



Fot.25. W procesie zmywania i splukiwania skarpy kopalni odkrywkowej, odsłonięte zostały drobno laminowane osady serii burowęglowej miocenu. Widoczne są zaburzone glacitektonicznie ławice z rozerwaną synkliną w środkowej części zdjęcia.



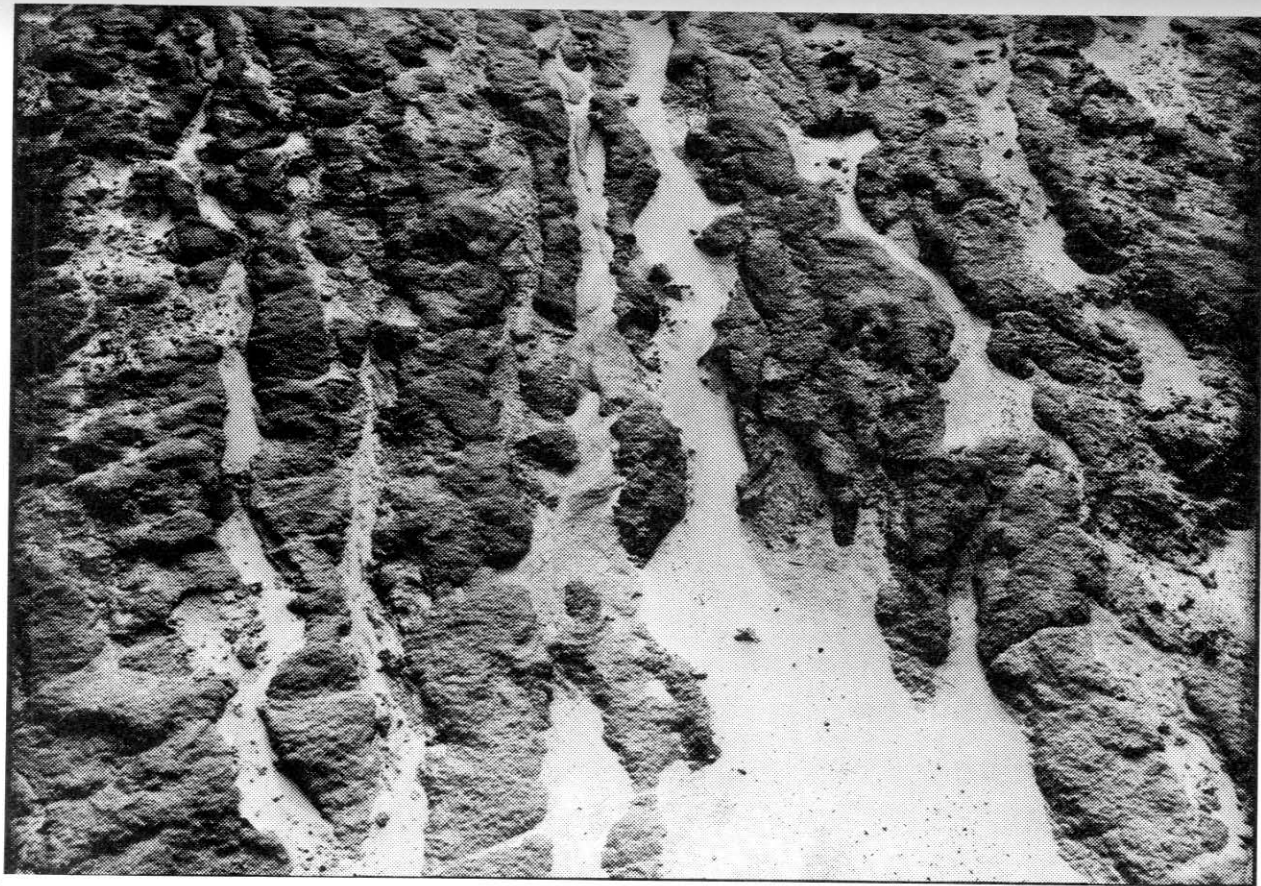
Fot. 26. W procesie zmywania i deflacji odsłonięte zostały tekstury „zeberkowe” w piaszczysto-mułkowej serii miocenu.



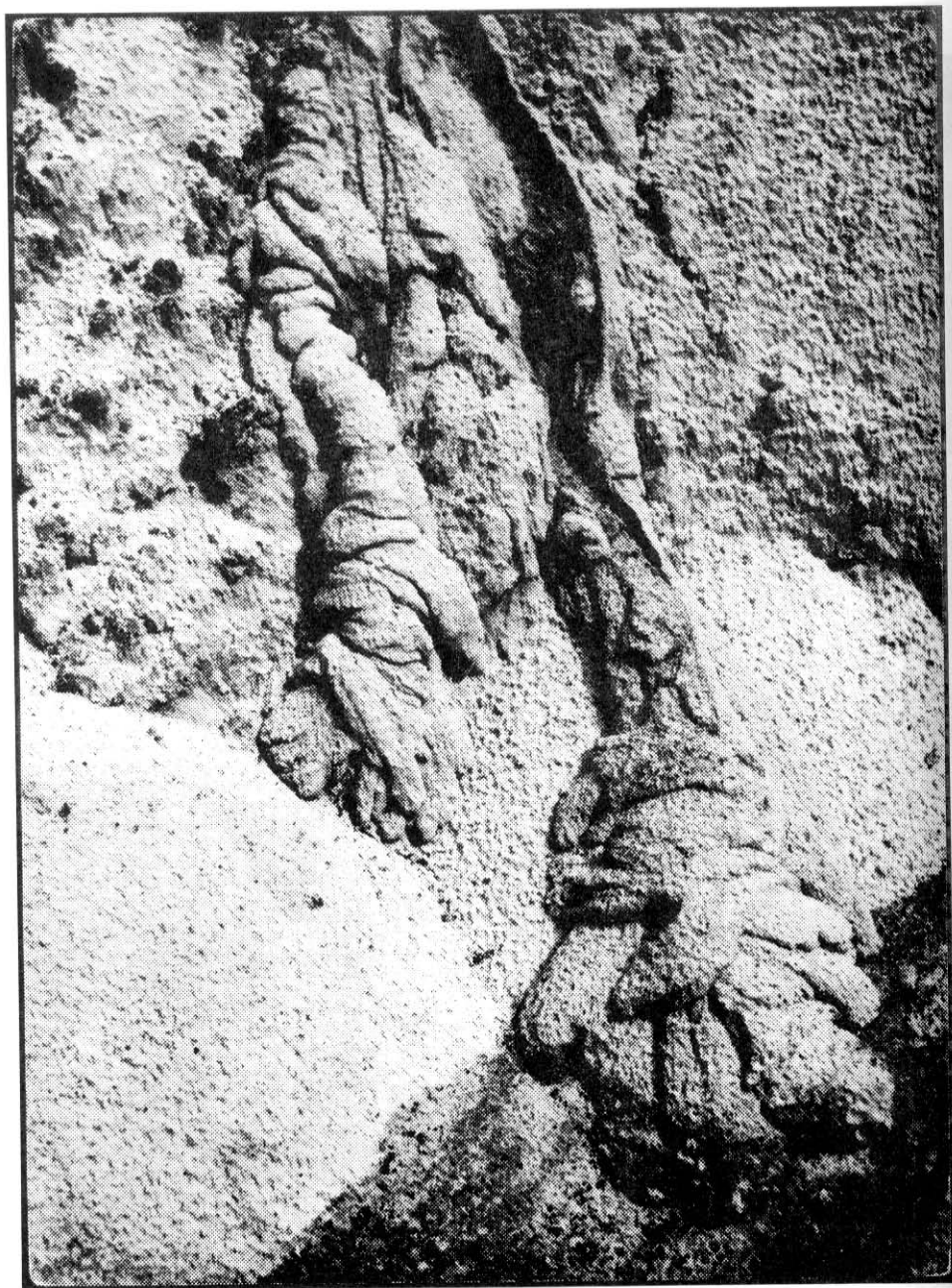
Fot.27. Fragment skarpy kopalni odkrywkowej. W wyniku zmywania i spłukiwania odsłonięta została budowa wewnętrzna ławic tworzących serię burowęglową miocenu. Widoczne są dwa rodzaje ławic: a) zbudowanych z bezstrukturalnych brunatnych mułków z okruchami węgla brunatnego z charakterystyczną siecią żłobin zgodnych z nachyleniem skarpy, b) zbudowanych z drobnolaminowanych osadów piaszczysto-pylastych z drobnym reliefem równoległym do warstwowania



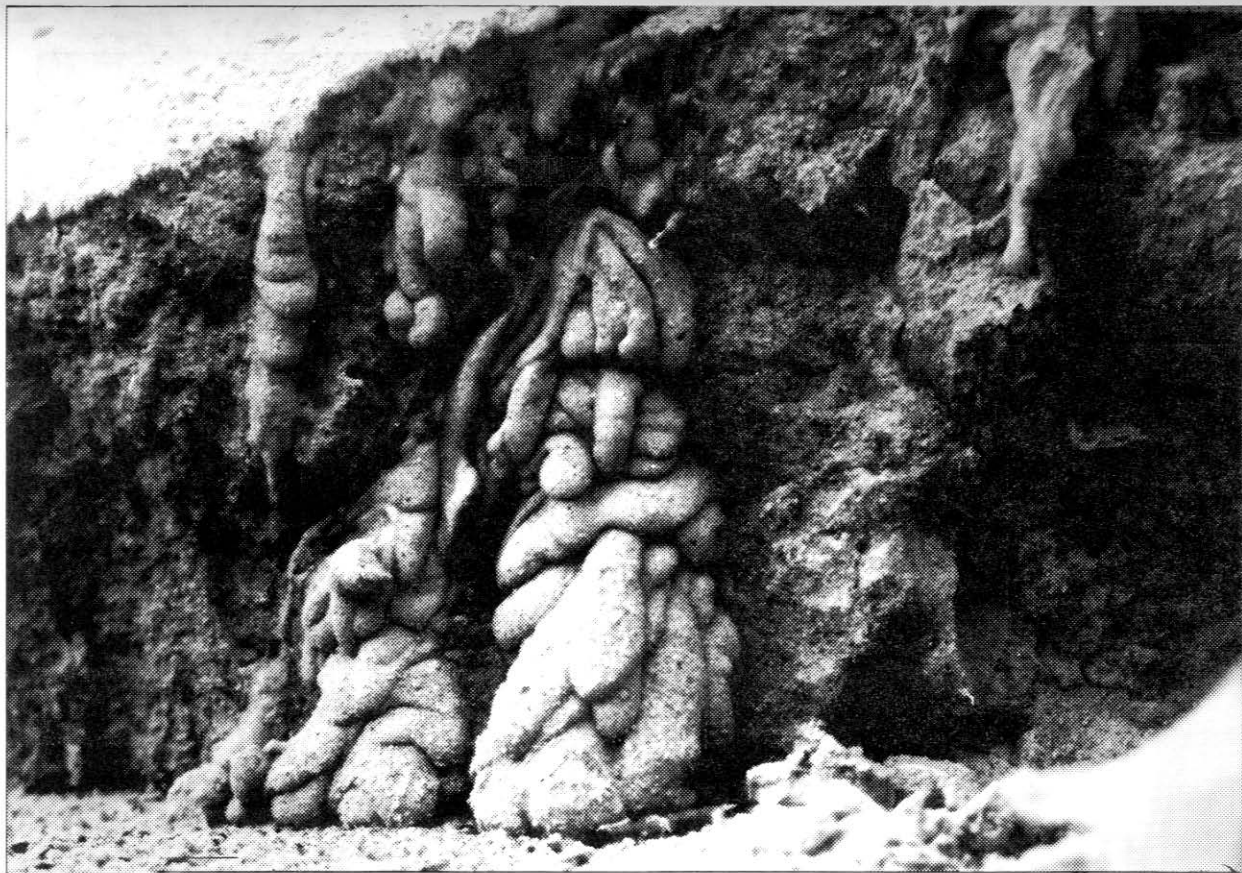
Fot. 28. W wyniku procesów zmywania na wyrównanych powierzchniach stożków proluwialnych, pozostają bardziej skonsolidowane bryły i grudy skał spoistych.



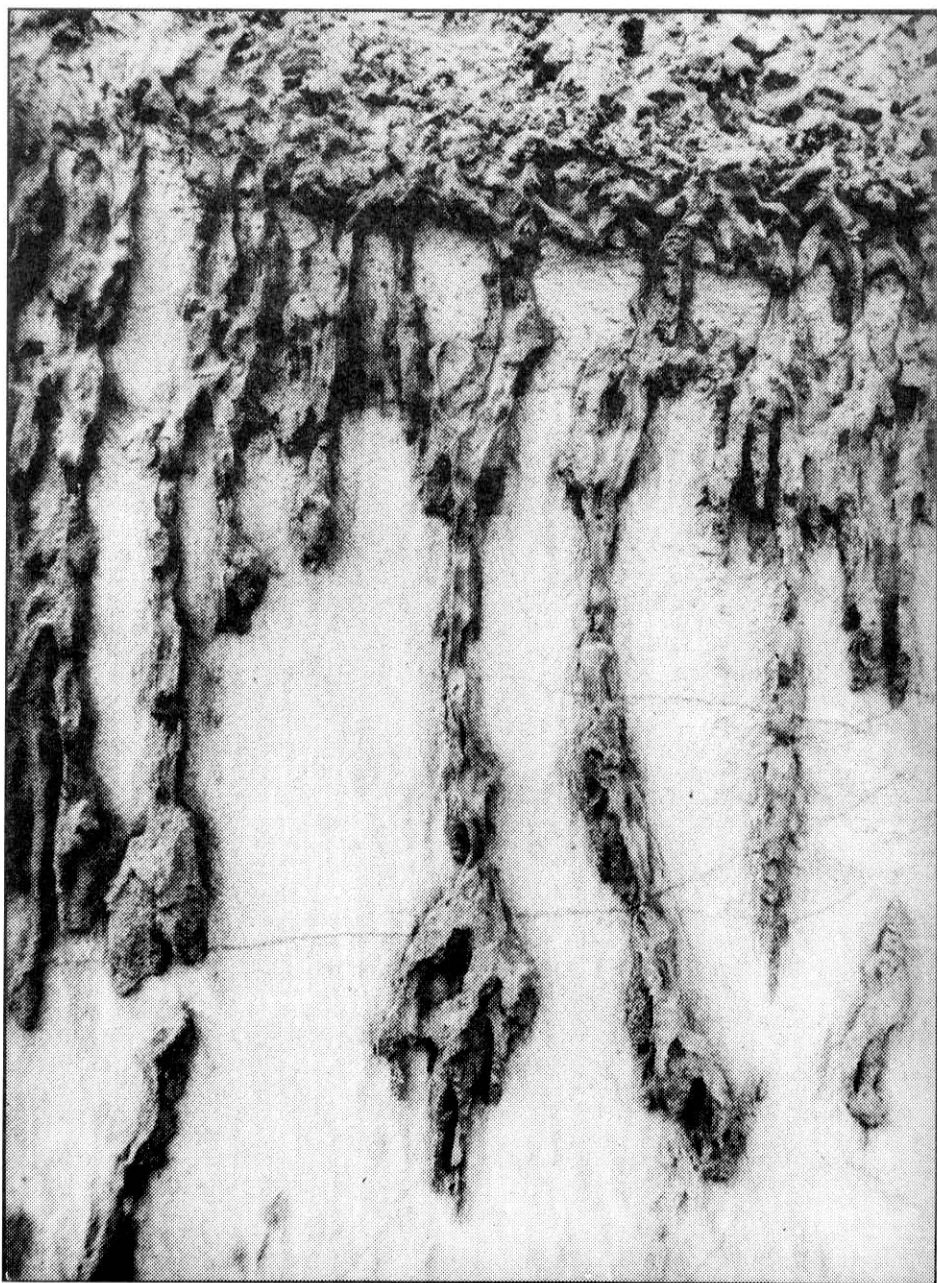
Fot.29. Na wyrównanych powierzchniach zwałowisk tworzą się charakterystyczne wydłużone tekstury zmywania.



Fot. 30. Nakładające się na siebie strumienie błotne „łapy gada”.



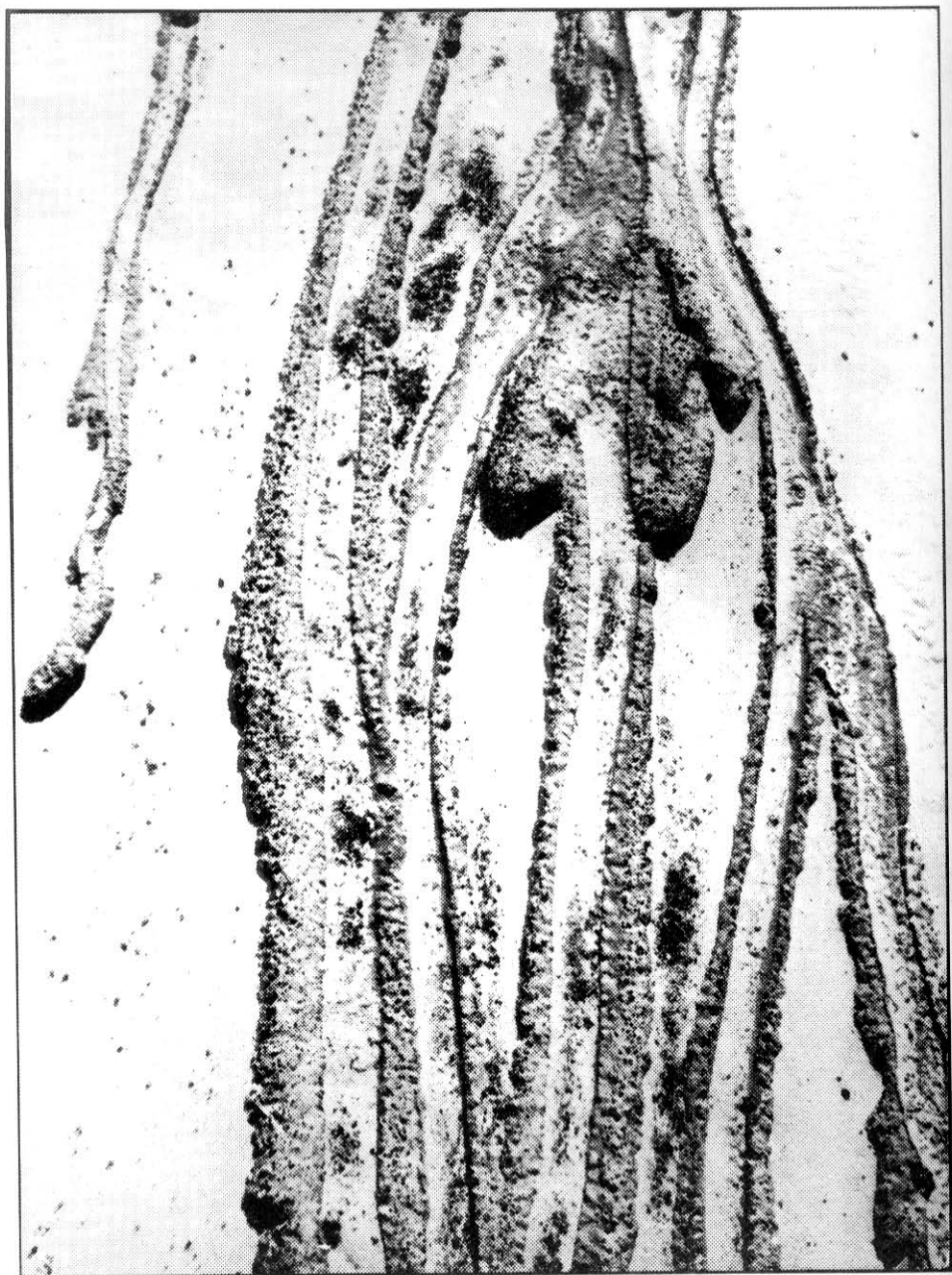
Fot.31. Strumienie błotne na stromym zboczu zwałowiska „łapy gada”.



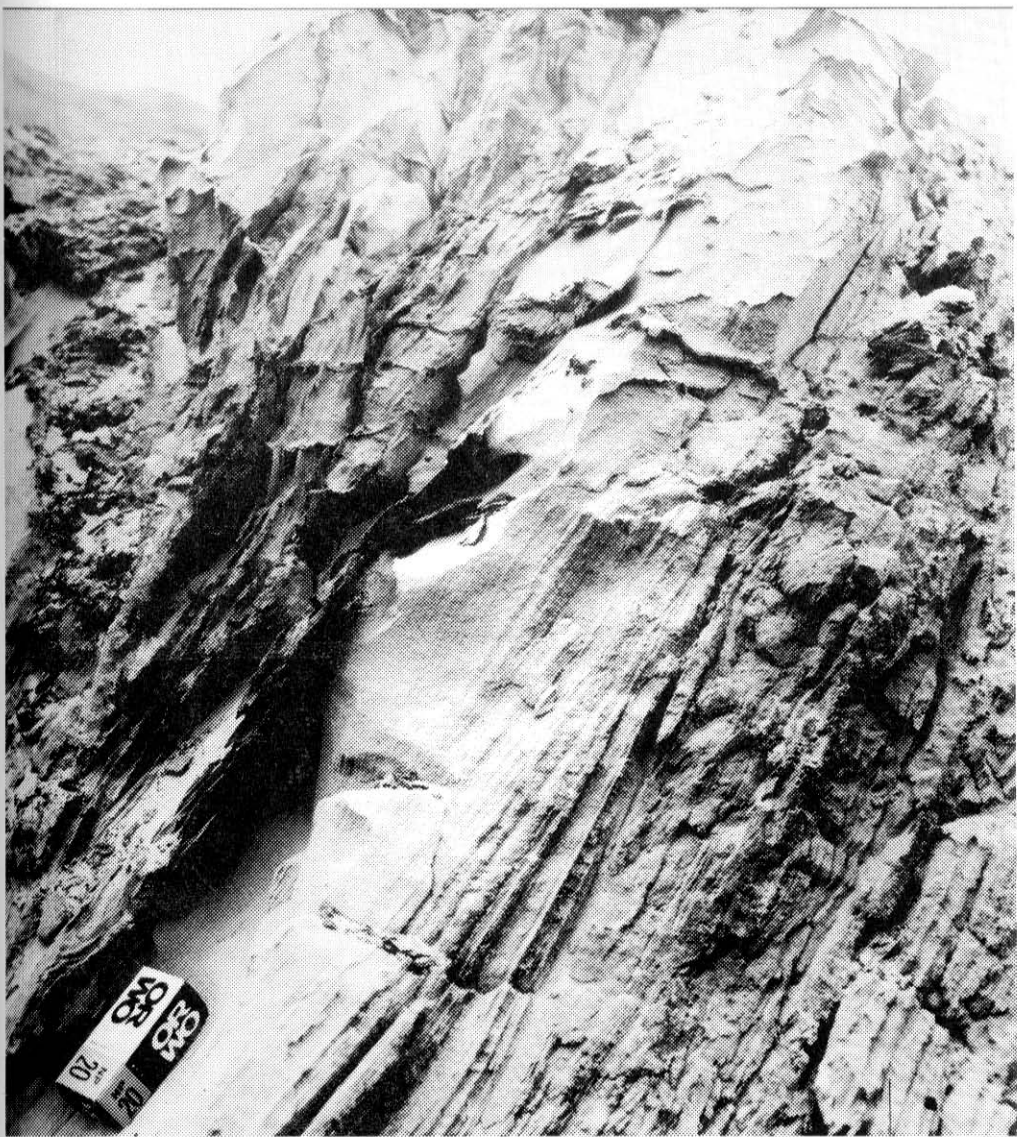
Fot. 32. Strumienie ziemne - „girlandy”, na stromej skarpie wyrobiska górniczego.



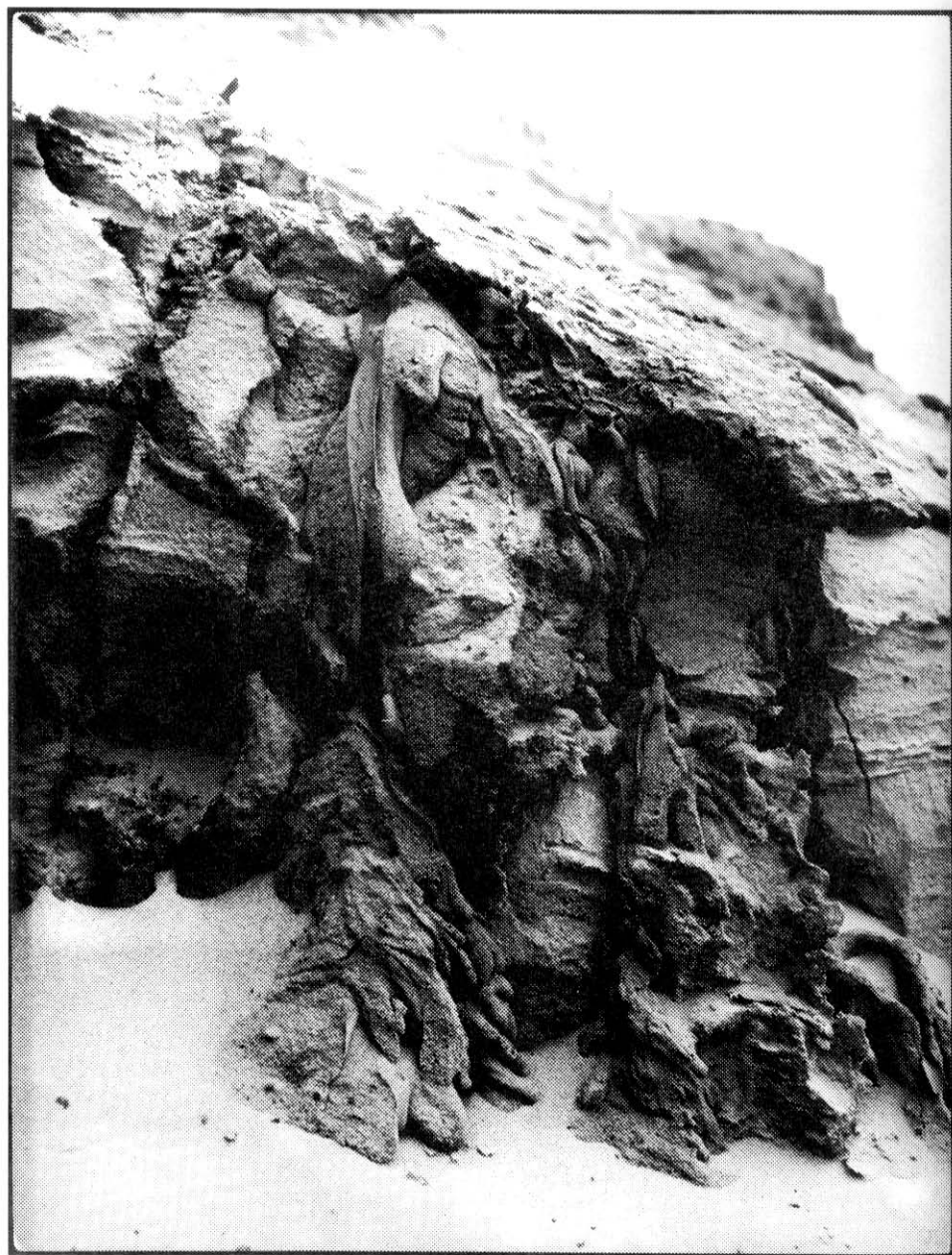
*Fot. 33. Strumienie ziemne - „girlandy”, na stromej skarpie wyrobiska
górniczego.*



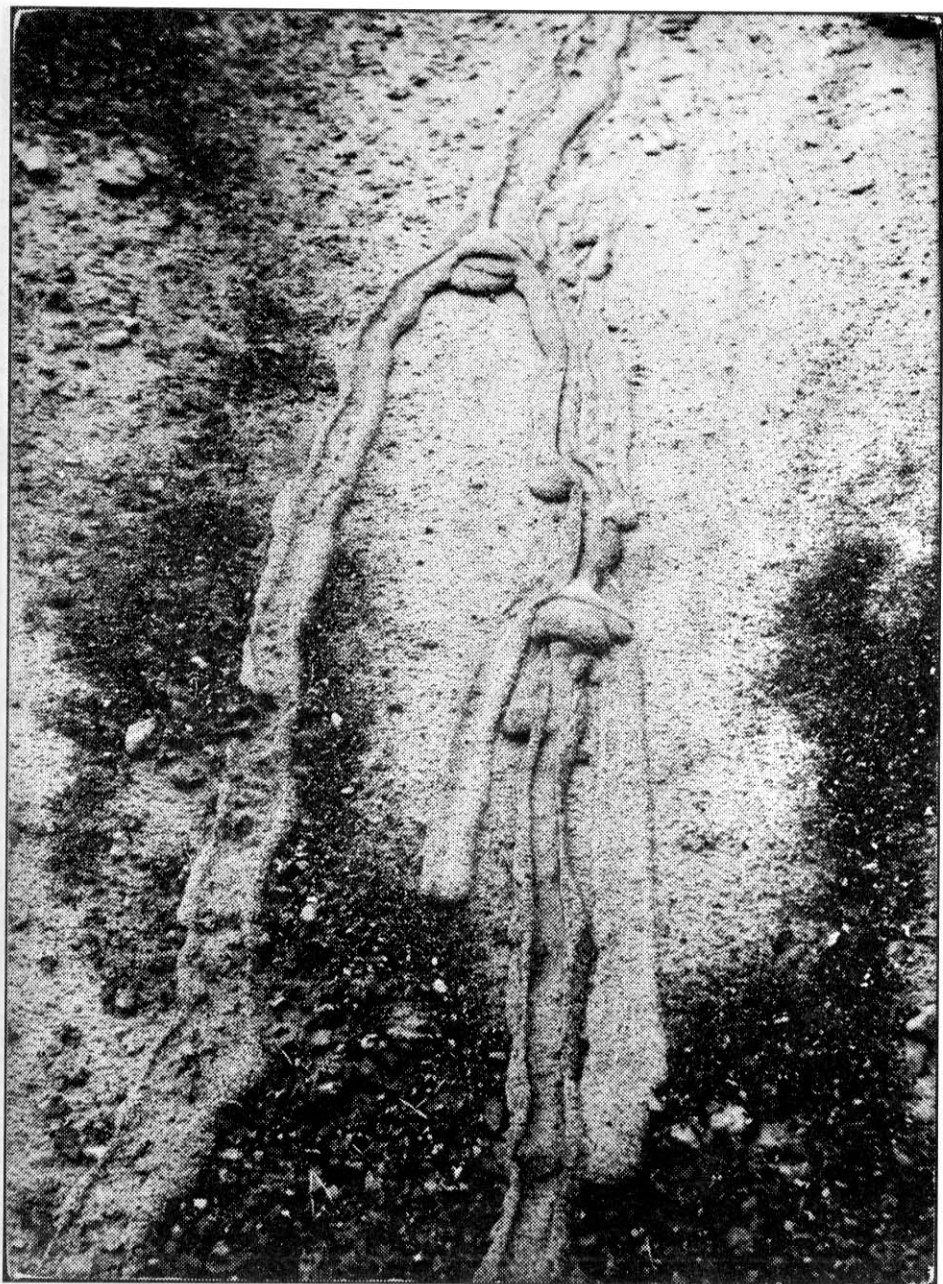
Fot. 34. Strumienie ziemne - „girlandy”, na stromej skarpie wyrobiska górniczego.



Fot.35. Języki błotne, powstałe u podnóża stromego stoku.



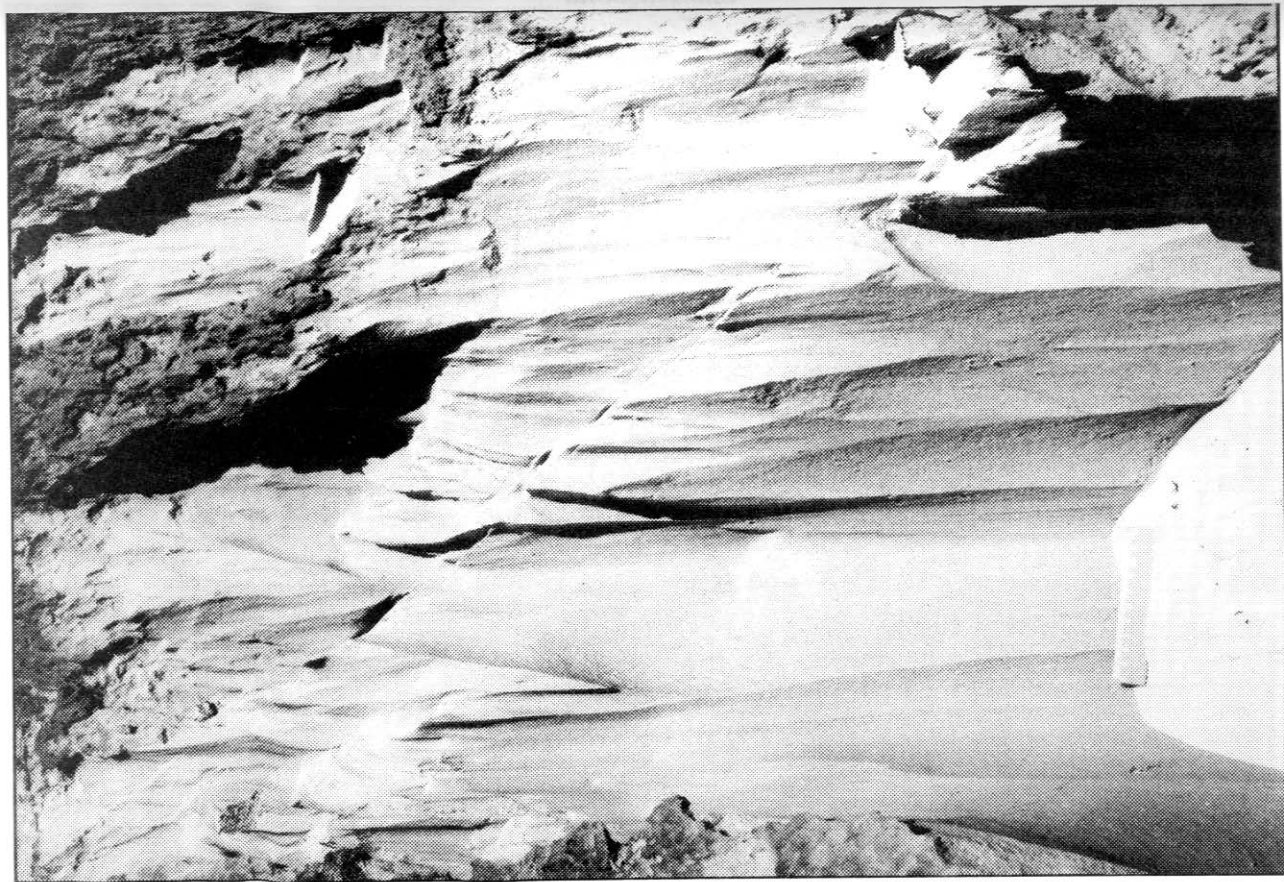
Fot. 36. Strumienie błotne na skarpie zawietrznej zasypywane piaskami lotnymi.



Fot. 37. Strumienie błotne z rynienkowymi zagłębieniami i guzłowymi nabrzmieniami.



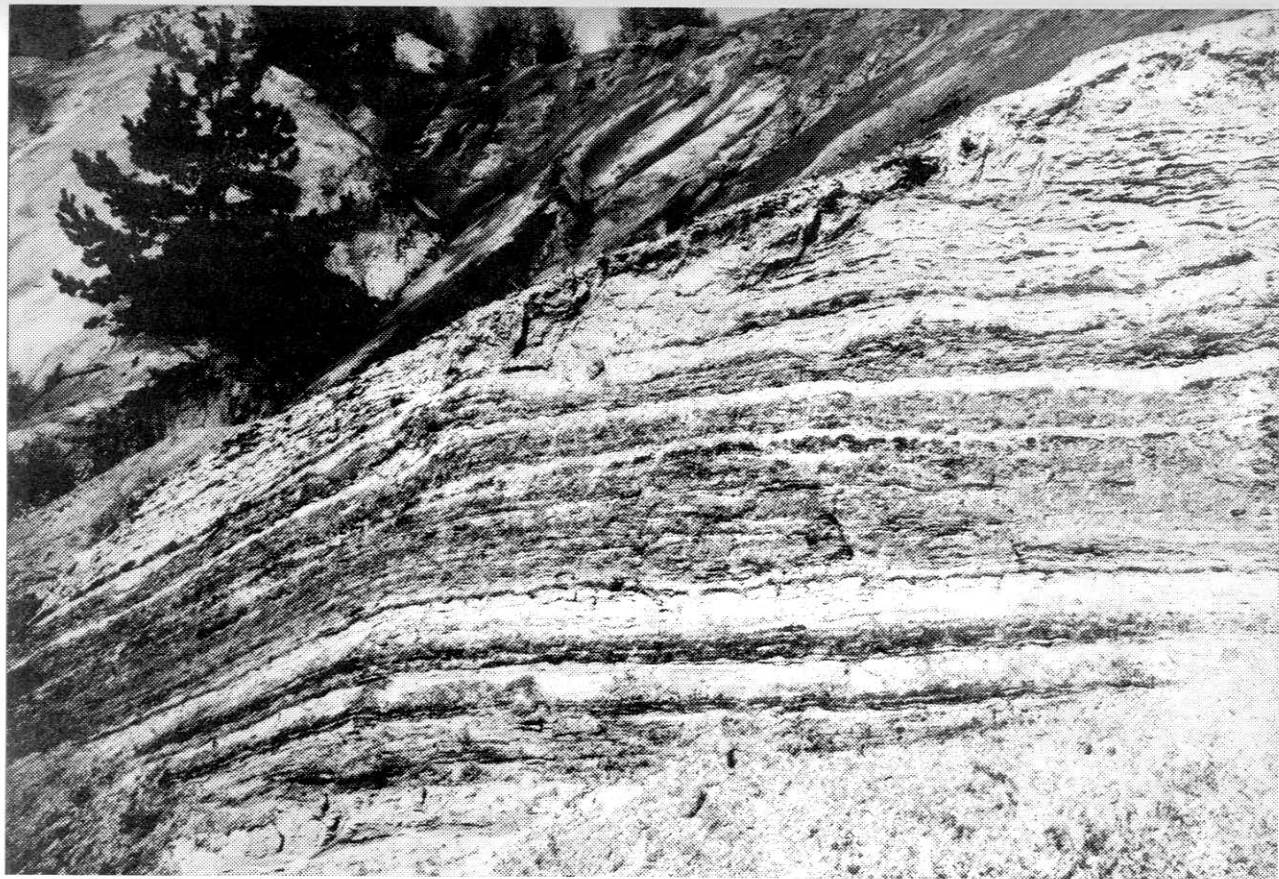
Fot.38. W wyniku deflacji wypreparowana jest tekstura serii burowęglowej miocenu i tworzą się szczeliny deflacyjne.



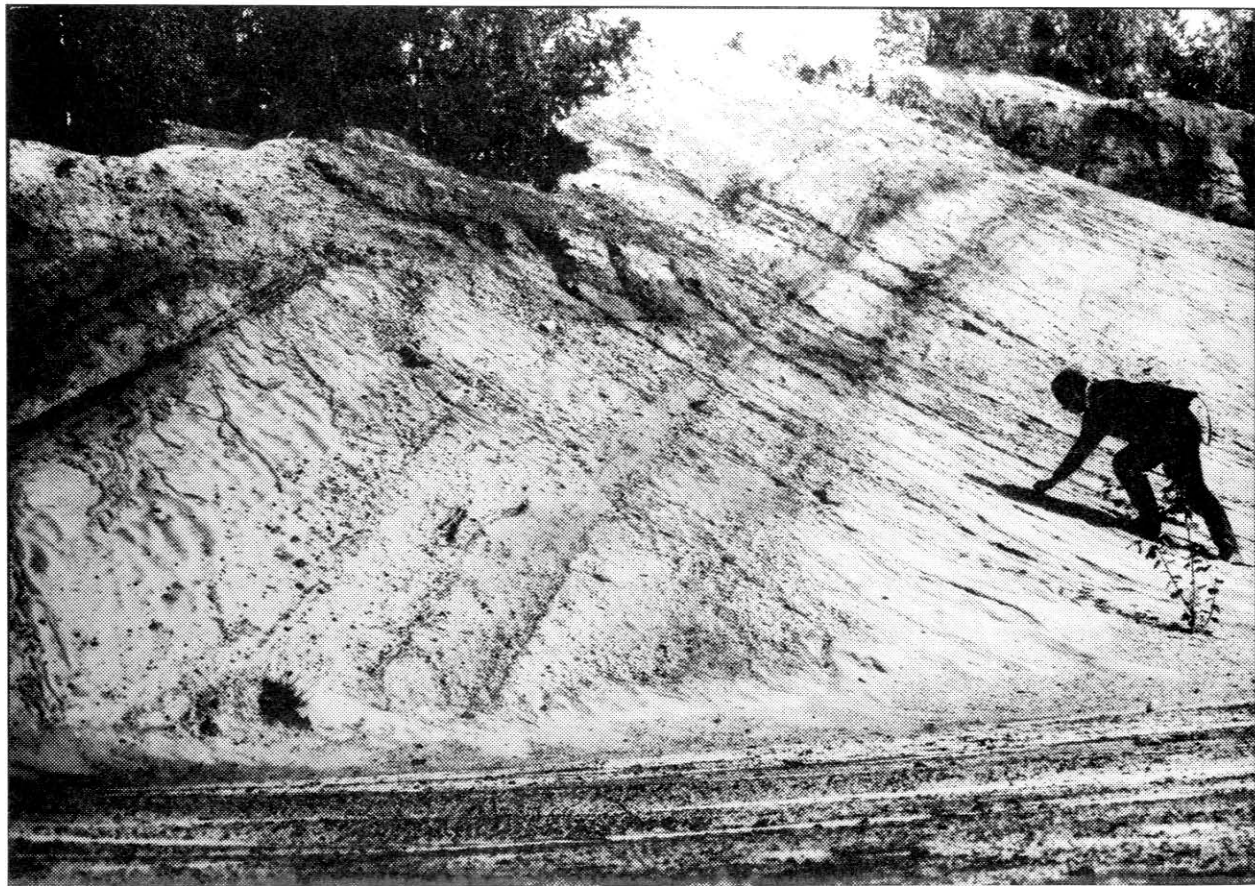
Fot.39. W procesie deflacji wypreparowany został uskok w piaszczystych osadach miocenu.



Fot.40. Skarpa wyrobiska górniczego. W wyniku deflacji odsłonięta została „zeberkowa” tekstura w ławicy drobnoziarnistego piasku miocénskiego.



Fot. 41. W wyniku deflacji na skarpie wyrobiska górniczego odsłonięta została tekstura w ławicy piasków mioceńskich.



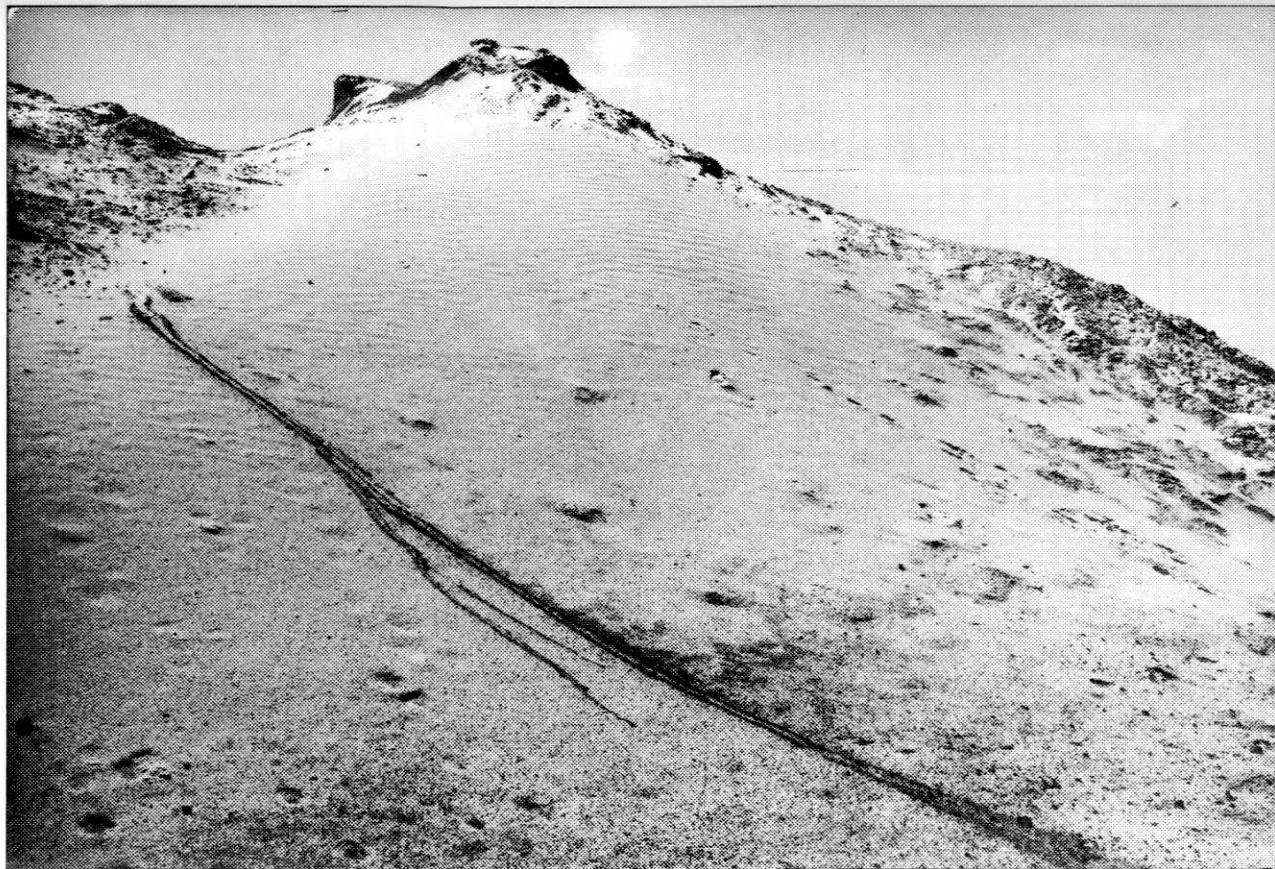
Fot.42. Smugowania i laminacja piasków drobnoziarnistych miocenu, wyeksponowane procesami deflacyjnymi.



Fot.43. W strefie brzeżnej okresowego jeziora burowęglowego tworzy się bruk deflacyjny i pole piasków eolicznych.



Fot.44. Słabo widoczne zmarszczki eoliczne na polu wydowym.



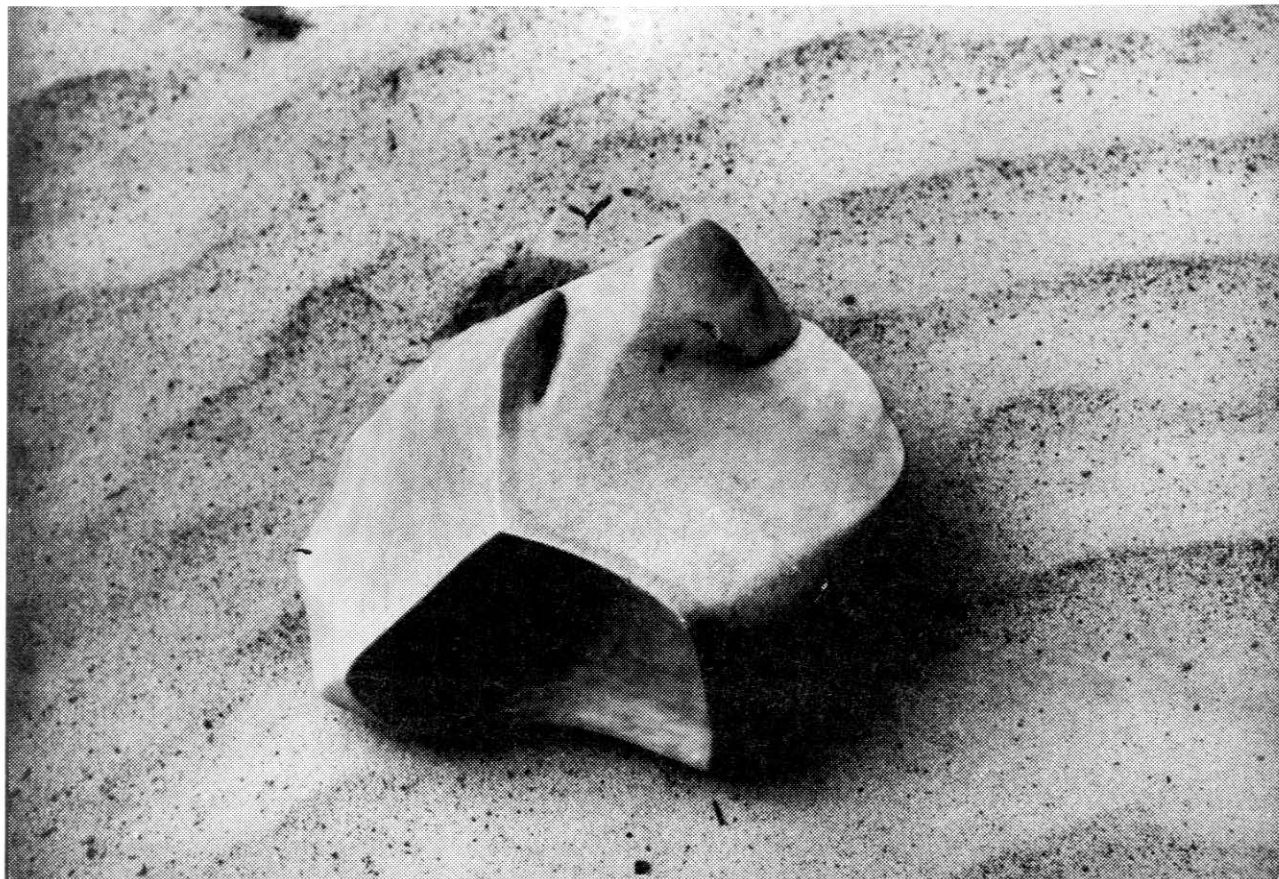
Fot.45. Dowietrzny skłón haldy pokryty piaskami lotnymi z charakterystycznymi zmarszczkami eolicznymi.



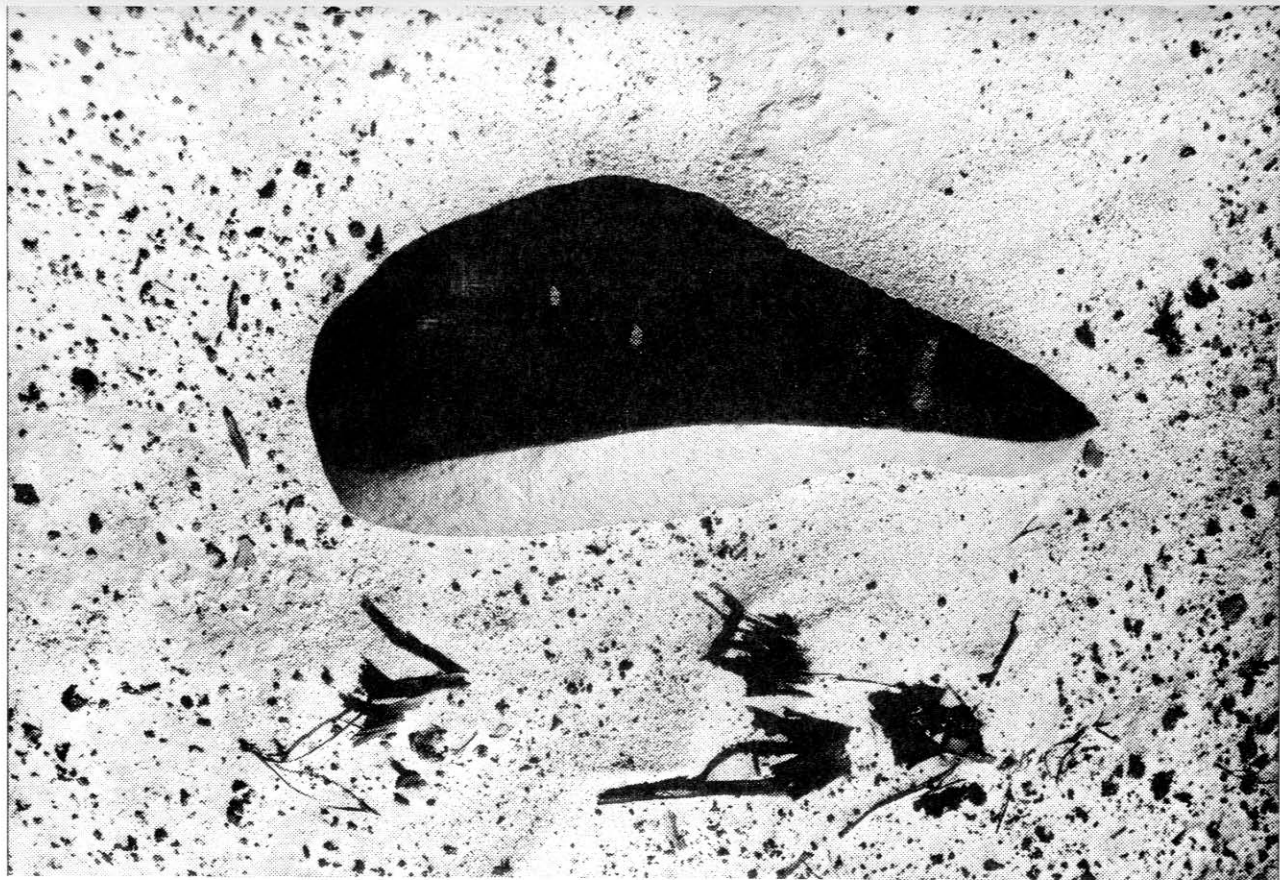
Fot.46. Ripplemarki eoliczne.



Fot.47. Odpreparowane procesami eolicznymi lignity w pokładzie węgla brunatnego.



Fot.48. Wypreparowany ze starszego podłoża plejstoceni eoglyptolit kwarcytowy.



*Fot. 49. Powierzchnia deflacyjna z licznymi okruchami węgla brunatnego.
Wypreparowany cologliptolit piaskowca czerwonego ze starszego
podłoża plejstocenińskiego.*



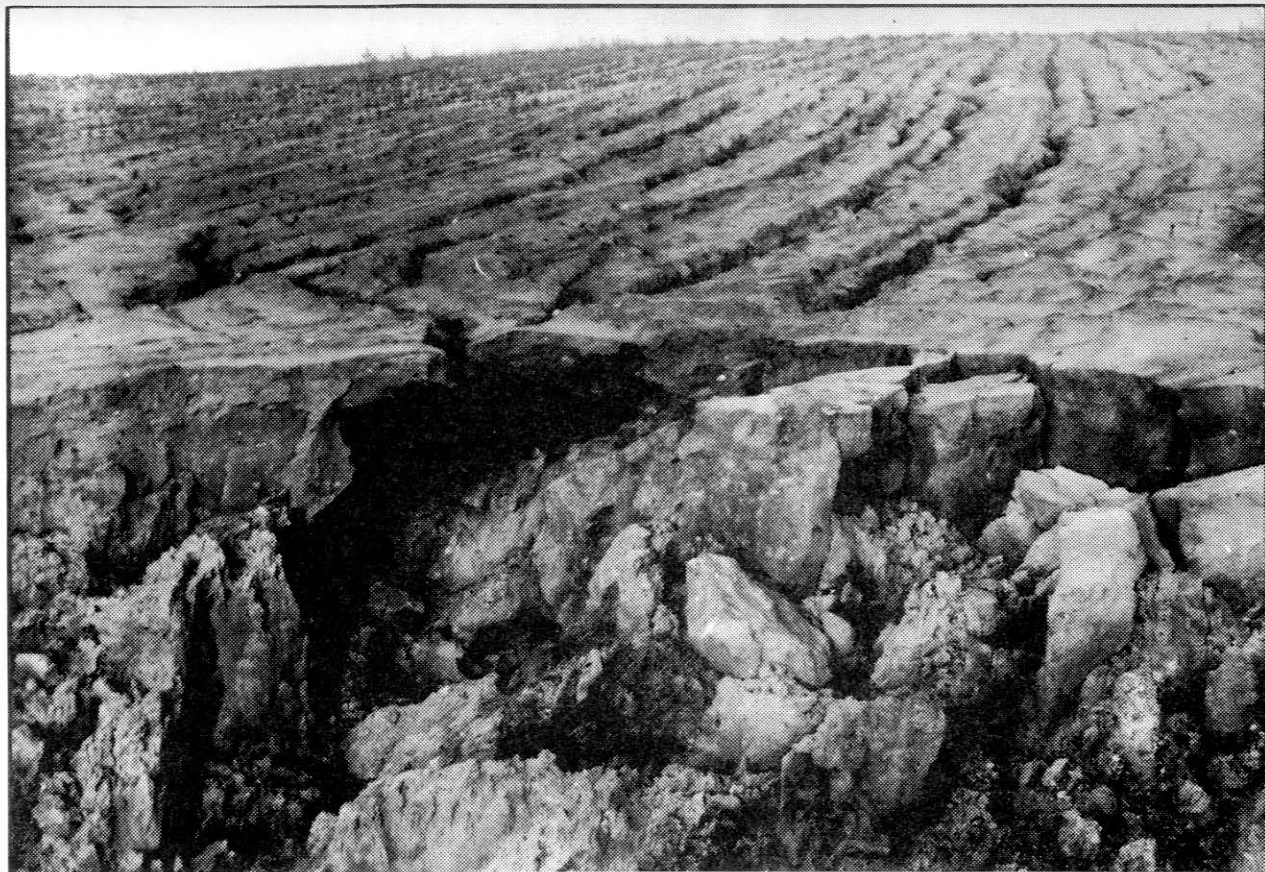
Fot.50. Wydma piaszczysta z charakterystycznymi żłobkami podłużnymi.



Fot.51. Czy zwycięży człowiek? Erozja i procesy eoliczne zamieniają tereny zrekultywowane w pustynię.



Fot.52. Rekultywacja terenów po byłej kopalni „Przyjaźń Narodów”.



Fot.53. Erozja rozwija się wzdłuż brzd nasadzeniowych.



Fot.54. Krajobraz w drugim roku po rekultywacji.

