ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 135

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA - 15

4. MIĘDZYNARODOWA KONFERENCJA "OCHRONA I REKULTYWACJA TERENÓW DORZECZA ODRY: REKULTYWACJA TERENÓW ZDEGRADOWANYCH"

ZIELONA GÓRA – 28-29.06.2007

4. Międzynarodowa Konferencja
"Ochrona i Rekultywacja Terenów Dorzecza Odry:
Rekultywacja terenów zdegradowanych"
Zielona Góra – 28-29.06.2007

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO
dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nzw.
dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nzw.

ISBN 978-83-7481-082-1

RADA WYDAWNICZA:
Krzysztof Urbanowski (*przewodniczący*), Marian Adamski,
Adam Bydałek, prof. nzw., Rafał Ciesielski, Dariusz Dolański,
Magdalena Graczyk, Marian Nowak, Paweł Sczaniecki,
Romuald Świtka, Zdzisław Wołk, Irena Bulczyńska (*sekretarz*)

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nzw.

Publikacja współfinansowana przez
Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Zielonej Górze

Copyright © by Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2007
Copyright © by 4 MK „OiRTDO", Zielona Góra 2007

ORGANIZATORZY KONFERENCJI (CONFERENCE ORGANIZERS)

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
(UNIVERSITY IN ZIELONA GÓRA)
WYDZIAŁ INŻYNIERII LĄDOWEJ I ŚRODOWISKA
(FACULTY OF CIVIL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING)
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA
(INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING)

WSPÓŁORGANIZATORZY (COORGANIZERS)

URZĄD MIASTA ZIELONA GÓRA

WOJEWÓDZKI FUNDUSZ
OCHRONY ŚRODOWISKA
I GOSPODARKI WODNEJ
W ZIELONEJ GÓRZE

REGIONALNA DYREKCJA
LASÓW PAŃSTWOWYCH
W ZIELONEJ GÓRZE

LUBUSKI ZARZĄD MELIORACJI
I URZĄDZEŃ WODNYCH

C.K. ZIEMIANIN

CETCO POLAND Sp. z o.o.

POLSKIE TOWARZYSTWO
GLEBOZNAWCZE ODDZIAŁ
W ZIELONEJ GÓRZE

POLSKIE TOWARZYSTWO
PRZYJACIÓŁ NAUK O ZIEMI

PATRONAT HONOROWY (HONOUR PATRONAGE)

Prof. dr hab. Jan Szyszko
Minister Środowiska (Minister of Environment)

CZŁONKOWIE KOMITETU HONOROWEGO
(HONOUR COMMITTEE MEMBERS)

Dr inż. Wojciech Perczak
Wojewoda Lubuski (Voivod of the lubuskie province)

Mgr inż. Janusz Kubicki
Prezydent Miasta Zielona Góra (President of the Zielona Góra City)

KOMITET NAUKOWY (SCIENTIFIC COMMITTEE)

Przewodniczący (Chairman):
Prof. dr hab. inż. Henryk Greinert

Członkowie (Members):
Prof. dr hab. inż. Stanisław Baran
Prof. dr hab. Andrzej Drągowski
Prof. dr hab. Adam Koćmit
Prof. dr hab. inż. Wojciech Krzaklewski
Prof. dr hab. Leszek Szerszeń
Dr hab. inż. Michał Drab, prof. nzw.
Dr hab. inż. Mirosława Maria Gilewska, prof. nzw.
Dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nzw.
Dr hab. inż. Andrzej Jędrczak, prof. nzw.
Dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nzw.

KOMITET ORGANIZACYJNY (ORGANIZING COMMITTEE)

Przewodniczący (Chairman):
Dr hab. Marlena Piontek, prof. nzw.

Sekretarz Konferencji (Conference Secretary):
Mgr inż. Anna Asani

Członkowie Komitetu (Committee Members):
Dr hab. inż. Tadeusz Chrzan, prof. nzw.
Dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nzw.
Dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nzw.
Dr inż. Magda Hudak
Dr inż. Marek Maciantowicz
Mgr inż. Leszek Banach
Mgr inż. Katarzyna Bednar
Mgr inż. Barbara Walczak
Mgr inż. Piotr Warcholak

SPIS TREŚCI

WPROWADZENIE 9

ANNA ASANI – Miejsce i znaczenie terenów zieleni miejskiej 11

BERNARD GAŁKA, DANIEL OCHMAN – Poziom zasolenia gleb na tle występowania frontu wód słonych infiltrujących ze składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most” 22

MIROSŁAWA GILEWSKA, KRZYSZTOF OTREMBA – Jakość biomasy uzyskanej na glebie rozwijającej się z gruntów pogórniczych 29

MIROSŁAWA GILEWSKA, ANNA PŁÓCINICZAK – Aktywność fosfatazy zasadowej w glebach rozwijających się z gruntów pogórniczych 37

ANDRZEJ GREINERT, HENRYK GREINERT – Ocena możliwości gospodarczego wykorzystania odpadów organicznych i roślin uprawianych na zanieczyszczonych glebach Środkowego Nadodrza 46

ANDRZEJ GREINERT, HENRYK GREINERT – Wpływ wylewu słonych wód poprodukcyjnych na gleby leśne w okolicach Głogowa 55

ANDRZEJ GREINERT, HENRYK GREINERT – Rekultywacja gleb leśnych zdegradowanych przez wypływ solanki w okolicach Głogowa 73

MICHAŁ DRAB, HENRYK GREINERT – Forest-reclamation of the postmining dumps. I. Changes in the properties of Miocene sediments material 86

MICHAŁ DRAB, HENRYK GREINERT – Forest-reclamation of the post-mining dumps. II. nitrogen fertilization as a key for successful Miocene strip-mine dumps reclamation 98

MAGDA HUDAK – Zmienność litologiczna gruntów w wybranym profilu badawczym zlokalizowanych w obrębie zbiorników pokopalnianych w rejonie Łęknicy 106

MAGDA HUDAK – Zmiana wydajności studni głębinowych na przykładzie Centralnego Ujęcia Wody dla Zielonej Góry 115

BARBARA JACHIMKO – Ocena zakwaszenia wód zbiorników „Pojezierza Antropogenicznego” 122

URSZULA KOŁODZIEJCZYK – Rola małej retencji w ochronie przeciwpowodziowej lubuskiego odcinka Odry 133

GRZEGORZ KUSZA – Wybrane pierwiastki śladowe w glebach rezerwatu leśnego "Bazany" 142

BEATA ŁUCZAK-WILAMOWSKA, MAGDALENA GĄSKA – Ocena możliwości zagospodarowania wyrobisk po eksploatacji iłów serii poznańskiej na przykładzie złoża „Tadeuszów Rudzianko" k. Mińska Mazowieckiego 149

MARLENA PIONTEK, KATARZYNA BEDNAR – *Aspergillus niger* van Tieghem as toxic and allergenic mould in dwelling buildings after floods 156

PIOTR STACHOWSKI, CZESŁAW SZAFRAŃSKI, PAWEŁ KOZACZYK – Uwilgotnienie gruntów pogórniczych w suchych i ciepłych latach hydrologicznych 166

WPROWADZENIE

Czwarta Międzynarodowa Konferencja z cyklu „Ochrona i Rekultywacja Terenów Dorzecza Odry" odbywa się 3 lata po poprzedniej, która miała miejsce na Uniwersytecie Zielonogórskim w dniach 24-25 czerwca 2004 roku. Problematyka naszych spotkań naukowych nie zdezaktualizowała się, wręcz przeciwnie, nabiera coraz większego znaczenia. Potwierdza to również niniejszy tom publikacji.

W praktyce, w dorzeczu Odry realizowano zadania Programu Odra 2006, takie jak: modernizacja wałów przeciwpowodziowych, czy budowa różnych urządzeń hydrotechnicznych. Prowadzono prace związane z żeglugą rzeczną. Stosunkowo najbardziej zaawansowana jest budowa oczyszczalni ścieków i składowisk odpadów, w mniejszym stopniu natomiast jest rozwiązana sprawa utylizacji osadów ściekowych oraz selektywnej zbiórki odpadów. Do najbardziej zaniedbanych należy zaliczyć melioracje rolne. Przez szereg lat nie tylko nie było środków na konserwację i naprawę urządzeń melioracyjnych, ale brakowało też zrozumienia u wielu decydentów co do potrzeby regulacji stosunków wodno-powietrznych w glebach. Mamy nadzieję, że coraz bardziej dramatyczne apele rolników doczekają się zrozumienia, zwłaszcza po dwóch klęskowych latach suszy w 2005 i 2006 roku. Z kolei lokalne powodzie i podtopienia, wywołane ulewnymi deszczami w drugiej połowie maja 2007 roku wykazały brak przygotowania na takie, przecież nie tak bardzo rzadkie zjawiska. W wielu miejscach brak obiektów małej retencji, zabezpieczeń przeciwerozyjnych oraz sprawnych urządzeń melioracyjnych. Problemów do rozwiązania jest więc dużo, a przyroda na bieżąco ukazuje nam kolejne.

Dzięki możliwości uzyskania znacznie większych niż dotychczas środków z Unii Europejskiej, istnieje szansa na przyśpieszenie realizacji wielu inwestycji niezbędnych dla ochrony środowiska. Zadanie nie jest łatwe, ponieważ inwestycje finansowane z tych środków muszą odpowiadać nie tylko wysokim standardom technicznym i technologicznym, ale być zgodne europejskimi zasadami ochrony środowiska naturalnego. W przeciwnym przypadku można natrafić na problemy podobne do tych, jakie na Podlasiu sprawiła budowa drogi ekspresowej przez dolinę Rozpudy. Dodatkowym utrudnieniem w realizacji inżynieryjnych obiektów ochrony środowiska może być niedostatek dostatecznej ilości wykwalifikowanych pracowników oraz brak niektórych specjalistów, jak na przykład meliorantów, których kształcenie w ostatnich latach drastycznie ograniczyliśmy.

Wykaz problemów do rozwiązania na tak znacznym obszarze, jak zlewnia Odry, jest bardzo długi. Liczymy na to, że podobnie jak w czasie poprzednich spotkań, w wyniku dyskusji uda nam się ująć te najbardziej istotne oraz ukazać sposób skutecznego się nimi zajęcia.

Życzę owocnych obrad i miłego pobytu na Środkowym Nadodrzu.

W imieniu Komitetu Naukowego i Organizacyjnego
Prof. dr hab. inż. Henryk Greinert

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

ANNA ASANI *

MIEJSCE I ZNACZENIE TERENÓW ZIELENI MIEJSKIEJ

Słowa kluczowe: tereny zieleni, zieleń miejska, rola zieleni w miastach

S t r e s z c z e n i e

W referacie podjęto próbę usystematyzowania pojęcia „tereny zieleni". Przedstawiono charakterystykę miejskich terenów zielonych, jak również zestawiono ogólne zasady ich komponowania.

„Tereny zieleni", to jedno z podstawowych pojęć stosowanych w dziedzinie architektury krajobrazu. Termin ten nie jest jednak jednoznaczny i całkowicie precyzyjny. Kwerenda literatury przedmiotu wskazuje na występowanie wielu definicji tego pojęcia. Tereny zieleni rozumiane są jako ogół terenów niezabudowanych i utożsamiane są z terenami otwartymi [Ptaszycka 1950; Czerwieniec i Lewińska 2000], bądź jako tereny pokryte roślinnością o dominującej funkcji wypoczynkowej [Szumański i in. 1994; Siewniak i Mitkowska 1998]. Rozbieżności te wynikają przede wszystkim z odmiennych systemów klasyfikacji – terminu zieleni używa się dla określenia sposobu pokrycia terenu lub też dla sposobu jego użytkowania [Biegańska 1969].

Podobną sytuację, wskazującą niejednoznaczność w rozumieniu opisywanego pojęcia zaobserwować można w systemie prawa polskiego. Do dziś obowiązuje wiele aktów prawnych uchwalonych w ciągu ostatnich pięćdziesięciu lat. Odnajdujemy tu przepisy związane klasyfikacją, ochroną czy kształtowaniem „terenów zieleni". Rozbieżności wykładni prawnej tego terminu dotyczą różnych dziedzin działalności człowieka, m.in.: budownictwa, zagospodarowania przestrzennego, geodezji, ochrony środowiska.

Rozważania na temat przemian wykładni pojęcia „tereny zieleni" można rozpocząć od wydanej w 1955 r. instrukcji Ministra Rolnictwa w sprawie zakładania i prowadzenia ewidencji gruntów, zasad sporządzania wykazów gruntów oraz opłat za odrysy map, za odpisy i wyciągi z rejestrów i dokumentów stanowiących część operatu ewidencyjnego na obszarze gromad, osiedli i miast nie stanowiących powiatów. Według przepisów niniejszej instrukcji, tereny zieleni zaliczone zostały do terenów osiedlowych i podzielone na dwa rodzaje:

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

zieleń publiczną zamkniętą i otwartą. W grupie terenów osiedlowych, oprócz terenów zieleni znalazły się także tereny budowlane (zabudowane i niezabudowane) oraz tak zwane inne tereny osiedlowe, do których zaliczono cmentarze i obiekty zabytkowe. Ogrody działkowe zakwalifikowano tu do grupy użytków rolnych [Gierdych 2000]. Nawiązując do wspomnianej Instrukcji Ministra Gospodarki Komunalnej z roku 1956 oraz wcześniejszej, z roku 1955 odczytujemy, że tereny zieleni zaliczane są do terenów osiedlowych wraz z terenami zabudowanymi, niezabudowanymi i innymi terenami osiedlowymi. Zgodnie z tą instrukcją dzielimy tereny zieleni na zieleń publiczną otwartą i zamkniętą oraz systematyzujemy zieleń wchodzącą w jej skład. Zgodnie z przyjętym podziałem do zieleni publicznej zaliczamy: parki, zieleńce i skwery, natomiast ogrody botaniczne, zoologiczne i tereny dydaktyczne wchodzą w skład zieleni publicznej zamkniętej. Jako tereny zieleni określa się także tereny sportowe – place gier i zabaw oraz boiska sportowe i plaże urządzone. Do tzw. innych terenów zielonych należy zaliczyć cmentarze, obiekty użytkowe, takie jak ruiny, grodziska, kurhany, a także grzebowiska zwierząt. Ogrody działkowe zgodnie z tą instrukcją należy zaliczyć do grupy użytków rolnych.

Nowszym aktem prawnym, dotyczącym klasyfikacji użytków gruntowych jest Zarządzenia Ministra Rolnictwa i Gospodarki Komunalnej w sprawie ewidencji gruntów i budynków [1969]. Zmiany w nim zawarte dotyczą klasyfikacji użytków gruntowych, jak i przeznaczenia poszczególnych rodzajów użytkowania terenu. Tereny zieleni w dalszym ciągu zaliczane są do grupy terenów osiedlowych. W ich skład włączone zostały, zaliczane na mocy wcześniejszych aktów prawnych do tzw. innych terenów osiedlowych: cmentarze, obiekty zabytkowe i grzebowiska zwierząt. Na mocy tego zarządzenia jako tereny zieleni uznano:

- tereny zieleni o charakterze wypoczynkowym:
  - parki,
  - ośrodki wypoczynkowe,
  - ogrody dziecięce,
  - plaże urządzone,
  - zieleńce (do zieleńców zalicza się tu tereny towarzyszące placom i ulicom, węzłom komunikacyjny w których funkcji dominuje wypoczynek; np. występują ławki, alejki i nie są niezbędne dla komunikacji);
- tereny zieleni o innym charakterze:
  - ogrody botaniczne,
  - ogrody zoologiczne;
- tereny pod obiektami zabytkowymi:
  - ruiny,
  - grodziska,

  - kurhany;
- tereny sportu:
  - stadiony,
  - boiska sportowe,
  - skocznie narciarskie,
  - tory saneczkowe,
  - strzelnice sportowe;
- tereny zieleni ochronnej;
- cmentarze i grzebowiska zwierząt.

Zgodnie z zasadami planowania przestrzennego, posiłkując się innymi kryteriami, tereny zielone dzieli się na:

- formy o małej i średniej powierzchni (zieleńce – do 2 ha powierzchni):
  - zieleńce przydomowe,
  - zieleńce osiedlowe, międzyblokowe,
  - tereny zabaw dziecięcych,
  - skwery i rabaty reprezentacyjne (przed gmachami publicznymi, przy pomnikach itp.),
  - zieleń przydrożna:
    - pasy rozdzielające jezdnie,
    - pasy oddzielające jezdnię od traktu pieszego (ścieżki rowerowej),
    - nasadzenia izolowane (szczególnie drzewa);
- formy o dużej powierzchni (powyżej 2 ha powierzchni):
  - parki spacerowo-wypoczynkowe (zieleń międzyosiedlowa),
  - tereny sportowo-rekreacyjne,
  - cmentarze,
  - tereny uprawne,
  - ogródki działkowe,
  - ogrody szpitalne, klasztorne itp.,
  - ogrody dydaktyczne (ZOO, botaniczne, skanseny);
- lasy komunalne,
- zieleń krajobrazu otwartego (kilkanaście - kilkadziesiąt km^2).

W oparciu o krążenie materii w systemie (cykle biogeochemiczne) zostały wyróżnione krajobrazowe jednostki podstawowe [Klimko 1988] zwane geokompleksami:

- o pochodzeniu naturalnym:
  - poziome geokompleksy pasywne (materia i energia zgromadzona w systemie > materii dostarczonej i eksportowanej),
  - poziome geokompleksy aktywne (materia i energia zgromadzona w systemie = materii dostarczonej i eksportowanej),

  - pionowe geokompleksy aktywne (materia i energia zgromadzona w systemie < materii dostarczonej i eksportowanej);
- technologiczne:
  - geokompleksy pseudonaturalne (brak infrastruktury technicznej),
  - geokompleksy nieprzemysłowe (zdominowane przez insfrastrukturę nieprzemysłową),
  - geokompleksy przemysłowe (roślinność nie odgrywa większej roli);
- hydrokompleksy (wody powierzchniowe).

Prawo krajowe nie tylko klasyfikuje tereny miejskie, lecz także określa sposoby ich użytkowania i ochrony. Zgodnie z zapisami w planach zagospodarowania przestrzennego dotyczącymi przeznaczenia terenu oraz poprzez określenie stref ochronnych w zasadach zagospodarowania terenów miejskich, zieleń w miastach objęta jest kontrolą. Przepisy Unii Europejskiej wykazują w opisywanej dziedzinie schematyzm. W piątym „Programie Działań na Rzecz Ochrony Środowiska" zamieszczono punkt pt. „Poprawa warunków środowiska miejskiego", w którym zwraca się szczególną uwagę na wpływ urbanizacji na środowisko. Normy Światowej Organizacji Zdrowia (WHO), które w przypadku wielu miast nie są respektowane dowodzą, że minimalna powierzchnia terenów zielonych na jednego mieszkańca aglomeracji miejskiej powinna wynosić 50 m^2 / mieszkańca. Za zarządzanie i administrację zielenią miejską odpowiedzialne są władze lokalne i regionalne. Komisja Europejska utworzyła ramowe wskazówki dotyczące zrównoważonego rozwoju miast, których założeniami jest:

- wzrost efektywności polityki dotyczącej rozwoju miast,
- zwiększenie efektywności polityki środowiskowej w miastach,
- zwrócenie większej uwagi na zrównoważony rozwój miast.

Kraje Europy Zachodniej coraz chętniej wdrażają programy rewitalizacji tj. przekształcenia terenów przemysłowych w formy zieleni, charakteryzującą się dużą wartością przyrodniczą.

Charakterystyka miejskich terenów zielonych

W 1997 roku nowelizacja ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska (Dz.U.94.49.196, zm. z dnia 29 października 1997r. Dz.U. 97.133.885 i z dnia 24 lipca 1998r. Dz.U. z dnia 17 sierpnia 1998r.) wprowadziła pojęcie „zieleń miejska". Zgodnie z nią: „*przez zieleń miejską rozumie się zespoły roślinności znajdujące się na terenach przeznaczonych w planach zagospodarowania przestrzennego na cele wypoczynkowe, zdrowotne i estetyczne, w szczególności parki, zieleńce, zieleń na ulicach i placach, zieleń izolacyjną, pracownicze ogródki działkowe".*

Pomimo wprowadzenia powyższego zapisu definicja ta, na co wskazuje Böhm (1999) była nieprecyzyjna, gdyż w planach zagospodarowania przestrzennego nie ma sformułowania kategorii użytkowych poszczególnych terenów zieleni, a przeznaczenia zieleni miejskiej na cele zdrowotne zawarte w ustawie zostało zdefiniowane niejednoznacznie. Tereny miejskie bowiem w swoim założeniu pełnią funkcje rekreacyjne, ekologiczne i zdrowotne – wpływają lub eliminują uciążliwości życia w miastach, kształtują układy urbanistyczne wprowadzając ład przestrzeni miast oraz nadają specyficzny i indywidualny charakter miastu.

Ustawa ta została jednak w całości uchylona. Obecnie obowiązującym aktem prawnym, w którym odnajdujemy bardziej precyzyjną definicję terenów zieleni jest ustawa z 16 kwietnia 2004r. o ochronie przyrody (Dz.U. 04.95. 880), gdzie w art. 5 pkt. 21 czytamy: „*tereny zieleni – to tereny wraz z infrastrukturą techniczną i budynkami funkcjonalnie z nimi związanymi, pokryte roślinnością, znajdujące się w granicach wsi o zwartej zabudowie lub miast, pełniące funkcje estetyczne, rekreacyjne, zdrowotne lub osłonowe, a w szczególności parki, zieleńce, promenady, bulwary, ogrody botaniczne, zoologiczne, jordanowskie i zabytkowe oraz cmentarze, a także zieleń towarzyszącą ulicom, placom, zabytkowym fortyfikacjom, budynkom, składowiskom, lotniskom oraz obiektom kolejowymi przemysłowym”*.

W rozdziale czwartym w/w ustawy przedstawiony został opis zasad ochrony terenów zieleni i zadrzewień. Precyzuje on m.in. zadania i obowiązki rady gminy, na które ustawowo został nałożony obowiązek zakładania i utrzymywania w należytym stanie terenów zieleni i zadrzewień. Zgodnie z tą ustawą Minister właściwy do spraw środowiska w porozumieniu z ministrem właściwym do spraw rolnictwa ma obowiązek określić, w drodze rozporządzenia, warunki techniczno-przyrodnicze zakładania zadrzewień, sposoby ich ochrony oraz dobór gatunków i odmian drzew i krzewów dla poszczególnych rodzajów gleb, a także określi wskaźniki powierzchniowe tych zadrzewień, kierując się potrzebą zapewnienia ochrony krajobrazu, różnorodności biologicznej, tworzenia korytarzy ekologicznych oraz potrzebą zapewnienia racjonalnej gospodarki rolnej.

Planowanie miejskich terenów zielonych nie jest jednak czynnością łatwą, podlega ogólnie formułowanym zasadom kompozycji [Greinert 2000], ujmując takie aspekty jak:

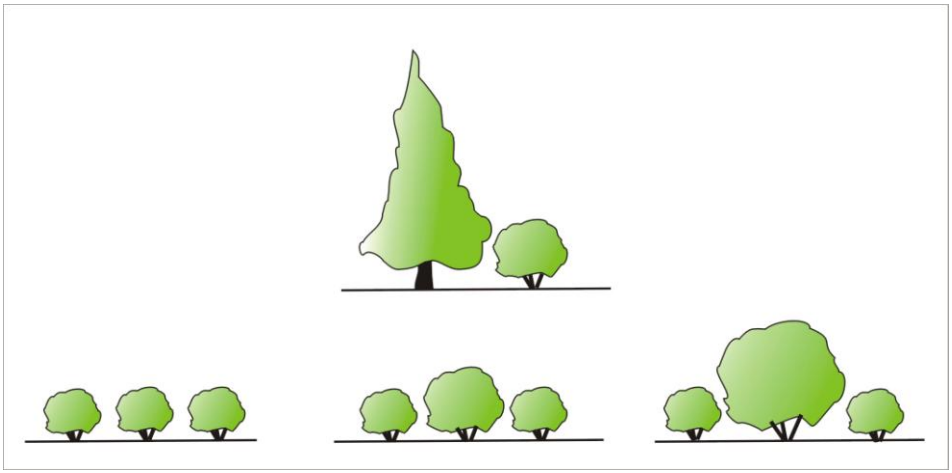
- jedność,
- zwartość kompozycji,
- równowaga,
- harmonia,
- dominacja,
- rytm,

– komunikacja.

Zasada kompozycji w miejskich terenach zieleni, formułowana m.in. przez Graversa (rys. 1) podlega zasadom:

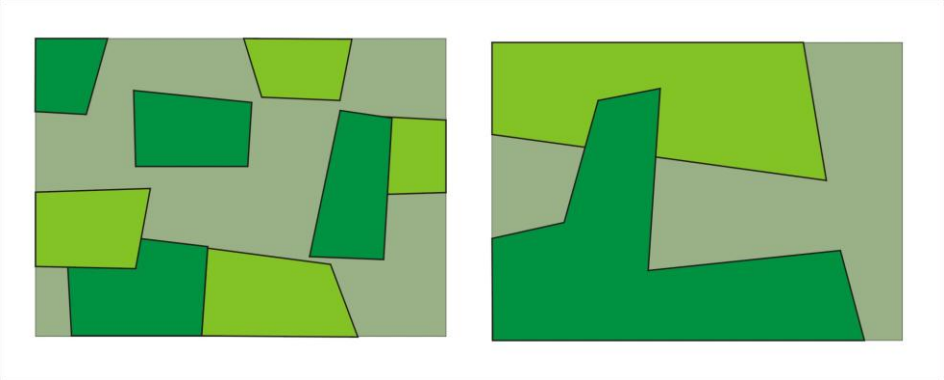
– powtórzenia (identyczne elementy),
– harmonii (elementy zbliżone),
– dysharmonii (elementy różne),

co dotyczy zarówno rozmieszczenia struktur ożywionych i nieożywionych.



Rys. 1. Ilustracja głównych zasad sformułowanych przez Gaversa, na przykładzie rozmieszczenia roślin o różnej wielkości i kształcie [Greinert 2000 za Root 1985]

To dobre zestawienie elementów pozwala opisać układ i ocenić trafność danego założenia. Właściwe rozmieszczenie roślin na danym terenie czyni miejsce atrakcyjnym. Realizacja koncepcji planistycznej, zgodnie z zasadami kompozycji (rys. 1, 2) pozwala wydobyć z pospolitego zieleńca dzieło sztuki ogrodowej. Prawidłowe a zarazem estetyczne planowanie terenów zielonych nie jest proste, należy uwzględnić tu nie tylko element estetyczny założenia, czasową perspektywę rozwoju zieleni, ale także i przede wszystkim elementy urbanistyczne terenu jak sieci napowietrzne, chodniki czy drogi. Ważnym czynnikiem, mającym bardzo duże znaczenie w planowanych przedsięwzięciach ogrodowych jest uwzględnienie roli światła.



Rys. 2. Układy kompozycyjne terenów zielonych, po prawej wizualnie lepszy układ z racji widocznej harmonii [Greinert 2000 za Root 1985]

Rola terenów zielonych w miastach

Zieleń jest coraz wyżej cenionym składnikiem terenów zurbanizowanych. Szukanie możliwości uzupełnienia zielenią terenów zabudowanych nie jest tylko modą, czy zabiegiem upiększającym naszego otoczenia. Znaczenie tego elementu strukturalnego współczesnego miasta jest widoczne w wielu płaszczyznach.

Do podstawowych, przyrodniczych zadań terenów zielonych należy produkcja tlenu i usuwanie dwutlenku węgla z otoczenia. Według licznych badań udowodniono, że jedno drzewo produkuje w ciągu doby tlen wystarczający dla kilku osób. Jedno duże drzewo jest w stanie przetworzyć tyle dwutlenku węgla, ile emitują dwa domy jednorodzinne. Zieleń miejska absorbuje zanieczyszczenia powietrza, neutralizuje zapachy i aromaty, co w szczególny sposób zauważalne jest porównując centra miast, pozbawione najczęściej zieleni z obszarami pozamiejskimi. Ponadto szerokie pasy zieleni izolacyjnej wokół zakładów przemysłowych i wzdłuż dróg przelotowych ograniczają rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń oraz poziom hałasu w mieście. Na podstawie raportu przeprowadzanych przez Europejską Agencje Ochrony Środowiska „Towards an urban agenda in European Union" stwierdza się, ze 50-80% europejskich miast (o ponad 500 000 mieszkańców) nie spełnia standardów Unii Europejskiej w zakresie jakości powietrza.

W każdym z ujęć zestawiane są cechy użytkowe terenów, odnoszące się do przyjętych klasyfikacji [Giedrych 2000].

Przeciętnie na terenie miast występuje około 1000 gatunków roślin i średnio około 150-200 gatunków ptaków, 30-50 gatunków ssaków, a także bogaty świat bezkręgowców [Wood 1999]. W planowaniu systemów zieleni miejskiej bardzo

ważne jest stworzenie takiej bazy pokarmowej, która uwzględnia rolę poszczególnych grup organizmów żywych. Jest to ściśle związane z jakością i ilością terenów zielonych w miastach. W niektórych miastach, jak np.: Hannover czy Bruksela zieleń miejska zajmuje ponad 20% powierzchni miasta, Rotterdam czy Madryt cechuje 5% udział tych terenów w miastach.

Aby zwiększyć ilość zieleni w miastach, a także podnieść ich atrakcyjność stosuje się współcześnie różne rozwiązania. Ciekawym jest prezentowane przez Polskie Towarzystwo Ochrony Przyrody „SALAMANDER" z Wrocławia, które sugeruje nietypowe podejście do opisywanej tematyki. Podstawą jest, w tym przypadku, rezygnacja z ingerencji w roślinność, poprzez nie koszenie trawników oraz wysiew dużej ilości gatunków naturalnych. Tak powstałe „łąki" są nie tylko ciekawym poletkiem doświadczalnym, ale także urozmaicają w sposób naturalny zieleń miejską. Kolejnym pomysłem na wzbogacenie miejskiej przyrody jest szersze wykorzystanie pnączy i żywopłotów, które nie tylko nadają indywidualny charakter miejscu, ale również stają się kryjówką dla drobnych zwierząt.

Inną metodą zwiększenia ilości zieleni w miastach jest stosowanie tzw. „żywych powierzchni". Są to „brukotrawniki" – kostki granitowe ułożone w szachownice tworzące puste przestrzenie, w których znajdzie się ziemia i piasek, betonowe kratki z trawą, trawniki z tłuczniem, itp. Coraz częściej i chętniej wykorzystuje się także kamień naturalny jako element zdobniczy. Zabiegi te są wyłącznie posunięciem estetycznym, gdyż ze względu przyrodniczego nie mają znaczenia. Ciekawym przykładem jest także wykorzystanie gatunków ruderalnych czyli pospolitych chwastów. Pozbycie się tych gatunków jest bardzo ciekawym i tanim w stosowaniu pomysłem. Niektóre z tych gatunków kwitną przez cały sezon wegetacyjny, nadając miejscu indywidualny wygląd i zapach (piołun, wrotycz).

Ciekawym pomysłem, propagowanym przez Mirskiego [1998] jest idea tworzenia mini rezerwatów w oparciu o różne ciekawe siedliska.

Analizując zagadnienie funkcji miejskich terenów zielonych, biorąc pod uwagę całe miasta, czy też pojedyncze osiedla, zauważymy szereg funkcji spełnianych przez tereny zielone. Greinert A. [2000] zestawił funkcje miejskich terenów zielonych w cztery zasadnicze grupy, zgodnie z realizacją przez nie różnorodnych potrzeb mieszkańców miast oraz funkcjonalnością ekosystemów miejskich:

- funkcje społeczno-socjalne:
  - wypoczynek;
  - kształtowanie życia społecznego;
- funkcje klimatyczno-przyrodnicze:
  - kształtowanie klimatu;
  - regeneracja atmosfery;

- przewietrzanie miasta;
- rezerwa genów;

– funkcje strukturalne:
- rozdzielanie przeciwstawnych funkcji;
- łączność;

– funkcje kulturowo-dydaktyczne:
- kształtowanie estetyki miasta;
- pomoc dydaktyczna w naukach przyrodniczych;
- założenie zielone jako dzieło sztuki.

Wnioski

W realiach Polski ostatnich lat, dynamiczne przemiany jakie miały i mają tutaj miejsce nie pozostały obojętne wobec kształtu przestrzeni, na który składa się zarówno środowisko naturalne - przyrodnicze, jak i kulturowe. Zróżnicowany, dynamicznie zmieniający się odbiór społeczny, dotyczący przekształceń krajobrazu świadczy o rosnącym zainteresowaniu działaniami związanymi z gospodarką przestrzenną. Podobnie, jak traktowanie ochrony środowiska przyrodniczego w kategoriach zmieniających się od przykrej konieczności do świadomej akceptacji, tak w ostatnich latach zmienia się podejście do planistki. Dziedzina ta staje się modną, korespondującą z potrzebami ludzi na określonym etapie rozwoju. Im większe i ciekawsze stawiamy budynki, tym częściej zwracamy uwagę na otaczającą nas zieleń i aranżację przestrzeni.

Współczesne tendencje w kształtowaniu obszarów miejskich zmierzają do wprowadzania zieleni do wnętrza miast, nadając obiektom budowlanym wyrazu bardziej zgodnego z potrzebami mieszkańców. Potwierdza to zasadę, że architektura i zieleń powinny tworzyć nierozerwalną całość, gdzie zieleń staje się wręcz trwałym elementem owej architektury.

Zieleń w środowisku miejskim to nie tylko element kształtujący estetykę miasta. To oprawa zabudowy miejskiej, akcentująca najciekawsze elementy architektury, wprowadzająca do sylwetki miasta urozmaicenie, koloryt (w zależności od pory roku), łagodząca sztywną zabudowę ulic; kształtująca mikroklimat (parki, ciągi komunikacyjne, bulwary) oraz układy ekologiczno-biocenotyczne. Niewyobrażalne jest dla człowieka współczesnego kształtowanie terenów wypoczynku mieszkańców miast bez introdukcji zieleni. Dzięki temu następuje ułatwienie regeneracji sił psychicznych przywracając tym samym motywacje i chęć do pracy.

Niezmiernie ważną wartością pozostaje ogromna rola zieleni miejskiej, jako czynnika łagodzącego uciążliwości zdrowotno-klimatyczne aglomeracji miej-

skich. Realizacja tego zamierzenia widoczna jest przy tym zarówno w wielkoobszarowych założeniach parkowo-leśnych, jak w małych układach zieleńców miejskich. Warto również podkreślić, iż aby zieleń miejska mogła spełniać w pełni swoją funkcję potrzebne jest stworzenie lokalnej polityki ochrony przyrody w mieście. W zakresie prawno-organizacyjnym jest potrzeba uporządkowania statusu formalno-prawnego terenów zieleni miejskiej, co jest niełatwe ze względu na istniejące zaszłości prawne, ale niezbędne do opracowania planu organizacji i zarządzania terenami zielonymi. Pożądane jest również wydzielenie Zarządu Zieleni Miejskiej oraz ustanowienie przez Zarząd Miasta funkcji ogrodnika, czy też kuratora zieleni w mieście. Istnieje również możliwość ustanowienia terenów chronionych przez właścicieli prywatnych, co powinno być również wspierane przez Zarządy Miast.

Literatura

1. BIEGAŃSKA I.: *Zasady klasyfikacji użytkowania terenów miasta dla potrzeb planowania przestrzennego*. Instytut Urbanistyki i Architektury. Warszawa 1969
2. BÖHM A.: *Stan zasobów przyrody* [w:] Raport o stanie środowiska miasta Krakowa w latach 1994-1999. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Kraków 1999
3. CZERWIENIEC M., LEWIŃSKA J.: *Zieleń w mieście*. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej, Warszawa 2000
4. GIEDRYCH R.: …….. [w:] III Forum architektury krajobrazu; Mat. Międzyn. Konf. Nauk. Warszawa 2000
5. GREINERT A.: *Ochrona i rekultywacja terenów zurbanizowanych*. Wyd. Politechniki Zielonogórskiej 2000
6. MIRSKI A.: *Polski narodowy program dla wszystkich - wezwanie do działania. Budujemy minirezerwaty w każdej miejscowości*. [w:] Zielone Brygady nr 10 (112), Kraków 1998
7. PTASZYCKA A.: *Przestrzenie zielone w miastach*. Ludowa Spółdzielnia Wydawnicza Warszawa 1950
8. SIEWNIAK M., MITKOWSKA A.: *Tezaurus sztuki ogrodowej*. Oficyna Wyd. „Rytm", Warszawa 1998
9. SZUMAŃSKI M., NIEMIRSKI A., RUTKOWSKI S.: *Rozważania nad klasyfikacją terenów zieleni*. Wydaw. SGGW. Warszawa 1994
10. WOOD Ch.: *Zielone miasto*. Wydawnictwo Europejskiego Centrum Ekologicznego LOP. Warszawa 1999

GREEN AREAS - THEIR ROLE AND IMPORTANCE IN THE CITIES

Key words: green areas, municipal green, importance in the cities

S u m m a r y

The article present specification of definition of municipal green areas. The characteristic of municipal green areas has been presented. The role of areas designing are set together.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

BERNARD GAŁKA, DANIEL OCHMAN *

POZIOM ZASOLENIA GLEB NA TLE WYSTĘPOWANIA FRONTU WÓD SŁONYCH INFILTRUJĄCYCH ZE SKŁADOWISKA ODPADÓW POFLOTACYJNYCH „ŻELAZNY MOST"

Słowa kluczowe: zasolenie, osady poflotacyjne, składowisko odpadów

S t r e s z c z e n i e

W artykule przedstawiono zjawisko zasalania gleb, związane z przedostawaniem się na przedpola słonych wód nadosadowych retencjonowanych w zbiorniku odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most". Przenikające wysokozmineralizowane wody ze zbiornika wywołują określone konsekwencje dla chemizmu wód podziemnych i powierzchniowych, a także dla gospodarki wodnej i właściwości gleb.

Wstęp

Głównym czynnikiem ograniczającym możliwe sposoby zagospodarowania obszarów w otoczeniu składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most" jest zjawisko zasalania gleb, związane z przedostawaniem się na przedpola słonych wód nadosadowych retencjonowanych w zbiorniku [KGHM 2000, Ochman 2005]. Wody nadosadowe infiltrują przez podłoże i zapory składowiska i migrują zgodnie ze spadkiem zlewni w kierunku wschodnim, północnym i zachodnim. W większości są one przejmowane przez drenaż składowiska, kierowane do rowów opaskowych i zawracane do obiegu. Część wód przenika jednak na przedpole z określonymi konsekwencjami dla chemizmu wód podziemnych i powierzchniowych, a także gospodarki wodnej i właściwości gleb [Kalisz i Sieroń 1998, Kaszubkiewicz i inni 2000]. Wpływ składowiska na wody podziemne jest corocznie oceniany na podstawie przeprowadzonych pomiarów zwierciadła wody i badań fizyko-chemicznych wód podziemnych w sieci punktów obserwacyjnych. Badania przeprowadzone przez KGHM „Polska Miedź" S. A. wykazały, że wskutek oddziaływania zbiornika „Żelazny Most"

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu; Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska

na wody podziemne utworzyły się na jego przedpolu strefy wód zdegradowanych (wysokozmineralizowanych). Zasięg oddziaływania składowiska wyznaczony jest izolinią mineralizacji ogólnej równej 1000 mg·dm^{-3}.

Obiekt badań

Zbiornik oraz jego strefa ochronna znajduje się w północno-zachodniej części województwa dolnośląskiego, na obszarze Niziny Środkowo-Polskiej, podprowincji Śląsko-Łużyckiej. Usytuowany on jest w obrębie trzech gmin, zajmując 9,18 km^2 gminy Rudna, 5,23 km^2 gminy Polkowice i 1,26 km^2 gminy Grębocice. Od strony południowej w sposób naturalny ograniczają go Wzgórza Dalkowskie.

Budowę składowiska Żelazny Most rozpoczęto w 1974 roku, a jego eksploatacja i równoczesną rozbudową trwa od 1977 roku [Kalisz i Sieroń 1998]. Zbiornik ma kształt niepełnego koła pozbawionego wycinka w części południowo-zachodniej. Wyniesienie powierzchni składowiska ponad otaczający teren przekracza 45 m. Na skutek ciągłego procesu składowania odpadów i formowania składowiska jego podstawowe parametry ulegają zmianie i na koniec 2003 roku miały następujące wartości:

- objętość składowiska 329,5 mln m^3
- objętość akwenu 7,95 mln m^3
- powierzchnia całkowita 1394 ha,
  w tym:
  - powierzchnia plaż 794 ha
  - powierzchnia akwenu 600 ha
- powierzchnia składowiska wraz z obwałowaniem 1670 ha
- rzędna piętrzenia 158,45 m n.p.m.
- rzędna korony zapór 160 m n.p.m.

W początkowym okresie składowisko było ograniczone zaporami: wschodnią i zachodnią – zamykającymi naturalną dolinę. Obecnie po wybudowaniu zapory północnej i południowej łączna długość zapór otaczających składowisko wynosi 14,3 km. Zapory mają kształt trapezu o szerokości podstawy zależnej od ich wysokości.

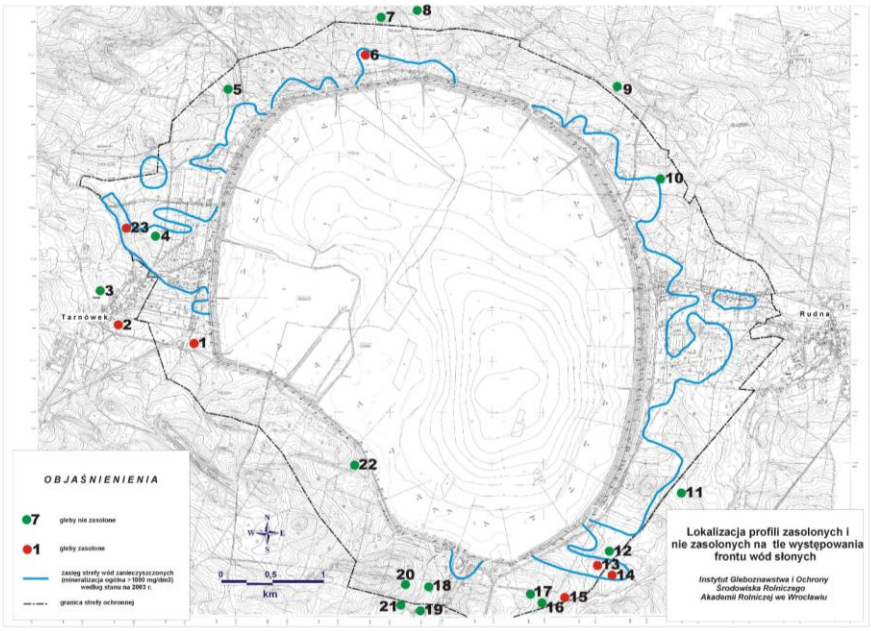
Metodyka

W ramach niniejszej pracy zbadano zasolenie 101 prób pobranych z 23 profili glebowych zlokalizowanych na przedpolu składowiska zarówno w strefie wyznaczonej przez front wód słonych jak i poza tą strefą. Zawartość łatwo rozpuszczalnych soli w badanych próbach glebowych oznaczano dwoma metodami: określając przewodnictwo elektryczne (EC) w wyciągu wodnym (zawiesinie) o proporcji wody do gleby, jak 5:1 oraz bezpośrednio w paście glebowej w stanie saturacji.

Wyniki badań

Przeprowadzone badania wykazały, że przewodnictwo elektryczne wyciągów wodnych sporządzonych z pobranych prób glebowych przyjmowało wartości od 13 $\mu S \cdot cm^{-1}$ do 1766 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Średnia wartość EC wynosiła 213,4 $\mu S \cdot cm^{-1}$, przy czym w 76 poziomach przewodnictwo elektryczne było niższe niż 200 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Po przeliczeniu EC na zawartość soli w $mg \cdot kg^{-1}$ gleby, jej zawartość wynosiła odpowiednio od 35 $mg \cdot kg^{-1}$ do 4768 $mg \cdot kg^{-1}$, osiągając średnią wartość na poziomie 576,2 $mg \cdot kg^{-1}$. W 74 badanych poziomach zasolenie było niższe niż 500 $mg \cdot kg^{-1}$. Przewodnictwo elektryczne pasty w stanie saturacji przyjmowało natomiast wartości od 27 $\mu S \cdot cm^{-1}$ do 4510 $\mu S \cdot cm^{-1}$, przyjmując średnią wartość 643,8$\mu S \cdot cm^{-1}$. Poziomy słone i o podwyższonym zasoleniu występowały w 11 profilach glebowych (na zachodnim, północnym, północno-wschodnim, południowo-wschodnim oraz południowym przedpolu składowiska. Pięć profili wykazywało zasolenie oddolne spowodowane podsiąkiem słonych wód gruntowych. Pięć profili było zasolonych odgórnie okresowo rozlewającymi się po powierzchni słonymi wodami z pobliskich rowów melioracyjnych. Natomiast jeden profil odznaczał się obydwoma typami zasolenia.

Badania wykazały, że 6 profili zawierających poziomy glebowe o podwyższonym zasoleniu, znajduje się poza strefą wyznaczoną przez fronty wód słonych infiltrujących za składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most" przedstawionych w opracowaniach KGHM Polska Miedź S.A. oraz „Ocenie oddziaływania składowiska „Żelazny Most" na środowisko w 2003 roku" [Czaban 2004]. Można zatem stwierdzić, że wody słone przesiąkają poza obszary wyznaczone w tych opracowaniach i negatywnie wpływają na właściwości gleb. Należałoby przeprowadzić dokładniejsze badania mające na celu weryfikację zasięgu infiltracji w rejonie zbiornika.



Rys. 1. Lokalizacja profili zasolonych i nie zasolonych na tle występowania frontu wód słonych

Opisano łącznie siedem takich profili posiadających w swojej budowie następujące poziomy słone:

- profil nr 1 – poziom Adsa – zasolony prawdopodobnie słonymi wodami wylewającymi się z pobliskiego rowu melioracyjnego lub nawiewem zasolonych pyłów ze składowiska (w czasie badań nie obserwowano zalań ani podmyć),
- profil nr 2 – poziom Adsa – podobnie jak profil nr 1 zasolony prawdopodobnie słonymi wodami wylewającymi się z pobliskiego rowu melioracyjnego lub nawiewem zasolonych pyłów ze składowiska (w czasie badań nie obserwowano zalań ani podmyć),
- profil nr 6 – poziomy IICggsa i IIGsa – zasolone słonymi wodami gruntowymi,
- profil nr 13 – poziomy IIGoxgsa, IIIGoxgsa – zasolone rozlewającymi się po powierzchni słonymi wodami z pobliskich rowów melioracyjnych oraz poziom IIIGsa – zasolony słonymi wodami gruntowymi,
- profil nr 14 – poziomy Adgsa, Ggsa i IICsa – zasolone rozlewającymi się po powierzchni słonymi wodami z pobliskich rowów melioracyjnych,
- profil nr 15 – poziom IIIGsa – zasolony słonymi wodami gruntowymi,

– profil nr 23 – poziomy AGoxsa, Goxsa i Gsa – zasolone słonymi wodami gruntowymi.

Biorąc pod uwagę zawartość soli w wymienionych poziomach oraz procentową zawartość sodu, przed wypłukaniem form łatworozpuszczalnych 40% roztworem alkoholu etylowego, profile nr 13, 14, 15 i 23 można by zaliczyć do działu gleb słonych podtypu sołońców sołonczakowatych. jednak mając na uwadze fakt, że zasolenie ma tutaj charakter antropogeniczny, a większość kationów sodu nie jest związana z kompleksem sorpcyjnym oraz to, że w naszych warunkach klimatycznych gleby ulegają szybkiemu procesowi odsalania, nie zdecydowano się na przyporządkowanie tych gleb do działu gleb słonych.

Jak wynika z mapy odkrywki nr 1, 2, oraz 15, w których zawartość łatwo rozpuszczalnych soli przekracza poziom 1000 $mg \cdot kg^{-1}$, a więc występują tu poziomy słone, znajdują się poza strefą wyznaczoną przez fronty wód słonych infiltrujących za składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most" przedstawionych w opracowaniach KGHM Polska Miedź S.A. oraz „Ocenie oddziaływania składowiska „Żelazny Most" na środowisko w 2003 roku" autorstwa Stanisława Czabana i współpracowników [Kalisz i Sieroń 1998]. Można zatem stwierdzić, że wody słone przesiąkają poza obszary wyznaczone w tych opracowaniach i wpływają na właściwości gleb. Należałoby przeprowadzić dokładniejsze badania mające na celu weryfikację zasięgu infiltracji w rejonie zbiornika.

Tab. 1. Podstawowe statystyki opisowe związane z zasoleniem badanych utworów glebowych

Zmienne	Średnia	Minimum	Maksimum	Odchylenie standardowe
EC 1:5 [$\mu S \cdot cm^{-1}$]	213,4	13	1766	342,4
Zasolenie 1:5 [$mg \cdot kg^{-1}$]	576,2	35	4768	924,4
EC pasta [$\mu S \cdot cm^{-1}$]	643,8	27	4510	910,4
Zasolenie pasta [$mg \cdot kg^{-1}$]	159,7	3	1298	247,6
Wilgotność pasty [% wag.]	36,80	16,73	120,38	18,4
Skład mediana (d_{50})	0,1461	0,00199	0,398	0,0987

Wioski

Infiltrująca ze składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most" wysokozmineralizowana woda nadosadowa oddziałuje negatywnie na właściwości gleb położonych w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika powodując ich zasolenie.
Zasolenie spowodowane jest podsiąkiem słonych wód gruntowych, a także oddziaływaniem zasolonych wód rozlewających się po powierzchni terenu z systemów melioracyjnych składowiska.
Wody słone przesiąkają poza strefę wyznaczoną przez fronty wód słonych przedstawioną w opracowaniach KGHM Polska Miedź S.A. dlatego celowa wydaje się weryfikacja zasięgu infiltracji w rejonie zbiornika.

Literatura

1. CZABAN S. i inni: *Ocena oddziaływania składowiska Żelazny Most na środowisko w 2003 roku*. Przedsiębiorstwo Doradztwa i Wdrożeń „Arcanum". Maszynopis, 2004
2. KALISZ M., SIEROŃ H.: *Analiza zmian hydrodynamicznych i hydrochemicznych wód podziemnych w otoczeniu składowiska „Żelazny Most"*. CBM Cuprum 1998
3. KASZUBKIEWICZ J., OCHMAN D., KASINA M., KISIEL J, NOWACKA S., SZEWCZYK A.: Rocz. Gleb. Tom LIV, nr 4, s. 91-102, 2003
4. KGHM Polska Miedź S.A. Oddział Zakład Hydrotechniczny: *Składowisko odpadów z flotacji rud miedzi „Żelazny Most". Eksploatacja – rozbudowa – ochrona środowiska*. Ochrona środowiska. Biuletyn, 2000
5. OCHMAN D.: *Zmiany właściwości fizycznych i fizykochemicznych gleb zachodzące pod wpływem wysokozmineralizowanych wód przesączających się ze składowiska odpadów poflotacyjnych „Żelazny Most"*. Maszynopis. AR Wrocław 2005

SALTINITY OF SOILS AGAINST A BACKGROUND OF THE OCCURRENCE OF SALTY WATER INFILTRATING FROM THE TAILINGS IMPOUNDMENT „ŻELAZNY MOST”

Key words: saltinity, after-flotation wastes, tailing impoundment

S u m m a r y

The phenomenon of soil saltinity – related to getting through to the forelands of over-sediment salty water stored in the tailings impoundment „Iron Bridge” – was introduced in the paper. Highly-mineralised water infiltrating from the tailing impoundment induce certain consequences for the chemism of the underground and surface water as well as for the water management and properties of soil.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

MIROSŁAWA GILEWSKA, KRZYSZTOF OTREMBA *

JAKOŚĆ BIOMASY UZYSKANEJ NA GLEBIE ROZWIJAJĄCEJ SIĘ Z GRUNTÓW POGÓRNICZYCH

Słowa kluczowe: nasiona rzepaku ozimego, ziarniaki pszenicy ozimej, kwasy tłuszczowe, glukozynolany, wartość wypiekowa, wartość przemiałowa

S t r e s z c z e n i e

Badania dotyczyły wpływu dwu kombinacji 0 NPK i 1 NPK na wybrane parametry jakościowe nasion rzepaku ozimego i ziarniaków pszenicy ozimej. Badania wykazały, że nawożenie mineralne wpływa na wielkość i jakość plonów obu gatunków roślin. Wyższe plony i lepszą ich jakość uzyskano na kombinacji z nawożeniem mineralnym. Ziarniaki pszenicy ozimej nie spełniały wymogów ziarna technologicznego.

Wstęp

W koncepcji rekultywacji biologicznej, opracowanej pod kierunkiem Bendera [Bender 1995], za najważniejszy czynnik glebotwórczy uznawany jest człowiek. On kreuje, poprzez system gospodarki skałami nadkładu, właściwości skały macierzystej (gruntu pogórniczego) i właściwości gleby, rozwijającej się z tego materiału macierzystego w procesie rekultywacji. Od jego ingerencji, poprzez odpowiednio dobrane i zastosowane zabiegi rekultywacyjne, w układ skała-roślina zależą: tempo procesu glebotwórczego i produktywność tworzącej się gleby. W dotychczasowych rozważaniach zwracano uwagę przede wszystkim na właściwości gruntów i rozwijających się z nich gleb, a także wielkość uzyskiwanych plonów [Bender 1995; Gilewska 1991; Gilewska i Otremba 2004]. Niniejsza praca dotyczy jakości tych plonów.

Materiał i metody

Ocenie poddano nasiona rzepaku ozimego i ziarniaków pszenicy ozimej pochodzące z pola doświadczalnego Katedry Gleboznawstwa i Rekultywacji

* Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu; Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji; Zakład Rekultywacji w Koninie

Akademii Rolniczej w Poznaniu, zlokalizowanego na terenach pogórniczych Kopalni Węgla brunatnego „Konin". Na polu doświadczalnym, od 1978 roku prowadzone są statyczne doświadczenia polowe nad systemami użytkowania, uprawą i nawożeniem mineralnym gruntów pogórniczych i gleb rozwijających się z tego swoistego materiału macierzystego. Materiał, pobrany do badań, reprezentuje dwie kombinacje: 0 NPK – bez nawożenia mineralnego i 1 NPK – nawożenie mineralne oparte na prawie zwrotu.

Analizie poddano wielkość uzyskiwanych plonów w przeliczeniu na jednostkę zbożową, masę tysiąca nasion oraz jakość nasion rzepaku ozimego i ziarniaków pszenicy ozimej. Nasiona rzepaku reprezentujące kombinacje 0 NPK zebrane zostały ręcznie. W nasionach rzepaku określono: zawartość i skład kwasów tłuszczowych oraz zawartość i skład glukozynolanów. W analizie jakości ziarna pszenicy ozimej wykorzystano dane, dotyczące podstawowych parametrów jakościowych ziarniaków, mąki i chleba zawarte w pracy Ceglińska, Stankowski, Gilewska, Ekiel [2006].

Wyniki badań

Rzepak ozimy i pszenica ozima są podstawą rzepakowo-zbożowego systemu użytkowania gruntów pogórniczych i gleb rozwijających się z tego materiału macierzystego. Wyeliminowanie nawożenia mineralnego, zwanego w terminologii rekultywacyjnej naprawą chemizmu i uznawanego w koncepcji gatunków docelowych Bendera za podstawowy zabieg rekultywacyjny, wpływa negatywnie na plonowanie uprawianych roślin, a w szczególności rzepaku ozimego (tab. 1). Niedobór składników pokarmowych powoduje, że na powierzchniach objętych uprawą rzepaku przeżywają jedynie pojedyncze rośliny i z punktu widzenia zbioru mechanicznego jest to plon zerowy. Znacznie lepiej w tych warunkach, jak wynika z danych zamieszczonych w tabeli 1, przebiega wegetacja pszenicy ozimej. Ziarniaki są jednak drobne, słabo wykształcone. Masa tysiąca ziarniaków jest niższa od wartości uznawanej za średnią dla tego gatunku (40 g).

Wprowadzenie składników pokarmowych w formie nawożenia mineralnego (kombinacja 1 NPK) powoduje znaczący wzrost plonowania obu gatunków roślin. Plony pszenicy są jednak wyższe w stosunku do plonów rzepaku, o około 60%. Główną przyczyną niższych plonów rzepaku jest przede wszystkim niedobór wody. Rzepak, w porównaniu z pszenicą ozimą, ma znacznie wyższe nie tylko wymagania pokarmowe, lecz także wodne. Dodać należy, że z wielkością plonów uprawianych roślin związana jest ilość substancji organicznej trafiającej do gleby w formie słomy i resztek pożniwnych. Jest ona głównym źró-

dłem dla powstawania związków próchnicznych, a także dodatkowym źródłem składników pokarmowych dla roślin.

Podstawową rolę w kształtowaniu jakości biomasy – ziarna, nasion odgrywają uwarunkowania genetyczne. Z czynników agrotechnicznych znaczący wpływ na parametry jakościowe wywiera nawożenie mineralne. Z danych zamieszczonych w tabeli 2, dotyczących ilości i składu kwasów tłuszczowych w nasionach rzepaku wynika, że nawożenie mineralne wpłynęło przede wszystkim na ilość tych kwasów, a nieznacznie zmodyfikowało ich skład. W nasionach rzepaku uprawianego na kombinacji 0 NPK pojawił się kwas erukowy, uznawany za niebezpieczny w żywieniu człowieka i zwierząt. Jego ilość jest jednak bardzo niska – 1% i niższa od normy przyjętej dla rzepaku dwuzerowego uprawianego na cele jadalne.

Do związków antyżywieniowych, ograniczających głównie przydatność śruty rzepakowej jako paszy dla zwierząt, zaliczane są glukozylany – pochodne aminokwasów białkowych. Ich wspólną cechą jest obecność w nich glukozy i siarki, indywidualną budowa aglikonu, która decyduje o właściwościach tych związków. Glukozynolany należą do związków nietrwałych i produkty ich rozkładu mają różny stopień szkodliwości. Za niebezpieczne uznawane są glukozynolany alkenowe, a wśród nich progoitryna [Muśnicki 1999]. Nieco tylko większą zawartością tych związków cechują się nasiona rzepaku pozyskanego z kombinacji 0 NPK.

Produkty hydrolizy glukozynolanów, z uwagi na właściwości fungistatyczne należą natomiast do związków pożądanych w glebie. Majchrzak i in. [2001] podają, że hamują one rozwój grzybów patogenicznych, korzystnie wpływają na środowisko glebowe i w rezultacie poprawiają zdrowotność roślin następczych. Ten wpływ zauważono także w naszych badaniach. Uprawa rzepaku ogranicza występowanie chorób podsuszkowych u zbóż. Rzepak, z uwagi na właściwości fitosanitarne, a także fitomelioracyjne, stanowi ważny człon płodozmianu rekultywacyjnego opartego na przemiennej uprawie rzepaku i zbóż ozimych.

Nawożenie mineralne w wyraźny sposób wpływa na parametry jakościowe ziarniaków pszenicy, a także otrzymywanej z nich mąki i chleba (tab. 4). Najniższe wskaźniki dotyczące cech fizycznych ziarniaków – masa tysiąca ziaren i gęstość ziarna uzyskano dla kombinacji bez nawożenia – 0 NPK. Niska jest wartość przemiałowa, mierzona wyciągiem z mąki i cechy jakościowe mąki – zawartość białka, liczba opadania i wskaźnik sedymentacji. Te parametry wpływają na wartość wypiekową mąki. Jest ona niska. Niską wartość wypiekową mąki potwierdza objętość chleba, która jest bezpośrednim odzwierciedleniem wartości wypiekowej. Najmniejsza, graniczna wartość tego parametru, przyjęta dla pszenic chlebowych winna być większa od 540 cm^3 [Budzyński i Szempliński 1999]. W naszych badaniach ta wartość wynosi 304 cm^3.

Tab. 1. Plony rzepaku i pszenicy na glebie rozwijającej się z gruntów pogórniczych
Table 1. Yields of Winter rape and Winter wheat on soil originating from post mining grounds

Gatunek rośliny Plant species	Kombinacja Combination	Plon w jedn. zbożowych Field in units cereals	Masa 1000 ziaren Weight of 1000 grains
Rzepak ozimy Pszenica ozima	0 NPK	0,0 8,3	4,23 27,3
Rzepak ozimy Pszenica ozima	1 NPK	20,9 35,3	4,32 4,10

Tab. 2. Zawartość i skład kwasów tłuszczowych w nasionach rzepaku (%)
Table 2. Contents and composition of fatty acids in seeds of winter rape (%)

Kombinacja Combination	Zawartość kwasów tłuszczowych (%) Contents of fatty acids	Skład kwasów tłuszczowych (%) Composition of fatty acids %						
		Kwasy nasycone Saturate acids		Kwasy nienasycone Unsaturated acids				
		Palmitynowy C 16:0 Palmitic acid	Stearynowy C 18:0 Stearitic acid	Oleinowy C 18:1 Oleic acid	Linolowy C 18:2 Linoleic acid	Linolenowy C 18:3 Linolenic acid	Eikozenowy C 20:1 Eicozenic acid	Erukowy C 22:1 Erucic acid
0 NPK	38,0	4,6	1,9	62,5	20,2	8,2	1,6	1,0
1 NPK	44,8	4,6	1,9	64,2	20,1	7,7	1,5	0,0

Tab. 3. Zawartość glukozynolanów w nasionach rzepaku
Table 3. Content of glucosinolates in seeds of winter rape

Kombinacja Combination	Zawartość glukozynolanów (μmol·g^{-1}) Content of glucosinolates							
	Indolowe Indoles		Alkenowe Alkenes				Suma Glukozynolanów alkenowych Sum alkenes glucosinolates	Suma Glukozynolanów Sum glucosinolates
	4-Hydroksyglukobrassycyna 4-Hydroxybrassicin	Glukobrassicyna Glukobrassicin	Progoitryna Progoitnin	Glukonapina Gluconapin	Glukobrassicanapina Glucobrassicin	Napolejferyna Napoleifericin		
0 NPK	4,6	1,9	62,5	20,2	8,2	1,6	14,0	16,8
1 NPK	4,6	1,9	64,2	20,1	7,7	1,5	12,7	16,1

Tab. 4. Wybrane parametry jakości ziarna, mąki i chleba
Table 4. Selected quality parameters of winter wheat grain flour and bread

Kombinacja Combination	Masa tys. ziaren Weight of 1000 grains (g)	Gęstość ziarna Wright Test (kg·hl^{-1})	Zawartość popiołu Ash content (%)	Wartość przemiałowa Yield of fluor (%)	Efektywność przemiału Miling efficiency factor	Liczba opadania Falling number (s)	Zawartość białka Protein content (%)	Wskaźnik sedymentacji Zeleny Test (cm^3)
0 NPK	27,3	76,5	1,48	72,2	123	230	7,1	13
1 NPK	41,0	81,3	1,43	75,1	163	305	7,8	23

Lepszą, lecz również niską jakością ziarna, mąki i chleba charakteryzowała się pszenica uzyskana na kombinacji 1 NPK (tab. 4). Przedstawione dane wskazują, że uzyskane ziarniaki nie spełniają wymogów ziarna technologicznego, przydatnego na cele przetwórcze. Jest to ziarno paszowe. Zwraca jednak uwagę bardzo niska zawartość białka w ziarniakach pszenicy – 7,1-7,8%. Przeciętna zawartość białka w ziarnie pszenicy jest blisko dwukrotnie większa i wynosi 13%.

Dyskusja wyników badań

Ocenie jakościowej poddana została biomasa – ziarniaki pszenicy i nasiona rzepaku uzyskane na glebie powstającej z gruntów pogórniczych. Uprawa tych roślin realizowana jest w środowisku glebowym, w którym potrzeby nawozowe są znacznie wyższe od wymagań pokarmowych roślin. Część wprowadzanych w formie nawożenia mineralnego składników pokarmowych przechodzi bowiem w formy trudno dostępne. Dotyczy to szczególnie azotu i fosforu. Informują o tym Gołębiowska i Bender [1983], Gilewska [1991], Spychalski i in. [2005]. Zasady przyjęte w agrotechnice zbóż, a także innych roślin nie zawsze są w tym przypadku właściwe. Przemiany energetyczne ukierunkowane są nie tylko na produkcję gospodarczo użytecznej biomasy, lecz także na rozwój gleby. Warunkiem uzyskania, w procesie rekultywacji gruntów pogórniczych, ziarniaków pszenicy o korzystnych cechach jakościowych, przydatnych do dalszego przetwórstwa i spożytkowania, jak podają Bender, Olejnik [1983] jest nawożenie azotowe w wysokości 300 kg $N \cdot ha^{-1}$. To uwaga dotyczy także uprawy rzepaku, aczkolwiek wpływ nawożenia na jakość nasion rzepaku był mniejszy, decydował przede wszystkim o plonie tłuszczu. W naszych badaniach nawożenie azotowe było niższe i wynosiło 160 $kg \cdot ha^{-1}$ w uprawie pszenicy i 200 $kg \cdot ha^{-1}$.

Wnioski

1) Plony roślin uzyskiwane na glebach rozwijających się z gruntów pogórniczych uzależnione są od nawożenia mineralnego. Przy wyeliminowaniu tego podstawowego czynnika agrotechnicznego i rekultywacyjnego uprawa rzepaku nawet po 30 latach jest niemożliwa. Ziarniaki pszenicy uzyskane w tych warunkach są małe, zniekształcone.
2) Nawożenie mineralne wywiera nieznaczny wpływ na jakość nasion rzepaku. Odgrywa natomiast ważną rolę w kształtowaniu jakości ziarniaków pszenicy, jakości mąki i chleba. Stosowane zgodnie z zasadami agrotechniki przyjętej

dla gleb uprawnych, wydaje się być zbyt niskie w świetle przeprowadzonych badań.

3) W nasionach rzepaku znajdują się glukozynolany indolowe i alkenowe, uznawane za związki antyżywieniowe. Ich ilość jest niska. Glukozynolany mają zdolności fungistatyczne i obecność tych związków w roślinach rzepaku korzystnie wpływa na stan fitosanitarny środowiska glebowego i zdrowotność roślin następczych.

Literatura

1. BENDER J.: *Rekultywacja terenów pogórniczych w Polsce*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. Z. 418:76-85, 1995
2. BENDER J., OLEJNIK D.: *Kształtowanie się wyróżników jakościowych ziarna żyta i pszenicy ozimej uprawianych na gruntach pogórniczych w procesie rolniczej rekultywacji*. Arch. Ochr. Środ. Z. 1-2:77-94, 1983
3. BUDZYŃSKI W., SZEMPLIŃSKI W.: *Rośliny zbożowe* (red) Jasińska Z., Kotecki A. Szczegółowa uprawa roślin. Wydawnictwo AR Wrocław 1999
4. CEGLIŃSKA A., STANKOWSKI S., GILEWSKA M., EKIEL A.: *Technological value of wheat cultivated on the soil developing from post-mine grounds*. Fragmen, Agronom, 11: 447-448, 2006
5. GILEWSKA M.: *Rekultywacja gruntów pogórniczych na przykładzie KWB „Konin”*. Roczn. AR w Poznaniu Z. 211:59, Poznań 1991
6. GILEWSKA M., OTREMBA K.: *Właściwości gleb uformowanych z gruntu pogórniczego*. Roczn. Glebozn. TLV Nr 2,:111-121, Warszawa 2004
7. GOŁĘBIOWSKA J., BENDER J.: *Czynniki warunkujące powstanie poziomu próchnicznego w procesie rekultywacji zwałowisk*. Arch. Ochr. Środ. 1-2:65-75, 1983
8. MAJCHRZAK B., WACHOWSKA U., CHODOROWSKI B.: *Wpływ mieszaniny glukozynolanów na wzrost koloni grzybów w warunkach in vitro*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. 478:249-255, 2001
9. MUŚNICKI CZ.: *Rośliny oleiste*. (red.) Jasińska Z., Kotecki A. *Szczegółowa uprawa roślin*. Wydawnictwo AR Wrocław 1999
10. SPYCHALSKI W., MOCEK A., GILEWSKA M.: *Zawartość form fosforu w glebach wytworzonych z gruntów pogórniczych* (red) Gworek B. Obieg pierwiastków w przyrodzie. Inst. Ochr. Środ.:120-126, Warszawa 2005

QUALITATIVE PARAMETERS OF BIOMASS PRODUCTION ON SOIL ORGINATING FROM POST MINING GROUNDS

Key word: seeds of winter rape, winter wheat grain, fatty acids, glucosinolates, yield of flour, bread volume

S u m m a r y

The investigations concerned the influence two combinations 0 NPK and 1 NPK on some qualitative parameters of the seeds winter rape and grain winter wheat. Investigations show that mineral fertilization influenced on size and quality of crops both plants' species. Higher crops and better their quality were got on combination from fertilization mineral. The grain did not it fulfill the requirements of technological grain.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

MIROSŁAWA GILEWSKA, ANNA PŁÓCINICZAK *

AKTYWNOŚĆ FOSFATAZY ZASADOWEJ W GLEBACH ROZWIJAJĄCYCH SIĘ Z GRUNTÓW POGÓRNICZYCH

Słowa kluczowe: fosfataza alkaliczna, grunt pogórniczy, gleba, system użytkowania

S t r e s z c z e n i e

Najbardziej dynamiczny rozkład organicznych połączeń fosforu, mierzony aktywnością fosfatazy zasadowej, zachodzi w glebie objętej paszowo-zbożowym systemem użytkowania, którego podstawą jest uprawa lucerny. Aktywność fosfatazy kształtowała się, w zależności od poziomu nawożenia w przedziale 87 do 132 mmol PNP·kg^{-1}·h^{-1}. Znacznie wolniej przebiegał rozkład organicznych związków fosforu w glebie, na której przemiennie uprawiano rzepak i pszenicę. Różnice były istotne. Badania wykazały pozytywny wpływ nawożenia mineralnego na aktywność fosfatazy. Wystąpił jednak brak zależności pomiędzy aktywnością fosfatazy, a zawartością przyswajalnych form fosforu (r=0,21). Zasadowy odczyn i duża ilość węglanów modyfikują gospodarkę fosforem. Fosfor w takich glebach ulega procesom retrogradacji.

Wstęp

Mineralizacja organicznych form fosforu ma charakter egzotroficzny i odbywa się przy udziale enzymów wydzielanych do gleby przez komórki roślinne i mikroorganizmy. Wśród nich szczególną rolę odgrywają fosfatazy-enzymy z grupy esteraz. Katalizują one rozkład monoestrów kwasu fosforowego do mineralnych form fosforu HPO_4^{-2} i $H_2PO_4^-$.

W niniejszej pracy przedstawiamy aktywność fosfatazy alkalicznej w glebach, których materiałem macierzystym są grunty pogórnicze Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego. Ich rolnicza rekultywacja jest realizowana zgodnie z koncepcją gatunków docelowych Bendera [Bender 1995].

Dominującą formą fosforu (59%) w tych glebach są połączenia fosforu z wapniem; z reguły mało dostępne dla roślin. Fosfor w połączeniach organicz-

* Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu; Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji; Zakład Rekultywacji w Koninie

nych stanowi średnio około 22% ogólnych form [Spychalski i in. 2005]. Poznanie aktywności fosfatazy umożliwia bowiem ocenę stopnia mineralizacji organicznych form fosforu oraz potencjalnego zabezpieczenia roślin w jego dostępne formy, a także wpływu systemu użytkowania oraz zabiegów rekultywacyjnych na te procesy.

Materiał i metody

Badania przeprowadzono na polu doświadczalnym Zakładu Rekultywacji Akademii Rolniczej w Poznaniu, zlokalizowanym na wewnętrznym zwałowisku odkrywki Pątnów. Podstawą tych badań jest doświadczenie, założone w 1978 roku, reprezentujące dwa różne systemy rolniczego użytkowania gruntów pogórniczych: system rzepakowo-zbożowy oraz system paszowo-zbożowy. Te systemy różnicuje intensywność oddziaływania czynnika antropogenicznego na grunt-glebę, gatunek uprawianych roślin oraz rodzaj wprowadzanej do gleby substancji organicznej. W systemie rzepakowo-zbożowym, którego podstawą jest przemienna uprawa rzepaku ozimego i pszenicy ozimej, zabiegi uprawowe są wykonywane każdego roku. Słoma, resztki roślinne i korzeniowe są corocznie przyorywane. W systemie paszowym, polegającym na czteroletniej uprawie lucerny w mieszance z trawami i następnie dwuletniej uprawie pszenicy ozimej, ilość zabiegów agrotechnicznych jest ograniczona. W tym systemie znaczący dopływ do gleby resztek roślinnych lucerny odbywa się raz na cztery lata po likwidacji uprawy tej rośliny. Przez pozostałe dwa lata tego płodozmianu słoma i resztki pożniwne pszenicy przyorywane są corocznie. W każdym z powyższych systemów analizowano trzy poziomy nawożenia mineralnego: 0 NPK (bez nawożenia mineralnego), 1 NPK i 2 NPK.

Próbki gleby do badań nad aktywnością fosfatazy pobierano z poziomu orno-próchnicznego – Ap (0-25 cm) w 2003 i 2004 roku w dwóch okresach czasowych: na początku okresu wegetacji roślin (kwiecień) i po zbiorze roślin (sierpień). System rzepakowo-zbożowy reprezentowały próbki gleby pobrane spod uprawy rzepaku i pszenicy, a system paszowy próbki pobrane spod lucerny (czwarty rok uprawy) i pszenicy (drugi rok uprawy). Próby kontrolne stanowiły: świeże grunty pogórnicze pobrane z dwóch zwałowisk wewnętrznych; O/Jóźwin oraz O/Adamów.

Aktywność fosfatazy zasadowej oznaczono metodą Tabatabai i Brennera [1969] przy użyciu substratu pod postacią 0,8% roztworu p-nitrofenylofosforanu sodu, a jej aktywność wyrażona w milimolach p-nitrofenolu na kilogram na godz. – mmol $PNP \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$. Dodatkowo oznaczono metodami ogólnie przyjętymi w gleboznawstwie: skład granulometryczny, odczyn, zawartość węglanów wapnia, węgla organicznego, azotu ogólnego oraz przyswajalnych form fosforu

i potasu. Uzyskane wyniki opracowano statystycznie przy użyciu testu Tukeya. Obliczono również współczynniki korelacji pomiędzy aktywnością fosfatazy, a podstawowymi właściwościami chemicznymi badanych gleb.

Wyniki badań i dyskusja

Grunty pogórnicze Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego są zbudowane z czwartorzędowych glin zwałowych szarych zlodowacenia Warty, żółtych zlodowacenia Wisły, piasków czwartorzędowych i iłów poznańskich zmieszanych w różnych ilościach i proporcjach. W ciągu 27 letniej rolniczej rekultywacji i zagospodarowania rolniczego ten swoisty materiał macierzysty został przekształcony w gleby o uproszczonej budowie profilowej A_{pan}, C_{anca} lub A_{pan}, I C_{anca}, II C_{anca} Poziom orno-próchniczny ma uziarnienie gliny piaszczystej bądź lekkiej (tab. 1) oraz zasadowy odczyn uwarunkowany obecnością węglanów wapnia. Zawartość próchnicy kształtuje się w granicach 0,89-1,55% i jest uzależniona od systemu użytkowania i poziomu nawożenia mineralnego, zwanego w terminologii rekultywacyjnej naprawą chemizmu. Wartości wyższe są charakterystyczne dla systemu paszowo-zbożowego. Na kombinacji bez nawożenia (0 NPK) ilość próchnicy mieści się w przedziale 1,10-1,20%, a na kombinacji nawozowej 2 NPK przekracza nawet 1,55%. Jest to wyraźny wpływ lucerny stanowiącej podstawę tego systemu. Zaletą tej rośliny jest zdolność wiązania azotu atmosferycznego poprzez symbiozę z bakteriami brodawkowymi z rodzaju *Rhizobium meliloti*. Resztki roślinne lucerny [Czuba i in. 1991] zawierają bowiem około 153 kg azotu na hektar.

System użytkowania i poziom nawożenia mineralnego jest także wyznacznikiem zasobności gleb w przyswajalne związki fosforu i potasu (tab. 1). Większą zawartością obu tych składników – odwrotnie niż w przypadku węgla i azotu – odznacza się gleba z przemienną uprawą rzepaku i pszenicy. W obu systemach użytkowania zawartość tych składników wzrasta wraz z poziomem nawożenia mineralnego i wartość najwyższą osiąga na kombinacji 2 NPK.

Surowe grunty pogórnicze wykazują skład granulometryczny gliny lub gliny piaszczystej, odczyn zasadowy i ubogie są w związki fosforu, średnio zasobne w potas. Obecna w tych gruntach substancja organiczna reprezentowana jest przez domieszkę węgla brunatnego. Rozproszona substancja węglowa jest charakterystyczna dla gliny zwałowej szarej. Najbardziej dynamiczny przebieg hydrolizy związków fosforu, mierzonych aktywnością fosfatazy alkalicznej, ma miejsce w glebach objętych paszowo-zbożowym systemie użytkowania (tab. 2) Aktywność fosfatazy, w zależności od kombinacji nawozowej, wynosi średnio od 87 do 132 mmol $PNP \cdot kg^{-1}$ gleby$\cdot h^{-1}$. W systemie polegającym na przemiennej uprawie rzepaku i pszenicy aktywność fosfatazy jest niższa i kształtuje się

od 59 do 95 mmol·PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1}. Opisane różnice są istotne statystycznie. Wyższą aktywność fosfatazy w obrębie paszowo-zbożowego systemu użytkowania należy wiązać z obecnością bakterii brodawkowych na korzeniach lucerny oraz z ilością i jakością wprowadzanej do gleby substancji organicznej. Według Szmigla [1986] przy wprowadzeniu około 7 Mg suchej masy resztek pożniwnych lucerny dostarcza się do gleby około 35 kg fosforu na hektar w postaci połączeń organicznych. Dodatkowe wprowadzenie do gleby około 4 Mg na hektar słomy pszenicznej wzbogaca ją tylko w około 6 kg fosforu, a słomy rzepakowej około 10 kg tego składnika. Są to ilości od 3,5 do 5,8 krotnie mniejsze niż w systemie paszowo-zbożowym. Dodać jednak należy, że w systemie paszowo-zbożowym znaczący dopływ substancji organicznej do gleby nie jest tak systematyczny jak w przypadku systemu rzepakowo-zbożowego, co związane jest ze specyfiką tego systemu użytkowania.

Rozkład monoestrów kwasu ortofosforowego uzależniony jest również od dostępności w glebie łatwo przyswajalnego azotu. Przeprowadzone badania ujawniły nie tylko ścisłą korelację aktywności fosfatazy zasadowej z zawartością azotu ogółem (r=0,94), ale również z zawartością węgla organicznego (r=0,83). Zawartość azotu ogółem oraz węgla organicznego na poletkach z systemem paszowym przewyższa zawartość tego składnika w systemie rzepakowo-zbożowym. Większa zasobność gleby w azot w tym systemie użytkowania jest związana z obecnością i następczym działaniem uprawy lucerny. To oddziaływanie jest zauważalne w szczególności w próbkach pobranych spod pszenicy uprawianej po lucernie. Wyróżniają się one nie tylko wyższą zawartością węgla organicznego i azotu ogółem, ale również znacznie szybszym tempem rozkładu organicznych związków fosforu. Aktywność fosfatazy zasadowej w tym układzie waha się, w zależności od poziomu nawożenia mineralnego, w przedziale od 95 do 132 mmol PNP·kg^{-1}·h^{-1}.

Wpływ na aktywność fosfatazową badanych gleb wywiera także, jak wynika z przeprowadzonych badań, poziom zastosowanego nawożenia mineralnego. Hydrolityczny rozkład fosforanów przebiega najwolniej na poletkach z pominięciem nawożenia mineralnego – kombinacje 0 NPK (tab. 2). Aktywność fosfatazy na tych kombinacjach kształtuje się w systemie rzepakowo-zbożowym w przedziale od 59 do 61 mmol PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1}, a w przypadku systemu paszowego od 87 do 95 mmol PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1}.

Na kombinacjach 1 NPK i 2 NPK intensywność omawianych procesów wzrasta i wynosi odpowiednio: dla systemu rzepakowo-zbożowego od 76 do 80 mmol PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1} – kombinacja 1 NPK i od 92 do 95 mmol PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1} – kombinacja 2 NPK. W systemie paszowym aktywność fosfatazy na tych kombinacjach nawozowych jest wyższa i dla 1 NPK waha się w granicach od 105 do 112 mmol PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1}, a dla kombinacji 2 NPK od 121 do 132 mmol PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1}.

Z badań Barana i in. [1996] oraz Cieśli i Kopera [1990], dotyczących jednak gleb uprawnych, wynika, iż wysoka zawartość przyswajalnych form fosforu w glebie hamuje syntezę i wytwarzanie fosfataz glebowych. Jest to zjawisko represji enzymatycznej, a więc zahamowania wytwarzania i aktywności danego enzymu przez nadmiar końcowego produktu reakcji enzymatycznej [Murray i in. 1995]. Tego zjawiska nie odnotowano w analizowanych badaniach. Wysoka lub bardzo wysoka zasobność tych gleb w przyswajalne związki fosforu na kombinacjach nawozowych 1 NPK i 2 NPK (tab. 1), nie powoduje jednak inhibicji aktywności fosfatazy zasadowej. Aktywność tego enzymu nie jest jednak, dodatnio skorelowana z zasobnością badanych gleb w przyswajalne związki fosforu (r=0,21).

Zasadowy odczyn gleb oraz duża zawartość węglanów wapnia modyfikują gospodarkę fosforową w badanych glebach. Aniony fosforowe, wprowadzane do gleby w formie nawozów mineralnych, ulegają procesom retrogradacji, przechodząc w trudno rozpuszczalne fosforany trójwapniowe – $Ca_3(PO_4)_2$ [Spychalski i in. 2005]. Deficyt dostępnego fosforu w glebie - według niektórych Autorów [Schneider i in. 2001; Gibczyńska i Lewandowska 2004] – stymuluje aktywność producentów tego enzymu, a głównie korzeni roślin.

Z danych zawartych w tabeli 2 wynika również, iż aktywność fosfatazy odznacza się zmiennością w ciągu sezonu wegetacyjnego. Wyższą aktywność fosfatazy odnotowano bowiem w próbkach gleby pobranych po zbiorze uprawianych roślin. Ta zależność jest widoczna w szczególności na kombinacjach bez nawożenia mineralnego – 0 NPK. Znacznie szybsze tempo mineralizacji organicznych połączeń fosforu odnotowano również w próbkach gleby pobranych w drugim roku badań – rok 2004.

Za interesujące należy uznać obecność i aktywność fosfatazy zasadowej w surowych gruntach pogórniczych. Aktywność tego biokatalizatora glebowego w gruncie pobranym z odkrywki KWB „Konin" wynosi 15 mmol $PNP \cdot kg^{-1}$ $gleby \cdot h^{-1}$, a z odkrywki KWB „Adamów" 18 mmol $PNP \cdot kg^{-1}$ $gleby \cdot h^{-1}$ (tab. 2). Te dane sugerują, że grunt-skała, budująca nowe tworzywo glebowe posiada właściwości, które ułatwiają zapoczątkowanie i następnie stymulację zabiegami rekultywacyjnymi procesów biogeochemicznych w rekultywowanym gruncie.

Obecność i aktywność fosfatazy w analizowanych glebach wskazuje na uwalnianie z organicznych połączeń fosforu przyswajalnych dla roślin anionów H_2PO_4 i HPO_4^{2-}. Jest to ważne dla roślin źródło zaopatrzenia w fosfor, szczególnie na kombinacji z wyeliminowaną naprawą chemizmu – kombinacja 0 NPK. Na tempo tego procesu wpływa zespół zabiegów rekultywacyjnych obejmujący dobór gatunków uprawianych roślin oraz naprawę chemizmu realizowana poprzez nawożenie mineralne.

Tab. 1. Wybrane właściwości gleb rozwijających się z gruntów pogórniczych
Table 1. Some properties of soils originating from post mining grounds

Nawożenie mineralne Fertilization treatment	Roślina Plant	% zawartość frakcji % content of fraction (mm)			pH		$CaCO_3$ g·kg^{-1}	C org. g·kg^{-1}	Próchnica Humus %	N g·kg^{-1}	C/N	P mg·kg^{-1}	K mg·kg^{-1}
		1,0-0,05	0,05-0,002	<0,002	H_2O	1M KCL						wg Egnera-Riehma	
System zbożowo-rzepakowy - Rape – cereal system													
0 NPK	rzepak rape	69	18	13	8,15	7,56	59	5,2	0,89	0,45	11,5	30,52	73,87
	pszenica winter wheat	65	17	18	8,35	7,68	71	4,9	0,84	0,45	10,9	25,72	80,51
1 NPK	rzepak rape	68	19	13	8,19	7,66	62	7,3	1,26	0,63	11,6	126,44	123,67
	pszenica winter wheat	64	21	15	8,15	7,69	70	7,5	1,29	0,65	11,5	117,28	124,50
2 NPK	rzepak rape	64	22	14	8,28	7,52	70	8,4	1,45	0,76	11,1	144,32	172,64
	pszenica winter wheat	68	17	15	8,12	7,64	61	8,3	1,43	0,72	11,5	134,72	190,07
System paszowo-zbożowy – Fodder – cereal system													
0 NPK	lucerna lucerne	68	19	13	8,11	7,66	65	6,5	1,12	0,66	9,8	26,16	64,74
	pszenica winter wheat	70	17	13	8,18	7,69	75	7,0	1,21	0,71	9,8	29,21	70,55
1 NPK	lucerna lucerne	65	20	15	8,25	7,59	67	7,9	1,36	0,74	10,7	57,55	47,76
	pszenica winter wheat	68	19	13	8,28	7,48	74	8,3	1,43	0,80	10,4	64,52	53,55
2 NPK	lucerna lucerne	68	18	14	8,30	7,68	61	8,6	1,48	0,84	10,2	76,30	98,77
	pszenica winter wheat	69	18	13	8,20	7,63	69	9,0	1,55	0,89	10,1	79,52	107,90
Grunt pogórniczy – Post mining ground													
Kopalnia Węgla Brunatnego „Konin" Brown Coal Mine "Konin"		51	32	17	8,41	7,76	100	3,3	-	0,21	15,7	4,36	43,99
Kopalnia Węgla Brunatnego „Adamów" Brown Coal Mine „Adamów"		79	11	10	8,20	7,65	26	4,3	-	0,18	23,8	30,52	91,30

Tab. 2 Aktywność fosfatazy zasadowej w warstwie ornej gleb rozwijających się z gruntów pogórniczych (mmol PNP·kg^{-1} gleby·h^{-1})

Table 2 The alkaline phosphatase activity in soils originating from post mining grounds (mmol PNP·kg^{-1}soil·h^{-1})

Nawożenie mineralne Fertilization treatment	Roślina Plant	Początek okresu wegetacji Beginning of vegetation period		Koniec okresu wegetacji Finish of vegetation period		Średnia z dwóch lat Mean
		2003	2004	2003	2004	
System rzepakowo-zbożowy – Rape –cereal system						
0 NPK	rzepak rape	43	61	65	75	61
	pszenica winter wheat	45	59	63	69	59
1 NPK	rzepak rape	57	78	87	97	80
	pszenica winter wheat	56	71	84	94	76
2 NPK	rzepak rape	80	97	95	109	95
	pszenica winter wheat	79	90	92	107	92
System paszowo-zbożowy – Fodder – cereal system						
0 NPK	lucerna lucerne	71	92	81	103	87
	pszenica winter wheat	80	97	92	110	95
1 NPK	lucerna lucerne	93	106	101	120	105
	pszenica winter wheat	99	114	107	126	112
2 NPK	lucerna lucerne	109	120	126	131	121
	pszenica winter wheat	112	136	134	145	132
Grunt pogórniczy –Post mining ground						
Kopalnia Węgla Brunatnego „Konin” Brown Coal Mine „Konin”		15				
Kopalnia Węgla Brunatnego „Adamów” Brown Coal Mine „Adamów”		18				

NIR: p= 0,05 dla systemów użytkowania 2,69 dla kombinacji nawozowej 2,12
LSP: p= 0,05 for utylization systems 2,69 for fertilization combination 2,12

Wnioski

1) W badanych glebach natężenie organicznych związków fosforu, mierzone aktywnością fosfatazy alkalicznej, uzależnione jest od zabiegów rekultywacyjnych obejmujących, płodozmian rekultywacyjny i naprawę chemizmu realizowaną poprzez nawożenie mineralne.
2) Skuteczniejszy w oddziaływaniu na skałę macierzystą – grunt pogórniczy jest system paszowo-zbożowy. Gleba objęta tym systemem użytkowania cechuje się korzystniejszymi właściwościami biologicznymi i chemicznymi. Jest to efekt obecności w tym systemie lucerny i jej następczego oddziaływania.
3) Aktywność fosfatazy zasadowej może być przydatna nie tylko jako wskaźnik stopnia mineralizacji organicznych połączeń fosforu, ale także do oceny systemów użytkowania gruntów pogórniczych i właściwości gleb rozwijających się procesie rekultywacji tych gruntów.

Literatura

1. BARAN S., FURCZAK J., GOSTKOWSKA K.: *Aktywność enzymatyczna gleby lekkiej użyźnianej odpadami organicznymi*. Zesz. Prob.. Post. Nauk Roln. Z. 437: 69-77, 1996
2. BENDER J.: *Rekultywacja terenów pogórniczych w Polsce*. Zesz. Prob.. Post. Nauk Roln. Z. 418: 75-86, 1995
3. CIEŚLA W., KOPER J.: *Wpływ wieloletniego nawożenia mineralno-organicznego na kształtowanie się poziomu fosforu organicznego i przyswajalnego oraz aktywności enzymatycznej gleby*. Roczn. Glebozn. T. 41, 3/4:73-83, 1990
4. CZUBA R., GORLACH E., KALEMBASA S., LOGINÓW W., MAZUR T. (red.): *Azot w glebach uprawnych*. PWN:239, Warszawa 1991
5. GIBCZYŃSKA M., LEWANDOWSKA L.: *Zależność między aktywnością fosfatazy, a zawartością różnych frakcji fosforu w glebach różniących się zawartością próchnicy*. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln. Z. 501:127-133, 2004
6. SCHNEIDER K., TURRION M.B. GRIERSON P.F., GALLARDO J.F.: *Phosphatase activity, microbial phosphorus, and fine root growth in forest soils in the Sierra de Gata, western central Spain*. Biol. Fertil. Soils 34:151-155, 2001
7. SPYCHALSKI W., MOCEK A., GILEWSKA M.: *Zawartość form fosforu w glebach wytworzonych z gruntów pogórniczych. Instytut Ochrony Środowiska. Obieg pierwiastków w przyrodzie*. Monografia Tom III pod redakcją Barbary Gworek.: 120-125, Warszawa 2005

8. TABATABAI M.A., BRENNER J.M.: *Use of p-nitrophenyl phosphate for assai of soil phosphatase activity*. Soil Biol. Biochem. 1: 301-307, 1969

THE ALKALINE PHOSPHATASE ACTIVITY IN SOILS ORGINATING FROM POST MINING GROUNDS

Key words: alkaline phosphates, post mining grounds, soil, usage system

S u m m a r y

The most dynamic decomposition of phosphorus organic combination measured by the activity of phosphates base takes place in the soil which undergoes fodder-cereal usage system and Lucerne is the basis for cultivation. The phosphates activity varied depending on the level of fertilization from 87-132 mmol PNP.kg-1 soil· ha^{-1}.The decomposition of phosphorus components in the soil on which rape and wheat was cultivated alternately was considerably slower. The differences were substantial. The research showed the positive influence of mineral fertilization on phosphates activity. But, however, there was lack of relationship between phosphates activity and the contents of assimilate forms of phosphorus (r=0,21). Alkaline reaction and large amount of carbohydrate modify the phosphorus economy. Phosphorus undergoes gradation processes in such soils.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

ANDRZEJ GREINERT, HENRYK GREINERT *

OCENA MOŻLIWOŚCI GOSPODARCZEGO WYKORZYSTANIA ODPADÓW ORGANICZNYCH I ROŚLIN UPRAWIANYCH NA ZANIECZYSZCZONYCH GLEBACH ŚRODKOWEGO NADODRZA

Słowa kluczowe: odpady organiczne, rośliny przemysłowe, grunty skażone

S t r e s z c z e n i e

Środkowe Nadodrze to jeden z rejonów Polski, które będąc w znacznym stopniu zalesionymi, nadal posiadają dużą powierzchnię ugorów i odłogów, także na glebach dobrych klas. Te z kolei są częściowo wadliwe z punktu widzenia chemizmu (zanieczyszczenie, głównie metalami ciężkimi i rzadziej pochodnymi ropy naftowej). Wskazuje to na konieczność poszukiwania dla tych terenów sensownego sposobu zagospodarowania. O ile najsłabsze gleby powinny być w dalszym ciągu zalesiane, o tyle dla pozostałych przyszłością mogą być uprawy roślin technicznych – nie przeznaczonych na spożycie. Ponadto ze znacznej obszarowo produkcji roślinnej powstają różnego rodzaju odpady (kora, trociny, masa zielona). Materiały te powinny być wykorzystane w rolnictwi, leśnictwie, ogrodnictwie, po analitycznym ustaleniu ich przydatności.

Wprowadzenie

Materiały organiczne, jako produkty odnawialne, powstają ciągle jako efekt działalności życiowej. Coraz szersze sięganie po nie jako surowce do produkcji i uzyskiwanie energii oddala od nas groźbę wynikającą z wyczerpywania się surowców kopalnych.

Na terenie Środkowego Nadodrza do takich materiałów można zaliczyć odpady organiczne z rolnictwa, przemysłu i gospodarki komunalnej. Znaczną ilość surowców odnawialnych dla przemysłu i energetyki można uzyskać z gleb zanieczyszczonych, nieprzydatnych do produkcji żywności.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Możliwość wykorzystania odpadów organicznych

Kora

W regionie lubuskim ponad 90% materiału korowego pochodzi z drzewostanu sosnowego. W latach 80-tych była ona dość intensywnie wykorzystywana jako podłoże w ogrodnictwie szklarniowym. Następnie jej wykorzystanie się zmniejszyło z powodu upadku dużych gospodarstw PGR. Obecnie materiał ten jest wykorzystywany do mulczowania założeń zieleni miejskiej oraz ogrodów przydomowych. Można szacować, że tylko w województwie zielonogórskim zapasy kory na hałdach przekraczają 200 tys. m^3. Kora stanowi typowy odpad organiczny, w którym wartość nawozowa ma drugorzędne znaczenie. W stanie świeżym zawiera substancje rozpuszczalne w wodzie, które w pewnym stopniu hamują wzrost roślin. Ta właściwość kory znika po kilku miesiącach składowania. W celu polepszenia jej właściwości stosuje się kompostowanie z różnymi dodatkami, jak torf, obornik, gnojowica, kurz bawełniany i innymi materiałami. W tabeli 1 podano niektóre właściwości kory. W celu poprawienia odczynu niezbędny jest dodatek $CaCO_3$. Mimo kompostowania nie otrzymuje się materiału porównywalnego z klasycznymi kompostami ogrodniczymi. Otrzymany produkt cechuje się dość słabymi zdolnościami retencji wody (niższymi niż torf) oraz słabymi zdolnościami sorbowania składników. Obserwuje się wskutek tego znaczącą różnicę w możliwościach uzyskiwania plonów roślin na tych materiałach uprawianych.

Obecnie w ogrodnictwie szklarniowym stosuje się podłoża sztuczne, np. wełnę mineralną oraz podłoża na bazie torfów. Zapewniają one lepsze warunki sanitarne i technologiczne produkcji.

Nie powinno się natomiast rezygnować z kory w produkcji polowej i w uprawie roślin ozdobnych na terenach zieleni komponowanej. Jest to materiał nie zanieczyszczony chemicznie i biologicznie. Nadaje się doskonale do ściółkowania gleby, co zapobiega jej wysychaniu. Badania wykazały również, że substancja organiczna z kory, dzięki stosunkowo dużej odporności na rozkład, może przez długi czas wzbogacać glebę w substraty do syntezy biologicznej próchnicy. Sam materiał poprawia fizyczne właściwości gleby, które coraz częściej są czynnikiem limitującym plonowanie. W każdym przypadku, równolegle ze stosowaniem kory, trzeba założyć podwyższone nawożenie azotowe, co wynika z szerokiego stosunku C:N.

Tab. 1. Niektóre właściwości kory pobranej z hałdy oraz po kompostowaniu z gnojowicą [Greinert, Drab 1984]

Właściwości	Kora z hałdy		Kora po kompostowaniu z gnojowicą i $CaCO_3$	
	Pr.1	Pr.2	Przed sadzeniem pomidorów	Po zbiorach
Gęstość objętościowa ($g \cdot cm^{-3}$)	0,20	0,19	0,36	0,27
Pojemność wodna:				
- kapilarna (% wag.)	246	248	153	180
- całkowita (% wag.)	377	354	180	277
Popielność (%)	7,50	5,20	24,70	28,20
pH w H_2O	5,40	5,40	6,20	6,20
pH w 1m KCl	5,20	5,10	5,90	6,00
Składniki ogółem (%):				
N	0,79	0,63	0,69	0,66
P	0,06	0,06	0,45	0,22
K	0,13	0,07	1,02	0,23
Ca	1,38	0,77	3,58	2,48
Mg	0,10	0,48	0,79	0,20
Metale ciężkie (ppm):				
Mn	357	286	323	255
Cu	4	3	109	50
Zn	58	17	53	66
Fe	3449	2094	3381	2220

Trociny

Część zakładów produkujących duże ilości trocin wykorzystuje je we własnym zakresie, między innymi do celów opałowych. Są one również przydatne jako składnik podłoży. Z powodu niskiego pH muszą być wapnowane. Są bardzo ubogie w składniki mineralne, szczególnie w azot. Dlatego w celu uniknięcia spadku plonów, wywołanych sorpcją biologiczną tego składnika niezbędne jest stosunkowo wysokie nawożenie azotem. Nie można do tego całej niezbędnej dawki azotu zastosować jednorazowo, ponieważ w takim przypadku niezbyt aktywny biologicznie materiał nie pozwoli na szybkie związanie go przez mikroorganizmy, w związku z czym duża część azotu może ulec wypłukaniu. Powoduje to skomplikowanie agrotechniki przy użyciu uprawowym tego materiału. Trociny można stosować jako materiał zastępujący torf wysoki pod rośliny ogrodnicze, wymagające kwaśnego odczynu. W tym przypadku nie stosuje się dodatku $CaCO_3$, a jedynie mieszanki nawozowe.

Kompost z odpadów bytowo-gospodarczych

Komposty są nawozami stosowanymi od dawna w rolnictwie, a szczególnie w ogrodnictwie [Reuter 1994]. Z odpadów bytowo-gospodarczych można wyprodukować dobry kompost, o ile substancje wyjściowe do kompostowania będą zawierały dużo substancji organicznych, biologicznie czynnych i nie będzie w nich materiałów szkodliwych. Najlepszy kompost otrzymuje się więc z odpadów posegregowanych w miejscu ich powstania. W dużych aglomeracjach jest to jednak problem trudny do rozwiązania. Dlatego szereg kompostowni na świecie i w Polsce pracuje na materiale segregowanym w kompostowni lub niesegregowanym. Segregację prowadzi się mechanicznie, przed lub po procesie kompostowania. W ten drugi sposób pracuje kompostownia w Raculi k. Zielonej Góry. W tabeli 2 przedstawiono za Jędrczakiem [1995] skład frakcyjny, morfologiczny i chemiczny odpadów z osiedli Zielonej Góry o zabudowie wielorodzinnej (bloki w nowym budownictwie).

Tab. 2. Skład chemiczny odpadów kierowanych do kompostowania [Jędrczak 1995]

Składniki	Jednostki	Wartość
Skład frakcyjny:		
drobna < 8 mm	%	5,1
średnia 8 - 40 mm	%	25,4
gruba 40 - 120 mm	%	32,0
odsiew > 120 mm	%	37,5
Skład morfologiczny:		
papier i tektura	% wag.	36,9
tworzywa sztuczne	% wag.	14,6
metale	% wag.	4,5
szkło	% wag.	11,7
tekstylia	% wag.	8,1
pozostałe org. i nieorg.	% wag.	24,2
Skład chemiczny:		
wilgotność	%	35,4
substancje org.	% s.m.	41,9
azot og.	% s.m.	0,95
fosfor og.	% s.m.	0,61
potas	% s.m.	0,50
cynk	mg/kg s.m.	1822
miedź	mg/kg s.m.	120
nikiel	mg/kg s.m.	63
ołów	mg/kg s.m.	276
kadm	mg/kg s.m.	5,8
chrom	mg/kg s.m.	64,8

Porównując przedstawione w analizowanej tabeli dane z wynikami badań laboratoryjnych wyprodukowanego kompostu (tab. 3) należy stwierdzić należyte wyodrębnienie w toku obróbki na urządzeniach kompostowni materiałów grubych, w tym o charakterze zanieczyszczeń.

Analizy wykazują, że frakcje przekompostowane zawierają nadmierne stężenia Zn i Cd. Oprócz tego nie udaje się wyeliminować całkowicie domieszek szkła (1,28%). Fakt ten wyłącza opisywany kompost ze sfery zainteresowań ogrodników. Również w przypadku zastosowania w rolnictwie istnieje pewne ryzyko. Dotyczy to szczególnie gleb lekkich, piaskowych oraz kwaśnych. Takie gleby w regionie Środkowego Nadodrza, będące w użytkowaniu rolniczym, stanowią około 50%, a pod lasami 90%.

Tab. 3. Skład chemiczny kompostu

Składniki	Jednostki	Liczba próbek	Jakość kompostu		Klasa kompostu
			zakres	wartość średnia	
Substancja org.	% s.m.	32	24,0-48,0	38,4	II
Azot og. (N)	% s.m.	6	0,87-1,53	1,25	I
Fosfor (P_2O_5)	% s.m.	6	0,22-1,10	0,56	II
Potas (K_2O)	% s.m.	6	0,19-1,72	0,77	I
Odczyn (w H_2O)	pH	6	6,40-7,30	6,90	I
Wapń (CaO)	% s.m.	5	4,06-6,79	4,93	
Magnez (MgO)	mg/kg	3	0,21-0,57	0,33	
Żelazo	mg/kg	4	12160-39200	27620	
Cynk	mg/kg	6	942-4700	2578	PK
Miedź	mg/kg	6	79-380	245	I
Ołów	mg/kg	6	106-670	399	II
Kadm	mg/kg	6	1-37	11	II
Chrom	mg/kg	6	29-160	97	I
Nikiel	mg/kg	6	25-84	69	I
Wilgotność	%	32	19,1-46,7	26,1	I
Zawartość szkła	%	32	0,52-5,10	1,28	III

Porównując wyniki z liczbami granicznymi dla gleb terenów zurbanizowanych (tab. 4), stwierdzić można, że zawartość składników w tym materiale nie zawsze gwarantuje bezpieczeństwo dla środowiska nawet na terenach nieuprawnych.

Tab. 4. Dopuszczalna i toksyczna zawartość Zn, Cd, Pb, Cu i As w glebach [Eikmann i inni 1993]

Użytkowanie	Ocena	Zn	Cd	Pb	Cu	As
Gleba przydatna do każdej funkcji	czysta	150	1	100	50	20
Place zabaw dziecięcych	dopuszczalne	300	2	200	50	20
	toksyczne	2000	10	1000	250	50
Ogródki przydomowe i działki	dopuszczalne	300	2	300	50	40
	toksyczne	600	5	1000	200	80
Użytki rolne	dopuszczalne	300	2	500	50	40
	toksyczne	600	5	1000	200	50
Ekosystemy nierolnicze	dopuszczalne	300	5	1000	50	40
	toksyczne	600	10	2000	200	60
Parki i tereny rekreacyjne	dopuszczalne	1000	4	500	200	40
	toksyczne	3000	15	2000	600	80
Tereny przemysłowe nieutwardzone	dopuszczalne	1000	10	1000	300	50
	toksyczne	3000	20	2000	1000	150
Tereny przemysłowe utwardzone lub zadarnione	dopuszczalne	1000	10	1000	500	50
	toksyczne	3000	20	2000	2000	2000

Tabela 5, opracowana na podstawie licznych badań i doświadczeń przez Hermsa i Brümmera [1980], ilustruje zagrożenie. Przy obniżeniu się pH gleby rozpuszczalność metali ciężkich, a szczególnie kadmu i cynku wzrasta wielokrotnie. Wiąże się to z takim samym wzrostem ich toksyczności. Nawet mieszczące się w normach zanieczyszczenia mogą na wiele lat wywołać pogorszenie się środowiska glebowego, zwłaszcza przy wielokrotnym stosowaniu kompostu z odpadów.

Tab. 5. Dopuszczalna zawartość Zn, Cd, Ni, Cu i Pb w glebach przy pH 3-7 w zależności od zawartości metali ciężkich w roztworze glebowym [Herms i Brümmer 1980]

Pierwiastek	Koncentracja graniczna [mg/dm^3]	Dopuszczalne zawartości [mg/kg] przy pH:				
		3	4	5	6	7
Zn	1	< 20	20	40	100	300
Cd	0,01	< 0,1	< 0,1	0,3	0,5	2,5
Ni	0,2	<< 50	<< 50	< 50	50	50
Cu	0,4	15	40	100	100	100
Pb	1	90	200	200	200	200

Wartość osadów ściekowych jako nawozów

Osady ściekowe przed ich wykorzystaniem muszą być zazwyczaj odwodnione na poletkach lub urządzeniach mechanicznych. Wyjątek stanowi ich użycie jako dodatku do kompostowania odpadów bytowo-gospodarczych. Pełnią wtedy rolę nawilżenia odpadów oraz w pewnym stopniu „zaczynu" fermentacji.

Wartość samych osadów ściekowych pod względem nawozowym jest z reguły wysoka. Są po uzupełnieniu potasu doskonałym substytutem nawozów organicznych. Podobnie jak w przypadku kompostów z odpadów komunalnych, istnieją dwie główne przeszkody w ich powszechnym stosowaniu. Pierwszą i najważniejszą jest fakt, że w osadach z oczyszczalni miejskich występuje często znaczna koncentracja metali ciężkich. Ich obecność spowodowana jest głównie przez ścieki przemysłowe. Osady z oczyszczalni miejscowości o charakterze wybitnie mieszkalnym mają stężenia metali ciężkich niskie, nie przeszkadzające w stosowaniu ich w szerokim zakresie jako nawozów.

Drugim czynnikiem, stanowiącym pewne zagrożenie przy stosowaniu osadów do nawożenia, są występujące w nich jaja pasożytów i przetrwalników bakterii. Ryzyka zakażenia można uniknąć na drodze ich odkażenia różnymi sposobami lub przestrzegając dopasowanego do utylizacji osadów zmianowania roślin. W pierwszym roku po zastosowaniu osadów ściekowych nie można uprawiać roślin spożywanych na surowo przez ludzi lub używanych na karmę dla zwierząt.

Dość szeroko realizowany program budowy oczyszczalni ścieków dostarczy dużo osadów ściekowych. W wielu miejscowościach jest szansa, że będą to materiały o niskiej koncentracji zanieczyszczeń pochodzenia przemysłowego, a więc cenne nawozy organiczne.

Wykorzystanie gleb zanieczyszczonych do produkcji roślin przemysłowych

Na terenach Środkowego Nadodrza występują obszary gleb, na których uprawa wielu roślin jest ryzykowna z uwagi na silne zanieczyszczenie metalami ciężkimi, skażenie organiczne, podtopienie i zalewanie. Należą do nich przede wszystkim:

- Gleby zanieczyszczone ołowiem i miedzią w okolicach hut miedzi w Głogowie i Legnicy oraz wkoło składowisk odpadów flotacyjnych.
- Tereny przyległe do dróg o silnym natężeniu ruchu samochodowego oraz wkoło planowanych autostrad A-2, A-3 i A-4.
- Tereny wkoło wysypisk i składowisk.
- Obszary często zalewane wodami powodziowymi.

Gleby takich terenów są nieprzydatne do uprawy typowych roślin rolniczych czy ogrodniczych, ale dzięki często wysokiej żyzności można na nich uprawiać rośliny dla celów niekonsumpcyjnych, przemysłowych.

Pierwszym, stosunkowo dużym kompleksem gleb o wysokiej produktywności jest obszar strefy ochronnej około 5000 ha wkoło Huty Miedzi „Głogów". Przeważają tam gleby bardzo dobre, 2 i 3 kompleksu przydatności rolniczej, typu brunatnego i czarnoziemnego, wytworzone z utworów lessopodobnych (Wzgórza Dalkowskie) i osadów rzeki Odry. Nadają się szczególnie dobrze do produkcji rzepaku na olej dla celów technicznych, w tym na paliwa do pojazdów mechanicznych. W regionie tym uzyskuje się wysokie plony rzepaku.

Połowa wymienionego obszaru jest zasadzona drzewami. Przeważają monokultury topoli. Obecnie część drzew na skutek nadmiernego zagęszczenia trzeba usunąć. Materiał ten nadaje się na papierówkę. Bardzo dobrze na tym terenie udaje się tez uprawa konopi.

Podobne gleby, na mniejszym obszarze strefy ochronnej występują wkoło Huty Miedzi „Legnica".

Oprócz roślin typowo przemysłowych, na tych glebach jest możliwa produkcja nasienna roślin rolniczych. Bardzo dobrze udaje się w tych okolicach uprawa konopi i lnu.

Na obszarach o glebach nieco słabszych, ale niezbyt suchych, do roślin przemysłowych nie reagujących nadmiernie na zanieczyszczenie należą len i konopie. Szczególnie w uprawie lnu rolnictwo polskie miało do połowy lat 80-tych przodującą pozycję. W okresie transformacji ustrojowej napływ ogromnej masy tanich materiałów włókienniczych spowodował regres tej gałęzi produkcji rolnej.

Produkcja wikliny wiąże się z terenami wilgotnymi o nieustabilizowanych z reguły stosunkach wodnych. Często gleby tych terenów są zalewane lub podtapiane, co utrudnia ich wykorzystanie dla celów rolniczych. Korzystne warunki do uprawy wierzby wikliniarskiej występują w dolinach rzek Odry, Bobru, Nysy, Lubrzy, Warty, Noteci i Obry. Również obniżenia terenowe, jak Obniżenie Obrzańskie, Kotlina Kargowska, Obniżenie Gubińskie, Kotlina Gorzowska mają warunki korzystne do uprawy wikliny. Dodatkową zaletą uprawy wikliny jerst możliwość wykorzystania jej plantacji do oczyszczania ścieków, tzw. oczyszczalnie korzeniowe.

Tereny pojezierzy są bogate w trzcinę, przydatną do produkcji mat o różnym przeznaczeniu.

Literatura

1. EIKMANN Th., KLOKE A., EIKMANN S.: *Environmental, medical and toxicological assessment of soil contamination*. „Contaminated Soil'93" vol.I., F. Arendt, G.J. Annokkee, R. Bosman, W.J. van den Brink(ed.) Kluwer Academic Publishers, 327-336, 1993
2. GREINERT H.: *Ochrona gleby*. Wyższa Szkoła Inzynierska w Zielonej Górze 1992
3. GREINERT H., DRAB M.: *Możliwość wykorzystania kory sosnowej w uprawie pomidorów szklarniowych*. Zeszyty Naukowe WSI w Zielonej Górze, Nr 74, 117-130,1984
4. HERMS U., BRÜMMER G.: *Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadium und Blei im Böden und Kompostierten Siedlungsabfällen*. Landwirtsch. Forsch., 33, 408-423, 1980
5. JĘDRCZAK A.: *Kompostowanie odpadów w otwartych komorach kompostowych z napowietrzaniem w Zielonej Górze*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, T. LXIX, Nr 2, 37-40, 1995
6. REUTER G.: *Improvement of sandy soils by clay-substrate application*. Applied Clay Science, 9, 107-120, 1994

POSIIBILITY ESTIMATION OF ORGANIC WASTES AND PLANT PRODUCTS MANAGEMENT FROM THE POLLUTED AREAS OF MIDDLE-ODRA LAND

Keywords: organic wastes, industrial plants, contaminated grounds

S u m m a r y

Middle Odra Land this one of Polish regions, which being in considerable degree afforested, they possess still the large surface of fallows and the fallow lands, also on soils the good classes. These in turn are partly defective with point of sight of chemism (the dirt, mainly with heavy metals and more seldom the derivatives of petroleum). This shows on searches necessity for these terrains of sensible way of the use implements. If the weakest soils should be still afforested, the better ones should be farmed, using technical plants - not designed on consumption. Moreover, from considerable widespread vegetation, wastes masses are produced in high amounts (bark, sawdusts, green mass). These materials should be used in agriculture, forestry and gardening, after analytic proof their usefulness.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

ANDRZEJ GREINERT, HENRYK GREINERT *

WPŁYW WYLEWU SŁONYCH WÓD POPRODUKCYJNYCH NA GLEBY LEŚNE W OKOLICACH GŁOGOWA

Słowa kluczowe: zosolenie, gleby leśne, skażenie gleb

S t r e s z c z e n i e

Obszary europejskie są w znacznym stopniu zantropogenizowane, nawet na obszarach użytkowanych przyrodniczo. Jednym z wszechobecnych elementów są w tym zakresie sieci przesyłowe. Jednymi z groźniejszych są rurociągi przesyłające ciecze nieobojętne dla środowiska przyrodniczego. Do takich należą linie przesyłowe zasolonych wód kopalnianych, kierowanych na wylewiska. Rozszczelnienia tych rurociągów powoduje dewastację środowiska gruntowo-wodnego, flory i fauny. Problemem jest czas oddziaływania. Trzeba pamiętać, że przebieg tych linii jest na ogół podziemny, a efekty rozszczelnienia widać dopiero po zamieraniu roślin głębiej korzeniących się. W tym czasie gleby i ich materiały macierzyste są w znacznym stopniu zmienione chemicznie i fizycznie. Zmniejsza się przepuszczalność gleb, zwiększa przewodnośc elektryczna, degradacji ulega sorpcja glebowa, a równowaga jonowa ulega daleko posuniętemu naruszeniu.

Opis terenu badań

Objęte tematem pracy, dwa obiekty badań zlokalizowane są na terenie Nadleśnictwa Głogów, około 10 km i 15 km na południe od miasta Głogowa. Obiekt „Bądzów" w gminie Jerzmanowa znajdujący się przy drodze z Jerzmanowej do Bądzowa tworzy rębnia całkowita, granicząca z polem uprawnym. Obiekt „Kaźmierzów" znajdujący się przy gospodarczej drodze leśnej, składa się z części starego drzewostanu i nowo założonej uprawy. Należy do gminy Polkowice. Charakteryzowany teren zlokalizowany jest w strefie moreny czołowej zlodowacenia środkowopolskiego, na południowo-wschodnim skraju Wzgórz Dalkowskich. Wzgórza te pod względem hydrograficznym stanowią

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

wododział, oddzielający cieki bezpośrednio spływające w kierunku Odry od zlewni rzeki Szprotawy. Opisywany obszar jest dość silnie pofalowany. Obiekty badań znajdują się na wysokości 165-170 m n.p.m.

Klimat okolic Głogowa cechuje dość niska ilość opadów rocznych, rzędu 500-550 mm. Średnia temperatura roczna mieści się w przedziale 8,0-8,2 ^{O}C. Trwałość pokrywy śnieżnej nie przekracza średnio 40 dni. Okres wegetacyjny jest stosunkowo długi – 224 dni. Skały glebotwórcze Wzgórz Dalkowskich są stosunkowo bogate. W charakteryzowanym terenie nie występują typowe dla znacznej części tej krainy utwory pyłowe. Przeważają tutaj utwory zwięzłe: gliny ciężkie, średnie i lekkie. Taka mozaikowatość skał jest charakterystyczna dla strefy moreny czołowej. Z cech szczególnych omawianych skał glebotwórczych należy wymienić obecność znacznej ilości kamieni o zróżnicowanej średnicy.

Pod względem typologicznym przeważają gleby brunatne, wyługowane, wytworzone z glin zwałowych zlodowacenia środkowopolskiego. Są to utwory powierzchniowo odwapnione. Ich mała przepuszczalność powoduje, że często w profilu można spotkać poziom odgórnego oglejenia (redukcji związków w okresie głównie wiosennym), a w obniżeniach - poziom glejowy, spowodowany stagnującą wodą gruntową. W obniżeniach można spotkać gleby typu glejowego, często z początkiem torfienia poziomu A1. Mała przepuszczalność wodna i powietrzna gleb oraz znaczny udział procesów beztlenowych w profilach sprawia, że gleby omawianych terenów nie są tak odporne na stresy środowiskowe, jak można byłoby oczekiwać na podstawie ich zasobności w składniki i zdolności sorpcyjnych.

Na terenie obu obrębów: Bądzów i Kaźmierzów zniszczone powierzchnie były uprzednio porośnięte głównie sosną zwyczajną o różnym wieku, od 20 do 120 lat, ze znaczną domieszką drzew liściastych. Podszycie jak i runo leśne były bogate. W najniższych miejscach terenu występowała roślinność charakterystyczna dla początkowego stadium sukcesji bagiennej.

Obręb Bądzów, Oddział nr 143, Odkrywka nr 2

Rębnia całkowita. Z powodu uschnięcia roślinności leśnej wycięto wszystkie drzewa. Obecnie na całkowicie zniszczonej powierzchni pojawiły się nowe rośliny: trzcinnik piaskowy, kłosówka wełnista, sit rozpierzchły, rdest kolankowy, ostrożeń polny, ostrożeń warzywny, wierzbówka. Na powierzchni gleby warstwa martwej roślinności zielnej.

Opis odkrywki:

0-10 cm - A_O - ściółka leśna, wilgotna, włóknista

10-20 cm - ił barwy żółtej, wilgotny, silnie kleisty

20-30 cm - glina ciężka barwy żółtej z plamami brunatnymi, wilgotna

30-60 cm - glina ciężka szara z brunatnymi plamami, wilgotna

60-100 cm - glina ciężka barwy zielonkawo-niebieskiej, mokra, silnie klejąca.
Obręb Kaźmierzów, Oddział nr 172, Odkrywka nr 3

Uszkodzone przez solankę (uschnięte) sosny i brzozy na skraju lasu sosnowego. Zniszczenia widoczne w kierunku S i N wzdłuż zarośniętego rowu. Około 30 m od studni kontrolnej z kręgów betonowych na S zastoisko wód z uschniętymi drzewami.

Opis odkrywki:
0-5 cm - poziom darniowy - martwa darń z traw, głównie trzcinnika barwy ciemnoszarej, słabo wilgotna
5-20 cm - glina ciężka rdzawobrunatna, mokra, bardzo silnie przywierająca do szpadla
20-50 cm - glina lekka barwy brunatnej, mokra, lepka
50-70 cm - glina lekka, brunatna, mokra z wkładkami żwiru gliniastego
70-120 cm - glina lekka, brunatna, mokra
120-140 cm - glina lekka, oglejona, barwy sinozielonej, mokra
140-160 cm - glina średnia sinozielona, mokra
Obręb Kaźmierzów, Oddział nr 172, Odkrywka nr 4
Opis odkrywki:
0-5 cm - A_O - ściółka leśna storfiała, ziarnista, barwy czarnej, mokra
5-20 cm - glina ciężka, brunatna z niebieskimi plamami, mokra
20-50 cm - glina ciężka brunatna, w 50% oglejona (niebieskie plamy), mokra
50-90 cm - glina ciężka, silnie oglejona, niebieska, mokra

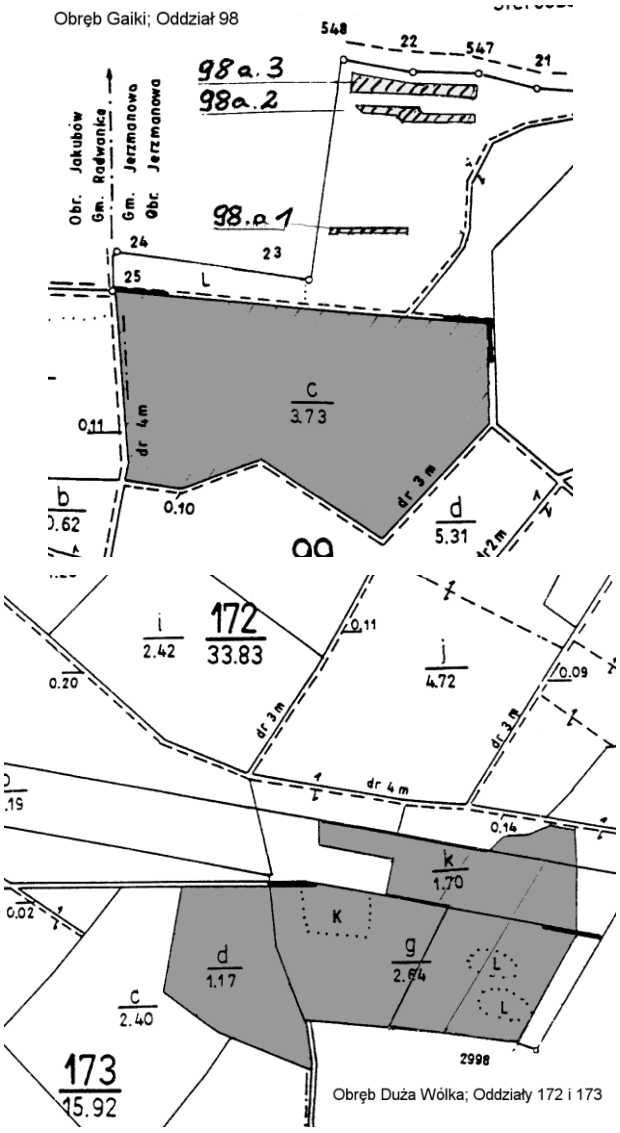
Rys. 1. Profil glebowy typowej gleby dla opisywanego obszaru
Fig. 1. Soil section of the typical soil for described area

Z odkrywki wydobywa się zapach gnilny, świadczący o warunkach beztlenowych.

Po zalaniu wodami z rurociągu kopalni, wyginęły wszystkie rośliny na terenie, na który nastąpiło rozlanie słonej wody. Po sześciu miesiącach od awarii, w najniższych miejscach na terenie obrębu Kaźmierzów stały jeszcze kałuże słonej wody, a teren w ich obrębie i wokół pozbawiony był jakiejkolwiek roślinności. W wyższych partiach, gdzie woda nie stagnuje zaczynają się rozwijać dość intensywnie: trzcinnik, mietlica i sit rozpierzchły. Na terenie obrębu Bądzów woda powierzchniowa w okresie badań (18.08.1997) nie stagnowała, ale najniższe miejsca jeszcze były pozbawione jakiejkolwiek roślinności. Na warstwie obumarłych źdźbeł traw widoczne były kryształki soli. Na większości zalanego terenu, gdzie woda nie stagnowała, pojawiły się na porębie różne rośliny, jak ostrożeń polny, ostrożeń warzywny, krwawnik, szczaw polny, rdest kolankowaty wierzbówka, trzcinnik, kłosówka wełnista, sit rozpierzchły, jeżyna. Świadczy to o wypłukaniu soli z warstwy powierzchniowej gleby, co pozwala na wzrost roślin płytko korzeniących się.

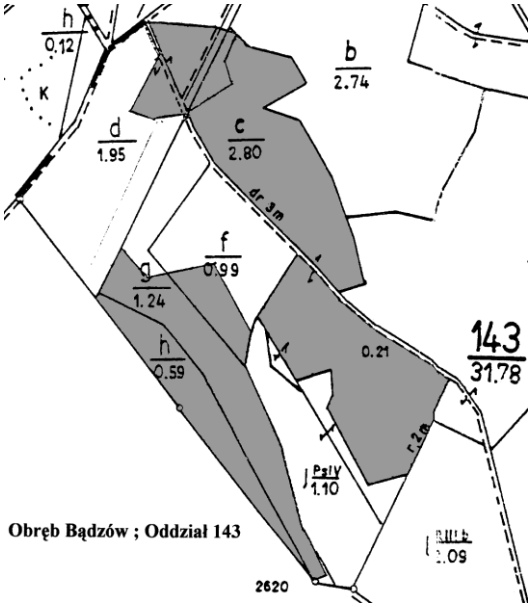
Metodyka badań

W celu zbadania profili glebowych pod kątem możliwości pionowego przemieszczania się wód zasolonych wykonano na skażonym przez te wody terenie 4 profile glebowe. Po ich opisie pobrano próbki do analiz z charakterystycznych poziomów. Ponadto do celów porównawczych pobrano próbki glebowe z podobnych gleb, nie zasolonych (lokalizacja – rys. 2). W celu uzyskania uśrednionych wyników dla badanych obszarów pobrano też przy pomocy laski Egnera próbki zbiorcze. Stosowano metody laboratoryjne powszechnie przyjęte w gleboznawstwie, zebrane w opracowaniu technik analitycznych w stosunku do gleb PIOŚ. Skład mechaniczny oznaczono metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego, straty na żarzeniu w piecu muflowym (metodą wagowego określenia), pH-H_2O i pH-KCl - potencjometrycznie, przewodność elektryczną (EC) – konduktometrycznie po ekstrakcji prób glebowych wodą destylowaną w stosunku wagowym gleby do wody równym 1:2, Ca, K i Na - metodą spektrofotometrii płomieniowej, Cl - miareczkowo (metodą argentometryczną), Mg – metodą absorpcji atomowej (AAS FL), SO_4^{2-} - metodą nefelometryczną. Składniki w próbach wód oznaczano analogicznie do badań składników w wyciągach wodnych składników glebowych. Przepuszczalność wodną oznaczono metodą Kopecky'ego.



Rys. 2a. Lokalizacja obiektów badawczych (obszary objęte wylewem solanki oznaczono szarym kolorem)

Fig. 2a. Localization of the investigated objects (overflowed with salt mine-waters areas marked with grey color)



Rys. 2b. Lokalizacja obiektów badawczych (obszary objęte wylewem solanki oznaczono szarym kolorem)

Fig. 2b. Localization of the investigated objects (overflowed with salt mine-waters areas marked with grey color)

Charakterystyka wód produkcyjnych, które na skutek awarii zalały powierzchnie leśne

Wyniki analiz wód produkcyjnych, świadczą o bardzo wysokiej koncentracji chlorku sodu. Efekt zasolenia podwyższają jeszcze chlorki i siarczany magnezu oraz wapnia (tab. 1). Baran i Turski [1996] umieszczają zawartość soli w roztworze wodnym jak opisano w tabeli 1 w kategorii „bardzo duża", o bardzo dużej szkodliwości dla roślin (powyżej 4,2 g soli·dm^{-3}). Tak wysokiego stężenia soli nie wytrzymują rośliny, ani organizmy zwierzęce. Nawet uznawane za odporne na zasolenie podłoża wiązy (*Ulmus*), jesiony (*Fraxinus*), topole (*Populus*), robinie (*Robinia*) i klony (*Acer*) [Kuznetsov 1999], nie są w stanie żyć w stagnującym roztworze o podanych wyżej właściwościach. Stąd miała miejsce tak gwałtowna letalna reakcja roślinności, obserwowana na obszarze dotkniętym awaryjnym wypływem solanki. O przetrzymaniu zasolenia przez niektóre rośliny odporniejsze na sól można by mówić przy 100-krotnym rozcieńczeniu zasoleniu wody, transportowanej przez rurociąg.

Tab. 1. Analiza chemiczna wód kopalnianych, które spowodowały zasolenie gleb opisywanego terenu (KGHM Polska Miedź S.A. Oddział Polkowice-Sieroszowice)

Tab. 1. Chemical analysis of mines' waters, which caused salinity of soils on described terrain (KGHM Polish Copper S.A. Branch Polkowice-Sieroszowice)

Sampling date (Data pobrania próbki)		25.07.1997
EC (Przewodnictwo właściwe)	$mS \cdot cm^{-1}$	144,30
Reaction (Odczyn)	pH	6,92
Total hardness (Twardość ogólna)	st. niem.	1274,92
Dissolved matter content (Zawartość ciał rozpuszczonych)	$mg \cdot dm^{-3}$	151120,00
Dissolved mineral matter content (Zawartość mineralnych ciał rozpuszczonych)	$mg \cdot dm^{-3}$	143160,00
Chlorides content (Zawartość chlorków)	$mg\ Cl \cdot dm^{-3}$	88829,40
Sulfides content (Zawartość siarczanów)	$mg\ SO_4^{2-} \cdot dm^{-3}$	1646,82
Sodium content (Zawartość sodu)	$mg\ Na \cdot dm^{-3}$	47680,00
Calcium content (Zawartość wapnia)	$mg\ Ca \cdot dm^{-3}$	7323,43
Magnesium content (Zawartość magnezu)	$mg\ Mg \cdot dm^{-3}$	1069,90
Zinc content (Zawartość cynku)	$mg\ Zn \cdot dm^{-3}$	1,50
Lead content (Zawartość ołowiu)	$mg\ Pb \cdot dm^{-3}$	9,20
Electrolytes balance: anions (Bilans elektrolitów: aniony)	$mval \cdot dm^{-3}$	2537,39
Electrolytes balance: cations (Bilans elektrolitów: kationy)	$mval \cdot dm^{-3}$	2537,99

W stosunku do glebowych organizmów zwierzęcych, wielu autorów wskazuje na nieduże zdolności przeciwstawiania się pobieraniu jonów rozpuszczonych w wodzie. Pokarzhevskii i Zhulidov [1995] stwierdzili przy zawartości 1673 ppm Cl w suchej masie czarnoziemu, obecność 1652-1960 ppm Cl w ciele dżdżownic, 1227-1645 ppm Cl – ślimaków, 1650-1875 ppm Cl – chrząszczy, 2193-2618 ppm Cl – owadów dwuskrzydłych.

Dodatkowo zauważono, że zasolone liście drzew i uschnięta trawa, nie ulegają rozkładowi z powodu braku działalności mikroorganizmów.

Oprócz negatywnego wpływu rozpuszczalnych soli, inne składniki wód produkcyjnych nie stanowią dla gleb zagrożenia.

Wpływ wylewu solanki na gleby

Wyniki analiz laboratoryjnych wykazały ilościową przewagę utworów zwięzłych, glin ciężkich i średnich w badanych glebach. Jednocześnie występują

w nich utwory mniej zwięzłe, gliny lekkie, piaski gliniaste, a nawet luźne. Tym można tłumaczyć zasolenie gleby praktycznie w całym profilu. Nierównomiernie ułożone utwory luźniejsze tworzą w utworach zwięzłych „okna hydrologiczne", którymi woda i zanieczyszczenia solne mogą się przemieszczać znacznie szybciej niż wynikałoby to ze współczynników filtracji dla przeważającej masy utworów mało przepuszczalnych (tab. 2). Innymi drogami rozprzestrzeniania się wód słonych są występujące w dużych ilościach pionowe i poziome makropory po spróchniałych korzeniach, a także soczewki piaszczyste, żwirowe i wolne przestrzenie wokół kamieni.

Tab. 2. Skład granulometryczny i współczynniki filtracji gleb na obszarach objętych badaniami

Tab. 2. Mechanical composition and filtration coefficients „k" of soils on the areas under investigation

Lp. (No.)	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	Skład granulometryczny (Mechanical composition)						Współczynnik filtracji k (Filtration coefficients) cm ·sek^{-1}
				1-0,1 mm	0,1-0,05 mm	0,05-0,02 mm	0,02-0,006 mm	0,006-0,002 mm	<0,002 mm	
				%						
1	porównawcza (control)		0-10	47	22	9	12	2	8	-
2	porównawcza (control)		10-30	49	13	15	13	4	6	-
3	Gaiki	98	0-20; zbiorcza	66	11	9	8	2	4	-
4			0-25	63	7	9	9	5	7	-
5			25-50	68	6	6	5	3	12	-
6			50-70	41	9	9	7	5	29	-
7	Bądzów "I"	143	0-20; zbiorcza	51	10	17	12	1	9	-
8			10-20	8	0	2	6	15	69	$2 \cdot 10^{-6}$
9			20-30	20	3	4	8	12	52	$2{,}5 \cdot 10^{-6}$
10			30-60	10	2	2	8	24	54	$5 \cdot 10^{-6}$
11			60-100	28	4	7	8	20	33	$5 \cdot 10^{-5}$

12	Bądzów "II"	143	0-20; zbior-cza	-	-	-	-	-	-	-
13			0-20	-	-	-	-	-	-	-
14			20-30	83	6	6	5	0	0	$5 \cdot 10^{-2}$
15			30-50	88	5	4	2	0	1	$3 \cdot 10^{-2}$
16	Kaźmierzów	172	0-20; zbior-cza	46	11	10	11	5	17	-
17			0-5	41	10	13	13	7	13	$5 \cdot 10^{-5}$
18			5-20	41	7	6	10	9	27	$4 \cdot 10^{-5}$
19			20-50	70	6	3	8	5	8	$6 \cdot 10^{-4}$
20			50-70	73	4	6	4	2	11	-
21			120-140	59	10	9	7	5	10	-
22			140-160	42	8	8	12	7	23	-
23	Kaźmierzów	173	0-20; zbior-cza	25	10	17	12	11	25	-
24			0-5	-	-	-	-	-	-	-
25			5-20	23	8	16	16	11	26	$5 \cdot 10^{-5}$
26			20-50	14	14	1	13	11	47	-
27			50-70	24	5	9	13	10	49	-
28			70-90	15	4	6	10	7	58	$5 \cdot 10^{-6}$

Ilość anionów chlorkowych (tab. 4) oraz kationów sodu (tab. 5) wzrosła w glebie wielokrotnie. Znacznie wzrosło przewodnictwo elektryczne (tab. 3). Zjawiskom tym towarzyszyło znaczne podniesienie odczynu (tab. 3), co jest charakterystyczne dla większości obserwowanych przykładów zasolenia gleb. Ze względu na krótkotrwałe występowanie w glebach właściwości gleb słonych – rozpoznanie awarii automatycznie pociągnęło za sobą decyzję niezwłocznej rekultywacji celem odsolenia gleb – brak jest wskazań dla opisywania poziomów glebowych zgodnie z charakterystyką poziomu diagnostycznego *natric*.

W pracy rozpatruje się je jedynie jako zanieczyszczenie gleb leśnych awaryjnym wypływem solanki.

Tab. 3. Odczyn i przewodność elektryczna gleb na obszarach objętych badaniami

Tab. 3. Reaction and electric conductivity of soils on the areas under investigation

Lp. (No.)	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	pH-H_2O	pH-KCl	Przewodnictwo elektryczne (EC) $\mu S \cdot cm^{-1}$
1	porównawcza (control)		0-10	4,89	3,88	190
2	porównawcza (control)		10-30	4,61	3,91	210
3	Gaiki	98	0-20; zbiorcza	7,31	7,48	510
4			0-25	7,65	7,20	780
5			25-50	6,87	6,32	780
6			50-70	6,77	5,48	2010
7	Bądzów "I"	143	0-20; zbiorcza	6,72	6,25	3360
8			10-20	4,39	3,43	6415
9			20-30	4,68	3,93	7790
10			30-60	5,43	4,38	5080
11			60-100	5,94	4,77	3120
12	Bądzów "II"	143	0-20; zbiorcza	-	-	-
13			0-20	5,03	4,87	15150
14			20-30	6,03	5,04	2640
15			30-50	6,35	5,57	3510
16	Kaźmierzów	172	0-20; zbiorcza	6,80	5,98	1260
17			0-5	6,94	5,91	1185
18			5-20	7,55	6,33	990
19			20-50	7,94	6,97	750
20			50-70	7,74	7,05	1310
21			120-140	7,51	6,76	1780
22			140-160	7,12	6,06	1100
23	Kaźmierzów	173	0-20; zbiorcza	5,19	4,27	3815
24			0-5	5,04	4,61	12020

25			5-20	5,74	4,72	2665
26			20-50	5,33	4,16	3070
27			50-70	4,93	4,14	4200
28			70-90	4,73	3,79	5625
29	Kaźmie-	172	woda 1	6,70	-	14340
30	rzów	173	woda 2	2,93	-	13270

Tab. 4. Zawartość chlorków, siarczanów oraz straty na żarzeniu w glebach obszarów objętych badaniami

Tab. 4. Chlorides and sulfides content and lost on the combustion of soils on the areas under investigation

Lp.	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	chlorki (chlorides)	siarczany (sulfides)	Straty na żarzeniu (LOC)
				$mg \cdot kg^{-1}$ s.m.		%
1	porównawcza (control)		0-10	100	130	3,19
2	porównawcza (control)		10-30	200	110	-
3	Gaiki	98	0-20; zbiorcza	40	139	0,54
4			0-25	80	77	0,09
5			25-50	80	226	0,06
6			50-70	190	221	0,18
7	Bądzów	143	0-20; zbiorcza	600	145	3,48
8			10-20	1200	120	-
9			20-30	1400	135	-
10			30-60	1100	125	-
11			60-100	1000	90	-
12	Bądzów	143	0-20; zbiorcza	-	140	-
13			0-20	2800	125	26,68
14			20-30	800	105	-
15			30-50	1100	105	-
16	Kaźmierzów	172	0-20; zbiorcza	500	115	4,35
17			0-5	600	135	8,12
18			5-20	600	120	-
19			20-50	700	120	-
20			50-70	700	110	-

21			120-140	800	95	-
22			140-160	1100	110	-
23	Kaźmierzów	173	0-20; zbiorcza	1200	130	12,47
24			0-5	2200	135	35,38
25			5-20	1000	120	-
26			20-50	1100	120	-
27			50-70	1200	110	-
28			70-90	1500	115	-
29	Kaźmierzów	172	woda 1	2000	10	-
30		173	woda 2	2100	15	-

Tab. 5. Kategorie degradacji gleb według zasolenia (Baran i Turski 1996)
Tab. 5. Categories of soil degradation caused by salinization (Bara and Turski 1996)

Kategoria (Category)	Przewodnictwo elektryczne (EC) $mS \cdot cm^{-1}$	Wrażliwość roślin (Plants sensitivity)
gleba naturalna (natural soil)	< 2,0	nie reagują (less of reaction)
degradacja słaba (weak degradation)	2,0 – 4,0	reagują niektóre (reaction of some plant species)
degradacja średnia (mean degradation)	4,0 – 8,0	reaguje większość (reaction of majority of plants)
degradacja silna (heavy degradation)	8,0 – 16,0	tolerują niektóre (toleration os some plant species)
degradacja bardzo silna (very heavy degradation)	> 16,0	rośliny giną (plants dieback)

Uwagę zwraca zróżnicowanie rozkładu EC w profilach glebowych. W obrębie Bądzów, największym przewodnictwem elektrycznym charakteryzują się poziomy glebowe do 20-30 cm głębokości. Świadczy to niewątpliwie o ograniczonej migracji solanki w profilu. Inaczej sytuacja przedstawia się w Obrębie Kaźmierzów, gdzie bardziej złożona budowa profilu glebowego przyniosła efekt w postaci nierównomiernego rozkładu EC. Bez wątpienia doszło tutaj do silniejszej penetracji profili glebowych przez wody zasolone. Jeszcze wyraźniej świadczy o tym zestawienie ww. wyników z przewodnictwem elektrycznym wód zastoiskowych, gromadzących się w zagłębieniach terenu na opisywanych obszarach. Tok wnioskowania potwierdzają wyniki zawartości chlorków

w poszczególnych poziomach glebowych, brak natomiast podstaw do analogicznego podejścia do rozkładu jonów siarczanowych w profilach glebowych.

Kompleks sorpcyjny gleb został w znacznym stopniu wysycony sodem (tab. 6, 7). Analizując jednak wskaźnik Na/S w odniesieniu do EC i zawartości chlorków i siarczanów w glebach wyraźne jest, że większość soli w momencie badań znajdowała się w roztworze glebowym i w formie wytrąconej poza kompleksem sorpcyjnym. Jest to typowe dla analiz wykonywanych niedługo po zaistnieniu sytuacji awaryjnej. Istotnym faktem, wskazującym na konieczność indywidualnego podejścia do zjawisk zachodzących w skomplikowanych układach przyrodniczych, jest duża różnica w wysyceniu kompleksu sorpcyjnego gleb w Oddziałach 172 i 173 Obrębu Kaźmierzów. U podstaw takiego wyniku leży zróżnicowanie rzeźby terenu, czego efektem jest nie zobojętnienie pierwotnej kwasowości hydrolitycznej przez alkalizująco działającą solankę.

Tab. 6. Właściwości sorpcyjne gleb obszarów objętych badaniami
Tab. 6. Sorption properties of soils on the areas under investigation

Lp.	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	Hh	S	T	V	Na/S
				cmol $\cdot kg^{-1}$				%
1	porównawcza (control)		0-10	4,87	1,15	6,02	19,08	26,50
2	porównawcza (control)		10-30	2,02	0,61	2,63	23,23	42,67
3	Gaiki	98	0-20; zbiorcza	1,10	3,10	4,20	73,81	11,15
4			0-25	1,30	4,50	5,80	77,59	16,18
5			25-50	1,30	6,10	7,40	82,43	24,78
6			50-70	5,60	9,20	14,80	62,16	40,26
7	Bądzów	143	0-20; zbiorcza	0,30	16,51	16,81	98,21	22,92
8			10-20	4,20	29,76	33,96	87,63	36,53
9			20-30	2,32	38,90	41,22	94,37	55,88
10			30-60	2,25	27,71	29,96	92,49	24,32
11			60-100	0,97	17,73	18,70	94,81	22,07
12	Bądzów	143	0-20; zbiorcza	-	117,84	117,84	100,00	23,98
13			0-20	4,12	57,49	61,61	93,31	37,81
14			20-30	-	3,59	3,59	100,00	60,52
15			30-50	-	3,94	3,94	100,00	60,69

16	Kaźmierzów	172	0-20; zbiorcza	1,20	5,56	6,76	82,26	46,88
17			0-5	-	80,11	80,11	100,00	5,43
18			5-20	-	17,39	17,39	100,00	13,75
19			20-50	-	15,12	15,12	100,00	10,64
20			50-70	-	18,37	18,37	100,00	9,46
21			120-140	-	12,14	12,14	100,00	14,33
22			140-160	0,22	12,11	12,33	98,22	10,05
23	Kaźmierzów	173	0-20; zbiorcza	5,32	8,91	14,23	62,61	36,61
24			0-5	6,98	27,68	34,66	79,86	36,91
25			5-20	3,67	8,87	12,54	70,74	39,21
26			20-50	5,40	9,46	14,86	63,66	34,48
27			50-70	6,52	9,61	16,13	59,58	33,93
28			70-90	8,32	9,66	17,98	53,73	33,75

Tab. 7. Zawartość jonów $Ca^{++,}$ K^{+}, Na^{+} i Mg^{++} w glebach obszarów objętych badaniami

Tab. 7. $Ca^{++,}$ K^{+}, Na^{+} and Mg^{++} ions content in soils on the areas under investigation

Lp.	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	Ca		K		Na		Mg
				0,1m HCl	H_2O	0,1m HCl	H_2O	0,1m HCl	H_2O	0,1m HCl
				me · $100g^{-1}$						
1	porównawcza (control)		0-10	0,15	0,05	0,13	0,03	0,30	0,04	0,57
2	porównawcza (control)		10-30	0,13	0,05	0,05	0,03	0,26	0,09	0,17
3	Gaiki	98	0-20; zbiorcza	3,35	0,00	0,12	0,01	0,43	0,28	-
4			0-25	3,70	0,03	0,13	0,05	0,74	0,46	-
5			25-50	3,70	0,00	0,13	0,13	1,26	0,57	-
6			50-70	5,95	0,01	0,24	0,04	4,17	1,00	-
7	Bądzów	143	0-20; zbiorcza	10,00	0,90	0,26	0,15	3,78	1,22	2,47
8			10-20	10,75	0,93	0,28	0,06	10,87	1,96	7,85
9			20-30	10,75	0,58	0,32	0,11	21,74	1,96	6,09

10			30-60	11,50	1,65	0,31	0,03	6,74	1,22	9,16
11			60-100	8,25	0,60	0,23	0,03	3,91	1,09	5,34
12	Bądzów	143	0-20; zbiorcza	60,50	-	3,21	-	28,26	-	25,88
13			0-20	27,50	3,25	0,21	0,12	21,74	1,83	8,05
14			20-30	1,00	0,83	0,02	0,02	2,17	0,83	0,40
15			30-50	1,00	1,20	0,02	0,03	2,39	0,98	0,53
16	Kaźmierzów	172	0-20; zbiorcza	2,25	0,33	0,12	0,09	2,61	0,54	0,59
17			0-5	47,50	0,10	0,17	0,24	4,35	0,76	28,10
18			5-20	8,25	0,10	0,18	1,05	2,39	0,78	6,57
19			20-50	10,75	0,13	0,09	0,48	1,61	0,61	2,67
20			50-70	13,75	0,35	0,08	0,17	1,74	0,61	2,81
21			120-140	7,50	0,55	0,09	0,04	1,74	0,61	2,81
22			140-160	7,50	0,13	0,13	0,47	1,22	0,54	3,27
23	Kaźmierzów	173	0-20; zbiorcza	2,75	0,15	0,25	0,12	3,26	1,26	2,65
24			0-5	12,00	1,85	1,62	0,46	10,22	1,96	3,85
25			5-20	2,75	0,05	0,29	0,35	3,48	1,04	2,36
26			20-50	2,75	0,10	0,31	0,19	3,26	1,13	3,14
27			50-70	2,75	0,33	0,29	0,12	3,26	1,22	3,30
28			70-90	2,75	0,50	0,29	0,13	3,26	1,30	3,36
29	Kaźmierzów	172	woda 1	-	9	-	0,11	-	34,78	-
30		173	woda 2	-	9	-	0,11	-	36,96	-

Dyskusja wyników

W świetle literatury można przyjąć następujące wartości graniczne, których przekroczenie powoduje uszkodzenie roślin:

- przewodność właściwa - 2,0 mS · cm^{-1} [Brady 1984], to jest ok. 1300 mg soli·kg^{-1} w roztworze glebowym,
- stężenie chlorków - 200 mg · kg^{-1} gleby [Myślińska 1995],
- wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami sodu – 15% pojemności wymiennej.

Na opisywanym obszarze stwierdzono zasolenie gleb w szerokim zakresie degradacji – od naturalnego zasolenia aż po próg ginięcia roślin.

Kuznetsov i wsp. [1999] uznali za graniczną dla drzew i krzewów zawartość 0,4-0,6% soli w częściach stałych gleby. Większość z przyjmowanych wskaźników degradacji chemicznej została w badanych glebach przekroczona, niekiedy wielokrotnie.

Biorąc pod uwagę, że od wylewu wód słonych z uszkodzonych odcinków rurociągu do okresu badań upłynęło kilka miesięcy, w tym bardzo obfite w opady deszczowe lato, uzyskuje się obraz klęski ekologicznej na opisywanym obszarze. Znaczna ilość soli w wyniku spływów powierzchniowych, które zachodzą dzięki zróżnicowaniu rzeźby terenu, została w tym czasie usunięta przez wody deszczowe. W niewielkich zagłębieniach terenowych powstały zastoiska, zawierające więcej sodu oraz jonów chlorkowych niż w glebach obszarów wyżej zalegających.

Porównując poszczególne profile glebowe, można zauważyć wyraźnie wyższe zasolenie gleb w obniżeniach terenowych (profile z obrębu Bądzów i oddziału nr 173 obrębu Kaźmierzów), natomiast profile z gleb położonych w terenie wyżej, Gaiki i Kaźmierzów oddział 172, są wyraźnie mniej zasolone. Tłumaczyć to można szybszym spływem wód zasolonych z powierzchni wyniesionych wyżej w terenie. Kwaśne gleby leśne pod wpływem wód kopalnianych w znacznym stopniu odkwasiły się, a ich kompleks sorpcyjny nasycił się kationami o charakterze zasadowym. Profile Bądzów i Kaźmierzów 173 wskazują, że proces ten prawdopodobnie na skutek małej przepuszczalności wodnej tych gleb, nie dobiegł do końca – pozostała jeszcze kwasowość hydrolityczna w kompleksie sorpcyjnym.

Drugim ważnym zjawiskiem we wszystkich badanych glebach jest wytworzenie się warunków beztlenowych, zaczynając już od głębokości 30-70 cm, co opisano w literaturze jako jeden z efektów oddziaływania zasolonych wód na gleby [Marcinek i wsp. 1972]. W opisywanych obiektach doświadczalnych, przepuszczalność gleb i tak była niska, co wydatnie zwiększa poziom stresu dla rosnących na nich roślin. W wielu przypadkach od opisanych powyżej głębokości zaczyna się w glebach strefa niedostępna dla korzeni z powodu braku tlenu. Z fizjologii roślin wiadomo, że stres solny i niedobór tlenu uzupełniają się nawzajem w negatywnym oddziaływaniu na rośliny [Mendel i Kirkby 1984].

Doświadczalnie stwierdzono, że rośliny drzewne mogły przeżyć nawet wtedy, gdy znaczna część ich systemu korzeniowego znalazła się w roztworze soli, uniemożliwiającym im pobieranie wody, o ile pozostałe miały dostęp do wody niezasolonej i tlenu. Odcięcie dostępu tlenu do strefy niezasolonej oznaczało uschnięcie rośliny. Tłumaczy się to brakiem energii niezbędnej dla transportu wody. W podobnej sytuacji znalazły się drzewa z zalanych przez słone wody lasach. Roztwór soli w pierwszym rzędzie dotarł tam, gdzie było powietrze -

rozprzestrzeniał się śladem rozwoju korzeni. Wystarczyło to dla zabicia wszystkich organizmów żywych. Nie było potrzebne wysycenie całej masy glebowej solą. Stąd też niższe zasolenie niektórych warstw w badanej glebie wcale nie oznacza, że gleba jako całość jest mniej toksyczna dla roślin, niż profile bardziej równomiernie zasolone.

Proces rozkładu beztlenowego był szczególnie intensywny w glebach Oddziału 173 Kaźmierzów, gdzie w czasie wykonywania odkrywki wyraźnie odczuwalny był zapach siarkowodoru. Kwaśny odczyn wody, stagnującej w zagłębieniach na tym terenie może wynikać z reakcji utleniania tego związku w środowisku wodnym:

$$H_2S + 2O_2 \rightarrow H_2SO_4$$

Wnioski

- Zasolenie gleb o niejednorodnej budowie profilu, przy nawet niewielkim zróżnicowaniu rzeźby terenu, jest zjawiskiem o złożonym przebiegu i konsekwencjach. Efektem jest nierówny rozkład EC, zawartości jonów i wysycenia kompleksu sorpcyjnego w poszczególnych poziomach glebowych.
- Bardzo istotnym w przypadku wystąpienia zjawisk awaryjnych jak opisane w pracy, jest rozpoznanie przepuszczalności gleb i występowania w nich kanałów przyspieszonego przepływu wód zasolonych.
- Dla bezpieczeństwa środowiska przyrodniczego, a także możliwości szybkiej reakcji w zakresie rekultywacji gleb zdegradowanych przez wypływ wód słonych, najważniejszym elementem jest szybkość stwierdzenia awarii. W związku z tym należy uznać nie monitorowane podziemne rurociągi, transportujące solankę grawitacyjnie, za szczególnie niebezpieczne.
- Przytoczone wyniki badań świadczą, że efekt ekologiczny w postaci całkowitego wyginięcia flory i fauny na terenie objętym wylewem solanki, był ogromny w porównaniu z poziomem i trwałością degradacji gleb. Stąd też zjawisko awaryjnego zasolenia gleb należy uznać za jedną z ostrzejszych form intoksykacji środowiska przyrodniczego.

Literatura

1. BARAN ST., TURSKI R.: *Degradacja, ochrona i rekultywacja gleb*. Wydawnictwo AR w Lublinie 1996
2. GREINERT H.: *Ochrona gleb*. Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze 1992
3. KUZNETSOV V.V., SHEVYAKOVA N.I., KARPACHEVSKIY L.O.: *New approaches to greek plantations In megapolises. Problems to control oper the environment quality*, 223-225, Moscow 1999
4. MARCINEK J., KĘDZIORA A., SPYCHALSKI M.: *Zmiany zdolności filtracyjnych gleb pod wpływem oddziaływania słonych wód dołowych*. XIX Ogólnopolski Zjazd Naukowy PTG, 545-553, Puławy 1972
5. MENGEL K., KIRKBY E.A.: *Podstawy żywienia roślin*. PWRiL Warszawa 1983
6. MYŚLIŃSKA E.: *Laboratoryjne badanie gleby*. PWN Warszawa 1995
7. POKARZHEVSKII A.D., ZHULIDOV A.: *Halogenes in soil animal bodies: A background level*. Contaminated Soil '95, 03-404, Kluwer Ac. Publ. 1995

INFLUENCE OF SALT MINE-WATERS OVERFLOW ON THE FOREST SOILS IN GŁOGÓW REGION

S u m m a r y

European areas are in high level antropogenic transformed, even on covered with green areas. The nets are in this range one of ubiquitous elements. One from more dangerous pipelines are these sending not indifferent for natural environment liquids. To such pipelines belong these transported salted mine waters, steered to the lagunes. Damages of these pipelines causes the devastation of ground-water environment, flora and fauna. The problem is the time of influence. It should be remembered that course of these lines is mainly on underground, and visible effects ofdamges are after decay of more deeply rooting plants. In this time soils and their parent materials are in considerable degree chemically and physically altered. The penetrability of soils is gets smaller, electric conductivity enlarges, soil sorption undergoes and ion equilibrium goes violated.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

ANDRZEJ GREINERT, HENRYK GREINERT *

REKULTYWACJA GLEB LEŚNYCH ZDEGRADOWANYCH PRZEZ WYPŁYW SOLANKI W OKOLICACH GŁOGOWA

Słowa kluczowe: zosolenie, gleby leśne, skażenie gleb, detoksykacja gleb

S t r e s z c z e n i e

W rezultacie niekontrolowanego wypływu słonych wód kopalnianych z rurociągów je transportujących następuje degradacja, a nawet dewastacja gleb. Tym samym, z mocy prawa, podlegają one rekultywacji - szeregowi działań przywracających im funkcjonalność. Działania rekultywacyjne są zróżnicowane przy różnym składzie granulometrycznym gleb. W artykule opisana jest sytuacja rekultywacji zasolonych gleb gliniastych. Wskazano nawet wobec nich możliwość użycia technik oczyszczania insitu. Warunkiem jest sprawna sieć melioracyjna, a w przypadku okresów suchych możliwość deszczowania obszaru.

Opis obiektu rekultywowanego

Po awaryjnym wypływie solanki z rurociągu transportującego wody kopalniane z LGOM do zbiornika „Żelazny Most" w roku 1997, obumarły drzewa uprawiane w dwóch obrębach leśnych: Bądzów i Kaźmierzów.

Rekultywacja objęła tym samym dwa obiekty, zlokalizowane na terenie Nadleśnictwa Głogów, około 10 km i 15 km na południe od Głogowa. Obiekt Duża Wólka w gminie Jerzmanowa znajdujący się przy drodze z Jerzmanowej do Bądzowa oraz obiekt Kaźmierzów znajdujący się przy gospodarczej drodze leśnej, należący do gminy Polkowice.

Obiekty położone są na dość silnie pofalowanym terenie skraju Wzgórz Dalkowskich, na wysokości 165-170 m n.p.m. Dla przebiegu rekultywacji ważnym aspektem jest dość niska ilość opadów rocznych w opisywanym rejonie, rzędu 500-550 mm. Średnia temperatura roczna mieści się w przedziale 8-8,2 ^{O}C. Trwałość pokrywy śnieżnej nie przekracza średnio 40 dni. Okres wegetacyjny jest stosunkowo długi – 224 dni.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Skały glebotwórcze opisywanych obiektów to w przeważającej masie utwory zwięzłe: gliny ciężkie, średnie i lekkie strefy moreny czołowej. Z cech szczególnych omawianych skał glebotwórczych należy wymienić obecność znacznej ilości kamieni o zróżnicowanej średnicy.

Pod względem typologicznym przeważają gleby brunatne, wyługowane, wytworzone z glin zwałowych zlodowacenia środkowopolskiego. Są to utwory powierzchniowo odwapnione. Ich mała przepuszczalność powoduje, że często w profilu można spotkać poziom odgórnego oglejenia (redukcji związków w okresie głównie wiosennym), a w obniżeniach – poziom glejowy, spowodowany stagnującą wodą gruntową. Gleby cechuje mała przepuszczalność wodna i powietrzna oraz znaczny udział procesów beztlenowych w profilach.

Na terenie obu obrębów: Bądzów i Kaźmierzów, rekultywacja objęła zniszczone obszary leśne porośnięte wyjściowo głównie sosną zwyczajną o różnym wieku, od 20 do 120 lat ze znaczną domieszką drzew liściastych. Po zalaniu wodami z rurociągu kopalni, wyginęły wszystkie rośliny na terenie, na który nastąpiło rozlanie słonej wody. Skutek taki jest opisywany w literaturze. Maciak [1996] wskazuje na całkowite zahamowanie rozwoju drzew i krzewów już przy obecności w glebie 0,3-0,5% NaCl lub Na_2SO_4.

W zagłębieniach terenu stagnowała woda o stężeniu soli uniemożliwiającej wzrost roślin na ich obszarze i w bezpośrednim otoczeniu.

Kierunki rekultywacji zasolonego terenu

W świetle Ustawy Prawo Ochrony Środowiska (Dział IV, art. Art. 103; Dz.U.2001.62.627 z dnia 20 czerwca 2001r., ost. zm. Dz. U.02.233.1957 z dnia 28 grudnia 2002r.) *rekultywacja zanieczyszczonej gleby lub ziemi polega na ich przywróceniu do stanu wymaganego standardami jakości, przy czym standard jakości określa zawartość niektórych substancji w glebie albo ziemi, poniżej których żadna z funkcji pełnionych przez powierzchnię ziemi nie jest naruszona. Funkcję pełnioną przez powierzchnię ziemi ocenia się na podstawie jej faktycznego zagospodarowania i wykorzystania gruntu chyba, że inna funkcja wynika z planu zagospodarowania przestrzennego.* Ustawa z dnia 3 lutego 1995r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. 95.16.78 z dnia 22 lutego 1995r., ost. zm. Ustawą z dnia 21 stycznia 2000 r. o zmianie niektórych ustaw związanych z funkcjonowaniem administracji publicznej Dz.U.00.12.136 z dnia 23 lutego 2000r.) każe z kolei postrzegać rekultywację gruntów jako proces(y) zmierzający do *nadania lub przywrócenia gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych,*

uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp oraz odbudowanie lub zbudowanie niezbędnych dróg.

Charakter i położenie gruntów oraz ich właściwości sprawiają, że najbardziej celowym było utrzymanie dotychczasowych funkcji, w ramach użytkowania leśnego. Uwzględniając stosunkowo ciężki skład granulometryczny, rozpatrzono możliwość introdukcji drzew liściastych o różnorodnym składzie gatunkowym.

Ze względu na toksyczność zasolonych gleb niemożliwe było proste nasadzenie nowego drzewostanu. Przykład nasadzeń w obrębie Gaiki, gdzie awaria rurociągu transportującego solankę nastąpiła wcześniej wskazywał natomiast, że powoli wody deszczowe wymywają sól z gleb, które wracają do stanu umożliwiającego nasadzenia. Jest to zgodne z tezami prac Barana i Turskiego [1996], którzy wskazali możliwość oczyszczenia gleb zasolonych w wyniku jednorazowej lub okresowej presji poprzez przemieszczenie jonów w głąb profilu glebowego wraz z wodami opadowymi. Autorzy ci zaproponowali jednocześnie przemywanie gleb zasolonych z odprowadzeniem odsączy, jako proces wspomagający rekultywację w przypadku dużego zasolenia.

Z praktyką odsalania gleb najlepiej są obeznani mieszkańcy terenów ciepłych i suchych. Duże obszary gleb słonych znajdują się na terenie byłego Związku Radzieckiego i na Węgrzech. Jest to jednak głównie praktyka rekultywacji w kierunku rolniczym. Tym niemniej niektóre zasady działania mogą być przydatne w każdych warunkach:

- Wstępnym warunkiem rozpoczęcia procesu usuwania soli z gleby jest wykonanie melioracji odwadniających. Koniecznym jest obniżenie zwierciadła zasolonej wody gruntowej, aby umożliwić przemywanie gleby wodą niezasoloną.
- Gleby zasolone mają z reguły za mało tlenu. Dlatego niezbędnym jest wykonanie intensywnej uprawy mechanicznej.
- Proces oczyszczania gleb zasolonych należy wspomóc przy pomocy nawadniania deszczownią.
- W celu wyparcia nadmiaru sodu z kompleksu sorpcyjnego gleby należy gipsować, w czego wyniku powoli zachodzi reakcja:

$$\text{Kompleks sorpcyjny-}Na^{++}\ CaSO_4 \cdot 2H_2O \rightarrow$$
$$\text{Kompleks sorpcyjny-}Ca^{++} + Na_2SO_4 + 2\ H_2O$$

Rozpuszczony w wodzie Na_2SO_4 zostaje z gleby wymyty i odprowadzony systemem melioracyjnym poza obszar oczyszczany.

Wysoka zawartość w roztworze glebowym jonów siarczanowych przeciwdziała również tworzeniu się w glebie węglanu sodu, którego obecność w stężeniu ponad 0,005% uniemożliwia rozwój roślin [Maciak 1996].

Rys. 1. Rowy melioracyjne wykonane na obszarze rekultywowanym – 2000
Fig. 1. Drainage ditches made on area under reclamation – 2000

Rys. 2. Gips odpadowy zastosowany w toku rekultywacji zasolonych gleb w okolicach Głogowa – 2000
Fig. 2. Waste plaster used during reclamation of the salted soils in Głogów region – 2000

Przedstawiony powyżej system rekultywacji umożliwia w ciągu roku na tyle istotną poprawę stanu gleb, aby można było uprawiać na nich rośliny wyższe.

W warunkach Nadleśnictwa Głogów, przy założonej rekultywacji leśnej, proces odsalania gleby został zmodyfikowany. Docelowo założono, że odsalanie gleby będzie wystarczające z punktu widzenia rozwoju roślinności leśnej, gdy poziom nadmiernego zasolenia obniży się poniżej głębokości średnio 50 cm. Głębiej i bez zasolenia rośliny się nie korzenią, z powodu panujących tam warunków beztlenowych. Proces oczyszczania poziomów glebowych zalegających na głębokości poniżej 50 cm, może więc z założenia trwać dłużej, bez konieczności zwlekania z rozpoczęciem zagospodarowania docelowego obszarów.

Zgodnie z przyjętą koncepcją ogólną, zaproponowano rozpoczęcie procesu odsalania gleb od zbudowania otwartych rowów melioracyjnych, których zadanie to odprowadzenie wód stagnujących w zagłębieniach terenowych oraz stworzenie warunków do odsączania nadmiaru wody słonej z gleby. Umożliwia to opadom deszczowym stopniowe obniżanie poziomu zasolenia gleby. Po odsoleniu do granicy tolerancji na zasolenie sadzonek drzew poziomu o miąższości ponad 20 cm, można rozpocząć nasadzenia.

W celu przyspieszenia procesu odsalania gleby po wykonaniu melioracji odwadniających bardzo wskazane jest kilkukrotne nawadnianie deszczownią przenośną. W opisywanym obszarze takie podejście jest wręcz konieczne wobec niskich opadów atmosferycznych. Nawadnianie można prowadzić w okresie, kiedy gleba jest jak najmniej wilgotna, przy jednorazowych dawkach i intensywności pozwalających na wsiąkanie deszczowanej wody do gleby. W skali sezonu wegetacyjnego dawka polewowa winna wynosić w sumie do 500 mm Pozwoliłoby to skrócić okres wstępnego odsalania, tzn. do sadzenia drzewek - do około jednego roku. Bez ingerencji deszczowaniem, odsalanie gleby będzie zależeć od przebiegu pogody. Przy niekorzystnym układzie opadów może trwać do pięciu lat, na co wpływ mają dodatkowo niezbyt wysokie współczynniki filtracji „k".

Samo przemywanie gleby wodą nie jest w stanie usunąć sód z kompleksu sorpcyjnego. W celu przeprowadzenia tego procesu niezbędne jest gipsowanie gleb zasolonych. Ilość gipsu oblicza się na podstawie stwierdzonej ilości milirównoważników Na^+ (sodu rozpuszczalnego w 0,1m HCl) w glebie. Wykorzystuje się przy tym fakt, że na usunięcie 1 milirównoważnika Na^+/100g gleby trzeba na 1 hektar gleby do głębokości 50 cm zastosować 6,45 tony $CaSO_4 \cdot 2H_2O$.

W opisywanych warunkach okolic Głogowa oznacza to, że koniecznym jest użycie w toku rekultywacji ponad 100 ton $CaSO_4 \cdot 2H_2O$. Biorąc pod uwagę stosunkowo małą powierzchnię objętą procesem rekultywacji (2,88 ha) jest to wielkość niebagatelna. Wielu autorów podkreśla, że obok prac ziemnych, transport materiałów to ogromnie ważny czynnik, podnoszący koszt rekultywacji gleb zdegradowanych.

Jakość gipsu nie odgrywa większej roli, może być to materiał odpadowy (fosfogips) z zakładów nawozów fosforowych (Police, Poznań) lub z innych źródeł. Ważny natomiast jest stopień rozdrobnienia gipsu, co wpływa na łatwość rozpuszczania w wodzie i przemieszczania się w profilu glebowym.

Po osiągnięciu stanu zasolenia, pozwalającego na nasadzenie roślinności drzewiastej można przystąpić do sadzenia. Bardzo wskazane jest przy tym utrzymanie gleby w stanie wilgotnym. W tym celu posłużyć się można starą ściółką leśną (mulczowanie), przeciwdziałającą wysychaniu powierzchni gleby. Oprócz tego należy uzupełnić niezbędną ilość składników pokarmowych poprzez nawożenie, co zredukuje stres wynikający z ich niedostatku. Ma to szczególne znaczenie w trudnych warunkach siedliskowych, gdyż stresy jednostkowe kumulują się. Szczególnie istotnym jest, nie zapominanie o potasie, który z punktu widzenia fizjologii roślin jest składnikiem antagonistycznym w stosunku do sodu, a więc redukującym w znacznym stopniu jego ujemne działanie [Mengel i Kirkby 1983].

Wariant rekultywacji opisywanych terenów bez stosowania gipsu wymaga ponad 5-letniego okresu adaptacji. Wynika to z faktu stopniowego pogarszania się przepuszczalności wodnej gleb w toku odsalania wodą opadową [Marcinek i wsp. 1972].

W pierwszych latach uprawy spodziewać się należało okresowego podnoszenia się poziomu zasolenia roztworu glebowego w strefie korzenienia się roślin. Wskazało to na ukierunkowanie zagospodarowania terenu na użycie gatunków drzew, przynajmniej średnio odpornych na zasolenie. Według Wiąckowskiego [1989], wśród drzew takimi są między innymi: klon pospolity, klon zwyczajny, klon jawor, olsza szara, topola osika, buk pospolity i lipa drobnolistna, natomiast wśród krzewów: trzmielina zwyczajna, czeremcha amerykańska, kruszyna pospolita i kalina koralowa.

Efekty przeprowadzonej rekultywacji

Wykonane w roku 2000 prace rekultywacyjne przyniosły efekt w postaci szybszego niż planowano uzyskania pożądanych właściwości chemicznych gleb. Już w rok po zastosowaniu opisanych wyżej technik rekultywacyjnych uzyskano obniżenie przewodności elektrycznej roztworu glebowego do poziomu poniżej 2 $mS \cdot cm^{-1}$ w całych profilach glebowych. Poziomy wierzchnie zostały odsolone w tym czasie nawet do poziomu poniżej 1 $mS \cdot cm^{-1}$.

Tym samym służby leśne zdecydowały się na wykonanie nasadzeń, z użyciem wielu gatunków drzew, zarówno liściastych i iglastych. W następnych latach okazało się to dobrym posunięciem (rys. 3).

Rys. 3. Dzisiejszy wygląd zrekultywowanych terenów w okolicach Głogowa – 2007
Fig. 3. Today's view at the reclaimed areas in Głogów region – 2007

Następcze oddziaływanie zastosowanych prac rekultywacyjnych sprawdzano w latach 2001 i 2003. Odnotowano obniżenie przewodności elektrycznej z 750-15150 mS · cm^{-1} w roku 1997 do 60-1220 mS · cm^{-1} w roku 2001, na którym to poziomie ustabilizowała się (80-1630 mS · cm^{-1} w roku 2003) – tab. 1, 2.

Jednocześnie do stanu naturalnego dla opisywanych gleb zaczął powracać odczyn. Z poziomu 4,39-7,74 (pH-H_2O) i 3,43-7,05 (pH-KCl) w okresie po wylewie solanki (rok 1997) osiągnięto 5,13-6,73 (pH-H_2O) i 4,34-5,54 (pH-KCl) w roku 2001 i 4,25-6,11 (pH-H_2O) w roku 2003 – tab. 1, 2. Poza obniżeniem maksymalnych wartości pH, wyraźna jest tendencja do wyrównania odczynu w profilach glebowych. Niewątpliwie jest to skutkiem równomiernego rozmieszczenia jonów przez wody przesiąkające przez gleby. Zawartość sodu i potasu w formach rozpuszczalnych w 0,1m HCl doprowadzona została do roku 2003 do zawartości bardzo niskiej (tab. 1).

Zawartość chlorków w próbach z profili glebowych obniżyła się z wyjściowego poziomu 500-2800 mg · kg^{-1} (1997) do 4-224 mg · kg^{-1} (2001), natomiast siarczanów okazała się dużo stabilniejszą: 90-145 mg · kg^{-1} (1997) – 2,6-163,8 mg · kg^{-1} (2001). Jest to naturalne dla zastosowanej techniki gipsowania gleb w toku rekultywacji (tab. 3).

Jony o charakterze zasadowym zostały także częściowo usunięte z kompleksu sorpcyjnego gleb, czego efektem jest spadek wysycenia kompleksu sorpcyjnego V oraz wzrost kwasowości hydrolitycznej H_h (tab. 4).

Tab. 1. Wyniki rekultywacji gleb zasolonych przez awaryjny wypływ solanki w okolicach Głogowa (03.09.2003)

Tab. 1. Results of soils reclamation saltificated in result of mine-waters overflow in Głogów region (03.09.2003)

Lokalizacja (Locality)	Głębokość (Depth) cm	Skład granulometryczny (Mechanical composition)	Przewodność (EC) μS · cm^{-1}	pH-H_2O	Zawartość mg · kg^{-1}	
					$Na_{0,1mHCl}$	$K_{0,1mHCl}$
Kaźmierzów	0-20	pgl	1630	4,48	187	169
	30-40	pgm	320	4,35	48	20
	> 40	pgm	1190	4,25	234	71
Bądzów	0-10	gs	80	5,20	87	119
	10-20	gc	120	5,30	146	44
	20-30	gc	120	5,35	141	47
	30-50	gs	220	5,14	170	61
	50-80	gc	370	4,54	230	52
	> 100	gc	200	6,11	108	8

Tab. 2. Odczyn i przewodność elektryczna gleb na obszarach zrekultywowanych (2001)

Tab. 2. Reaction and electric conductivity of soils on the reclaimed areas (2001)

Lp. (No.)	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	pH-H_2O	pH-KCl	Przew. elektryczne (EC) $\mu S \cdot cm^{-1}$
1	Bądzów	143	0-5	5,68	4,83	330
2			5-10	6,23	5,18	460
3			10-20	6,05	5,54	730
4			20-30	6,01	5,15	570
5			30-40	6,10	4,88	380
6			40-50	6,16	4,63	370
7			50-70	5,60	4,44	750
8			70-90	5,13	4,45	200
9			90-110	5,45	4,52	1220
10			110-130	5,55	4,34	1130
11	Bądzów	143	0-5	5,56	4,82	160
12			5-10	5,32	4,51	250
13			10-20	5,95	4,86	180
14			20-30	6,10	4,81	160
15			30-40	6,12	4,95	90
16			40-50	6,72	4,94	70
17			50-60	6,64	4,75	80
18			60-70	6,12	4,80	120
19			70-100	6,23	4,90	110
20	Bądzów	143	0-5	5,84	5,20	160
21			5-20	5,34	4,34	1100
22			20-30	5,35	4,72	100
23			30-40	5,68	5,00	70
24			40-50	6,06	5,10	60
25			50-100	6,67	5,40	60
26			100-120	6,73	5,11	270
27			120-150	6,56	5,03	280

Tab. 3. Zawartość chlorków, siarczanów oraz straty na żarzeniu w glebach obszarów zrekultywowanych – 2001

Tab. 3. Chlorides and sulfides content and lost on the combustion of soils on the reclaimed areas – 2001

Lp.	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	chlorki (chlorides)	siarczany (sulfides)
				mg · kg^{-1} s.m.	
1	Bądzów	143	0-5	36,0	32,9
2			5-10	74,0	24,7
3			10-20	96,0	28,6
4			20-30	82,0	9,1
5			30-40	62,0	2,6
6			40-50	46,0	19,4
7			50-70	96,0	14,2
8			70-90	214,0	44,5
9			90-110	224,0	58,1
10			110-130	186,0	40,3
11	Bądzów	143	0-5	20,0	25,7
12			5-10	28,0	34,1
13			10-20	22,0	42,2
14			20-30	18,0	23,7
15			30-40	20,0	20,9
16			40-50	138,0	153,0
17			50-60	140,0	155,7
18			60-70	146,0	163,8
19			70-100	16,0	21,6
20	Bądzów	143	0-5	142,0	120,0
21			5-20	64,0	33,7
22			20-30	4,0	23,4
23			30-40	14,0	14,7
24			40-50	10,0	20,1
25			50-100	10,0	87,3
26			100-120	72,0	61,0

27			120-150	36,0	80,9

Tab. 4. Właściwości sorpcyjne gleb obszarów zrekultywowanych – 2001

Tab. 4. Sorption properties of soils on the reclaimed areas – 2001

Lp.	Obręb (District)	Oddział (Dept.)	Głębokość (Depth)	Hh	S	T	V
				cmol ·kg^{-1}			
1	Bądzów	143	0-5	8,62	23,40	32,02	73,08
2			5-10	7,12	24,10	31,22	77,19
3			10-20	8,02	19,40	27,42	70,75
4			20-30	3,82	9,90	13,72	72,16
5			30-40	2,85	10,50	13,35	78,65
6			40-50	3,60	13,90	17,50	79,43
7			50-70	7,16	15,90	23,06	68,95
8			70-90	6,07	21,80	27,87	78,22
9			90-110	6,30	24,40	30,70	79,48
10			110-130	6,90	27,20	34,10	79,76
11	Bądzów	143	0-5	14,25	19,10	33,35	57,27
12			5-10	10,50	14,90	25,40	58,66
13			10-20	6,37	9,50	15,87	59,86
14			20-30	4,95	16,10	21,05	76,48
15			30-40	2,62	10,80	13,42	80,48
16			40-50	1,57	8,20	9,77	83,93
17			50-60	1,27	18,00	20,07	89,69
18			60-70	1,42	7,40	8,82	83,90
19			70-100	1,50	7,80	9,30	83,87
20	Bądzów Bądzów	143	0-5	6,07	14,20	20,27	70,05
21			5-20	13,65	11,20	24,85	45,07
22			20-30	5,40	8,20	13,60	60,29
23			30-40	3,00	8,50	11,50	73,91
24			40-50	2,55	8,80	11,35	77,53
25			50-100	1,20	8,10	9,30	87,10
26			100-120	2,85	9,20	12,05	76,35
27			120-150	1,80	11,90	13,70	86,86

Wnioski

- Nawet gleby o ciężkim składzie granulometrycznym mogą być skutecznie odsalane z użyciem techniki przemywania in-situ.
- Podstawowym krokiem w odsalaniu gleb jednorazowo zasolonych przez wypływ awaryjny solanki jest wykonanie systemu melioracyjnego, odbierającego z gleb słoną wodę.
- W przypadku wysokiego zasolenia gleb gliniastych przemywanie musi być wspomagane użyciem deszczowni.
- Niezmiernie ważnym dla szybkości i skuteczności rekultywacji jest szybkie stwierdzenie wystąpienia, źródeł i historii degradacji gleb. Stąd też stan gleb wzdłuż przebiegu rurociągów transportujących materiały ekologicznie niebezpieczne, do których należą słone wody kopalniane, powinien być objęty monitoringiem.

Literatura

1. BARAN ST., TURSKI R.: Degradacja, ochrona i rekultywacja gleb. Wydawnictwo AR w Lublinie 1996
2. GREINERT H.: Ochrona gleb. Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze 1992
3. MACIAK F.: Ochrona i rekultywacja środowiska. Wydawnictwo SGGW. Warszawa 1996
4. MARCINEK J., KĘDZIORA A., SPYCHALSKI M.: Zmiany zdolności filtracyjnych gleb pod wpływem oddziaływania słonych wód dołowych. XIX Ogólnopolski Zjazd Naukowy PTG. Puławy 1972, 545-553.
5. MENGEL K., KIRKBY E.A.: Podstawy żywienia roślin. PWRiL Warszawa 1983

RECLAMATION OF THE FOREST SOILS DAMAGED IN RESULT OF SALT MINE-WATERS OVERFLOW IN GŁOGÓW REGION

S u m m a r y

In result of uncontrolled outflow of salty mine waters from pipelines it transporting follows the degradation, and even the devastation of soils. These situations are subject, with power of law, of the soils reclamation - the row of workings restoring them the functionality. The granulometric compound of soils cause diversification of reclamation techniques. The situation of salted clay soils reclamation has been described in article. In the paper has been showed the possibility of in-situ reclamation technique use. The main necessities are efficient meliorative net and in case of dry periods the possibility of area irrigation.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

MICHAŁ DRAB, HENRYK GREINERT *

FOREST RECLAMATION OF THE POSTMINING DUMPS. I. CHANGES IN THE PROPERTIES OF MIOCENE SEDIMENTS MATERIAL

Key words: Miocene sediments, dumps reclamation, forest reclamation, anthropogenic soils

S u m m a r y

Miocene sediments, collected during brown coal excavation, have generally mechanical composition of loamy sand. The most negative feature of them is a very low pH-value, in a consequence of pyrite-oxidation. 20 years after technical reclamation and dump areas afforestation, a few conclusions about effects of the reclamation have been drawn: 1). The soil material in layer from 1 to 2 m deep is not homogenous. The layer from 0 to 20 cm is more homogenous as the result of mechanical cultivation before the sowing; 2). After the slopes leveling intensive erosion processes have been occurred. About 25% of the total area has been damaged by water erosion. This effect should be connected with the absence of plant-cover; 3). Soil-formation is related to anthropogenic activity, especially intensive liming, mineral fertilizing and afforestation. The influence of afforestation on soil is yet not very high. Clearly visible is a thin duff-layer (A_0)– about 1 cm; 4). Nevertheless the heavy machines using during leveling, physical and water properties of the soils are quite good; 5). The high lime doses (35-50 $Mg \cdot ha^{-1}$) causing rising the pH of top-soil-material (20-30 cm deep) to the value about 5-8. The soluble forms of Ca and Mg have been elevated considerably; 6). The mineral fertilizing has caused an increase in the available forms of K and P; 7). In the effect of waste lime use (from the smelting work) a distinct increase of the heavy metal content in the soil (especially Cu, Pb, Zn, Cd, Mn and Co) has been noted.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Introduction

As a result of brown coal exploitation with the open-pit method, the wide excavations surrounded by overburden dumps are originating. Very oft the grounds of these dumps have extremely bad properties and can not be covered with plants simple and fast ways. Areas like these are characterized by the absent of normal formed soil-cover. Presented grounds are very poor of plant-nutrients and microflora and microfauna are not stable. Their defective chemism make recultivation very problematic at the all stages. Additionally the situation of such grounds is more complicated after wrong made technical recultivation stage.

A good example of such situation can be the large area near Łęknica-city in southern part of Lubuskie Province, strongly transformed by pit-mining of the brown coal.

Methods

For the experimental purposes were chosen two fields near Bobrowice-village (in the Łęknica-city locality). Both of them were located on the dump-top, formed after ending of the brown coal exploitation (fig. 1). Before the beginning of field experiment technical stage of recultivation (slopes forming and dump-tops leveling), first part of the chemical (liming with 35-50 t/ha lime doses) and biological stages (planting of the pine-trees) were leaded.

A few years after this recultivation-point many negative occurrences were observed, which have shown how the all reclamation process can be ended with bad result.

Both of experimental fields were founded to show all imperfections of primarily employed methods and techniques, and to drive recultivation to the proper direction. For this purpose the fertilizing field-experiment was founded.

In the experiment's beginning first area (called "A") was planted with 6-years old pine trees, the second one (called "B") – with 1-year old pine trees.

In the both experimental areas (objects "A" and "B") plots were established with different fertilizing treatments. Schema of the fertilizing combinations is shown below – in table 1.

First of all the fields was liming with additional doze of carbonate-magnesium-lime from the zinc smelter (after-flotation-lime), done 12th of November 1986. Mineral fertilizing (in accordance to experiment's schema) was made 09th of April 1987. Used fertilizers: N – ammonium nitrate, P – superphosphate, K – 50% potash salt.

Fig. 1. Localization of the experimental fields (selected by the black ring)

Tab. 1. Schema of the fertilizing field experiment

Plot No		Lime	N	P_2O_5	K_2O
Object "A"	Object "B"	[Mg/ha]	kg/ha		
1	11	0	0	0	0
2	12	8	0	0	0
3	13	0	100	70	0
4	14	0	100	0	160
5	15	0	100	70	160
6a	16a	0	200	140	320
6b	16b	0	400	140	320
7	17	8	100	70	0
8	18	8	100	0	160
9	19	8	100	70	160
10a	20a	8	200	140	320
10b	20b	8	400	140	320
N	N	0	100	0	0

Before during and after the experiment, all the parameters important for the proper describing of recultivation process have been measured. They were: soil physical and chemical properties, pine trees mass increase, pine trees chemical

composition. Also natural succession on the each experimental field was observed and noted. Experimental fields were subdivided to the rows – 10 rows pro plot. For statistical tendencies description, occurred during experiment, each of measurements was 5-times repeated (using material from 2 rows pro 1 mixed sample). All of measurements were statistically worked out, using variation analysis module of "Statistica for Windows" software.

Results

Primarily ground's properties

Before the experiment's beginning (7 years after first liming, with high dozes) the ground of both dump areas had mechanical composition of the loamy sand. The organic matter content was high, cause the brown coal admixture (tab. 2).

Tab. 2. Physical and chemical properties of the post mining dump material (surface layer 0-20 cm) before biological recultivation (after mechanical recultivation)

Ground properties	Range	Average value (from 20 samples)
Mechanical composition [%]		
1,0-0,1 mm	52-69	63
0,1-0,02 mm	20-31	24
< 0,02 mm	11-22	13
Organic matter [%]	0,81-3,10	1,83
Total N [%]	0,011-0,067	0,035
Total S [%]	0,17-0,65	0,39
pH in H_2O	2,00-3,80	-
pH in 1m KCl	1,98-3,28	-
Hydrolitycal acidity [cmol/kg]	9,68-16,13	14,03
P_2O_5 (available for plants) [ppm]	1,0-15,0	6
K_2O (available for plants) [ppm]	10-70	24
Mg (available for plants) [ppm]	3-186	29
Ca (available for plants) [ppm]	12-91*	13
Na (available for plants) [ppm]	0,8-3,2	2,0
Bulk density [g/cm^3]	1,16-1,64	1,42
Capillary water capacity [$\%_{weight}$]	20,9-36,4	25,6

* - single result

The ground physical properties have been quite good, similar to this noted on the arable soils with mechanical composition of loamy sands. Chemical properties of analyzed ground were extremely different. Very low pH values (pH_{KCl} 1,98-3,28) and high hydrolytical acidity (9,68-16,13) made the ground toxic for plants and not suitable in this stand for biological recultivation. Additionally the content of macro- and micronutrients was very low. As a result of high C-content the situation of very bright C:N relation occurs, what clearly shows that the cultivated plants have not chance for good growing.

Ground's properties after first stage of bio-chemical recultivation

Leveled and formed area of the former brown coal pit-mine was biochemical recultivated for first time at the 1978. Reclamation processes were driven till the 1985. The high dozes of lime (35-50 t/ha) and typical for the forest growing fertilizing were applied. 10 years after these processes properties of the ground were analyzed. Results are shown in table 3 of this paper.

Tab. 3. Physical and chemical properties of the post mining dump material (surface layer 0-20 cm) after biological recultivation in the 1985

Ground properties	Range	Average value (from 20 samples)
Organic matter [%]	0,85-3,00	1,80
Total N [%]	0,012-0,070	0,040
pH in H_2O	3,90-8,00	-
pH in 1m KCl	3,70-7,70	-
Hydrolitycal acidity [cmol/kg]	0,30-8,30	3,25
P (available for plants) [ppm]	11-40	25,7
K (available for plants) [ppm]	22-42	31,6
Ca (available for plants) [ppm]	360-6890	600
Na (available for plants) [ppm]	1,2-3,4	2,4
Bulk density [g/cm^3]	1,25-1,48	1,38
Capillary water capacity [$\%_{weight}$]	12,19-31,69	21,55

Distinctly visible is the P- and K-soluble forms content in the ground increase. The organic matter and total nitrogen content have left without changes. Also physical properties were analogical to the former results. Very important changes were noted in acidity value, but they are referred only to a few investigation slops and additionally to the thin surface layer of ground (0-5 cm).

Ground's properties after 10 years of experiment

Start point of the field fertilizing experiment was 10 years after mechanical recultivation of brown coal mine area.

Distinct influence of the applied fertilizing combinations was observed in the ground sample analytical results. It was visible as good in the chemical properties and composition of the ground (tab. 4, 5), as in the ground's biosphere as well.

Tab. 4. The physical and chemical properties of ground's surface layer (0-20 cm) 10 years after experiment ending (20 years after mechanical recultivation)

Plot No.	Bulk density	Capill. wat.cap.	Air cap.	pH - H_2O	pH_{KCl}	Hydrolit. acidity	Bases sum	CEC
	g/cm^3	$\%_{weight}$	$\%_{vol.}$			cmol/kg	cmol/kg	cmol/kg
1/A	1,38	20,70	8,24	8,0	7,7	0,3	9,2	9,5
2/A	1,37	24,46	5,76	6,7	6,5	3,4	7,0	10,4
3/A	1,28	21,28	11,25	7,5	7,2	0,6	18,5	19,1
4/A	1,38	12,19	10,93	7,2	7,0	1,5	14,5	16,0
5/A	1,32	20,83	15,51	6,5	6,4	3,8	9,2	13,0
6/A	1,35	20,31	9,74	7,0	6,9	1,5	13,2	14,7
7/A	1,34	19,42	10,52	6,0	5,8	5,3	6,7	12,0
8/A	1,34	26,48	8,52	6,7	6,5	2,2	7,2	9,4
9/A	1,37	22,98	8,36	5,9	5,7	5,1	7,3	12,4
10/A	1,35	12,58	25,72	4,7	4,1	7,9	3,0	10,9
1/B	1,48	21,72	2,32	5,6	5,1	3,7	2,5	6,2
2/B	1,46	21,75	2,73	7,4	7,1	0,8	9,0	9,8
3/B	1,43	21,17	12,84	6,9	6,8	1,3	5,5	6,8
4/B	1,46	22,84	1,71	6,8	6,6	1,4	6,5	7,9
5/B	1,42	23,59	3,65	7,3	7,1	0,9	8,3	9,2
6/B	1,37	23,33	3,92	7,3	6,7	2,3	12,9	15,2
7/B	1,25	31,69	0,69	6,8	6,6	2,2	18,8	21,0
8/B	1,31	28,60	2,58	4,5	4,3	5,9	2,6	8,5
9/B	1,46	15,40	20,24	4,2	4,0	6,6	2,5	9,1
10/B	1,42	17,62	12,98	3,9	3,7	8,3	1,2	9,5

Tab. 5. The chemical composition of ground's surface layer (0-20 cm) 10 years after experiment ending (20 years after mechanical recultivation)

Plot No.	Org. matter	Al exch.	$S\text{-}SO_4$	N_{total}	$P_{suit.}$	$K_{suit.}$	Ca_{total}	C:N
	%	cmol/kg	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	-
1/A	1,25	0,0	0,0	448	12	42	109	16,2
2/A	2,35	0,0	80,1	448	14	42	89	30,4
3/A	1,71	0,0	0,0	224	32	32	208	41,7
4/A	2,42	0,0	40,1	448	11	32	139	31,3
5/A	2,64	0,0	80,1	224	24	26	147	120,1
6/A	3,10	0,0	16,0	336	20	28	103	53,7
7/A	2,45	0,0	8,0	224	20	29	149	63,4
8/A	2,35	0,0	16,0	224	27	30	147	60,8
9/A	2,88	0,0	32,0	336	20	30	109	49,7
10/A	1,90	0,59	80,2	224	29	32	127	40,2
1/B	0,81	0,0	112,2	12	25	28	111	41,9
2/B	0,89	0,0	104,2	224	31	34	120	23,0
3/B	0,93	0,0	72,1	224	31	30	119	24,0
4/B	1,01	0,0	96,1	448	35	22	105	13,1
5/B	0,82	0,0	0,0	484	19	26	86	9,8
6/B	2,20	0,0	232,0	672	38	34	128	19,0
7/B	1,57	0,0	96,1	448	40	34	208	20,3
8/B	1,71	1,00	264,4	448	22	36	71	22,1
9/B	1,71	1,27	80,1	560	39	30	119	17,7
10/B	1,83	2,44	192,3	560	25	36	158	20,0

It was observed, that additional lime doze caused in top layer of the ground pH value increase, but such simple relation was not a rule. In the layers lying deeper (below 10 cm) the pH values were more similar to the primarily values.

The side effect of the waste lime from zinc smelter was an increase of heavy metals content in the ground (tab. 6). It was noted very distinct relation between heavy metals content in ground and depth of the ground layer, caused by the high sorption capabilities of the humid organic matter from the plants leavings (in top layer 0-5 cm).

The nutrient content in ground was very low, much lower than plant needs in spite of the intensive fertilizing. However the highest fertilizers dozes have caused increase in nutrients content in dump's ground comparing to the primarily situation.

The ground physical properties were not bad, in spite of the heavy machines using during leveling and slopes forming, and bulk density had values similar to the arable soils.

Tab. 6. Heavy metal content in the additional limed plots ground, 10 years after experiment ending (lime material from zinc smelter) [mg·kg^{-1} d.m.]

Depth [cm]	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Mn	Fe
0-5	49,1	168,1	1,28	10,9	84,2	7,1	244,0	7360
5 10	2,0	27,0	0,08	4,1	3,6	1,6	14,8	3700
10 15	3,2	31,7	0,18	5,6	4,6	2,0	9,1	4200
15-20	1,8	16,2	0,92	6,8	4,2	2,0	9,1	2940
20-30	1,9	19,1	0,90	6,6	3,8	2,6	9,1	3080
30-50	1,8	24,4	0,91	6,8	3,5	2,2	10,3	2900
50-100	2,0	16,6	0,94	7,0	3,6	2,0	9,1	2600

Erosion processes in the areas under investigation

The both experimental fields were located on the dumps tops, about 50 m from the slope-edges. This situation have caused safety for the fields from intensive erosion processes. Only the surface- and flute-water erosion were observed. In the object "B" strong erosion occurrences, like ravines (2-5 m deep) have been observed during the experiment period at the experimental field's edges.

All the rest of dump areas were year by year after mine exploitation and mechanical recultivation very strong eroded. 20 years after this primarily recultivation stage the area shows truly cosmic landscape (fig. 2).

Fig. 2. A view on reclaimed area 20 years after leveling and slopes forming. The strong erosion processes (ravine erosion) are observed

They are two reasons of such situation. First of them is mechanical composition of the ground (loamy sand reach in silt and fine sand fractions). The second one is plant cover absent, connected with defective chemical properties of the ground (fig. 3).

Fig. 3. The absent of plant cover is a main reason of erosion processes intensity

Discussion

The recultivation was made on the ground with good mechanical composition. Maciak [1996] has classified loamy sands in the category of grounds - "good or defective – usable for forest and agricultural recultivation after water relations regulation (if necessary) – potentially productive". This mechanical composition is good enough for most of the cultivating plants.

The negative side of described area is it's very defective chemism. The pH_{KCl} value of the ground is classified as strong acid [Dobrzański i Zawadzki 1993]. Additionally situation is complicated by the high hydrolitycal acidity value (10-16 cmol/kg). It is connected with a big pyrite content in dump-ground. In the oxide conditions a reaction occurs, driven to sulphur acid origination [Katzur 1976; Krzaklewski 1986; Greinert 1988]:

$$2\ FeS_2 + 7\ O_2 + 2H_2O \rightarrow 2\ FeSO_4 + 2\ H_2SO_4$$

$$4\ FeSO_4 + 2\ H_2SO_4 + O_2 \rightarrow 2\ Fe_2(SO_4)_3 + 2\ H_2O$$
$$Fe_2(SO_4)_3 + 6H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3\ H_2SO_4.$$

For the most of plants optimal pH_{KCl} value is between 5 and 7 [Nowosielski 1974]. So, the effective biological recultivation of areas like this must to be preceded by very intensive liming (using high dozes of lime). Because of this need biological live of the limed area is totally changed [Greinert 1988, 1996].

Additionally many different chemical occurrences are noted. Brady [1984] has pointing at the antagonistic effects of the large amount of Ca^{++} ions in soil moisture for the K^+, Mg^{++} and other cations collecting possibilities by plants as a result of physiological blocking these ions by Ca^{++} ions. Also good known is antagonistic effect between Ca^{++} and P [Rodina 1968; Filipek 1994], as a result of chemical sorption (forming of the indissoluble compounds of P). It has leading to the nutrients deficit occurrence in soil and results in worse plant growing, what was observed in described experiment.

Many authors have given information about the necessity of the high NPK applying after recultivation lime input [Bender i Gilewska 1988, Bender 1995].

For the recultivation should be used lime material without large amounts of heavy metals. Owing to this, waste lime material (per example from smelters) applying must be made with special attention, each time under chemical station control. It is very important when are using a large amounts of potential danger (in long-term scale) waste materials.

Conclusions

- Recultivation of strong acid Miocene sediments on the dumps after brown coal open-pit exploitation is difficult and expensive.
- To make possible biological recultivation of the pyrite containing dumps high lime dozes must be used (50 Mg/ha and higher). This process effects different ways for the environment.
- After leveling, slopes forming and liming the high dozes of plant nutrients (above 400 kg NPK/ha) must be applied.
- Reclaimed grounds must be under long-term control, because their instability.
- Materials used for reclamation purposes should be as pure as possible, especially without heavy metals and other long-term stable, toxic elements.
- The areas after open-pit mining must be fast covered by plants to avoid erosion processes.

References

1. BENDER J.: *Rekultywacja terenów pogórniczych w Polsce*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.PAN; t.418; z.1; s.75-86. Warszawa 1995
2. BENDER J., GILEWSKA M.: *Rekultywacja w ujęciu aktów prawnych, badan naukowych i gospodarczej praktyki*. Zesz.Nauk. AGH, nr 1222, zesz. 26, s. 53-68, Kraków 1988
3. BRADY N.C.: *The nature and properties of soils*. Macmillan Publ.Comp. 1984
4. CHWASTEK J.: *Miejsce rekultywacji w ochronie środowiska terenów górniczych*. Zesz.Nauk. AGH, nr 1222, z. 26, s. 27-36, Kraków 1988
5. DOBRZAŃSKI B., ZAWADZKI S.: *Gleboznawstwo*. PWRiL Warszawa 1993
6. FILIPEK T.: *The content of exchangeable aluminum in soils and plant growth*. J.Ecol.Chem., 3, 3, 367-375. 1994
7. GILEWSKA M.: *Rekultywacja biologiczna gruntów pogórniczych na przykładzie KWB „Konin”*. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Rozprawy Naukowe. Nr 211. 1991
8. GREINERT A.: *Efekty związane ze stosowaniem wysokich dawek wapna odpadowego w rekultywacji silnie kwaśnych utworów mioceńskich*; Zesz.Probl.Post.Nauk Roln. PAN; 456; 329-334, 1998
9. GREINERT H.: *Charakterystyka właściwości gleb powstałych w wyniku rekultywacji terenów po eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy*. Zesz. Nauk. WSInż. 84: 93-104. Zielona Góra 1988
10. GREINERT H.: *Rekultywacja leśna utworów pokopalnianych w rejonie Łęknicy (The reforestation of the surface mine area in the Łęknica vicinity)* Politechnika Zielonogórska. Zeszyty Naukowe nr 114. Inżynieria Środowiska 6: 91-111. 1996
11. GREINERT H., GREINERT A.: *Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego*; Wyd. Politechniki Zielonogórskiej 1998
12. KATZUR J.: *Die Grundmelioration von schwefelhaltigen extrem sauren Kipprohböden*. Technik u. Umweltschutz. 18: 52-62. 1976
13. KRZAKLEWSKI W.: *Rekultywacja terenów poeksploatacyjnych byłej Kopalni Węgla Brunatnego „Przyjaźń Narodów” w Łęknicy*. Ogólnopolski Zjazd PTG. Zielona Góra 1985
14. MACIAK F.: *Ochrona i rekultywacja środowiska*. Wydawnictwo SGGW. Warszawa 1996
15. MERCIK St., SAS L.: *Ujemny wpływ nadmiernego zakwaszenia gleby na rośliny*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. PAN, 456, s. 29-39. 1998
16. NOWOSIELSKI O.: *Metody oznaczania potrzeb nawożenia*. PWRiL Warszawa 1974

17. RODINA A.: *Mikrobiologiczne metody badania wód*. PWRiL Warszawa 1968
18. SIUTA J., KUCHARSKA A.: *Wieloczynnikowa degradacja środowiska. Komentarz do mapy w skali 1:750000*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOŚ, IOŚ. Warszawa 1996
19. STRZYSZCZ Z.: *Ocena przydatności odpadów górniczych Górnośląskiego Zagłębia Węglowego do rekultywacji biologicznej*. Archiwum Ochrony Środowiska 1-2: 91-123. 1989
20. STRZYSZCZ Z.: *Przyrodnicze podstawy rekultywacji hałd po kopalnictwie głębinowym węgla kamiennego*. Zesz.Nauk. AGH, nr 1222, zesz. 26, s. 159-173, Kraków 1988

REKULTYWACJA LEŚNA HAŁD POKOPALNIANYCH. I. ZMIANA WŁAŚCIWOŚCI GRUNTU ZWAŁOWEGO POCHODZENIA MIOCEŃSKIEGO

Słowa kluczowe: Depozyty mioceńskie, rekultywacja hałd, rekultywacja leśna, gleby antropogeniczne

S t r e s z c z e n i e

Depozyty mioceńskie hałdowane w trakcie wydobycia węgla brunatnego w okolicy Łęknicy mają na ogół skład granulometryczny piasków gliniastych. Ich najbardziej negatywną właściwością jest niskie pH, w wyniku utleniania nagromadzonego pirytu. Po 20 latach Rekultywacji można wysnuć kilka zasadniczych wniosków co do zastosowanej technologii: 1). Materiał jest niejednorodny do głębokości 1-2 m p.p.t. Poziom wierzchni (0-20 cm) jest bardziej jednolity w następstwie zastosowanej agrotechniki; 2). Skarpy, po ich wstępnym uformowaniu, podlegają silnym zjawiskom erozyjnym. Około 25% powierzchni ogólnej byłej kopalni jest obecnie erozyjnie zdewastowana. Zjawisko to łączyćnależy z nienależytą pokrywą roślinną; 3). Proces glebotwórczy na hałdach jest antropogenicznie sterowany, głównie poprzez wapnowanie, nawożenie mineralne I zasiedlenie roślinnością. Oddziaływanie glebotwórcze lasu do tej pory nie jest bardzo znaczące. Wyraźny jest poziom ściółki (O) – o miąższości około 1 cm; 4). Pomimo użycia w fazie technicznej Rekultywacji ciężkiego sprzętu budowlanego, właściwości fizyczne gruntów są niezłe; 5). Wysokie dawki wprowadzonego wapna (35-50 Mg·ha^{-1}) spowodowało wyraźne podniesienie pH w poziomach wierzchnichl (do 20-30 cm) do wartości 5-8. Formy dostępne dla roślin Ca i Mg także wzrosły; 6). Minerlane nawożenie spowodowało skok zawartości przyswajalnych form K I P; 7). W reultacie zastosowania jako wapna materiału odpadowego z huty cynku, odnotowano wzrost zawartości w gruntach Cu, Pb, Zn, Cd, Mn and Co.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

MICHAŁ DRAB, HENRYK GREINERT *

FOREST RECLAMATION OF THE POST-MINING DUMPS. II. NITROGEN FERTILIZATION AS A KEY FOR SUCCESSFUL MIOCENE STRIP-MINE DUMPS RECLAMATION

Key words: forest recultivation, dumps reclamation, nitrogen in recultivation

S u m m a r y

The post-mining area in the Łęknica vicinity is covered with Miocene sediments, mainly loamy sands containing pyrite. As part of the reclamation process, described area have been afforested, mainly with Scotch pine. The recultivation results were in many places highly unsatisfactory, because of nutrients deficiency on the trees appearance. A field experiment applying combinations of N, P and K with each element applied at different rates (N - 100, 200, 400 kg·ha^{-1}, K – 160, 320 kg·ha^{-1}, P – 70, 140 kg·ha^{-1}) was carried out. After four years it was clear, that the growth of pine seedlings depends mainly from nitrogen application, which 100 kg N·ha^{-1} yearly sufficient to achieve good growth. During the first year after additional fertilizer application the soil surface between pine seedlings rows was covered fully with grass and other plant species. The pine needles became dark green color and were longer and heavier. In the following 3 years the annual growth of fertilized trees was much higher. The N-content in the pine needles increased proportionally to needle weight and N fertilization, from 1,2-1,3% N in the "0" combination to over 2,0% N in the heavily fertilized plots. The elevated doses of K and P did not change the P and K content of the needles. Also the Ca and Mg concentration in the needles were not dependent from the fertilization level. The heavy metal concentration was typical for clean areas, although the soil became a quite large amount of these elements with the waste lime from zinc smelter.

Introduction

The brown coal strip-mine in Łęknica was closed in 1974, left dumped material consisting mainly of Miocene, pyrite-containing loamy sands. These

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

sands have a very low amount of plant nutrients, and very low pH (2-3) [Greinert 1988].

According to the reclamation plan all possible area was taken for afforestation. The land was leveled and the following fertilizer amounts added:

- magnesium limestone, from 35 Mg to 50 Mg·ha^{-1}, calculated on the basis of hydrolitic acidity,
- nitrogen in the form of nitro-chalk – 50 kg N·ha^{-1} before planting and 25 kg N·ha^{-1} after one year,
- potassium as a 60% potassium salt, 90 kg K_2O·ha^{-1},
- phosphorus, 70 kg P_2O_5·ha^{-1}, in the form of ground phosphate rock.

The fertilization measures did not yield satisfactory results. The pine seedlings were small. Nutrient deficiency symptoms appeared on the needles (needles were yellow). However, soil erosion damaged the young forest stand.

Bender [1983] took a good results making similar experiment with heavy fertilized deciduous trees at the Experimental Station in Konin, so we set up an experiment with relatively high doses of NPK.

Material and methods

Two plots, planted with Scotch pine (*Pinus silvestris* L.) were chosen for the fertilizer experiment:

plot "A" – 6 years old stand,
plot "B" – 1 year old stand.

The NPK and lime treatments are presented in table 1. The lime addition was used to check the influence of liming on the growth of pine trees. Each plot consists of 300 m^2, and was subdivided to the rows – 10 rows pro plot. For statistical tendencies description, occurred during experiment, each of measurements was 5-times repeated (using material from 2 rows pro 1 mixed sample). The lime was added one, at the beginning of the experiment and NPK fertilizer each year in the spring of 1987, 1988 and 1989. Each year the morphological measurements and the needles and soil samples were taken. For morphological and chemical analyses the needles from 1- and 2-years branches were taken. Also trees height was measured for yield description. Soil sampling was described in first part of paper. All of measurements were statistically worked out, using variation analysis module of "Statistica for Windows" software.

Results

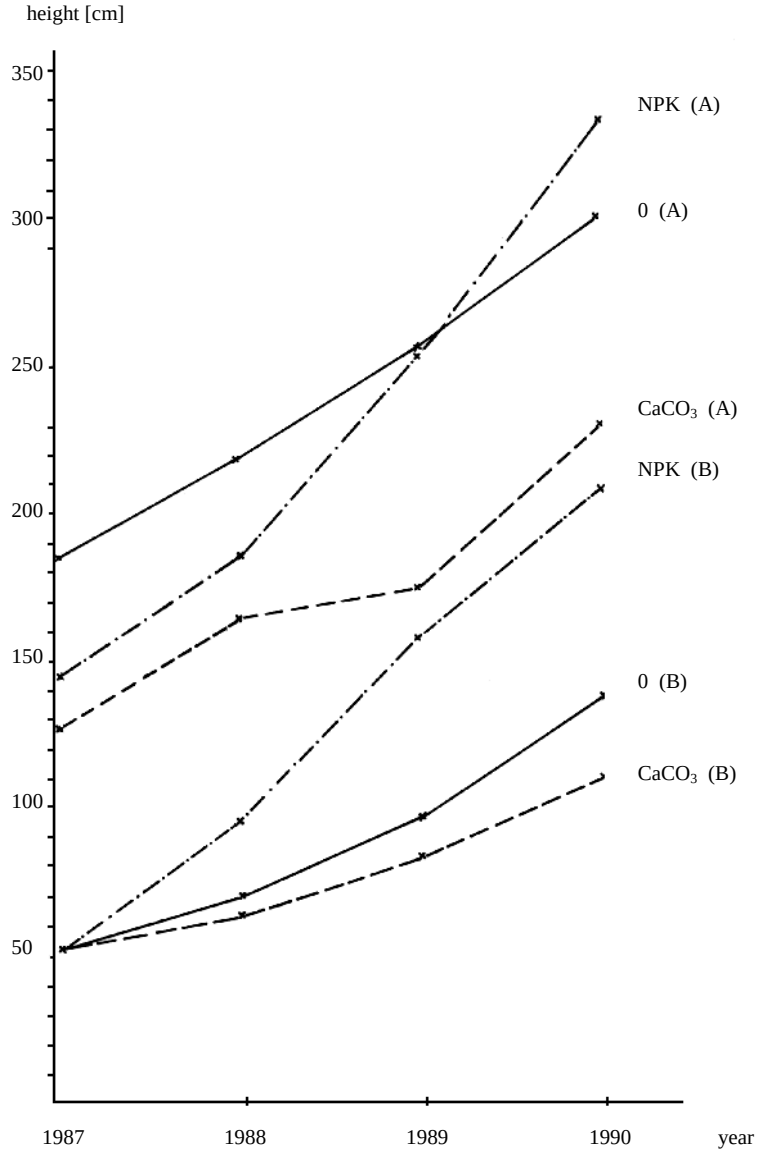
During the first year after the fertilizer application the soil surface between the rows of pine trees was covered with grass and other plant species. Before the fertilization it was bare soil. As a result the effects of erosion by water was almost eliminated. The pine needles became a dark green color, they were longer and much heavier. In the next 3 years annual growth of fertilized trees has increased considerably. Also the N content of pine needles was higher. The results are presented in tables 2-4. Figure 1 shows the growth changes between treatment "O", limed and NPK-fertilized combinations.

The higher doses of K and P did not change the K and P content of needles. Also the other elements seems to be independent from nitrogen fertilization [Greinert 1966]. Although nitrogen is the limiting factor for most of the recultivation areas, there are cases, on which other factors are more important (per example by the recultivation of alluvial soils on sandpits the limiting factors can be the physical properties [Drab 1998]).

Tab. 1. Experimental design of the field plot experiment

Treatment No	N	P_2O_5	K_2O	Lime (oxide)
1	0	0	0	0
2	0	0	0	8Mg
3	+	+	0	0
4	+	0	+	0
5	+	+	+	0
6	++	++	++	0
6a	++++	++	++	0
7	+	+	0	8Mg
8	+	0	+	8Mg
9	+	+	+	8Mg
10	++	++	++	8Mg
10a	++++	++	++	8Mg

Commentary: + 100kg N, 70kg P_2O_5, 160kg K_2O per hectar,
++ 200kg N, 140kg P_2O_5, 320kg K_2O per hectar,
+++ 400kg N, 140kg P_2O_5, 320kg K_2O per hectar.



Commentary: A. 10 years old trees, B. 5 years old trees

Fig. 1. Changes in the Scotch pine trees height 1987-90

Tab. 2. The nitrogen concentration in pine needles, the weight of 100 needles and the average length. Experimental field "A" (needles 1 and 2 years old)

Treatment No	N [% d.m.]		Weight of 100 needles [g]		Average length of needle [cm]	
	1-year	2-years	1-year	2-years	1-year	2-years
1	1,21	0,51	1,99	1,29	5,08	4,66
2	1,23	0,49	1,84	1,16	3,82	4,20
3	1,42	0,54	3,23	2,43	5,95	6,89
4	1,98	0,52	2,86	3,57	5,85	7,34
5	1,64	0,71	3,56	3,81	6,10	8,73
6	1,75	0,71	3,92	2,14	6,40	6,60
6a	2,46	0,89	3,46	4,00	5,78	8,83
7	1,49	0,40	4,16	3,44	8,15	8,19
8	1,42	0,60	3,36	2,70	6,10	7,60
9	1,60	0,34	3,14	2,22	6,02	6,34
10	1,90	0,45	3,70	2,61	6,47	6,92
10a	1,83	0,86	3,87	2,61	5,45	5,39

Tab. 3. The nitrogen concentration in pine needles, the weight of 100 needles and the average length. Experimental field "B" (needles 1 and 2 years old)

Treatment No	N [% d.m.]		Weight of 100 needles [g]		Average length of needle [cm]	
	1-year	2-years	1-year	2-years	1-year	2-years
1	1,34	0,40	2,26	2,17	6,19	7,22
2	1,52	0,59	1,60	0,95	5,39	3,86
3	1,42	0,37	3,59	3,55	6,52	8,39
4	1,34	0,60	3,44	3,70	6,88	8,09
5	1,38	0,45	3,03	3,66	5,55	7,71
6	1,87	0,75	4,20	4,32	7,51	9,29
6a	1,79	0,64	4,50	3,22	7,60	9,21
7	1,53	0,37	3,35	3,38	6,40	8,46
8	1,49	0,56	3,15	2,88	5,80	8,10
9	1,53	0,37	3,68	3,18	6,85	8,02
10	1,89	0,73	3,45	3,06	6,35	7,41
10a	2,57	0,93	2,56	3,98	5,34	9,20

Tab. 4. The growth of pine trees on experimental field "B"

Treat-ment No	The average heights [cm]				The average annual top growth [cm]			
	1987	1988	1989	1990[x]	1987	1988	1989	1990[x]
1	52,6	69,8	95,6	136,0	30,7	20,7	26,5	21,2
2	45,8	63,3	82,3	109,1	23,6	16,9	21,3	16,6
3	53,9	93,4	148,0	208,0	27,3	41,0	58,8	32,8
4	52,7	89,4	141,0	207,2	32,0	39,5	59,2	32,3
5	52,1	95,3	157,6	205,2	28,1	42,6	61,2	33,3
6	50,0	88,4	148,9	210,1	27,2	39,8	56,1	40,3
6a	46,1	88,8	144,1	197,7	25,3	39,5	56,2	40,5
7	41,5	83,8	143,0	202,0	21,8	41,4	59,7	35,1
8	46,7	83,2	134,7	181,0	27,3	35,7	83,6	30,9
9	41,0	74,8	123,4	180,2	22,7	31,2	51,3	36,5
10	42,4	72,6	128,9	137,1	25,0	31,6	49,9	26,7
10a	36,2	61,9	111,5	130,0	21,1	27,2	42,1	24,7

[x] – no fertilizer applied

Discussion

The dump material do not contain real humus, only admixtures of brown coal particles and dusts. The C:N ratio of soil-forming rocks (in average about 40:1) is to wide for the proper plants growth. For the fields with similar C:N, a large amount of nitrogen is necessary. This is the explanation of good results in the cases of high N doses on the pine growth. Even very high nitrogen doses did not have negative influence. Similar conclusion made Bender [1983] and Gilewska for brown coal strip-mines dump material from Konin locality. Also Nilsen and Abrahamsen [1995] in Norway obtained similar results – the nitrogen was still most limiting factor for pine trees growth.

From the results in table 4 we can see, that 3 years of fertilizer application was not enough to obtain a normal N nutrient status of the soil. After ending of the NPK fertilization in 1989, growth of the pine trees was lower than in previous years. Nevertheless, from the ecological point of view, growth-speed after heaviest fertilizing (in mentioned above dozes) is enough for soil protection and forest habitat formatting. To stable reclamation effects achieve, fertilizer applying has to be used in longer time period – to about 5-7 years.

Conclusions

- Nitrogen was the limiting factor for successful forest recultivation on strip-mine dumps in Łęknica locality.
- The amount of 100 kg N/ha yearly is enough high to achieve good growth rates of pine trees.
- For achieve a stable nitrogen uptake condition in the soil more than 3 year of fertilizer application is necessary.

References

1. BENDER J.: *Theoretical base of industrial landscape recultivation*. "Recultivation of technogenous areas" Ed. Szegi. Matraalja Coal Mining Co. Győngyős: 113-118. 1983
2. DRAB M.: *Przyczyny niskiej produktywności mad przekształconych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego w Dobroszowie Wielkim (The causes of low productivity of the alluvial soils in Dobroszów Wielki transformed by the exploitation of sand and gravel aggregate*. The 1st International Conference: "Protection and Recultivation of the Odra-Basin areas. Zielona Góra: 213-218. 1998
3. GILEWSKA M.: *Rekultywacja biologiczna gruntów pogórniczych na przykładzie KWB "Konin"*. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Rozprawy Naukowe. Nr 211. 1991
4. GREINERT H.: *Rekultywacja leśna utworów pokopalnianych w rejonie Łęknicy (The reforestation of the surface mine area in the Łęknica vicinity)* Politechnika Zielonogórska. Zeszyty Naukowe nr 114. Inżynieria Środowiska 6: 91-111. 1996
5. NILSEN P., ABRAHAMSEN G.: *Nutrient balance in Scots pine (Pinus silvestris L.) forest. V. Tree growth in a field plot experiment*. Water, Air and Soil Pollution 85: 1143-1148. 1995

REKULTYWACJA LEŚNA HAŁD POKOPALNIANYCH. II. NAWOŻENIE AZOTOWE JAKO KLUCZ DO REKULTYWACJI MIOCEŃSKICH GRUNTÓW POKOPALNIANYCH

Słowa kluczowe: rekultywacja leśna, rekultywacja hałd, azot w rekultywacji

S t r e s z c z e n i e

Powydobywcze hałdy w okolicy Łęknicy pokryte są utworami mioceńskimi, o składzie piasków gliniastych, zawierającymi piryt. Rekultywację hałd prowadzono w kierunku leśnym, z użyciem sosny zwyczajnej jako wiodącego gatunku. Zastosowana technologia rekultywacyjna okazała się nie satysfakcjonującą, z uwagi na pojawienie się silnych deficytów składników pokarmowych dla roślin. Przeprowadzono pilotażowe doświadczenie polowe z różnymi dawkami N, P i K (N - 100, 200, 400 kg·ha^{-1}, K – 160, 320 kg·ha^{-1}, P – 70, 140 kg·ha^{-1}). Już po czterech latach stało się jasnym, że wzrost I rozwój sosny zależy przede wszystkim od nawożenia azotowego, a dawka 100 kg N·ha^{-1} rocznie wydała się wystarczającą. Zaobserwowano przy tym w pierwszym roku doświadczenia pokrycie całego obszaru nawożonego azotem roślinnością zielną. Sadzonki sosny stały się mocniejsze, ciemno zielone i miały lepsze przyrosty. Następne trzy lata jeszcze istotniej zróżnicowały poletka na korzyść nawożonych azotem. Zwiększyła się też zawartość N w igłach, z 1,2-1,3% N w kombinacji "0" do ponad 2,0% N przy maksymalnej dawce azotu. Wzrost nawożenia PK nie wpłynął na pobieranie P i K przez rośliny. Także w odniesieniu do Ca i Mg zaobserwowano podobny brak reakcji. Zawartość w materiale roślinnym metali ciężkich była typowa dla roślin czystych obszarów, pomimo wniesienia do gruntu znaczących ich ilości z wapnem odpadowym.

Nr 15 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 2007

MAGDA HUDAK *

ZMIENNOŚĆ LITOLOGICZNA GRUNTÓW W WYBRANYM PROFILU BADAWCZYM ZLOKALIZOWANYCH W OBRĘBIE ZBIORNIKÓW POKOPALNIANYCH W REJONIE ŁĘKNICY

Słowa kluczowe: pojezierze antropogeniczne, rodzaj gruntów, zawartość substancji organicznej

S t r e s z c z e n i e

W artykule przedstawiono zmienność litologiczną gruntów występujących w wybranym profilu badawczym w obrębie zbiornika pokopalnianego w okolicach Łęknicy, który powstał w wyniku eksploatacji węgla brunatnego. Zagadnienie to stanowi kontynuację badań, jakie są prowadzone w tym rejonie w ramach programu EFRR INTERREG IIIA Polska (województwo lubuskie) – Niemcy (Kraj Związkowy Brandenburgia). Celem badań jest ustalenie kierunków migracji zanieczyszczeń mineralnych (piryt) i organicznych (węgiel) w strefie zbiornika oraz ocena możliwości poprawy jakości wody występującej w tym zbiorniku.

Wstęp

Górnictwo odkrywkowe i prowadzona przez nie eksploatacja węgla brunatnego związana jest zawsze z naruszeniem krajobrazu i warunków gruntowo-wodnych. Zaliczyć można do nich m.in.: ubytek zasobów kopaliny ze złoża w wyniku eksploatacji, utworzenie głębokich wyrobisk, zmianę warunków przepływów wód powierzchniowych i podziemnych oraz rozwój procesów geochemicznych zachodzących w okolicznych wodach i gruntach.

Przekształcenia takie występują m.in. w okolicach Żar i Łęknicy, gdzie znajduje się szereg zbiorników pokopalnianych. Skutkiem tych działań jest degradacja środowiska, a głównie – wód powierzchniowych gromadzących się w zbiornikach, spowodowana ich zakwaszeniem, osiągającym w skrajnych przypadkach nawet wartość pH<3 [Jędrczak 1992, Kołodziejczyk i Wróbel 1997]. Zasadniczą przyczyną zakwaszenia wód jest powszechna obecność w okolicznych skałach pirytu (FeS_2), który w kontakcie z wodą i tlenem prze-

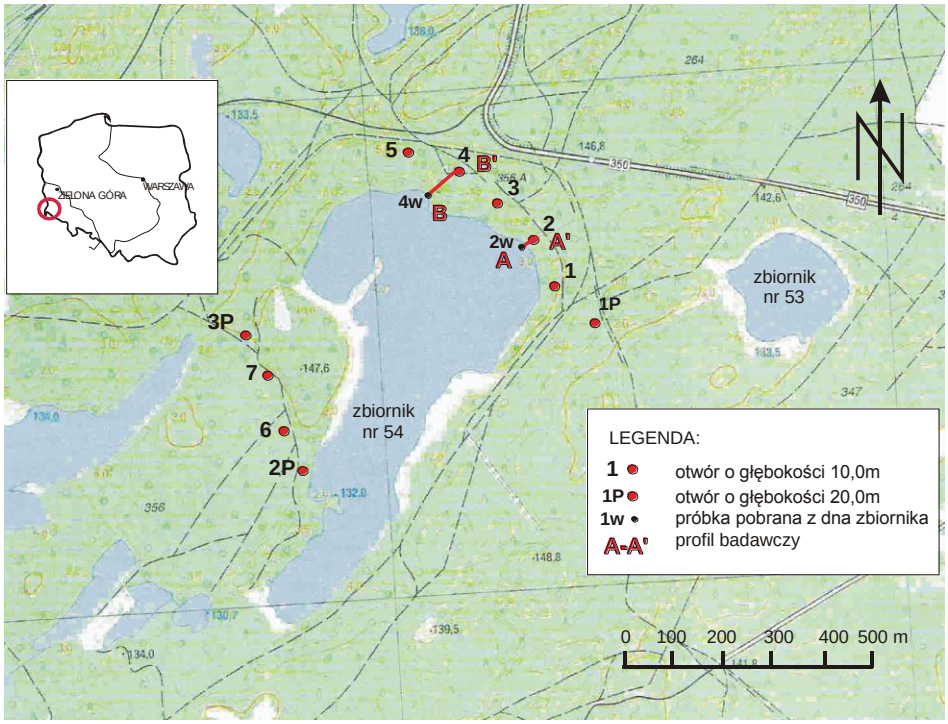
* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

kształca się w kwas siarkowy. Ze względu na dużą zawartość tego minerału w złożu, istnieje zagrożenie dalszego zakwaszania wód powierzchniowych, a także - wód podziemnych.

Opis terenu badań

Pojezierze antropogeniczne w okolicy Łęknicy jest największym skupiskiem zbiorników wodnych, jakie powstały w wyniku eksploatacji złóż węgla brunatnego w południowej części województwa lubuskiego. Składa się ono z około 100 jezior o łącznej powierzchni ponad 1500 tys.m^2.

Największym zbiornikiem jest akwen Nr 54 (rys. 1), stanowiący część dawnej odkrywki „C" [Kołodziejczyk i Asani 2006].



Rys. 1. Lokalizacja terenu badań

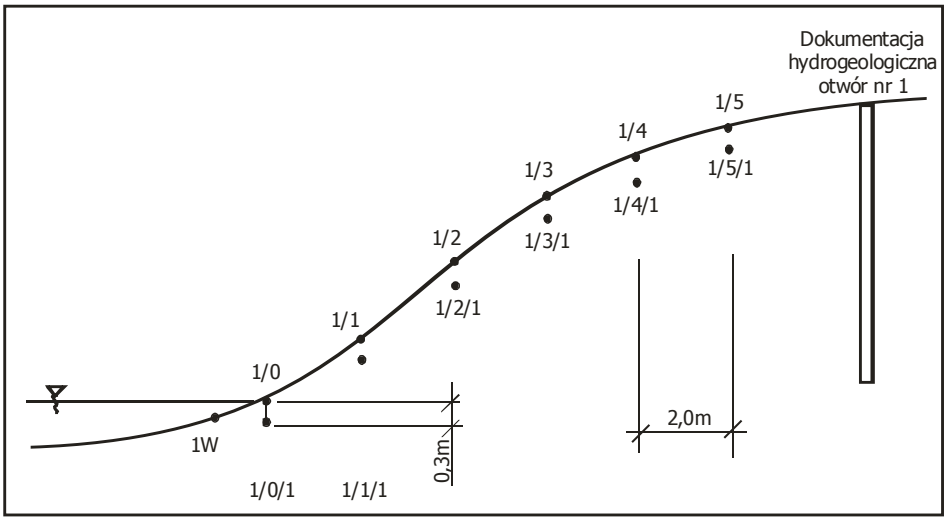
Przypowierzchniową budowę geologiczną omawianego obszaru tworzą fluwialne utwory holocenu (głównie piaski) oraz plejstoceńskie osady glacjalne (gliny zwałowe, piaski, żwiry i lokalnie mułki), wykształcone podczas zlodowacenia środkowopolskiego. W rejonie Łęknicy na powierzchnię wychodzą

także osady miocenu i oligocenu, spiętrzone (wyciśnięte) przez naciski glacitektoniczne, a wykształcone w postaci iłów i mułków ilastych, przewarstwianych wkładkami węgla [Hudak i Kołodziejczyk 2006]. Pokłady węgla brunatnego, mimo zmiennej miąższości (od 0,5 do 13,0m) i silnych zaburzeń glacitektonicznych, były tutaj eksploatowane do lat 60-tych XX wieku. Eksploatacja przebiegała przeważnie systemem wgłębnym. Lokalnie, m.in. w rejonie Łęknicy, dzięki korzystnemu usytuowaniu pokładów węgla brunatnego, w wyciśniętych glacitektonicznie (wypchniętych do góry) łękach, prowadzono ją systemem odkrywkowym. Dzisiaj pozostały po niej na powierzchni liczne wyrobiska, często wypełnione wodą. Jednym z nich jest opisywany w tym artykule zbiornik Nr 54.

Metodyka badań

W celu zanalizowania anizotropii gruntów występujących wokół zbiornika, dokonano poboru i analizy próbek gruntu wzdłuż dwóch profili badawczych: A-A’ oraz B-B’ (rys. 1). Profile te przebiegały pomiędzy archiwalnymi otworami wiertniczymi wykonanymi w ramach Dokumentacji Hydrogeologicznej [2006] oraz brzegiem zbiornika. W każdym profilu próbki gruntu pobierano bezpośrednio z powierzchni, czyli z głębokości 0,0 p.p.t. oraz z głębokości 0,3 m p.p.t. (rys. 2).

Poszczególne punkty poboru próbek były odległe od siebie o około 2 m wzdłuż danego profilu badawczego. Pobór próbek rozpoczynano od przybrzeżnej strefy zbiornika (próbki nr 2W), następnie pobierano je w linii brzegowej zbiornika (próbki nr 2/0), a w dalszej kolejności (otwory 2/1 – 2/n) – wzdłuż profilu rozciągającego się po powierzchni od linii brzegowej aż do otworu archiwalnego wykonanego w ramach Dokumentacji Hydrogeologicznej; profil A-A’ - otwór 2, a także profil B-B’ - otwór 4.



Rys. 2. Schemat poboru i numeracji prób

Numeracja próbek prowadzona była zgodnie z numeracją profili badawczych i odwiertów wykonanych w ramach dokumentacji hydrogeologicznej, a także - kolejnością poboru prób. Przykładowo:

- pierwsza próba, pobrana wzdłuż profilu z dna zbiornika, tj. w odległości około 0,5 m od linii brzegowej, została oznaczona numerem 1W;
- następna próba, oznaczona numerem 1/0, została pobrana z linii brzegowej zbiornika; w tym samym miejscu, ale z głębokości ok. 0,3 m p.p.t. pobrano kolejną próbę, którą oznaczono numerem 1/0/1;
- w dalszej kolejności zostały pobrane próby według analogicznego schematu: próby pobrane z powierzchni terenu były oznaczane kolejnymi numerami 1/1, 1/2, ..., 1/n, a próby pobrane w tych samych miejscach, ale odpowiednio z głębokości 0,3 m p.p.t. – numerami: 1/1/1, 1/2/1, ..., 1/n/1.

Badania laboratoryjne poszczególnych próbek gruntu objęły badania makroskopowe oraz analizę składu granulometrycznego i zawartości części organicznych (ENV 1997.2. Eurocode 7 i PN–88/B-04481) [Kołodziejczyk, Hudak i Asani 2007].

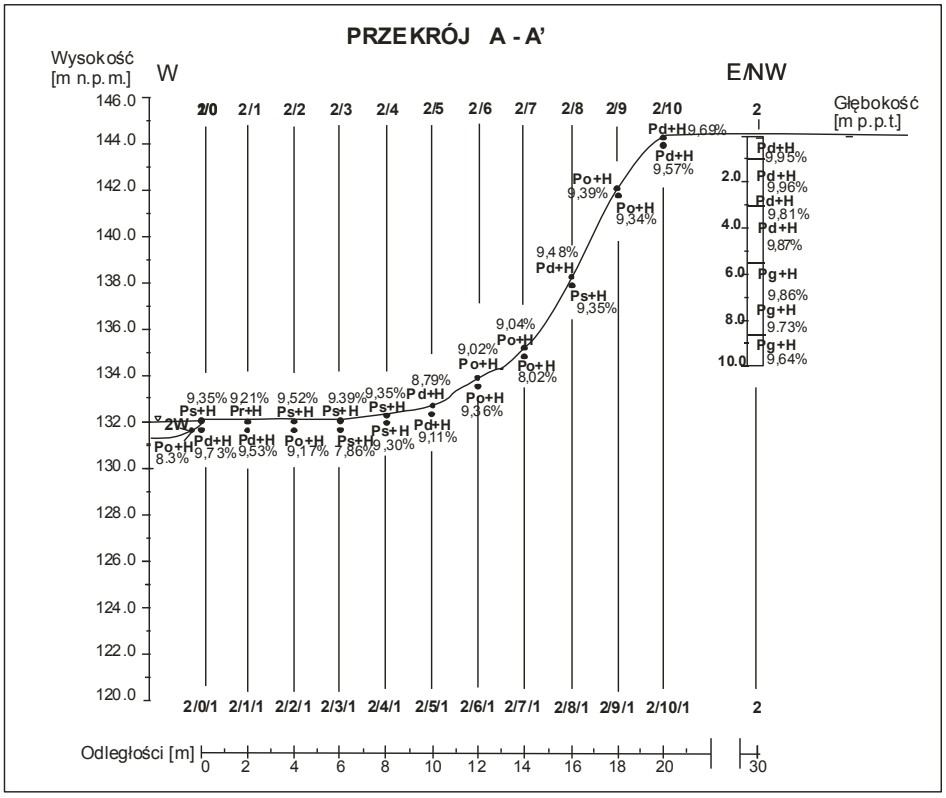
Analiza wyników badań

Analiza granulometryczna poszczególnych próbek gruntu wykazała obecność wielu procesów pochodzenia erozyjno-sedymentacyjnego.

Przykładowo, w próbkach pobranych bezpośrednio z powierzchni terenu wzdłuż profilu A-A', zlokalizowanego na północnym brzegu zbiornika (rys. 3) zaobserwowano, że na skłonie skarpy (próbki 2/9, 2/7 i 2/6) dominuje materiał grubszy (pospółka Po), podczas gdy w pobliżu linii brzegowej zaznacza się większy udział materiału drobniejszego (piasek gruboziarnisty Pr – próbka 2/0, piasek średnioziarnisty – próbk1 2/w, 2/1, 2/2 oraz 2/4, a nawet piasek drobnoziarnisty – próbki 2/3, 2/5, 2/8 oraz 2/10). Można zatem wysunąć wniosek, że w tym profilu wraz z odległością od linii brzegowej zbiornika wzrasta udział grubszych frakcji. Jest to prawdopodobnie spowodowane wymywaniem drobniejszych ziaren przez strumień wód powierzchniowych spływających po stosunkowo stromej skarpie (kąt nachylenia skarpy wynosi około 45°) i gromadzenie wymytych frakcji w postaci stożka napływowego (sandru) u podnóża skarpy, co w tym przypadku odpowiada linii brzegowej zbiornika. Natomiast w strefie falowania tworzy się charakterystyczny „kołnierz" zbudowany z grubszego ziarna, selekcjonowanego tutaj przez wody zbiornika.

Analiza zawartości substancji organicznych w gruncie wykazała, że wzdłuż profilu A-A' dominują grunty humusowe o zawartości frakcji organicznych około 10%.

Z kolei analiza próbek podpowierzchniowych, czyli pobranych z głębokości 0,3 m p.p.t. wykazała, że pod względem uziarnienia w profilu A-A' występuje rozkład podobny do próbek powierzchniowych. Tak jak w przypadku próbek powierzchniowych, tak i tutaj zostało to prawdopodobnie spowodowane procesami sedymentacji brzegowej i segregacji materiału wskutek falowania.

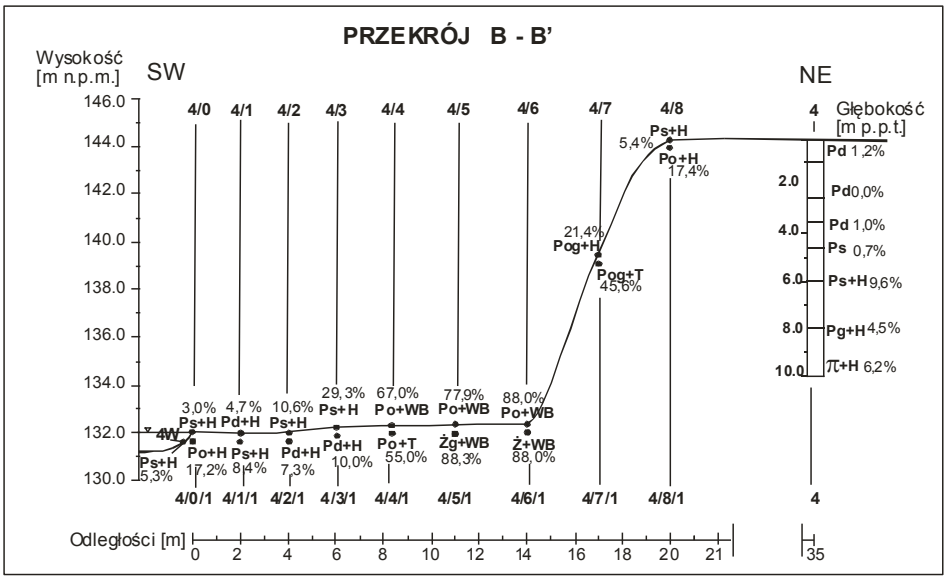


Rys. 3. Profil badawczy A-A' (Po+H rodzaj gruntu, 9,48%-zawartość substancji organicznej Iom)

Zawartość substancji organicznej w próbkach podpowierzchniowych profilu A-A' była podobna do próbek powierzchniowych, bowiem wynosiła od 7,96 do 9,95%, co odpowiada humusowi.

Na podstawie analizy próbek pobranych w analizowanym profilu A-A' z otworu 2 (o głębokości 10 m p.p.t.) można stwierdzić, że w występujących tutaj piaskach drobnych i piaskach gliniastych zawartość frakcji organicznych wynosi około 10%.

W profilu B-B', wyznaczonym w części północnej zbiornika (rys. 4), zarówno w próbkach powierzchniowych, jak i podpowierzchniowych; w strefie przybrzeżnej stwierdzono piaski średnie i drobne, o zawartości frakcji organicznych od 3,0% do 29,3%. Natomiast w próbkach 4/4, 4/5 i 4/6, a także 4/4/1, 4/5/1 i 4/6/1 zawartość frakcji organicznych wynosiła od 67,0% do 88,96%. Zatem grunty te można uznać za mocno zawęglone.



Rys. 4. Profil badawczy B-B' (Pr+H rodzaj gruntu; 9,98%-zawartość substancji organicznej Iom)

Próbki pobrane w tym profilu z otworu nr 4 (o głębokości 10,0m) odpowiednio reprezentowały: do głębokości 4,0 m p.p.t. - piaski drobne o zawartości frakcji organicznych mniejszej do 2% (grunty nieorganiczne), a poniżej tej głębokości - pył piaszczysty o zawartości frakcji organicznych do 6,2% (grunty organiczne).

Podsumowanie

Odkrywkowa eksploatacja węgla brunatnego pozostawiła po sobie głębokie wyrobiska, które po wypełnieniu wodą stworzyły jedyne w swoim rodzaju pojezierze antropogeniczne. Krajobraz początkowo księżycowy, w miarę upływu lat zostaje przywrócony przez naturę do życia. Zarówno fauna, jak i flora obejmują w ponowne posiadanie, to co człowiek wyrwał środowisku naturalnemu.

Pozostaje jednak problem hałd pokopalnianych i ich degradującego wpływu na środowisko. Można na tym terenie zaobserwować zmiany w przepływie wód powierzchniowych i podziemnych spowodowane zaburzeniami litologii otaczających gruntów.

Naturalne procesy geologiczne nieprzerwanie wpływają na wygląd obszarów zmienionych przez człowieka. Jednak taki naturalny proces trwa wiele lat.

Literatura

1. ASANI A., KOŁODZIEJCZYK U.: *Hydrografia obszaru pojezierza antropogenicznego w rejonie Łęknicy w województwie lubuskim*. W: Woda - Ścieki - Odpady w Środowisku: IX konferencja naukowo-techniczna: woda w środowisku. Zielona Góra, Uniwersytet Zielonogórski 2006
2. HUDAK M., KOŁODZIEJCZYK U.: *Warunki geologiczne i hydrogeologiczne pojezierza antropogenicznego w rejonie Łęknicy w województwie lubuskim*. W: Woda - Ścieki - Odpady w Środowisku: IX konferencja naukowo-techniczna: woda w środowisku. Zielona Góra, Uniwersytet Zielonogórski 2006
3. JĘDRCZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Zielonej Górze, Zielona Góra 1992
4. KOŁODZIEJCZYK U., HUDAK M., ASANI A.: *Zmienność litologiczna gruntów występujących w obrębie pojezierza antropogenicznego w Łęknicy*. IV Międzynarodowa Konferencja „Ochrona i rekultywacja terenów dorzecza Odry: rekultywacja terenów zdegradowanych", Zielona Góra 2007
5. KOŁODZIEJCZYK U., WRÓBEL I.: *Przekształcenia środowiska na Środkowym Nadodrzu w wyniku eksploatacji górniczej*. W: Second World Mining Environmental Congress. Katowice 1997
6. *Dokumentacja określająca warunki hydrogeologiczne na terenie pojezierza antropogenicznego w Łęknicy, powiat żarski*. Dychów 2006
7. ENV 1997.2. EUROCODE 7. *Projektowanie geotechniczne,* cz. 2. Projektowanie z wykorzystaniem badań laboratoryjnych. Materiały Konferencyjne - Mrągowo 2000. Instytut Technik Budowlanych, Warszawa 2000
8. POLSKA NORMA PN-88/B-04481: Grunty budowlane. Badania próbek gruntu
9. POLSKA NORMA PN-86/B-02480: Grunty budowlane – Określenia, symbole, podział i opis gruntów

THE LITOLOGICAL VARIABILITY OF GROUND IN THE CHOSEN INVESTIGATION'S PROFILES WHITHIM OF ANTHROPOGENIC LAKE IN ŁĘKNICA REGION

Keys words: anthropogenic lake, types of grounds, contents of organic substance

In article described litological variability of ground in the chosen investigation's profiles whithim of anthropogenic lake in Łęknica region. This prroblem determined os introduction in further investigations which will been realized in this region in the space of EFRR INTERREG IIIA. Poland Programme-Germany. Purpose of programme is valuation possibility improved quality water resources in after coal mine lakes and subsoil water in Sprewa-Nysa-Bóbr Euroregion.

W publikacji przedstawiono wyniki badań, prowadzonych w ramach projektu Ocena możliwości poprawy jakości zasobów wodnych w zbiornikach pokopalnianych i wodach podziemnych w Euroregionie Sprewa-Nysa-Bóbr, współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach programu INTEREG IIIA Polska (Województwo Lubuskie)-Kraj Związkowy Brandenburgia.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

MAGDA HUDAK *

ZMIANA WYDAJNOŚCI STUDNI GŁĘBINOWYCH NA PRZYKŁADZIE CENTRALNEGO UJĘCIA WODY DLA ZIELONEJ GÓRY

Słowa kluczowe: wydajność, studnia, starzenie się studni

S t r e s z c z e n i e

W artykule przedstawiono zmiany wydajności studni głębinowych pracujących na Centralnym Ujęciu Wody w Zawadzie k. Zielonej Góry. Zagadnienie to jest bardzo interesujące z uwagi na fakt, iż na przestrzeni 35 lat na tym ujęciu pracowały galerie studni, których czas pracy wahał się od 6 do 20 lat. Analizie poddano dwie galerie studni – II i III.

Wstęp

Procesy prowadzące do obniżenia wydajności studni są bardzo złożone i jak dotąd nie ma możliwości ilościowego określenia tego zjawiska. Spadek wydajności studni można wytłumaczyć, np. niewłaściwą eksploatacja, wytrącaniem i osadzaniem się cząstek materii organicznej i nieorganicznej na filtrze oraz w strefie przyfiltrowej. Następstwem tego, jest wzrost oporów przepływu wody do wnętrza filtru, a co za tym idzie spadek wydajności studni.

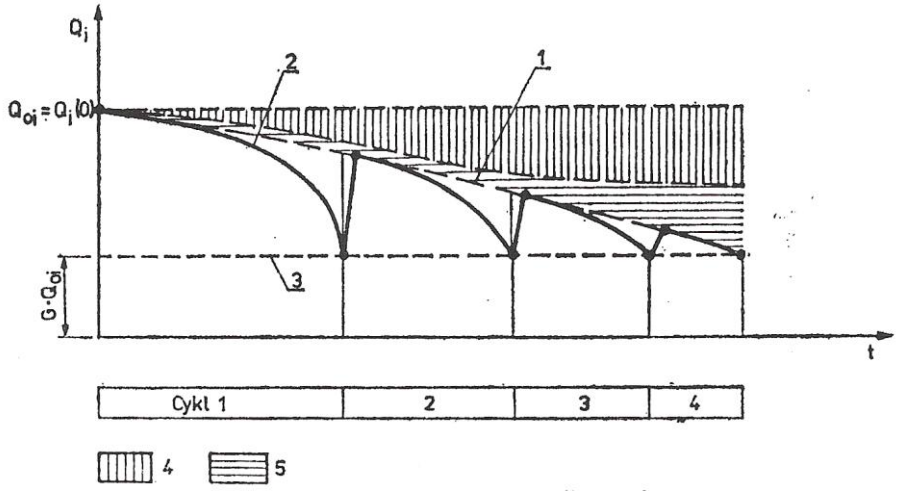
Problem starzenia się filtrów studziennych przedstawiono na przykładzie Centralnego Ujęcia Wody dla Zielonej Góry.

Przebieg eksploatacji studni

W miarę jak w czasie eksploatacji ujęcia trwają, a następnie intensyfikują się procesy jego starzenia, obraz pracy studni zmienia się. Zostało to przedstawione na rys. 1. Spadek hydraulicznej sprawności filtru powoduje, że wydajność studni maleje, aż wreszcie osiąga wartość GQ_{0i} uznaną za granicę opłacalności pompowania wody ze studni (linia 3). Ten proces spadku wydajności przedstawia krzywa 2 odpowiadająca hipotezie o intensyfikacji tego procesu

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

wraz z upływem czasu. Jeżeli chcemy nadal studnię eksploatować, to należy poddać ją zabiegowi zwanemu renowacją, powodującemu ponowny wzrost sprawności hydraulicznej konstrukcji filtrującej, po którym wydajność ponownie osiąga wartość odpowiadającą aktualnym warunkom hydrogeologicznym reprezentowanym krzywą 1.



Rys. 1. Przebieg eksploatacji studni (Q_i - wydajność studni, t – czas eksploatacji studni) [Gabryszewski i Wieczysty 1985]

Istnieją znaczne trudności w prognozowaniu przebiegów $Q_i(t)$ opisanych liniami 1 i 2, a ponadto renowacja studni nie zawsze jest na tyle skuteczna, aby można było mówić o odzyskaniu pełnej sprawności hydraulicznej, a więc o umiejscowieniu krzywej $Q_i(t)$ na krzywej 1 – rys. 1.

W literaturze przedmiotu brak jest zależności korelacyjnych dotyczących krzywej 2, czyli zmian wydajności w funkcji czasu jej pracy.

Metodyka badań

Zebrane w trakcie eksploatacji studni na Centralnym Ujęciu Wody w Zawadzie k/Zielonej Góry pomiary wydajności w czasie eksploatacji, były bardzo rozbieżne. Dla określenia zależności wydajności studni w funkcji czasu posłużono się wartościami średnimi ze wszystkich pracujących w danej galerii studni dla poszczególnych miesięcy w czasie ich eksploatacji.

Następnie przeprowadzono obliczenia zależności korelacyjnej między tymi średnimi wartościami a czasem pracy studni. Zastosowano zależność potęgową, wielomianową i prostoliniową. W wyniku tych obliczeń stwierdzono, że największe współczynniki korelacji otrzymano dla zależności prostoliniowej.

Wyniki pomiarów podzielono na dwa zbiory danych. Podziału zbioru danych dokonano w ten sposób, że granicą podziału były wartości średnie wydajności, które nie mieściły się w granicach odchylenia standardowego poprzedniego pomiaru (punkt krytyczny). Nastąpiło to w 26-tym miesiącu pracy galerii II i w 55-tym miesiącu pracy galerii III. Ze względu na fakt, iż studnie II-giej galerii pracowały przez sześć lat do analizy porównawczej przyjęto sześć pierwszych lat pracy II-giej i III-ciej galerii.

Wszystkie obliczenia prowadzone były w programie STATISTICA 6.0.

Analiza wyników badań

Wydajności studni szybko malały z czasem ich eksploatacji zarówno w galerii II, jak i III. Skrajne wartości tego parametru zestawiono w tab. 1.

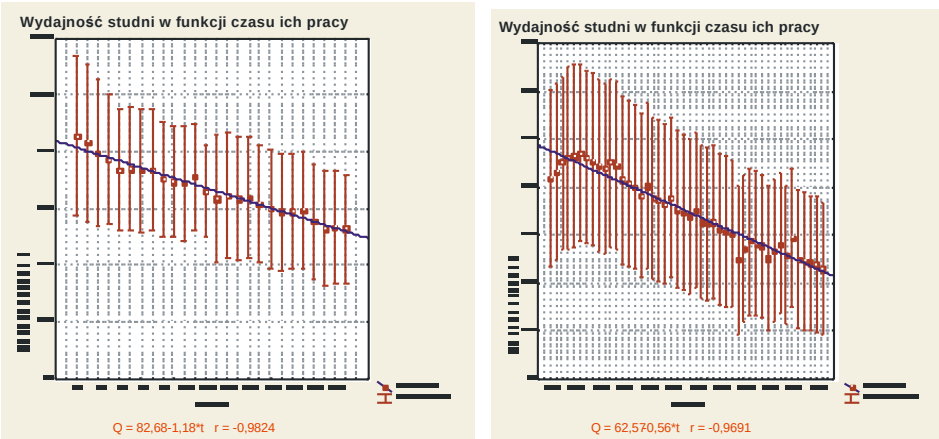
Tab. 1. Wydajność w poszczególnych studniach galerii II i III po sześcioletniej eksploatacji

Numer studni	**Wydajność po oddaniu do eksploatacji**		**Wydajność po 6-ciu latach eksploatacji**	
	Galeria II	**Galeria III**	**Galeria II**	**Galeria III**
	m^3/h	**m^3/h**	**m^3/h**	**m^3/h**
1	70,82	77,34	18,94	15,04
2	71,22	77,34	20,20	21,84
3	70,00	77,34	24,24	14,20
4	69,60	77,34	32,80	18,33
5	70,00	77,34	26,50	46,99
6	75,12	77,34	12,49	33,62
7	-	77,34	-	50,15
8	75,12	77,34	11,86	25,87
9	75,12	77,34	10,08	32,38
10	150,24	77,34	63,12	56,19
11	75,12	-	32,55	-
12	75,12	77,34	37,04	67,60
13	126,32	77,34	11,24	69,04
14	146,38	77,34	27,99	62,73
15	75,12	77,34	32,07	50,15
16	-	77,34	-	47,90
17	122,66	-	14,84	-

18	73,58	77,34	16,02	52,73
19	-	60,24	-	44,18
20	75,12	65,06	11,07	34,67
21	69,60	-	11,47	-
22	70,41	65,06	12,34	32,11

Na podstawie tab. 1 można stwierdzić, że dla obu galerii po 6-ciu latach eksploatacji nastąpił znaczny spadek wydajności. Dla galerii II zawierał się on w granicach od Q=10,08 m^3/h (dla studni Nr 9Z) do Q=32,80 m^3/h (dla studni Nr 4Z). Dla galerii III spadek wydajności zawierał się w granicach od Q=14,20 m^3/h (dla studni Nr 3Z) do Q=69,04 m^3/h (dla studni Nr 13Z'). Do opracowania zależności ogólnej wydajności w funkcji czasu pracy studni posłużono się wartościami średnimi ze wszystkich studni.

Rys. 2 przedstawia zmiany średniej wydajności studni w funkcji czasu ich pracy dla galerii II.



Rys. 2. Wykres zmian średniej wydajności studni w funkcji czasu ich pracy - galeria II– przed i po osiągnięciu punktu krytycznego

Dla galerii II w wyniku obliczeń korelacyjnych otrzymano:
dla I fazy eksploatacji studni zależność prostoliniową wydajności Q w funkcji czasu pracy t (miesiące) o postaci:

Q = 82,68 –1,18t, r = -0,982

– zależność prostoliniowa dla t=(1÷26) miesiące,

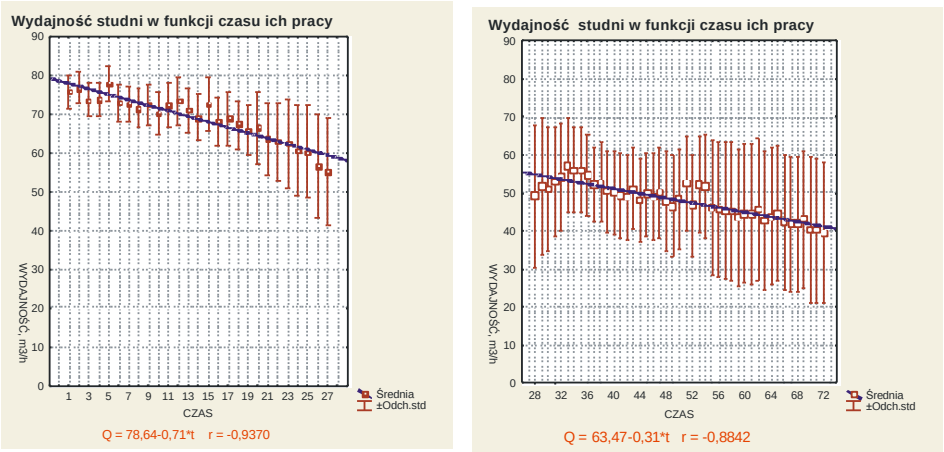
dla II fazy eksploatacji studni zależność prostoliniową wydajności Q w funkcji czasu pracy t (miesiące) o postaci:

Q = 62,57 – 0,56t, r = -0,969

– zależność prostoliniowa dla t=(27÷72) miesiące,

Zależności korelacyjne mają wysokie współczynniki korelacji i są istotne.

Rys. 3 przedstawia zmiany średniej wydajności studni w funkcji czasu ich pracy dla galerii III.



Rys. 3. Wykres zmian średniej wydajności studni w funkcji czasu ich pracy - galeria III– przed i po osiągnięciu punktu krytycznego

Dla galerii III w wyniku obliczeń korelacyjnych otrzymano:
dla I fazy eksploatacji studni zależność prostoliniową wydajności Q w funkcji czasu pracy t (miesiące) o postaci:

$$\mathbf{Q = 78,64 - 0,71t, \qquad r = -0,937}$$

– zależność prostoliniowa dla t=(1÷26) miesiące,

dla II fazy eksploatacji studni zależność prostoliniową wydajności Q w funkcji czasu pracy t (miesiące) o postaci:

$$\mathbf{Q = 63,47 - 0,31t, \qquad r = -0,884}$$

– zależność prostoliniowa dla t=(27÷72) miesiące.

Uzyskane zależności korelacyjne mają wysokie współczynniki korelacji i są istotne dla oceny pracy filtrów.

Podsumowanie

Ze względu na złożoność zagadnienia, w niniejszej pracy poddano analizie jedynie wydajność studni.

Ponadto, z uwagi na dużą liczbę studni ułożonych w galerię rozciągającą się na stosunkowo dużym obszarze, parametry obliczeniowe sprowadzono do jednej teoretycznej studni o średniej sprawności i średnim wydatku jednostkowym.

W takim uproszczeniu przeanalizowano strukturę badanej zbiorowości statystycznej, wybrane miary położenia i miary rozproszenia, dokonano rachunku momentów, a także przeprowadzono analizę dynamiki zmian badanych wielkości.

Badane studnie znajdują się na terenie zróżnicowanym geologicznie, co nie pozwala jednoznacznie określić wpływu otaczającego gruntu na pracę pojedynczych studni. Rozwiązanie problemu utrudnia także niejednorodny charakter pracy studni – częściowo są to studnie infiltracyjne pobierające wodą z przepływającej w pobliżu Odry, a częściowo są to studnie ujmujące płytko położone wody gruntowe.

We wszystkich studniach w pierwszej fazie eksploatacji następował liniowy spadek wydajności, a następnie „przebicie" skolmatowanej na filtrze warstwy, po którym zmiana tego parametru była łagodniejsza w związku z większą prędkością dopływu wody. Dla studni II-giej galerii zjawisko to nastąpiło w trzecim roku eksploatacji, natomiast dla studni III-ciej galerii – w piątym roku eksploatacji.

Przy właściwie dobranej przepustowości filtru w stosunku do parametrów warstwy wodonośnej, po długotrwałej eksploatacji (w tym przypadku 2÷3 lata) nastąpiło oczyszczenie gruntu z drobnych frakcji gruntu i wystąpiły duże prędkości dopływu wody do studni.

Literatura:

1. BUNDZ M.: *Projekt techniczny remontu otworów studziennych na I etapie Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie*. Wrocław, 1970
2. BUNDZ M.: *Sprawozdanie z przebiegu prac i badań związanych z odwierceniem 22 studni zastępczych na terenie Centralnego Ujęcia Wody w Zawadzie – I etap*. Wrocław, 1979
3. BUNDZ M.: *Sprawozdanie z przebiegu robót i prac terenowych związanych z przeprowadzonym remontem 22 studni zlokalizowanych na I etapie C.W.U. w Zawadzie k./Zielonej Góry*. Wrocław, 1971
4. BUNDZ M.: *Sprawozdanie z przeprowadzonych badań terenowych dotyczących wydajności Centralnego Ujęcia Wody w Zaw*adzie. Wrocław, 1973
5. CHRZAN T., HUDAK M.: *Historia ujęcia i skutki renowacji studni na Centralnym Ujęciu Wody w Zawadzie k. Zielonej Góry*. IV Międzynarodowa Konferencja „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód". Kraków. 2000
6. CHRZAN T., HUDAK M.: *Wpływ czasu eksploatacji studni na ich wydajność*. Zeszyt Naukowy nr 117 Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra. 2000
7. GABRYSZEWSKI T.: *Wodociągi*. Wrocław, 1967

8. GABRYSZEWSKI T.: WIECZYSTY A., *Ujęcia wód podziemnych*. Arkady Warszawa, 1985
9. HUDAK M.: *Wpływ warunków gruntowych i konstrukcji filtrów na wydajność studni głębinowych*. Rozprawa doktorska. Zielona Góra 2005

THE VARIATION OF THE EFFICIENCY OF WELLS IN THE CENTRAL WATER INTAKE IN ZAWADA NEAR ZIELONA GÓRA

Key words: efficiency, wells, ageing of wells

S u m m a r y

In article taken the variation of the efficiency of wells in the Central Water Intake in Zawada near Zielona Góra. This problem is very interesting in view of 35 years four galleries of wells went in this area and observed different time theirs work, ranged from 6 to 20 years. Two galleries, II and III, were analysed.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

BARBARA JACHIMKO *

OCENA ZAKWASZENIA WÓD ZBIORNIKÓW „POJEZIERZA ANTROPOGENICZNEGO”

Słowa kluczowe: zbiorniki acidotroficzne, potencjał neutralizacji, pH

S t r e s z c z e n i e

W publikacji przedstawiono ocenę zakwaszenia wód zbiorników pojezierza „antropogenicznego” w oparciu o wartości pH i potencjału redoks oraz potencjału neutralizacji. Wskazano na fakt, że zmiany wartości pH w przydennych warstwach wód zbiorników „pozostałych” i acidotroficznych nie odpowiadają rzeczywistym zmianom zakwaszenia wody. Wytypowano najbardziej podatne za zakwaszenie zbiorniki w grupie „pozostałe” oraz zbiorniki acidotroficzne o najbardziej zawansowanym procesie odkwaszenia.

Wprowadzenie

Na zachodnim skraju województwa zielonogórskiego, tuż nad granicą z Niemcami, na obszarze pomiędzy Tuplicami i Łęknicą znajduje się największe w kraju skupisko sztucznie utworzonych zbiorników wodnych nazwane przez Kozackiego [1976] „pojezierzem antropogenicznym”. Pierwsze informacje o wysokim zasoleniu i kwaśnym odczynie wód tych zbiorników pochodzą od Kozackiego [1976] oraz Mendaluka i Wróbla [1977]. W latach 80-tych Matejczuk [1986] prowadził badania 16 zbiorników w rejonie Łęknicy i Kamienicy. Stwierdził, że wody tych zbiorników charakteryzowała obecność ogromnych ilości związków żelaza i siarczanów oraz odczyn poniżej pH 3. Matejczuk [1986] uważał, że wszystkie zbiorniki „pojezierza” w swoim rozwoju ontogenicznym przechodziły okres acidifikacji. Z upływem czasu wody zbiorników acidotroficznych, w wyniku procesów chemicznych i biologicznych, ulegają stopniowemu zobojętnianiu. Kolejne badania zbiorników „pojezierza antropogenicznego” prowadzone były latach 1987-1993 [Solski i Jędrczak 1990; Solski

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

i Jędrczak 1991a, 1991b; Jędrczak 1992]. Stwierdzono w nich, że wody około połowy zbiorników mają odczyn kwaśny (zbiorniki acidotroficzne), zaś pozostałe mają odczyn wody zbliżony do obojętnego. W roku 1993 przebadano wody 24 zbiorników w profilu pionowym w okresie stagnacji letniej w zakresie składu fizyczno-chemicznego oraz oceny stopnia eutrofizacji [Najbar 1996, Jachimko 1998], a w 1998 r. ponownie 10 zbiorników acidotroficznych. W latach 2006-2007 w Instytucie Inżynierii Środowiska UZ prowadzono program badawczy, współfinansowany ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach programu Interreg IIIA, dotyczący możliwości rekultywacji największego zbiornika pojezierza (oznaczonego nr 54 – rys. 1). Obecnie monitoring składu wód zbiorników pojezierza nie jest prowadzony. Dotychczas ocenę stopnia zakwaszenia wód zbiorników przeprowadzano w oparciu o wartość pH, zasadowość oraz stężenie siarczanów. Brakowało kompleksowej oceny zakwaszenia wód zbiorników, na podstawie której, można by określić możliwości ich rekultywacji, czy wrażliwość na wtórne zakwaszenie zbiorników „pozostałych". W publikacji przedstawiono ocenę zakwaszenia wód zbiorników w oparciu o wartości potencjału neutralizacji na podstawie wyników badań składu fizyczno-chemicznego wód w okresie stagnacji letniej w 1993. Pozwoliło to wytypować najmniej zakwaszone zbiorniki acidotroficzne, których rekultywację należy przeprowadzić w pierwszej kolejności oraz określić wrażliwość zbiorników „pozostałych" na ponowne zakwaszenie.

Podstawy teoretyczne

Potencjał neutralizacji – NP, jest wskaźnikiem, który pozwala na zsumowanie wszystkich składników wody o charakterze kwasowym. Definicję potencjału neutralizacji dla środowiska wodnego podał Evangelou [1995]:

$$NP = 2c_{CO_3^{2-}} + c_{HCO_3^-} + c_{OH^-} - c_{HSO_4^-} - c_{H^+} - 2c_{Fe^{2+}} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Cu^{2+}} \quad (1)$$

c- stężenie jonu, mmol/dm^3.

Powyższe wyrażenie zostało stworzone dla wód pokopalnianych po wydobyciu rud metali, które charakteryzują się wysokimi stężeniami metali ciężkich, w tym miedzi. Zawartość miedzi w wodach analizowanych zbiorników nie przekracza 0,1 mmol/dm^3 i możne być pominięta. Ponieważ w wodach zbiorników pokopalnianych występują znaczne ilości żelaza III i manganu, dla wód zbiorników pokopalnianych węgla brunatnego wyrażenie (1) przybiera postać:

$$NP = 2c_{CO_3^{2-}} + c_{HCO_3^-} + c_{OH^-} - c_{HSO_4^-} - c_{H^+} - 2c_{Fe^{2+}} - 3c_{Al^{3+}} - 3c_{Fe^{3+}} - 2c_{Mn^{2+}} \quad (2)$$

Zgodnie z koncepcją zasadowości i kwasowości wody przedstawioną przez Stumma i Morgana [1995], zasadowość wody – *Alk* można zdefiniować jako:

$$Alk = -c_{H^+} - c_{HSO_4^-} - 3c_{Fe^{3+}} + c_{HCO_3^-} \quad (3)$$

Podstawiając wzór (3) do równania (1) otrzymujemy:

$$NP = Alk + 2c_{CO_3^{2-}} + c_{OH^-} - 2c_{Fe^{2+}} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Mn^{2+}} \quad (4)$$

Schoepke [1999] uznał, że dla wód zbiorników pokopalnianych NP można zdefiniować w uproszczeniu jako:

$$NP \approx Alk - 2c_{Fe^{2+}} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Mn^{3+}} \quad \text{mmol/dm}^3, \qquad (5)$$

gdzie:
Alk – zasadowość M mmol/dm^3, (w powyższych rozważaniach określona jako wynik miareczkowania wodorotlenkiem sodu do pH 4,3).

W wodach kwaśnych NP przyjmuje wartości ujemne, w wodach o charakterze zasadowym – dodatnie. Najczęściej przyjmuje się, że dla rekultywacji zbiornika acidotroficznego należy podnieść wartość NP do powyżej 0,2 mmol/dm^3, a stężenie siarczanów obniżyć do 1-2 mmol/dm^3.

Teren badań

Pojezierze „antropogeniczne" liczy ponad 100 zbiorników o łącznej powierzchni ponad 1 500 tys. m^2 (rys. 1). Powstanie tych zbiorników wiąże się z eksploatacją węgla brunatnego, którą podjęto w drugiej połowie XIX w. a zakończono w roku 1974. Wiek zbiorników powyrobiskowych waha się obecnie od ok. 30 lat (zb. nr 54) do powyżej 100 lat (rejon Tuplic). Pod względem genezy zbiorniki można podzielić na trzy grupy [Kozacki 1976]. Pierwsza grupa położona w okolicy Tuplic składa się z około 30 zbiorników pochodzenia zapadliskowego. Mają one z reguły wydłużony kształt, o osi podłużnej skierowanej z północnego wschodu na południowy zachód. Powierzchnia tych zbiorników waha się od <1 do 15 ha, a głębokość maksymalna od 1,5 do 5,5 m. Druga grupa, położona w rejonie Trzebiela i Kamienicy, liczy 33 zbiorniki pochodzenia zapadliskowego. Charakteryzują się one stromymi i wysokimi brzegami. Są to zbiorniki małe, o powierzchni nie przekraczającej 5 ha, ale

stosunkowo głębokie (maksymalna głębokość – 9.5 m). Mają bardzo słabo rozwiniętą linię brzegową (z wyj zbiornika 37). Grupa trzecia liczy około 40 zbiorników położonych na wschód od Łęknicy. Są to zbiorniki pochodzenia wyrobiskowego lub zapadliskowo-wyrobiskowego. Powierzchnia tych zbiorników waha się od 1,85 do ponad 20 ha, a głębokość maksymalna od 3,5 do 21,5 m.

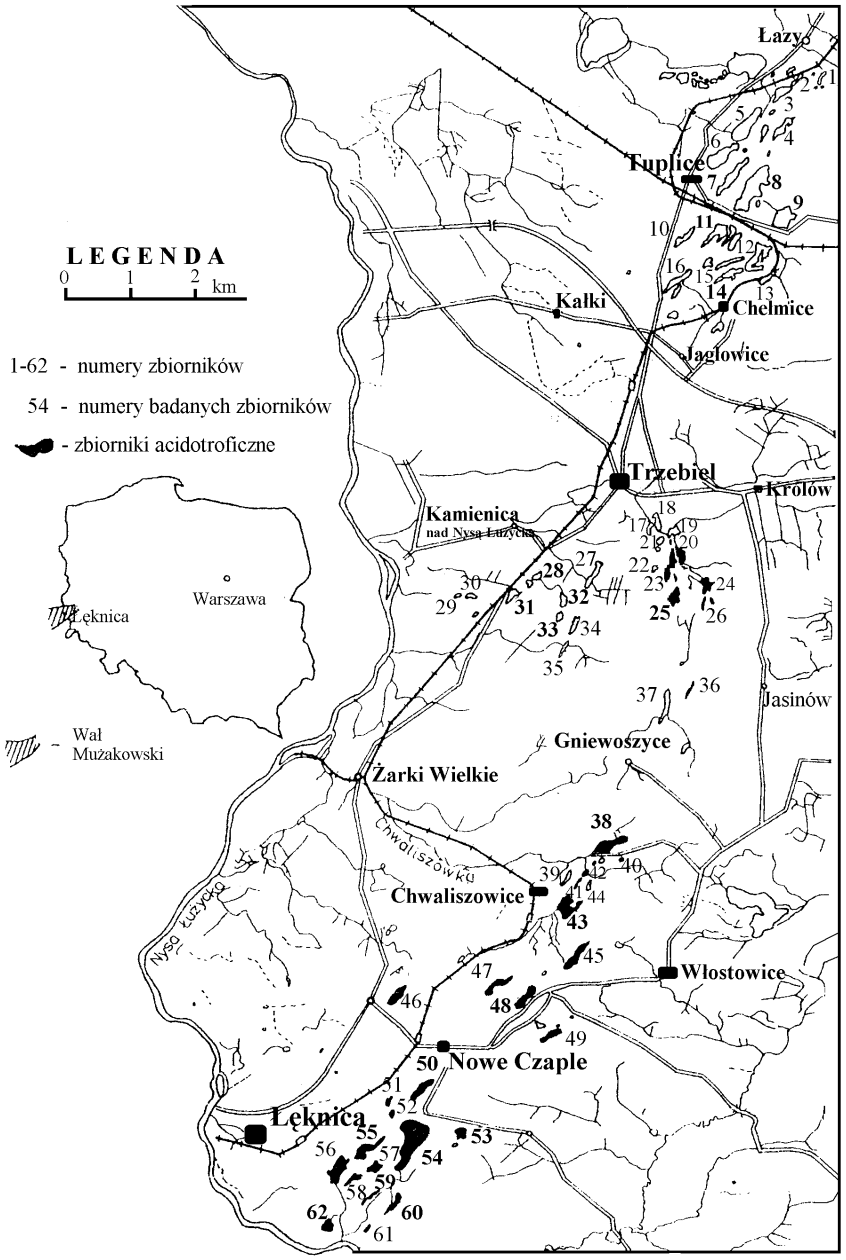
Odczyn i potencjał redoks wód zbiorników

Skład chemiczny zbiorników pokopalnianych kształtowany jest głównie poprzez dopływające wody podziemne. Wypełniają one zapadlisko lub wyrobisko powstałe do wydobyciu surowca tworząc zbiornik antropogeniczny. Wydobyty na powierzchnię terenu piryt, który wcześniej znajdował się w strefie saturacji, jest utleniany tlenem atmosferycznym i rozpuszcza się w wodzie. Powoduje to zakwaszenie wód zbiornika do wartości pH około 3. W zbiornikach holomiktycznych i dimiktycznych zakwaszenie wód obserwuje się w całym profilu pionowym. W warstwie monimolimnionu zbiornika meromiktycznego powstają specyficzne warunki dla przebiegu reakcji zmieniających wartości pH wody. Wody zbiorników pojezierza charakteryzowały się bardzo szerokim zakresem odczynu i potencjału oksydoredukcyjnego. Wartość pH wód warstwy powierzchniowej wahała się od 2,45 (zb. nr 54) do 7,81 (zb. nr 14). Potencjał redoks tej warstwy mieścił się w granicach od 772 (zb. nr 54) do 400 mV (zb. nr 7). Na podstawie wartości potencjału redoks i odczynu wód warstwy powierzchniowej wyróżniono trzy grupy zbiorników [Jachimko 1998] – rys. 1:

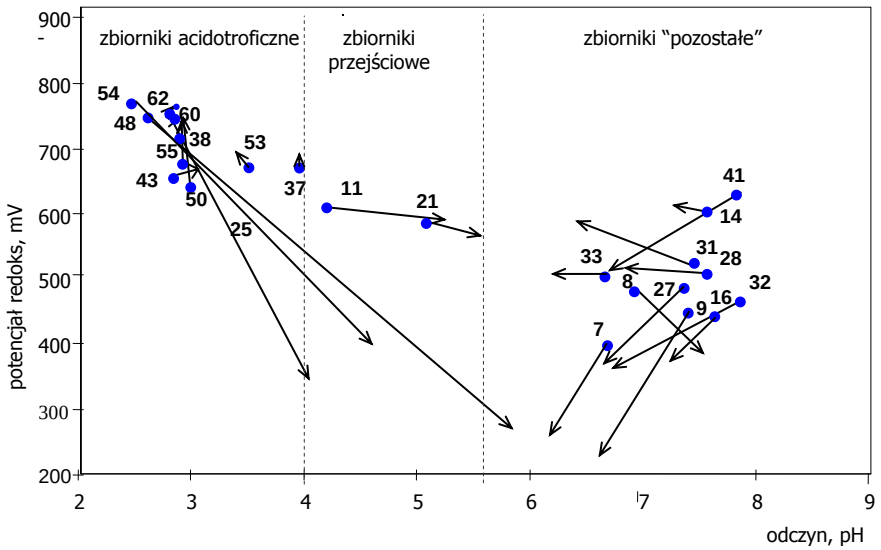
a) zbiorniki kwaśne (acidotroficzne), których wody wykazywały odczyn niższy niż 4 pH i potencjał redoks wyższy niż 600 mV; do tej grupy zaliczono 11 zbiorników (nr nr 25, 37, 38, 43, 48, 50, 53, 54, 55, 60, 62);

b) zbiorniki przejściowe, o odczynie wód w zakresie od 4 do 5.5 pH; do tej grupy zaliczono dwa zbiorniki nr 11 i nr 21;

c) zbiorniki "pozostałe" o odczynie wód powyżej 5.5 pH i potencjale redoks niższym niż 633 mV; do tej grupy zaliczono 11 zbiorników (nr nr 7, 8, 9, 14, 16, 27, 28, 31, 32, 33, 41).



Rys. 1. Pojezierze antropogeniczne

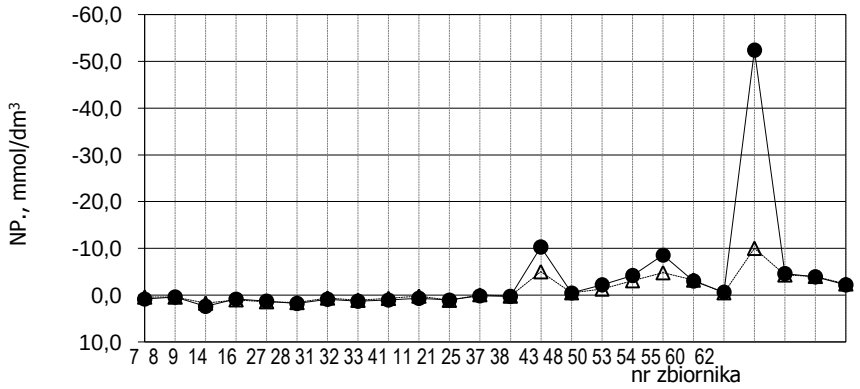


Rys. 2. Zmiany odczynu i potencjału redoks w profilu pionowym badanych zbiorników (kropką zaznaczono wartości dla warstwy powierzchniowej, strzałką – dla warstwy przydennej)

Większość zbiorników wykazywała duże zróżnicowanie odczynu i potencjału redoks w profilu pionowym (rys. 2). Największe zmiany wartości tych wskaźników stwierdzono w zbiornikach nr 25, 48 i 54. Wody w warstwie powierzchniowej tych zbiorników charakteryzowały się silnie kwaśnym odczynem (<3.4 pH) i wysokim potencjałem redoks (>750 mV). W warstwach przydennych odczyn wód był wyższy niż 4 pH, a potencjał redoks mniejszy niż 400 mV. W zbiorniku nr 25 kwasowość mineralna wody, wysoka w warstwie powierzchniowej (3,4 mval/dm^3), zmalała do 0.2 mval/dm^3 w warstwie przydennej, a w wodach zbiorników nr 48 i 54 pojawiła się zasadowość ogólna. Wody zbiorników z grupy przejściowych oraz zbiorników nr 50 i 43 wykazywały wyższy odczyn i niższy potencjał redoks przy dnie niż na powierzchni. Zbiorniki nr 60, 62, 37 i 38 miały zbliżone wartości odczynu i potencjału redoks w całym profilu pionowym. W większości zbiorników „pozostałych" obserwowano spadek odczynu i wartości potencjału redoks w warstwie przydennej w odniesieniu do warstwy powierzchniowej.

Potencjał neutralizacji wód zbiorników

Wartość potencjału neutralizacji badanych zbiorników wahała się od 1,7 do -10 w warstwie powierzchniowej i od 2,4 do -52,4 mmol/dm^3 w warstwie przydennej (rys. 3). Zbiorniki „pozostałe" i przejściowe charakteryzowały się dodatnimi wartościami tego wskaźnika, natomiast w zbiornikach acidotroficznych był on ujemny. W większości zbiorników z grupy "pozostałe" wartość potencjału wzrastała w kierunku od powierzchni do dna. Odwrotny przebieg zmian stwierdzono w trzech zbiornikach tej grupy, przy czym spadek wartości potencjału wynosił 0,2 mmol/dm^3. W zbiorniku nr 8, o głębokości 1 m, wartości te były identyczne. Najniższe wartości potencjału neutralizacji, na poziomie 0,4 mmol/dm^3, stwierdzono w zbiornikach nr 7, 8 i 33. W warstwach przydennych zbiorników nr 9 i 33 stwierdzono wyższe wartości potencjału, mieszczące się w przedziale od 0,7 do 0,8 mmol/dm^3. W zbiornikach przejściowych wartość potencjału wahała się od -0,1 do 0,3 mmol/dm^3, przy czym bardziej zakwaszony był zbiornik nr 11. Najmniej zakwaszonymi zbiornikami acidotroficznymi były zbiorniki nr 37 i 53, w których wartość potencjału neutralizacji wahała się od 0,5 do 0,6 mmol/dm^3. Najbardziej zakwaszony był zbiornik nr 54, w którym wartość potencjału neutralizacji mieściła się w przedziale od -10,0 w warstwie powierzchniowej do -52,4 mmol/dm^3 w warstwie przydennej. Wysokie zakwaszenie wykazywały również zbiorniki nr 25 i 48 (NP w zakresie od -5,0 do 10,3 mmol/dm^3).



Rys. 3. Wartość potencjału neutralizacji wód warstwy powierzchniowej (linia przerywana) i warstwy przydennej (linia ciągła) badanych zbiorników

Dyskusja wyników

Zmiany potencjału neutralizacji w wodach badanych zbiorników nie zawsze odpowiadają zmianom potencjału neutralizacji (rys. 4 i 5). W warstwach przydennych zbiorników „pozostałych" obserwowano znaczny wzrost zasadowości wody oraz obniżenie wartości pH. Odwrotne zjawisko stwierdzono w głębiej położonych warstwach zbiorników acidotroficznych nr 25, 48 i 54 (nie ujętych na rysunku), gdzie znacznemu podwyższeniu wartości pH towarzyszy podwyższenie potencjału neutralizacji wody. Schoepke [2001] podaje przykłady reakcji, zachodzących w wodach zbiorników pokopalnianych, które powodują zmiany pH wody, a nie wpływają na wartości PN. Zalicza do nich rozpuszczanie wodorotlenków żelaza II i III, glinu i manganu, rozpuszczanie zasadowych siarczanów żelaza i glinu oraz redukcję żelaza III związkami organicznymi (reakcje 5, 6, 7)

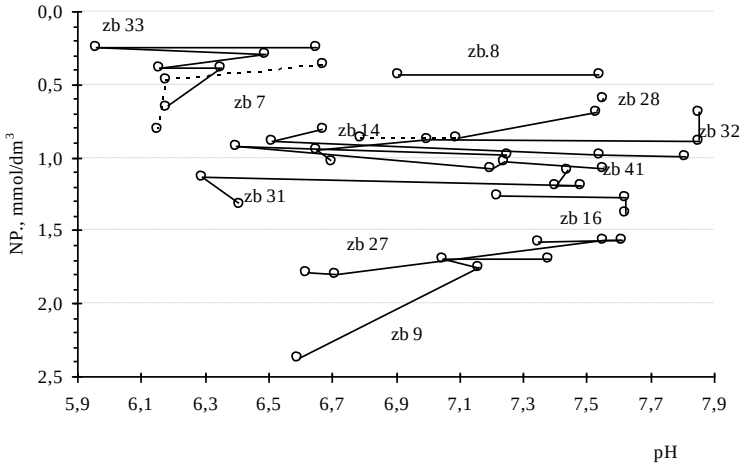
$$Fe(OH)_3 + 3H^+ \leftrightarrow Fe^{3+} + 3H_2O \quad (5)$$

$$Al^{3+} + SO_4^{2-} + H_2O \leftrightarrow Al(OH)SO_4 + H^+ \quad (6)$$

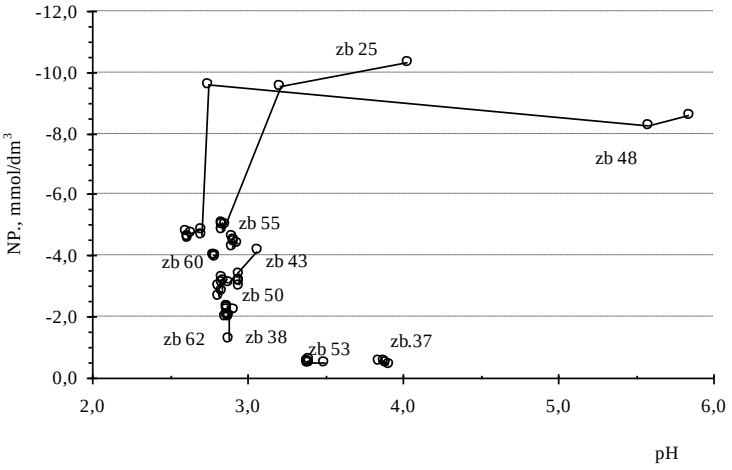
$$Fe^{2+} + \frac{1}{4}\{CH_2O\} + \frac{1}{4}H_2O \leftrightarrow Fe^{2+} + \frac{1}{4}CO_2 + H^+ \quad (7)$$

Na podstawie zależności między wartościami pH i potencjału redoks można stwierdzić, że:

- w grupie zbiorników „pozostałych" najbardziej podatne na zakwaszenie lub będące w początkowej fazie odkwaszania są zbiorniki nr 33 i 7;
- w grupie zbiorników przejściowych zbiornik nr 21 ma skład chemiczny bliższy zbiornikom „pozostałym", a zbiornik nr 11 acidotroficznym;
- w grupie zbiorników acidotroficznych najdalej zaawansowane procesy zobojętniania wód występują w zbiornikach nr 37 i 53;
- wzrost pH wody w przydennych warstwach wody zbiorników nr 25, 48 i 54 nie świadczy o ich rzeczywistym odkwaszeniu.



Rys. 4. Zależność między wartością pH i PN w profilu pionowym zbiorników z grupy „pozostałe”



Rys. 5. Zależność między wartością pH i PN w profilu pionowym zbiorników z grupy „acidotroficzne”

Wartości potencjału neutralizacji wód zbiorników pokopalnianych potwierdziły słuszność przyjętego wcześniej podziału zbiorników pojezierza „antropogenicznego” na „pozostałe”, przejściowe i acidotroficzne. Jednakże ocena zmian zakwaszenia wód zbiorników na podstawie wartości pH i potencjału redoks może prowadzić do niewłaściwych wniosków. Dotyczy to szczególnie

zmian zachodzących w przydennych warstwach wody. Dla właściwej interpretacji procesów zachodzących w zbiornikach, w powyższych rozważaniach należy uwzględnić wartości potencjału neutralizacji.

Literatura

1. KOZACKI L.: *Jeziora antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania "Jeziora Ziemi Lubuskiej, ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami"*, Sympozjum naukowe Łagów, 18-19.05., Wyd. TNOIK, 141-150 Zielona Góra 1976
2. MENDALUK J., WRÓBEL I.: *Sztuczne pojezierze w rejonie Łęknice*. Aura 3,10-11, 1977
3. MATEJCZUK W.: *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobisku poeksploatacyjnym węgla brunatnego*. Pol. Wrocł., Instyt. Inż. Ochr. Środ., (praca doktorska),Wrocław 1986
4. SOLSKI A., JĘDRCZAK A.: *Ionic composition of waters of the „anthropogenic lake district"*. Pol. Arch. Hydrob., No 37/3, 361-382, 1990
5. SOLSKI A., JĘDRCZAK A.: *Meromixis in acidotrophic reservoirs of the „anthropogenic lake district"*. Pol. Arch. Hydrob., No 38/3/4, 327-346, 1991a
6. SOLSKI A., JĘDRCZAK A.: *Forms of iron in waters of acidotrophic- meromictic reservoirs of the „anthropogenic lake district"*. Pol. Arch. Hydrob., No 38/3/4, 315-326, 1991b
7. JĘDRCZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. WSInż. w Zielonej Górze, Seria Monografie Nr 5, ss 135, 1992
8. NAJBAR B.: *Biologiczne i chemiczne wskaźniki stopnia zeutrofizowania wód zbiorników powstałych po eksploatacji węgla brunatnego w okolicach Łęknicy, Trzebiela i Tuplic*. Pol. Wrocł., Instyt. Inż. Ochr. Środ., (praca doktorska) Wrocław 1996
9. JACHIMKO B.: *Krążenie fosforu w wodach zbiorników Pojezierza Mużakowskiego*. Pol. Wrocł., Instyt. Inż. Ochr. Środ., (praca doktorska),Wrocław 1998
10. EVANGELOU V.P.: *Pyrite oxidation and its control*; New York 1995
11. STUMM W., MORGAN J.J.: *Aquatic chemistry – an introduction emphasing chemical equilibria in natural waters*, 2nd ed.; New York 1981
12. SCHÖPKE R.: *Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse In Kippengrundwasserleitern*; Rozprawa doktorska BTU Cottbus LS Wassertechnik, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Zeszyt 2, 1999

13.SCHÖPKE R., KOCH R., QUERFELLI I., STRIEMANN M., PREUSS V., REGEL R.. *Anwendung des Neutralisationspotentials bei der Bilanzierung von Saeure-Base-Reaktionen im Umfeld des Braunkohlebergbaues*. Grundwasser 1/2001 23-29, 2001

WATERS ACIDIFICATION OF THE „ANTROPHOGENIC LAKE DISTRICT"

Key words: acidotrophic reservoirs, neutralization potential, pH

S u m m a r y

The acidification of waters of "antrophogenic" lake district reservoirs using pH- value, redox potential and neutralization potential is described. The changes of pH value in bottom layers of waters are opposite to the changes of NP. The most accidified reservoirs in the group "others" and the most neutralized ones in the group accidified are pointed.

W publikacji przedstawiono wyniki badań, prowadzonych w ramach projektu Ocena możliwości poprawy jakości zasobów wodnych w zbiornikach pokopalnianych i wodach podziemnych w Euroregionie Sprewa-Nysa-Bóbr, współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach programu INTEREG IIIA Polska (Województwo Lubuskie)-Kraj Związkowy Brandenburgia.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

URSZULA KOŁODZIEJCZYK *

ROLA MAŁEJ RETENCJI W OCHRONIE PRZECIWPOWODZIOWEJ LUBUSKIEGO ODCINKA ODRY

S t r e s z c z e n i e

Wały przeciwpowodziowe są podstawowym sposobem ochrony przeciwpowodziowej. Ich skuteczne wykorzystanie może być jednak osiągnięte jedynie pod warunkiem spójnej gospodarki wodnej w całym dorzeczu. Aby ograniczyć ewentualne straty gospodarcze, wynikające z niedoborów wody i jednocześnie poprawić strukturę bilansu wodnego, należy bezwzględnie zwiększyć i odbudować zdolność retencyjną zlewni rzecznych oraz odzyskać utracone wartości środowiska naturalnego. Przykładem działań prowadzonych w kierunku zwiększenia retencyjności dolin są prace planowane na lubuskim odcinku Odry, opisane w tym artykule.

Wstęp

Doliny wielkich nizinnych rzek są i będą terenami nasilonej ekspansji gospodarczej i osadnictwa. Chociaż obszary te stanowią niespełna 5% powierzchni Ziemi, to zamieszkuje je ponad 35% ludności świata, czyli około 2,5 mld ludzi. Nagromadzone w tych obszarach inwestycje i środki techniczne mają znaczący udział w globalnych i ogólnonarodowych zasobach dóbr materialnych poszczególnych państw. Stąd też ochrona życia i mienia ludzkiego przed wszelkimi kataklizmami, w tym również przed powodzią, jest naczelnym zadaniem władz poszczególnych krajów i różnorodnych działań międzynarodowych.

Ochrona przeciwpowodziowa zurbanizowanych terenów równi aluwialnych wielkich rzek była zazwyczaj realizowana poprzez budowę systemów wałów przeciwpowodziowych. Ale znaczące miejsce ma tutaj także retencja, zarówno sztuczna, rozwijana przez człowieka i realizowana poprzez budowę sztucznych zbiorników retencyjnych, jak i naturalna, polegająca na zachowaniu terenów leśnych, łąk i bagien. Należy wręcz podkreślić, że prawidłowe wykorzystanie wałów przeciwpowodziowych, jako podstawowego technicznego środka ochrony przeciwpowodziowej, może być osiągnięte jedynie pod warunkiem spójnej gospodarki wodnej w całym dorzeczu [Kołodziejczyk 2002]. Same wały prze-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

ciwpowodziowe nie gwarantują bowiem pełnej i skutecznej ochrony przeciwpowodziowej, zwłaszcza tam, gdzie występują ograniczenia w możliwościach podwyższenia wałów, wynikające z istniejącej infrastruktury lub zagrożenia zwiększoną filtracją przez podłoże, a jednocześnie – wyczerpano już wszystkie inne sposoby zwiększenia przepustowości międzywala, polegające m.in. na wycince drzew lub likwidacji przewężeń. Trzeba zatem strukturalne metody ochrony przeciwpowodziowej uzupełniać o sposoby niestrukturalne, w tym: właściwe zagospodarowanie dolin rzecznych, realizowane m. in. w aspekcie zabudowy terenów zagrożonych powodziami, rozwój ubezpieczeń przeciwpowodziowych, uświadamianie ludności o zagrożeniu i ryzyku powodziowym, budowę systemów alarmowych i wczesnego ostrzegania oraz inżynierskie i biogeotechniczne metody stabilizacji brzegów, koryt rzecznych i zboczy [Bobiński i Żelaziński 1996].

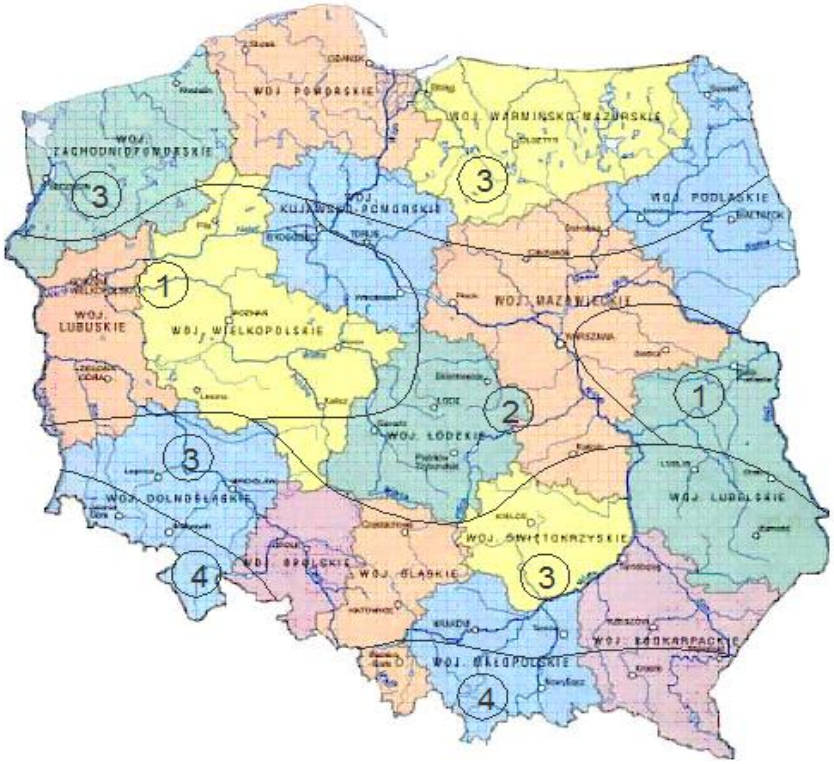
Każda zagospodarowana dolina wielkiej rzeki nizinnej powinna zatem posiadać swój własny, zoptymalizowany i kompleksowy system ochrony przeciwpowodziowej, złożony ze strukturalnych i niestrukturalnych środków, bodźców finansowych oraz systemu szkolenia bądź uświadamiania lokalnych społeczności o ryzyku zamieszkiwania w terenach zalewowych dolin rzecznych. Takie są aktualne trendy, ale też potrzeby. Jednak nadal, w kompleksowym systemie ochrony przeciwpowodziowej sprawny system retencji stanowi jego znaczący, jeśli nie podstawowy składnik. Utrzymanie sprawności tego systemu tworzy zasadnicze ogniwo w łańcuchu naszych działań w walce z żywiołem wezbrań i powodzi.

Ogólne zasady retencjonowania wody

Retencja polega na kształtowaniu zasobów wodnych. Zdolność retencyjna poszczególnych obszarów została znacznie zmniejszona w wyniku działalności gospodarczej człowieka. Przykładowo, na zmniejszenie retencji miało wpływ zarówno zniknięcie wielu zadrzewień śródpolnych, jak i zabudowanie terenu oraz pokrycie jego powierzchni asfaltem lub betonem [Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 2006]. Ponadto, w ostatnim czasie zaobserwowano dużą zmienność retencji, spowodowaną licznymi i powtarzającymi się anomaliami pogodowymi (susze i powodzie). Budowa wałów przeciwpowodziowych i systemów odwadniających, wynikająca z zagrożeń powodziowych, również przyczynia się do zmniejszenia zdolności retencyjnej poszczególnych obszarów. Jednak szczególnym piętnem w retencjonowaniu wody odbiła się działalność gospodarcza człowieka, owocująca zlikwidowaniem blisko 80% oczek wodnych, stawów i piętrzeń młyńskich.

Aby ograniczyć straty gospodarcze, jakie wynikają z niedoborów lub nadmiarów wody oraz aby poprawić strukturę bilansu wodnego, należy bezwzględnie zwiększyć i odbudować zdolność retencyjną zlewni rzecznych i odzyskać utracone wartości środowiska naturalnego [Radczuk i Olearczyk 1997]. Dlatego też należy prowadzić działania bliskie naturze, które będą wpływały na poprawę struktury bilansu wodnego i zwiększały zasoby wód pod względem ilościowym oraz jakościowym.

W zależności od regionów Polski, potrzeby i działania zmierzające do retencjonowania wody są różne (rys. 1).



LEGENDA:

— podział na strefy priorytetowe ze względu na potrzeby retencjonowania wody,

(1) strefy priorytetu małej retencji; 1 – największe potrzeby, 2 – średnie potrzeby, 3 – najmniejsze potrzeby, 4 – strefa predestynowana do budowy zbiorników

Rys. 1. Podział Polski ze względu na potrzeby retencjonowania wody [wg Mioduszewskiego 2003]

O retencji ogólnej danego obszaru decydują jednak następujące czynniki:

- wielkość i lokalizacja obszarów bezodpływowych; stanowią one zlewnie hydrologiczne opadów atmosferycznych, a straty zasobów wodnych powoduje w tych obszarach głównie parowanie,
- ukształtowanie powierzchni; decyduje o intensywności spływu powierzchniowego – im wyższe nachylenie zbocza tym szybszy spływ, uwarunkowany rodzajem gruntów i sposobem zagospodarowania zbocza,
- lokalizacja lasów; lasy pozytywnie wpływają na kształtowanie reżimu hydrologicznego cieków, spowalniając spływy wód roztopowych i stabilizując ich odpływy. Zmniejszają także erozję gleby i ograniczają dopływ zanieczyszczeń do wód. Zwiększenie lesistości powoduje zwiększenie opadów atmosferycznych nawet do 15% [Mioduszewski 2003],
- obecność siedlisk hydrogenicznych; siedliska hydrogeniczne, do których możemy zaliczyć między innymi mokradła, torfowiska, bagna i rozlewiska, odgrywają dużą rolę w obiegu wody w zlewni. Obiekty te gromadzą nadmiar wód w okresach roztopów i większych opadów deszczu, natomiast podczas suszy zasilają wody gruntowe. Przyczyniają się także do spłaszczania fali powodziowej oraz do zmniejszania odpływów wód podziemnych.

Charakterystyka małej retencji

Mała retencja jest ściśle powiązana z działalnością rolniczą, ochroną biologiczną oraz kształtowaniem krajobrazu rolniczego [Wołoszyn i in. 1994, Żbikowski i Żelazo 1996]. Zmierzając do jej podwyższenia, podejmuje się poszczególne działania techniczne i nietechniczne.

Do **czynności nietechnicznych** należy zaliczyć:

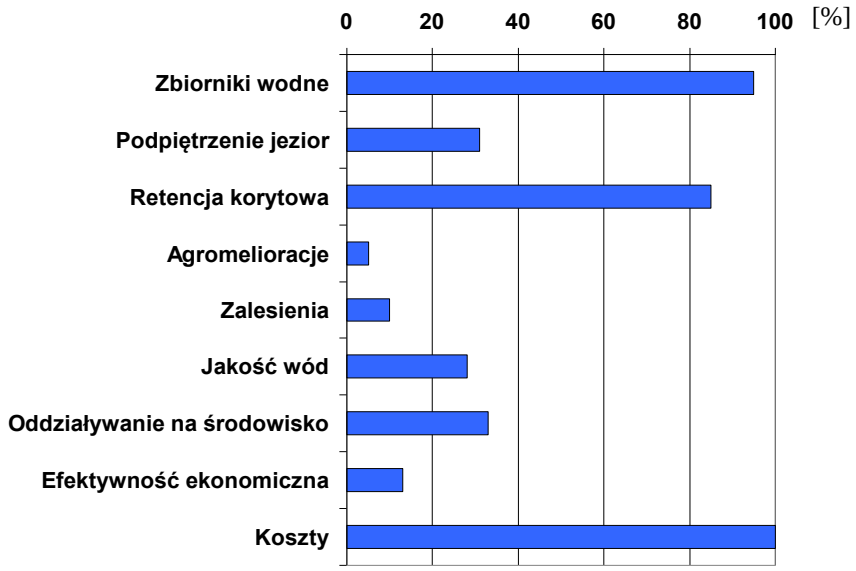
- działania planistyczne**,** polegające na tworzeniu układu przestrzennego, przy którym nastąpi szybki spływ powierzchniowy wód opadowych i roztopowych, prowadzący do odtwarzania oczek wodnych, mokradeł i terenów zalewowych, odpowiedniego kształtowania pól ornych i użytków zielonych, właściwego zagospodarowania obszarów zasilania wód podziemnych oraz utworzenia roślinnych pasów ochronnych,
- działania agrotechniczne, służące poprawie jakości oraz ilości wód i obejmujące m.in.: poprawę struktury glebowej, zwiększenie zawartości próchnicy w glebie, zwiększenie zasilania wód podziemnych, ograniczenie parowania z powierzchni gleby oraz prowadzenie prawidłowej gospodarki wodnej na obiektach melioracyjnych.

Do **czynności technicznych** wskazane jest zaliczenie działań z zakresu hydrotechniki i melioracji, które powodują zatrzymanie odpływu wód powierzch-

niowych i zwiększają dopływ wód opadowych do warstw wodonośnych. Są to zatem prace polegające głównie na budowaniu małych zbiorników wodnych oraz budowli piętrzących na ciekach, rowach i kanałach.

Podsumowując obydwie grupy działań warto podkreślić, że formy nietechniczne wiążą się z prawidłowym zagospodarowaniem i użytkowaniem zlewni, co zwiększa możliwość przetrzymania i gromadzenia wody w glebie, warstwie wodonośnej lub na powierzchni terenu, a jednocześnie są znacznie tańsze od metod technicznych oraz nie wywierają niekorzystnego wpływu na środowisko.

Do 2015 r. będzie zrealizowany w Polsce „Program małej retencji" [Program…, IMUZ Falenty 2003], którego celem jest zatrzymanie wody w zlewni i poprawa warunków agrometeorologicznych. W ramach tego programu będą wykonane liczne prace, obejmujące budowę zbiorników wodnych i podpietrzeń, zwiększenie retencji korytowej oraz agromelioracje i zalesienia (rys. 2).



Rys. 2. Zestawienie projektowanych prac i ich efektywności ekonomicznej [wg Programu…, IMUZ Falenty 2003]

Działania retencyjne na lubuskim odcinku Odry

Lubuski odcinek Odry obejmuje fragment rzeki od 409,0 km do 614,2 km jej biegu. Zasoby wód podziemnych i powierzchniowych tego regionu są niewystarczające w stosunku do potrzeb gospodarczych, czyli napełnienia stawów hodowlanych ryb oraz do potrzeb rolniczych, między innymi do nawodnienia użytków rolnych. W związku z tym można mówić o generalnym deficycie wody w analizowanym regionie. W podziale Polski ze względu na potrzeby retencjonowania wody [Mioduszewski 2003], region lubuski został zaliczony do terenów o największych potrzebach retencjonowania wody (rys. 1). Trzeba jednak zaznaczyć, że w pewnych okresach występują tutaj nadwyżki wody, jakie pojawiają się w czasie obfitych opadów bądź gwałtownych roztopów śniegów, a w innych – niedobory wody spowodowane intensywnym parowaniem podczas suszy hydrologicznej. Sytuacje ekstremalne w bilansie wody rozwiązuje się poprzez uregulowanie gospodarki wodnej; w okresach nadwyżek nadmiar wody gromadzi się w zbiornikach retencyjnych (naturalnych lub sztucznych), który z kolei wykorzystywany jest w sytuacjach niedoborów wody. W regionie lubuskim funkcję zbiorników retencyjnych pełnią poldery, niektóre jeziora, jak i sztuczne zbiorniki zbudowane dla potrzeb hydroenergetyki (rys. 3).

Dla lubuskiego odcinka Odry opracowano specjalny program małej retencji, który ma służyć:

- ochronie przeciwpowodziowej,
- likwidacji deficytu wody,
- poprawie jakości wody,
- ochronie przeciwpożarowej,
- ochronie gleb torfowych,
- zachowaniu ekologicznych biotopów.

W wymienionym wyżej programie założono:

a) retencjonowanie wody, polegające na magazynowaniu wody w istniejących zbiornikach naturalnych i sztucznych oraz opóźnianiu odpływu z cieków i gruntu poprzez budowle hydrotechniczne i retencję korytową,

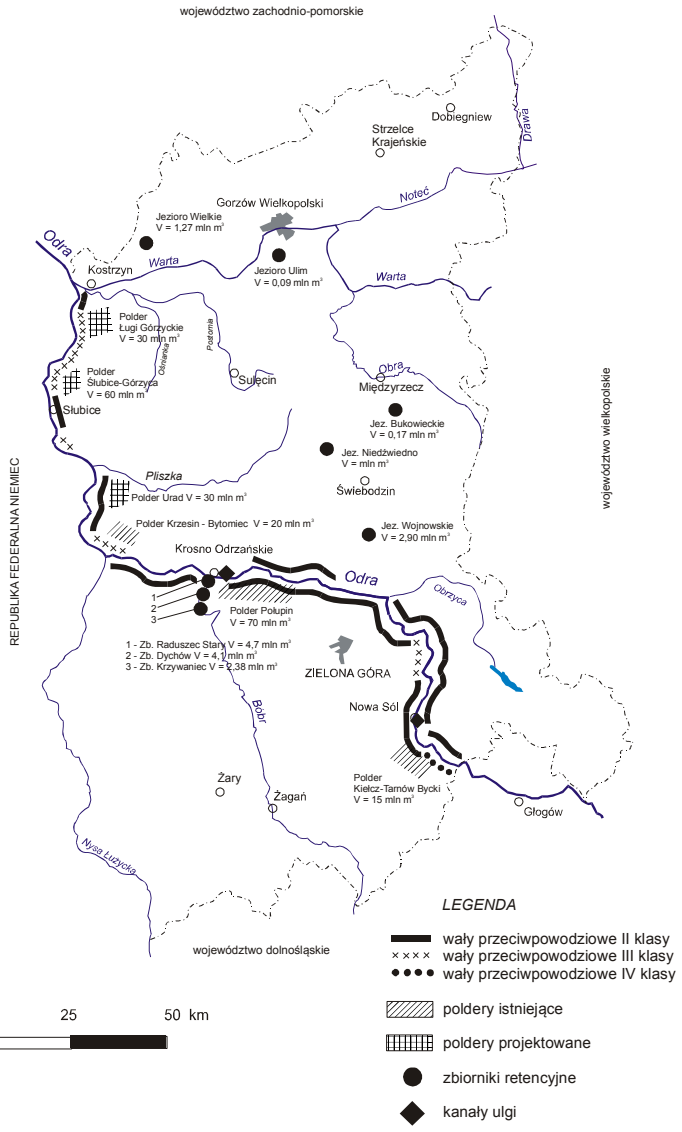
b) zapobieganie niekorzystnym wpływom i zmianom bilansu wodnego poprzez:

- odpowiednie korzystanie z urządzeń służących retencji wodnej, zbiornikowej i korytowej,
- utrzymywanie w/w urządzeń w dobrym stanie technicznym,
- modernizowanie i odbudowywanie urządzeń magazynujących wodę oraz innych urządzeń i systemów służących do jej retencjonowania,
- zachowywanie odpowiednich siedlisk hydrogenicznych.

Program zadań podzielono według pilności ich wykonania na:

– 1. inwestycje, które powinny być zrealizowane w okresie 2007-2010 r.,
– 2. inwestycje planowane do realizacji w latach 2011-2015,
– 3. inwestycje planowane do realizacji po 2015 r.

Harmonogram realizacji programu małej retencji w lubuskim odcinku Odry (bez dorzecza Warty) zestawiono w tab. 1.



Rys. 3. Metody ochrony przeciwpowodziowej na lubuskim odcinku Odry

Tab. 1. Retencja zbiornikowa planowana do realizacji na lubuskim odcinku Odry w latach 2007-2015

Okres	Objętość użyteczna [tys. m^3]	Szacunkowe koszty wykonania [tys. zł]
2007-2010	16.989	117.471
2011-1015	4.937	47.534
po 2015	54.130	254.275
Razem:	**76.056**	**519.280**

Ogółem na Środkowym Nadodrzu (po uwzględnieniu zlewni Warty) zostanie zrealizowanych 1072 obiektów retencji zbiornikowej, o łącznej powierzchni zalewu 18.716 hektarów oraz 105 obiektów retencji korytowej o łącznej objętości retencyjnej 1.240 m^3, z czego na omawiany w tej pracy lubuski odcinek Odry przypadnie szereg obiektów o łącznej pojemności 76.056 tys. m^3, których planowany koszt wyniesie ponad 500 mln zł .

Program małej retencji w województwie lubuskim jest bogaty i wydaje się – spełniający wszelkie wymogi. Jednak, ze względu na ograniczone środki, zasadnicze prace planuje się wykonać dopiero po 2015 r., co jest zbyt odległym terminem w aspekcie istniejących zagrożeń powodziowych i zabezpieczenia prawidłowego bilansu wodnego zlewni Środkowej Odry.

Podsumowanie i wnioski

Obszar Środkowego Nadodrza należy do stref o pilnej potrzebie rozwoju małej retencji. Wynika to zarówno ze zmiennych, niekorzystnych warunków klimatycznych, jak również z deficytu wody obserwowanego w tym rejonie w okresach wegetacyjnych.

Wzrost retencyjności obszaru ma bardzo duże znaczenie dla skuteczności ochrony przeciwpowodziowej. Zbyt mała ilość zbiorników nie jest bowiem w stanie pomieścić dużych wód opadowych czy roztopowych podczas powodzi.

Zwiększenie retencyjności Środkowego Nadodrza można osiągnąć zarówno poprzez wzrost małej retencji, jak i budowę nowych zbiorników retencyjnych oraz polderów.

Program małej retencji zakłada zbyt późną realizację poszczególnych prac; z uwagi na znaczenie retencji zarówno w ochronie przeciwpowodziowej, jak i utrzymanie prawidłowego bilansu wodnego zlewni Odry, prace te powinny być realizowane niemal natychmiast.

Literatura

1. BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., MIKULSKI Z.: *Hydrologia ogólna*. PWN. Warszawa 2006
2. BOBIŃSKI E., ŻELAZIŃSKI J.: *Czy można przerwać błędne koło ochrony przeciwpowodziowej?* Gospodarka Wodna nr 4. Warszawa 1996
3. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża jako metoda prognozy zagrożeń powodziowych na lubuskim odcinku Odry*. Wyd. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2002
4. MIODUSZEWSKI W.: *Mała retencja – ochrona zasobów wodnych i środowiska naturalnego - Poradnik*. Wydawnictwo IMUZ Falenty 2003
5. „*Program małej retencji do 2015r.*"; IMUZ Falenty 2003
6. RADCZUK L., OLEARCZYK D., NALBERCZYŃSKI A.: *Retencja zbiornikowa w dorzeczu górnej i środkowej Odry*. Gospodarka Wodna nr 4. Warszawa 1997
7. WOŁOSZYN J., CZAMARA W., ELIASIEWICZ R., KRĘŻEL J.: *Regulacja rzek i potoków*. Wydawnictwo AR we Wrocławiu 1994
8. ŻBIKOWSKI A., ŻELAZO J.: *Ekologiczne uwarunkowania gospodarki wodnej*. Gospodarka Wodna, nr 1, Warszawa 1996

MEANING OF SMALL RETENTION IN ASSESSING OF FLOOD HAZARDS ALONG THE LUBUSKI SECTION OF THE ODER

S u m m a r y

Flood ramparts are basic way of flood protection. Theirs effective utilization can be yet reached only under condition of coherent water economy in whole drainage-basin. To limit possible economic losses, resulting from shortages of water and to improve structure of water balance simultaneously, one should to enlarge ruthlessly and to rebuild of retention ability of river purchase centre of dairy produce as well as to regain lost values of natural environment. Example of led workings in direction of enlargement retention of valleys are planned works on Lubuski section of Oder, described in this article.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

GRZEGORZ KUSZA *

WYBRANE PIERWIASTKI ŚLADOWE W GLEBACH REZERWATU LEŚNEGO "BAZANY"

Słowa kluczowe: rezerwat leśny "Bazany", gleby bielicowo-rdzawe, pierwiastki śladowe

S t r e s z c z e n i e

Dotychczasowe publikacje zawierają informacje o zanieczyszczeniu gleb metalami ciężkimi głównie na obszarach przemysłowych, aglomeracjach miejskich oraz terenach wiejskich. Gleby terenów leśnych były badane sporadycznie. Celem tej pracy było poznanie rozmieszczenia zawartości cynku, miedzi, ołowiu i kadmu w profilach gleb leśnych rezerwatu częściowego „Bazany". Na obszarze rezerwatu występują gleby bielicowo-rdzawe wytworzone z piasków wodnolodowcowych. W przeprowadzonych badaniach stwierdzono wysokie nagromadzenie wszystkich badanych metali ciężkich w poziomach organicznych i próchniczno-eluwialnych. Ponadto odnotowano, iż wraz z głębokością w profilu glebowym zmniejsza się zawartość pierwiastków śladowych.

Wstęp

W pracach badawczych prowadzonych w ostatnich latach zwraca się szczególną uwagę na określenie stanu atmosfery, wód powierzchniowych i głębinowych, a także biosfery, poprzez ciągłe lub okresowo powtarzane pomiary i obserwacje. Gleba należy do tych komponentów środowiska przyrodniczego, które posiada najsłabiej dotychczas rozwinięty system monitoringu. Wyznaczone punkty do systematycznej kontroli gleby są nieliczne i wzajemnie mało powiązane. W celu stwierdzenia występowania zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi prowadzono dotychczas badania w aglomeracjach miejskich, na terenach wiejskich, a także przemysłowych [Drozd i in. 1995, Gworek 1986, Strzyszcz 1995]. W kompleksowym podejściu do tego zagadnienia powinny zostać uwzględnione przede wszystkim gleby obszarów leśnych, charakteryzujące się nienaruszonym układem poziomów genetycznych. Stwarza to możliwość wyznaczenia warstwy o największej kumulacji pierwiastków śladowych w profilu

* Uniwersytet Opolski; Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi

glebowym oraz wskazania źródła ich pochodzenia [Niemyska-Łukaszuk i in. 1997]. W sposób szczególny, do prac związanych z monitorowaniem zmian w środowisku przyrodniczym, mogą posłużyć rezerwaty leśne [Kusza i in. 2001]. Obszary objęte ochroną konserwatorską charakteryzują się występującą pierwotnie szatą roślinną oraz brakiem zabiegów gospodarczych w typowym użytkowaniu terenów leśnych. Do zalet wykorzystywania rezerwatów można zaliczyć również ich przestrzenny układ na obszarze danego województwa czy regionu. Występują one zarówno na terenach bezpośrednio narażonych na oddziaływanie antropopresji przemysłowej, jak również w miejscach nieskażonych.

Celem niniejszej pracy było poznanie zawartości i rozmieszczenia wybranych pierwiastków śladowych: cynku, miedzi, ołowiu i kadmu w profilach gleb leśnych rezerwatu „Bazany".

Materiały i metody

Badaniami objęto cztery profile gleb należących zgodnie z klasyfikacją Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego do działu: gleb autogenicznych, rzędu: bielicoziemnych, typu: rdzawych, podtypu: bielicowo-rdzawych, występujących na obszarze rezerwatu leśnego „Bazany". Rezerwat ten położony jest w województwie opolskim na terenie obrębu Laskowice Małe w Nadleśnictwie Kluczbork w odległości około 500 m od miejscowości Bazany. Zajmuje oddziały 24b, 26a i 26b o łącznej powierzchni 22,02 ha. Obiektem ochrony rezerwatowej objęto naturalny drzewostan sosnowy.

Skład granulometryczny gleb oznaczono metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego. Podstawowe właściwości fizyczno-chemiczne gleb oznaczono następującymi metodami: odczyn – potencjometrycznie, węgiel ogółem – Tiurina, kwasowość hydrolityczna i suma kationów zasadowych – Kappena [Ostrowska i in. 1991]. Pierwiastki śladowe (cynk, miedź, ołów i kadm) oznaczono metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej po uprzednim trawieniu próbek glebowych roztworem 2M HNO_3. Uzyskane wyniki zawartości metali ciężkich porównano z wartościami progowymi przyjętymi w Szwajcarii (dla wyciągu w 2M HNO_3) [VSBo 1987].

Wyniki i dyskusja

Gleby bielicowo-rdzawe wytworzone z piasków wodnolodowcowych mają wyraźnie rozwinięte poziomy genetyczne: organiczny O, próchniczno-eluwialny AEes, wzbogacenia Bfe Bv, skały macierzystej C. W jednym z anali-

zowanych profili stwierdzono występowanie poziomu Ab pozwalającego na zakwalifikowanie tej odkrywki do gleb kopalnych. Analizowane gleby wykazują skład granulometryczny piasków luźnych o przewadze frakcji piasku średniego i drobnego. Zawartość pyłu jest niewielka i wynosi od 2% w skale macierzystej do 6% w poziomach wierzchnich. Natomiast ilość części spławialnych waha się od 0% do 4%, przy czym nie zanotowano występowania iłu koloidalnego. Udział części szkieletowych w poziomach genetycznych jest niewielki i ilościowo prawie jednolity. Gleby obiektu mają odczyn silnie kwaśny (tab. 1).

Tabela 1. Wybrane właściwości gleb bielicowo - rdzawych
Table 1. Selected properties of podzolic-rusty soils

Nr profilu Profile no.	Poziom genet. Genetic horizon	Głębokość pobrania Sampling depth [cm]	C ogółem C total %	pH w – in 1 M KCl	Kwas. hydrolit. Hydrolytic acidity	Suma kat. wym. Sum of exchangeable cations	Pojemność sorpcyjna Sorption hydrolytic capacity	Stopień wysycenia kationami zasad. Saturation degree with bases
					me/100 g gleby			%
1	O	0-2,5	38,7	3,6	64,10	12,60	76,70	16,43
	AE_{es}	2,5-16	2,3	3,7	9,40	1,45	10,85	13,36
	$B_{fe}B_v$	16-50	0,1	4,1	3,80	0,80	4,60	17,39
	C	50-130	-	4,5	1,20	0,40	1,69	25,00
2	O	0-1,5	32,8	3,4	74,25	18,00	2,25	19,51
	AE_{es}	1,5-14	2,9	3,9	5,22	1,60	7,82	20,46
	$B_{fe}B_v$	14-55	1,3	4,6	1,55	0,40	1,95	20,51
	C	55-120	-	4,6	0,75	0,40	1,15	34,78
3	O	0-2,5	41,3	3,2	67,26	15,22	82,48	18,45
	AE_{es}	2,5-17	0,9	3,7	3,94	0,85	4,79	17,75
	$B_{fe}B_v$	17-52	0,4	4,3	1,76	0,69	2,45	28,16
	C	52-130	-	4,5	0,39	0,12	0,51	23,53
4	O	0-2,5	40,3	3,7	65,42	26,24	91,66	28,63
	AE_{es}	2,5-14	2,1	3,9	3,87	1,23	8,64	22.11
	A_b	14-25	3,2	3,8	5,89	0,89	6,78	13,12
	$B_{fe}B_v$	25-55	0,4	4,4	1,88	0,62	2,50	24,80
	C	55-130	-	4,4	1,13	0,41	1,54	26,62

Wartości odczynu w 1 M KCl wynoszą w poziomach organicznych od 3,2 do 3,7 i wzrastają wraz z głębokością w profilu glebowym osiągając pH 3,7-3,9 w poziomach próchniczno-eluwialnych AEes, a w skale macierzystej od 4,4 do 4,6. Stopień wysycenia kationami zasadowymi gleb bielicowo-rdzawych jest niski i w poziomach próchniczno-eluwialnych AEes i kopalnym Ab waha się od

13-20%, a w poziomach wzbogacenia – Bfe i Bv wynosi 17-28%. Największą kwasowością hydrolityczną charakteryzują się poziomy organiczne, w których odnotowano wartości w granicach 64,10-74,25 me/100 g gleby. Podobnie, maksymalne zawartości węgla ogółem stwierdzono w poziomach organicznych i mieściły się one w przedziale od 32,8 do 41,3 %.

Wyniki analizy zawartości pierwiastków śladowych w poszczególnych poziomach genetycznych badanych profili glebowych prezentuje tabela 2.

Cynk. W badanych glebach największą zawartość cynku stwierdzono w poziomach organicznych, w których wahała się ona w granicach 29,7-64,0 mg/kg s.m. (tab.2). W poziomach tych zanotowano także wysoki współczynnik wzbogacenia w stosunku do skały macierzystej, wynoszący średnio 34,4. Nagromadzenie cynku obserwowano również w pozostałych poziomach gleb bielicowo–rdzawych, jednakże było ono stosunkowo mniejsze niż w poziomach organicznych. Współczynnik wzbogacenia w cynk dla poziomów próchniczno-eluwialnych wynosił średnio 2,9 a dla poziomów rdzawych 2,1. W glebie, nie stwierdzono przekroczenia wartości dopuszczalnych, które dla cynku wynoszą 200 mg/kg s.m.

Miedź. Zawartość miedzi w poziomach organicznych wahała się w niewielkich granicach 5,7-8,9 mg/kg s.m. (tab. 2). Poziomy organiczne wykazywały przeciętnie 7,4-krotnie więcej miedzi niż skała macierzysta. Natomiast w poziomach próchniczno–eluwialnych i rdzawych miedź występowała średnio w ilości 1,1-1,8 mg/kg s.m. Podobnie jak w przypadku cynku, nie stwierdzono przekroczenia dopuszczalnych wartości progowych dla miedzi (50 mg/kg s.m.).

Ołów. Największą zawartość ołowiu stwierdzono w poziomach organicznych i próchniczno-eluwialnych badanych gleb, gdyż utrzymywała się ona odpowiednio w zakresach 28,1-48,2 oraz 7,4-15,0 mg/kg s.m. (tab. 2). Poziomy organiczne charakteryzowały się najwyższą zasobnością tego pierwiastka, zawierając średnio 116,8 krotnie więcej ołowiu niż skały macierzyste. Natomiast w poziomach próchniczno-eluwialnych zawartość ołowiu była 33,4 krotnie większa niż w skale macierzystej. Poziomy rdzawe cechowa mała zawartość ołowiu, zbliżona do występującej w skale macierzystej. Wartość progowa wynosi dla ołowiu 50 mg/kg s.m., w badanych glebach nie odnotowano jej przekroczenia.

Kadm. Występowanie kadmu stwierdzono jedynie w poziomach organicznych (od 0,5 do 0,7 mg/kg s.m.) i próchniczno-eluwialnych (od ilości śladowej do 0,1 mg/kg s. m.) (tab. 2). W badanych próbkach gleb nie stwierdzono przekroczenia wartości granicznej dla wyciągu w 2M HNO_3, które w przypadku kadmu wynoszą 0,8 mg/kg s.m.

Tabela 2. Zawartość cynku, miedzi, ołowiu i kadmu w s.m. w glebach bielicowo-rdzawych

Table 2. Content of Zn, Cu, Pb and Cd in d.m. in podzolic-rusty soils

Nr profilu Profile no.	Poziom genetyczny Genetic horizon	Głębokość pobrania Sampling depth [cm]	Zn		Cu		Pb		Cd	
			$mgkg^{-1}$a		$mgkg^{-1}$a		$mgkg^{-1}$a		$mgkg^{-1}$a	
1	O	0-2,5	64	40	7,2	7,2	28,1	70,2	0,7	-
	AE_{es}	2,5-16	4,8	3	2,2	2,2	15,0	37,5	0,1	-
	$B_{fe}B_v$	16-50	3,2	2	1,1	1,1	0,5	1,2	<0,01	-
	C	50-130	1,6	-	1,0	-	0,4	-	<0,01	-
2	O	0-1,5	29,7	21,2	5,7	6,3	30,4	152,0	0,5	-
	AE_{es}	1,5-14	6,3	4,5	2,1	2,3	10,9	54,5	0,1	-
	$B_{fe}B_v$	14-55	3,6	2,6	1,2	1,3	0,3	1,5	<0,01	-
	C	55-120	1,4	-	0,9	-	0,2	-	<0,01	-
3	O	0-2,5	37,7	53,8	5,7	8,1	48,2	160,6	0,6	-
	AE_{es}	2,5-17	2,0	2,8	1,1	1,6	8,4	23,0	<0,01	-
	$B_{fe}B_v$	17-52	1,8	2,6	0,6	0,9	0,3	1,0	<0,01	-
	C	52-130	0,7	-	0,7	-	0,3	-	<0,01	-
4	O	0-2,5	43,1	22,7	8,9	8,1	31,4	78,5	0,5	-
	AE_{es}	2,5-14	3,1	1,6	1,9	1,7	7,4	18,5	<0,01	-
	A_b	14-25	2,8	1,5	1,6	1,5	3,5	8,7	<0,01	-
	$B_{fe}B_v$	25-55	2,1	1,2	1,4	1,3	0,3	0,7	<0,01	-
	C	55-130	1,9	-	1,1	-	0,4	-	<0,01	-

a – współczynnik wzbogacenia obliczony w stosunku do skały macierzystej
a – enrichment coefficient calculated in relation to the parent material

Zawartość pierwiastków śladowych w glebach ukształtowana została w określonych warunkach ekologicznych. Zależy ona głównie od zasobności skały macierzystej i procesów glebotwórczych oraz w mniejszym stopniu od działalności człowieka i czynników klimatyczno-biologicznych. Do czynników, które wpływają na rozpuszczalność, migrację i przyswajalność pierwiastków śladowych w glebach, należą: odczyn gleby, zawartość substancji organicznej, wodorotlenków żelaza, manganu i glinu oraz minerałów ilastych [Kabata-Pendias, Pendias 1993]. Niska zawartość ołowiu i cynku w skale macierzystej badanych gleb pozwala wnioskować, że wzbogacenie poziomów organicznych i próchniczno-eluwialnych jest wynikiem antropopresji, np. wpływu opadu pyłów pochodzących z przemysłowej działalności człowieka. Podobne wyniki otrzymali Skłodowski i Maciejewska [1986] i Strzyszcz [1995]. Zawartość kadmu stwierdzona w poziomach organicznych badanych gleb oraz śladowe jego ilości w głębszych poziomach genetycznych również wskazują na możli-

wość jego antropogenicznego pochodzenia. Zbliżone wyniki dla gleb leśnych Opolszczyzny otrzymał Strzyszcz [1995] notując wyższe zawartości kadmu w warstwach wierzchnich.

Analiza statystyczna uzyskanych wyników wykazała dodatnią korelację pomiędzy zawartością węgla ogółem, a ołowiu, cynku, miedzi i kadmu natomiast ujemną między zawartością badanych pierwiastków śladowych a odczynem gleby (tab. 3). Podobne wyniki analizy statystycznej otrzymali Drozd i in. [1995], Gworek [1986], Kabata-Pendias i Pendias [1993].

*Tabela 3. Współczynnik korelacji pomiędzy zawartością węgla organicznego, odczynem a metalami ciężkimi (cynkiem, miedzią i ołowiem), * przy p < 0,05*

*Table 3. Correlation coefficients between organic carbon content, pH-reaction and heavy metal content (Zn, Cu, Pb), *by p < 0,05*

Parametry	Zn	Cu	Pb
C og	0,9500*	0,9636*	0,9366*
pH KCl	-0,4654	-0,4997*	-0,6786*

Wnioski

- Poziomy organiczne i próchniczno-eluwialne badanych gleb bielicowo-rdzawych wykazują wyraźną akumulację cynku, miedzi, ołowiu i kadmu. Wraz z głębokością zmniejsza się zawartość wymienionych pierwiastków.
- Wysokie nagromadzenie cynku i ołowiu w powierzchniowych poziomach gleb rezerwatu związane jest z antropopresją środowiska.
- Analiza statystyczna wykazała istotną korelację między zawartością miedzi w wierzchnich poziomach genetycznych badanych gleb a skałą macierzystą. Ponadto dodatnią korelację wykazano pomiędzy zawartością węgla ogółem a wszystkimi badanymi pierwiastkami śladowymi, natomiast ujemną między zawartością pierwiastków śladowych, a odczynem gleby.

Literatura

1. *Commantary on the ovolinance relating to pollutants in soil* (VSBo; of June 9, 1986), Published by the Swiss Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL) 1987
2. DROZD J., LICZNAR M., WEBER J.: *Zawartość metali ciężkich w podpoziomach próchnicy nadkładowej w glebach degradowanych ekosystemu*

leśnego w Karkonoszach. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. Suplement. 418, 851-857, 1995
3. GWOREK B.: *Zawartość rozpuszczalnych pierwiastków śladowych w glebach wytworzonych z glin zwałowych*. Rocz. Gleb. 37(1), 79-90.
4. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1993: Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa 1986
5. KUSZA G., DUŻYŃSKI M., MARCINKOWSKA E.: *Trace elements content in soils of the „Krzywiczyny" forest reserve*. Acta Agrophys.; 50, 169-176, 2001
6. NIEMYSKA-ŁUKASZUK J., MIECHÓWKA A., GĄSIOREK M.: *Cynk, ołów i kadm w glebach darniowych Podhala*. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.; 439, 171-176, 1997
7. OSTROWSKA A., GAWLIŃSKI S., SZCZUBIAŁKA Z.: *Metody analiz i oceny właściwości gleb i roślin*. IOŚ, Warszawa 1991
8. SKŁODOWSKI P., MACIEJEWSKA A.: *Pierwiastki śladowe w glebach rdzawych wytworzonych z piaskowców triasowych*. Rocz. Gleb; 37(1), 67-78, 1986
9. STRZYSZCZ Z.: *Przekształcenia chemiczne gleb woj. opolskiego. Ich skutki gospodarcze i ekologiczne*. Przyroda i Człowiek; 5, 93-118, 1995

THE SELECTED TRACE ELEMENTS IN SOILS OF THE FOREST RESERVE OF "BAZANY"

Key words: „Bazany" forest reserve, podzolic-rusty soils, trace elements

Hitherto published papers, concerning heavy metal pollution of soils, have been focussing on industrial, urban and country areas. Wherease forest soils have been investigated sporadically. The aim of the paper was to find out the distribution of the zink, copper, lead, and cadmium contents in soil profiles of the forest reserve "Bazany". On the reserve area there are podzolic-rusty soils formed from water-glacial sands. The research revealed a high accumulation of all the analysed heavy metals in organic and humic-eluvial horizons. Moreover, it was stated that the trace elements content decreased with a depth of the soil profile.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

BEATA ŁUCZAK-WILAMOWSKA, MAGDALENA GĄSKA *

OCENA MOŻLIWOŚCI ZAGOSPODAROWANIA WYROBISK PO EKSPLOATACJI IŁÓW SERII POZNAŃSKIEJ NA PRZYKŁADZIE ZŁOŻA „TADEUSZÓW RUDZIANKO" K. MIŃSKA MAZOWIECKIEGO

Słowa kluczowe: zwałowiska pokopalniane, erozja wodna

S t r e s z c z e n i e

W pracy przeanalizowano uwarunkowania prawne i teoretyczne założenia rekultywacji i zagospodarowania wyrobisk poeksploatacyjnych odkrywkowych. Następnie odniesiono się do możliwości i potrzeb zagospodarowania zespołu wyrobisk po eksploatacji iłów serii poznańskiej złoża Tadeuszów-Rudzienko. Rozważono trzy koncepcje zagospodarowania wyrobisk – w kierunku leśnym, składowania odpadów i wodnym. W pracy uwzględniono nie tylko możliwości, ale także zapotrzebowanie społeczne i gospodarcze rejonu występowania terenów zdegradowanych na skutek eksploatacji surowców mineralnych.

Wstęp

Działalność górnicza, w tym odkrywkowa eksploatacja kopalin, prowadzi bardzo często do znacznego przekształcenia poszczególnych elementów środowiska, a w szczególności powierzchni terenu i warunków hydrogeologicznych. Obszary powstałe w wyniku tej działalności wymagają rekultywacji i zagospodarowania – naprawy i przywrócenia do użytkowania w innej formie, nie górniczej. Według Skawiny rekultywacja polega na przywróceniu obszarom zdewastowanym wartości użytkowych w wyniku kompleksowej działalności, w toku której, przy wykorzystaniu środków biologicznych, technicznych i ekonomicznych następuje rekonstrukcja wszystkich przekształconych elementów środowiska, warunkujących efektywne zagospodarowanie tych obszarów [Krzaklewski 1990]. Dokonuje się tego poprzez odpowiednie uformowanie rzeźby terenu, umocnienie i ustabilizowanie skarp, regulację stosunków wodnych, odtworze-

* Uniwersytet Warszawski; Wydział Geologii; Katedra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych

nie gleb, poprawę fizycznych i chemicznych właściwości gruntów, budowę dróg.

Przepisy prawne

W Polsce działalność rekultywacyjna jest regulowana przepisami prawnymi, które dzielą działania zmierzające do przywrócenia obszarom zdewastowanym stanu poprzedniego na dwa etapy- rekultywację i zagospodarowanie. W świetle przepisów ustawy „o ochronie gruntów rolnych i leśnych" z dn. 3 maja 1995 (Dz.U. nr 16, 1995, poz. 78) rekultywacja gruntów zdegradowanych lub zdewastowanych polega na nadaniu lub przywróceniu tym gruntom wartości użytkowych lub przyrodniczych poprzez wykonanie odpowiednich zabiegów, natomiast zagospodarowanie to rolne, leśne, wodne lub też inne użytkowanie gruntów już zrekultywowanych. Obowiązek bieżącej rekultywacji gruntów spoczywa na osobie prawnej lub fizycznej, której działalność przyczyniła się do utraty wartości użytkowej tych gruntów i kończy się w terminie do 5 lat od zaprzestania działalności. Rekultywacja i zagospodarowanie powinny być również planowane i realizowane na wszystkich etapach prowadzonej działalności przemysłowej.

Przepisy „Prawa geologicznego i górniczego" (Dz. U. nr 27, 1994, poz. 96 z późniejszymi zmianami) mówią o obowiązku przedsiębiorcy do przywrócenia stanu poprzedniego celem naprawienia szkody, powstałej w wyniku działalności górniczej. Już dokumentacja geologiczna stanowiąca podstawę do udzielenia koncesji na wydobywanie kopaliny, powinna wskazywać możliwość i kierunki rekultywacji terenów poeksploatacyjnych. Powinny być one także uwzględnione w projekcie zagospodarowania złoża i planie ruchu zakładu górniczego na etapie eksploatacji kopaliny. W chwili likwidacji zakładu górniczego przedsiębiorca jest zobowiązany do rekultywacji obszarów powstałych w wyniku działalności górniczej. Również „Prawo ochrony środowiska" (Dz. U. nr 62, 2001 poz. 627 z późniejszymi zmianami)) nakłada obowiązek prowadzenia rekultywacji w związku z niekorzystnym przekształceniem naturalnego ukształtowania terenu przez władającego tym terenem. Kierunki i warunki rekultywacji powinny być ustalone z organem ochrony środowiska. W świetle obowiązujących przepisów po dokonaniu rekultywacji terenu, która powinna uwzględniać przyszły kierunek jego wykorzystania, kopalnia prowadząca eksploatację przekazuje go innemu użytkownikowi do odpowiedniego zagospodarowania. Najkorzystniejsze jest łączenie kilku kierunków rekultywacji tak, by powstały wielofunkcyjne tereny, które można w różny sposób zagospodarować. Postępowanie rekultywacyjne obejmuje trzy fazy działalności: przygotowawczą, techniczną i biologiczną [Krzaklewski 1990]. Faza pierwsza realizowana

jest na etapie projektowania inwestycji, a uzyskane wyniki i postulaty przyjęte do projektowania mają wpływ na końcowe rezultaty rekultywacji. Faza rekultywacji technicznej (podstawowej) obejmuje te zabiegi i czynności, które są wykonywane w trakcie działalności eksploatacyjnej lub na już powstałym obszarze poeksploatacyjnym. Należy do nich właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, umocnienie i ustabilizowanie skarp, uregulowanie stosunków wodnych i odtworzenie gleb. Ostatnia faza biologiczna (szczegółowa) obejmuje wprowadzenie obudowy biologicznej (roślinności), pełniącej przede wszystkim funkcję przeciwerozyjną, warunkującą stateczność zboczy i glebotwórczą.

Działalność rekultywacyjna nie powinna być zabiegiem jednorazowym, lecz procesem kształtującym pożądane funkcje społeczne i krajobrazowe obszaru na wiele lat, dlatego też tak ważny jest wybór odpowiedniego i właściwego dla danego terenu kierunku rekultywacji, determinującego jego dalsze zagospodarowanie. Racjonalne i przyrodniczo uzasadnione wykorzystanie wyrobisk wymaga zebrania i analizy informacji nie tylko o samym wyrobisku, ale także o terenie otaczającym, na który przyszłe zagospodarowanie również może mieć wpływ. Zgodnie z tymi zasadami przy ocenie możliwości zagospodarowania wyrobisk należy rozpatrywać cztery grupy kryteriów [Kociszewska-Musiał, Bartocha i Kisielnicka 1989]:

- przyrodnicze;
- planistyczne;
- techniczne;
- ekonomiczne.

Biorąc pod uwagę powyższe grupy kryteriów można określić, czy istnieją warunki dla przywrócenia pierwotnego użytkowania terenu, czy też musi nastąpić zmiana funkcji pełnionej przez ten obszar przed eksploatacją, a uzyskane informacje powinny pozwolić na wybór optymalnego kierunku rekultywacji i zagospodarowania. Właściwie zrekultywowany i zagospodarowany teren powinien tworzyć wraz z otaczającym go krajobrazem harmonijną całość.

Ocena możliwości zagospodarowania wyrobisk złoża „Tadeuszów-Rudzienko”

Dotychczasowa eksploatacja surowca ze złoża iłów neogeńskich serii poznańskiej „Tadeuszów-Rudzienko”, doprowadziła do powstania trzech niezawodnionych wyrobisk, o łącznej powierzchni 8,5 ha i głębokości od 5 do prawie 20 m oraz zwałowiska nadkładu o wysokości do 7 m. Cały przekształcony obszar ma powierzchnię 23 ha.

Budowa serii poznańskiej nie jest jednorodna. Składają się na nią iły, które są surowcem eksploatowanym do produkcji materiałów budowlanych – przede

wszystkim cegły, przewarstwione utworami piaszczysto-pyłowymi zgodnie z cyklami sedymentacyjnymi, przecięte soczewami piasku wypełnionego wodą. W wyniku takiej budowy, podczas eksploatacji następują sączenia wód ze ścian kopalni. Natomiast nie ma dopływu wód z poziomów plejstoceńskich otaczających złoże, w kopalni brak jest odwodnienia eksploatowanego złoża, jedynie są rząpia do odprowadzenia wód opadowych, pochodzących z sączeń z poziomu plioceńskiego. Można więc założyć, że filar ochronny utworów złożowych pozostawiony ma właściwości izolacyjne i jest szczelny.

Przeanalizowano teoretyczne założenia rekultywacji i zagospodarowania, warunki przyrodnicze oraz społeczne, nie ograniczając się tylko do obszaru poeksploatacyjnego, ale obejmując także tereny otaczające. Każde z trzech wyrobisk, po wykonaniu odpowiednich prac rekultywacyjnych, może być wykorzystane do różnych celów, uwzględniających potrzeby mieszkańców i środowiska. Wybrano trzy możliwe warianty zagospodarowania tych wyrobisk. Pierwszy z nich przewiduje leśny kierunek rekultywacji i zagospodarowania, drugi – rekultywację poprzez wypełnienie ich odpadami i następnie zagospodarowanie na cele budowlane lub leśne i trzeci – rekultywację w kierunku wodnym i zagospodarowanie powstałych zbiorników wodnych na cele rekreacyjne. Możliwe jest też łączenie tych wariantów, co jest najkorzystniejszym kierunkiem wykorzystania obszarów poeksploatacyjnych.

Przystosowanie obszaru do wprowadzenia zadrzewień i leśnego zagospodarowania poprawiłoby niską lesistość, nie tylko terenów otaczających, ale także całej gminy Dobre. Ma to decydujący wpływ na jakość środowiska. Przyczyniłoby się także do kształtowania korzystnego bilansu wodnego i poprawy warunków aerosanitarnych. W ten sposób można zrekultywować cały obszar poeksploatacyjny, Wymaga to jednak przeprowadzenia określonych prac, kształtujących odpowiednio rzeźbę terenu – uformowania skarpy wyrobisk (nachylenie nie większe niż 30-40°), wyrównania dna i uregulowania stosunków wodnych. Do tego celu można wykorzystać nadkład składowany na zwałowiskach zewnętrznych, co przyczyni się do zmniejszenia deniwelacji terenu. W celu odtworzenia gleb, należy wprowadzić zbiorowiska roślinne, które pełnią wielorakie funkcje: próchnicotwórczą, wzmacniająca i zabezpieczająca uformowane skarpy przed erozją. Najczęściej wprowadza się roślinność motylkową np.: łubin żółty, nostrzyk biały, komonicę rożkową oraz mieszankę traw [Harabin, Pulkowski, Wrona 2001], a dla obudowy skarp krzewy. Wysiew roślinności motylkowej i nawożenie mineralne są podstawowymi zabiegami w procesie biorestytucji gruntów bezglebowych. W dalszej kolejności można wprowadzać drzewa do zalesień przedplonowych np.: olszę szarą lub czarną oraz akację i stopniowo przechodzić do zalesień docelowych. Gatunkiem docelowym może być tutaj sosna zwyczajna, a podrzędnie brzoza brodawkowata i dąb, by zachować zasadę regionalizacji nasiennej i nie wprowadzać gatunków obcych na

ten teren. Zalesianie powinno być uzgodnione i prowadzone pod nadzorem właściwego nadleśnictwa.

W wyniku tych prac powstałby zwarty kompleks leśny, największy w środkowej części gminy, który stałby się ostoją dzikiej zwierzyny, poprawiłby walory estetyczno-krajobrazowe oraz mógłby być wykorzystywany rekreacyjnie lub gospodarczo.

Kolejna koncepcja przewiduje wypełnienie wyrobisk popiołami z Elektrociepłowni Kawęczyn, jak to miało miejsce w przypadku wyrobisk powstałych w wyniku wcześniejszej eksploatacji surowców ilastych w tym obszarze. Jednak taki kierunek rekultywacji wymaga bardziej szczegółowych badań złożapodłoża składowiska, a zwłaszcza ich właściwości izolacyjnych, nośności, jak również właściwości materiału składowanego i jego wpływu na środowisko. Niezbędne jest określenie szczelności dna wyrobisk ze względu na zmienną budowę geologiczną złoża – występowanie piaszczystych przewarstwień i soczew wśród serii ilastej, które umożliwiałyby migrację zanieczyszczeń (popioły zawierają metale ciężkie). Skarpy i dno powinny być odpowiednio uszczelnione i po zakończeniu eksploatacji odpowiednio zamknięte (zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 24 marca 2003 r), a następnie odpowiednio zagospodarowane, np. w kierunku leśnym. W tej koncepcji należy wziąć pod uwagę przede wszystkim możliwość i opłacalność transportu odpadów z rejonu Warszawy.

Ostatni wariant przewiduje rekultywację w kierunku wodnym, a następnie zagospodarowanie powstałych zbiorników wodnych na cele rekreacyjne. Tu należy określić szczelność wyrobisk, aby uniknąć ucieczki wody ze zbiornika, Zakładany kierunek wymaga także wykonanie odpowiednich zabiegów w ramach rekultywacji podstawowej, tak aby uniknąć erozji w czasie eksploatacji zbiornika. Do podstawowych prac należy zaliczyć wykonanie profilowania skarp oraz wyrównania dna wyrobisk. W tym celu zalecane jest wykonanie robót ziemnych, polegających na złagodzeniu skarp. Skarpy, które mają pełnić rolę plaż dla wypoczywających ludzi, kształtuje się z nachyleniem 1:15, które gwarantuje łagodne zagłębianie się zbiornika. Pozostałe skarpy, w zależności od ich położenia względem zwierciadła wody, kształtuje się następująco: część nadwodną z nachyleniem 1:4, część podwodną 1:8. Powyżej zwierciadła wody wokół zbiornika buduje się półki spacerowe szerokości 5-10 m [Duchowski, Chudek i Czuber 1979]. Do wykonania tych zabiegów oraz wyrównania dna można wykorzystać materiał pochodzący ze zwałowisk zewnętrznych utworów nadkładu. Skarpy zbiornika powinny być zabezpieczone przed erozją i spływami powierzchniowymi oraz umocnione faszyną, można też zastosować płotki faszynowe w kratę z narzutem kamiennym, zaś dno powinno być wysypane drobnym płukanym kruszywem.

Woda do napełnienia zbiornika będzie czerpana z wód podziemnych rejonu i cieków powierzchniowych poprzez zbudowane w tym celu ujęcia i instalacje doprowadzające. Warunkiem wykorzystania zbiornika w celach rekreacyjnych, jako kąpielisko jest czystość wód i zbiornika. Dla zapewnienia wymiany wody należy wykonać budowle hydrotechniczne, jak np.: rowy doprowadzające i odprowadzające, jazy, przepusty. W tej fazie budowy kształtuje się odpowiednio morfologię terenu wokół zbiornika i buduje drogi dojazdowe. Kolejnym etapem jest wprowadzenie roślinności, której zadaniem jest tutaj przede wszystkim zabezpieczenie utworzonych skarp przed erozją. Na bardziej stromych skarpach można posadzić jarząb pospolity, brzozę brodawkową oraz wierzbę iwę, natomiast pas przywodny zbiornika umacnia się wprowadzając kłączowe rośliny wodne tj. trzcinę pospolitą, pałkę szerokolistną, tatarak zwyczajny, oczeret [Maciak 1996]. Roślinność szuwarowa, tworząca strefę litoralną zbiornika, nie tylko zabezpiecza brzegi zbiornika przed erozją, ale także ma znaczenie w procesie samooczyszczania wody, ponieważ odznacza się szybkim wzrostem i dużym zapotrzebowaniem na składniki pokarmowe. Linia brzegowa z ukształtowanym pasem zarośli powinna być jak najdłuższa, gdyż wtedy działanie ochronne będzie najskuteczniejsze.

Podsumowanie

Analizując kryteria oceny możliwości wykorzystania wyrobisk, obecne warunki oraz strategię rozwoju gminy Dobre wydaje się, że najkorzystniejszym rozwiązaniem dla tego obszaru poeksploatacyjnego będzie kierunek wodno-leśny rekultywacji. Powstałe w jej wyniku zbiornik lub zbiorniki wodne zostaną zagospodarowane na cele rekreacyjne i kąpieliskowe, a tereny przyległe w kierunku leśno-parkowym. Pewnego rodzaju trudności może przysparzać dbanie o ilość i jakość wód w zbiorniku, a także koszt budowy instalacji i ujęć wód.

Literatura

1. DUCHOWSKI S., CHUDEK M., CZUBER W.: *Budowa zbiorników wodnych w wyrobiskach popiaskowych głównym kierunkiem rekultywacji. Zmiany środowiska geologicznego pod wpływem działalności człowieka*. Inżyniersko-geologiczna ocena i prognoza. T. II Sympozjum IAEG 1979
2. HARABIN Z., PULKOWSKI W., WRONA A.: *Rekultywacja i zagospodarowanie leśne wyrobisk po eksploatacji kruszyw naturalnych w regionie środkowopomorskim*. Inżynieria Środowiska nr 11, str. 125-131, 2001

3. KOCISZEWSKA-MUSIAŁ G. BARTOCHA E. KISIELNICKA D.: *Kryteria oceny możliwości wykorzystania wyrobisk poeksploatacyjnych*. Przegląd Geologiczny, nr 2, str. 89-92, 1989
4. KRZAKLEWSKI W.: *Rekultywacja terenów pogórniczych*. [W:] Zasady ochrony i kształtowania środowiska przyrodniczego na obszarach eksploatacji złóż kopalin; CPBP nr 18 Wydawnictwo SGGW-AR, str. 158-161, Warszawa 1990
5. MACIAK F.: *Ochrona i rekultywacja środowiska*. Wydawnictwa SGGW, Warszawa 1996
6. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie projektowania, budowy eksploatacji i zamknięcia składowisk odpadów*
7. *Ustawa „Prawo geologiczne i górnicze" (Dz.U. nr 27, 1994, poz. 96 z późniejszymi zmianami)*
8. *Ustawa „O ochronie gruntów rolnych i leśnych" z dnia 3 maja 1995 (Dz.U. nr 16, 1995, poz. 78.)*

POSSIBILITY ESTIMATION OF MANAGEMENT OF POZNAŃ-SERIES CLAY POST-MINING OPENCASTS ON EXAMPLE OF THE „TADEUSZÓW RUDZIANKO" DEPOSIT NEAR MIŃSK MAZOWIECKI CITY

S u m m a r y

Legal conditionings and theoretical assumptions of reclamation and management of post-mining open-cast workings were analysed in the present paper. Furthermore, possibilities and needs of management of the open-cast complex of workings after extraction of the Poznań Series clays in the Tadeuszów-Rudzienko deposit were discussed. Three concepts of management of workings were analyzed – forestation, waste deposition and building of a pond. In the paper, not only technical possibilities were taken into consideration, but also social and economic demands of the region, in which there occur areas that are degraded due to extraction of mineral raw materials.

Nr 15 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 2007

MARLENA PIONTEK, KATARZYNA BEDNAR *

Aspergillus niger van Tieghem AS TOXIC AND ALLERGENIC MOULD IN DWELLING BUILDINGS AFTER FLOODS

Key words: moulds, housing buildings, flood

S u m m a r y

In last years problems of moulds in dwelling buildings becomes very important and vide broached in Europe and Poland territory. It's not only for moulds in dampness buildings, but also as effect such disasters like floods. 76 species of moulds were detected on walls in dwellings therein from buildings after floods in the Lubuskie Province of which ten are the most common ones. Among those ten moulds, there are six species that, in the order of the most common allergens, cause an inflammatory condition, namely: Penicillium chrysogenum, Aspergillus niger, Cladosporium herbarum, Aspergillus versicolor, Alternaria alternata, Aspergillus flavus. Four of them were selected for biotoxicological tests: three belonging to the class of Aspergillus and one belonging to the class of Cladosporium (Table 1). The method of the bioindicating test applying Dugesia tigrina Girard (Plathelminthes, Turbellaria, Tricladida; Paludicola) was used to determine the toxicity of the selected moulds. All bio-tests gave a positive result. It means that moulds synthesise toxins that increase the danger for the inhabitants of the infected buildings (both toxicological and allergic danger). Toxicological and allergenic danger increase in dwelling buildings after floods on account of much more species of moulds. The species that proved to be the most toxic ones were Aspergillus niger and Aspergillus versicolor, whose severe toxicological values LC 50 were very similar. On the other hand, A. niger is a species of mould that may appear in infected space along with mites (Acarina) increasing the number of allergens in the housing environment. In the performed tests, the Cladosporium herbarum proved to be the least toxic species of mould, what is good news for the inhabitants of the infected buildings, since the fungus in question is very common in housing construction, its frequency value being 5.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Biologii i Ekologii Stosowanej

Introduction

Over the last years, the number of people vulnerable to allergies has increased significantly, actually it doubled last year. The highest number of people suffering of allergies is registered in Great Britain. Allergies are most commonly associated with pollen and spores of moulds in the air, and thus special announcements are broadcast in mass media, and for specific regions of Poland there are calendars of pollen discharge and periods of the highest levels of mould's spores in the air [Piontek 2004a]. Such announcements present most commonly such species of moulds as *Alternaria* and *Cladosporium*. A separate and increasing problem is that of allergies produced by moulds and mites (*Acarina*) in housing construction. It is also important problem in dwelling housing after floods.

The source of allergens of moulds are proteins. They are one of the four different products of moulds that may present a danger for health [Nielsen, Gravesen, Nielsen, Andersen, Thrane, Frisvad 1999]. Proteins cause immediate reactions within a couple of minutes after the infection (allergies type 1) [Flannigan, Mccabe, Mcgarry 1991], [Gravesen, Frisvad, Samson 1994] and secretion of histamine without agency of IgE, non-immunological reaction – pseudo allergies [Larsen, Clementsen, Hansen, Maltbæk, Gravesen, Skov, Norn, 1996].

Inhalation of a large number of spores, fragments of mycelia and other particles floating in the air influences health and this is why we should not expect visible mildew on construction partitions not to have negative influence on the inhabitants of the infected buildings. Mildewed construction partitions give off a huge number of spores (counted in thousands). Their number may periodically increase or decrease depending on the weather, the season, heating season, sporing of mildew fungi and other factors.

Spores of moulds that are released into the air and fragments of mycelia may cause allergic diseases (allergies type 1) that include: bronchial asthma (mould asthma), allergic inflammation of alveoli (alveolitis allergica, extrinsic allergic alveolitis, hypersensivity pneumonitis), allergic rhinitis, atopic conjunctivitis, toxic syndrome caused by organic dust, described in the literature as organic dust toxic syndrome (ODTS), chronic fatigue-like syndrome [Krysińska-Traczyk 2001]. Allergens of moulds that condense in badly ventilated rooms are a real danger for atopic allergy sufferers [Bogacka 1997]. It is well-known that spores of *Aspergillus, Cladosporium* and *Penicillium* fungi, which may be encountered in damp buildings, may cause asthma and/or rhinitis among atopic allergy sufferers. Atopic diseases (hay fever, atopic asthma) are suffered by more than 10% of people. Atopic allergy is a hereditary propensity to excessively synthesise IgE antibodies as compared with antigens that are common in

the environment (e.g. moulds and mites) [Nielsen, Gravesen, Nielsen, Andersen, Thrane, Frisvad 1999].

The main reason for allergies in people in the housing construction is supposed to be mites *(Acarina*). In mildewed flats, the risk of allergy increases, since apart from mites, bacteria and nematodes, there are also moulds. A peculiar biological film is formed with subsequent stages. Many species of moulds are the sustenance of mites, while dead mites, its excrements and exuviae provide fungi with organic substances. In the mycological tests performed by P i o n t e k [Piontek 2004a] in the Lubuskie Province such an inter-species interaction was observed in mildewed flats for a long period of time (couple of years) between *Acarina* and ten species of moulds: *Acremonium strictum, Aspergillus niger, Botryotrichum piluliferum, Chaetomium elongatum, Epicocum nigrum, Penicillium aurantiogriseum, P. chrysogenum, Rhizopus stolonifer, Trichothecium roseum* and *Ulocladium botrytis* [Piontek 2004a].

Most moulds, including allergenic ones, have the property of synthesis of secondary metabolic substances. What is important is that mycotoxins have immunosuppressive effects on the human immunological system what makes internal organs (e.g. kidneys, liver, and central nervous system) more vulnerable and negatively influences allergic reactions.

According to experimented conducted on animals, the respiratory tract leads toxins to tissues in an exceptionally efficient way. Creasia *et al.* [Creasia, Thurman, Wannemacher, Bunner 1990] demonstrated on tested animals that inhalation of toxins causes a systematic toxic effect more efficiently that their absorption through the mouth or viscerally [Flannigan 2001]. Since it is a large number of spores inhaled with the air are what causes allergies, it is worthwhile to relate the two questions – mycotoxicity and allergic reaction related to the presence of moulds in housing construction – and to continue the described investigation.

Materials and Methods

What was used in the mycotoxicological tests were four strains of moulds obtained from mass cultures in a malt extract agar (MEA), isolated from housing structures: *Aspergillus niger, Cladosporium herbarum, Aspergillus versicolor, Aspergillus flavus* (Table 1).

From the obtained biomes of moulds with substrate, water and methanol extracts were prepared GPM (fungi - laboratory substrate-methanol 80%). Toxicological tests of the mildew fungi were carried out using *Dugesia tigrina* Girard. Toxicity for tested animals was expressed as acute toxicity 240–h LC 50 (mg dm^{-3}, %), [Piontek 2004a, Piontek 2004b].

Table 1. Allergenic mildew fungi selected for biotoxicological tests

Species*	Size of spores	Selected important mycotoxins [Samson *et al*.,(12)]
Aspergillus niger	3.5 – 5 μm	malformins A,B,C, naftro-γ-pyrons, ochratoxin A
Cladosporium herbarum	5.5 – 13 x 4-6 μm	----------
Aspergillus versicolor	2 –3.5 μm	sterigmatocistine, 5-methoxy-sterigmatocistine
Aspergillus flavus	3.6 μm	aflatoxin B_1, cyclopiasonic acid, 3-nitropropionic acid, sterigmatocistine

* ordered from the most allergenic ones Schata et al.[Schata, Jorde, Elixmann, Linskens 1989]

All species of moulds mentioned in the table were isolated from the lungs during autopsy [Flannigan 2001]. The spores that are most easily inhales are those that are smaller than 7μm and have a small mass, what facilitates their floating in the air.

Results

The results of the tests concerned with toxicity of methanol extracts made of biomes of moulds with substrate (GPM) for *Dugesia tigrina* Girard were presented in the order from the most to the least toxic extract 240-h LC 50 (mg dm^{-3}, %), i.e. acute toxicity.

Table 2. Results of toxicity of mildew fungi extracts for Dugesia tigrina Girard

GPM (fungi-substrate-methanol)			
Species	240-h LC 50 (%)	240-h LC 50 (mg dm^{-3})*	Toxicity class**
A. niger	0.56	69.5	III (moderately poisonous)
A. versicolor	0.57	70.9	III (moderately poisonous)
A. flavus	0.85	106.0	IV (barely poisonous)
C. herbarum	1.24	155.2	IV (barely poisonous)

* biomass of moulds in the extract
**according to the classification by Liebmann [Liebmann 1962]

All extracts proved to be toxic for tested animals. The most toxic ones proved to be *Aspergillus niger* and *Aspergillus versicolor* (values 240-h LC 50

were very similar, being respectively 0.56 and 0.57%). The extracts proved to be two times more toxic than *Cladosporium herbarum* (240-h LC 50, 1.24%). In the biotoxicological tests in question, that species of fungi proved to be the least toxic mildew fungus, what confirms the fact that it does not synthesise any mycotoxins (Table 1). Between the most and the least toxic extract, there was a GPM extract from the mould called *Aspergillus flavus*, whose 240-h LC 50 was determined to be 0.85%.

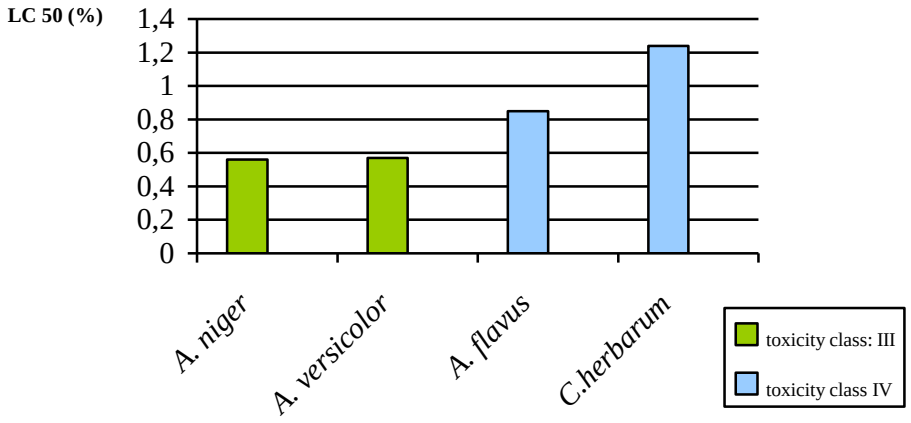


Fig. 1. LC50 values for the tested allergenic species of moulds

The level of toxicity of moulds extracts was evaluated by means of the L i e b m a n n classification [Liebmann 1962]. Moulds extracts were classified as class III of moderately poisonous compounds (*Aspergillus niger* and *Aspergillus versicolor*) and class IV of barely poisonous substances (*Aspergillus flavus* and *Cladosporium herbarum)*. None of the tested extracts was not a highly poisonous substance (toxicity class I and II).

Discussion

Four kinds of moulds present in housing structures were taken into account in the tests in question. *Cladosporium herbarum* proved to be the least toxic fungus, what is of particular importance for the inhabitants of infected buildings, since the frequency value for that fungus is high: 5 (38,4%). *Cladosporium sp.* produces a few important allergens and more than 30 others that do not have the same clinical importance [Grajewski i Twarużek 2004]. A couple of

metabolic substances (which have antimycotic properties and are inhibitors of growth of plants) were isolated from fungi belonging to the genus *Cladosporium* [Nielsen 2002]. Allergenic properties of *Cladosporium* are much lower that in the case of *Alternaria,* but in housing their condensation rises. Tests that were carried out by Piontek [Piontek 2004a] suggest that *Alternaria alternata* occurs in housing construction with the frequency of 2 (5-10%), and consequently *Cladosporium* is considered to be the main source of allergies.

Aspergillus sp. is presented as allergic moulds. The species of the genus *Aspergillus* commonly cause asthma and acute syndromes include oedema, some cases may develop into emphysema and allergic inflammation of alveoli [Twarużek 2005]. This is why three species of that genus were included in the tests. They occur with the frequency 3-rather frequently in dwelling houses (*A. flavus* – frequency 14,0%, *A. versicolor*- frequency 13,4%, *A. niger*- frequency 11,0%), [Piontek, Piontek i Bednar 2004].

All species of *Aspergillus* proved to be toxic in the tests in question, what proves that those moulds present a double risk for the inhabitants of infected houses – both in terms of toxicity as well as in those of allergies. The allergic potential increases when mites (*Acarina*) appears along with moulds. Mycological tests executed by Piontek [Piontek 2004a] suggests that such an interaction between species occurred in mildewed flats for a long period between *Acarina* and 10 species of mildew fungi. *Aspergillus niger* is mentioned among those 10 species.

The list of allergenic species of mildew fungi ordered by Schata *et al*. [Schata, Jorde, Elixmann, Linskens 1989] proves that ten among 14 species are *Penicillium* and *Aspargillus*: *Penicililum chrysogenum, P. brevicopactum, P. glabrum (P. frequentans), Aspergillus niger, Cladosporium herbarum, Aspergillus versicolor, A. fumigatus, Alternaria alternata (Alt. tenuis), Eurotium repens (*anamorphic *A. repens), E. amstelodami (*anamorphic *A. amstelodami), Aspergillus flavus, E. rubrum (A. ruber), Aureobasidium pullulans, Wallemia sebi.*

In the presented work, 4 species of mildew fungi were tested from the above mentioned list of allergenic fungi. Among them, the most allergenic one proved to be *A. niger*. At the same time, this is a species that may be found in construction partitions along with mites (*Acarina*). Biotoxicological tests that were carried out suggest that it belongs to toxicity class III (moderately poisonous). Therefore, it causes a double (toxic and allergic) risk that is increased by the correlation with mites.

Epidemiological research and obtaining appropriate extracts from allergenic mildew fungi is particularly difficult. They are concerned with:

– detection of fungus spores and their identification;

– obtaining properly standardised allergenic extract for the purposes of diagnosis and medical treatment, repeatable concentration of main and secondary allergens;
– determination of clinical criteria that will predictably be correlated with the degree of exposal to the allergen of the fungus [Bogacka 1998].

Isolation, cleaning and standardisation of allergens that are synthesized by moulds are the principal problems that make us ignore the value of erroneous measurements in the tests [Jacob, Ritz, Gehring, Koch, Bischof, Wichmann, Heinrich 2002].

Conclusions

Aspergillus niger is a species that may be found in construction partitions along with mites (*Acarina*). Biotoxicological tests that were carried out suggest that it belongs to toxicity class III (moderately poisonous). This mould produced a highly nephratoxic component ochratoxin A, which may pose a significant indoor problem. Therefore, causes a double (toxic and allergenic) risk that is increased by the correlation with mites.

Moulds, and therefore also mycotoxins, are present in the environment. If the concentration of spores and fragments of mycelium in the air is preserved at a lower level, it does not cause any reactions in a healthy organism. However, if the concentration rises, then the human and animal organism may be exposed to many diseases: allergies, mycosis, mycotoxicosis. The minimum concentration of mycotoxins of different mildew fungi species in closed rooms and the time of exposal to their effects that may cause disadvantageous results for health. Without a doubt, elimination of moulds, and therefore of mycotoxins and also allergenic proteins from dwelling houses, especially from buildings after floods may reduce the pathogenic symptoms and sometimes eradicate them [Johanning 2002].

References

1. BOGACKA E.: *Choroba budynków* [Sick building syndrome]. Mikol.Lek. 4(4):233-237, 1997
2. BOGACKA E.: *Grzyby jako alergeny* [Fungi as allergens]. In: B a r a n, E [Ed.] Zarys mikologii lekarskiej [Outline of medical mycolog, Volumed,505-531,]. Wrocław 1998

3. CREASIA D.A., THURMAN J.D., WANNEMACHER R.W., &BUNNER D.L.: *Acute inhalation toxicity of T-2 mycotoxin in the rat and guinea pig.* Atmospheric Environment 20: 549-552, 1990
4. FLANNIGAN B., MCCABE E.M., MCGARRY F.: *Allergenic and toxigenic micro-organism in houses.* Journal of Applied Bacteriology 79: 61-73, 1991
5. FLANNIGAN B.: *Microbial aerosols in buildings: origins, health, implications and controls.* In: Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych. II Konf. Naukowa. Politechnika Łódzka, 11-27, Łódź 2001
6. GRAJEWSKI J., TWARUŻEK M.: *Zdrowotne aspekty oddziaływania grzybów pleśniowych i mikotoksyn* [The healthy aspects of the influence of moulds and mycotoxins] Alergia (Allergy) 8/21, 45-49, 2004
7. GRAVESEN S., FRISVAD J.C., SAMSON R.A.: *Microfungi.* Munksgaard Publishers 43-51 Copenhagen, Denmark 1994
8. JACOB B., RITZ B., GEHRING U., KOCH A., BISCHOF W., WICHMANN H.E., HEINRICH J.: *Indoor exposure to molds and allergic sensitization*. Environ. Health Perspec. 110: 647-653, 2002
9. JOHANNING E.: *Mycotoxin and indoor health*. In*:* Mikotoksyny w środowisku człowieka i zwierząt. VI Międzyn. Konf. Nauk. Akademia Bydgoska,77-84, Bydgoszcz. 2002
10. KRYSIŃSKA-TRACZYK E.: *Alergizujące i toksynotwórcze grzyby pleśniowe w rolniczym środowisku pracy* [Allergenic and toxic moulds in the agricultural labour environment) In: *Rozkład i korozja mikrobiologiczna materiałów technicznych. II Konf. Naukowa.* Politechnika Łódzka, 95-97, Łódź 2001.
11. LARSEN F.O., CLEMENTSEN P., HANSEN M., MALTBÆK N., GRAVESEN S., SKOV P., NORN S.: *The microfungi Trichoderma viride potentiates histamine release from human bronchoalveolar cells. APMIS* 104: 673-679, 1996
12. LIEBMANN H.: *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie*. Bd1,2, G. Fischer Verlag 588pp, Jena 1962
13. NIELSEN K.F., GRAVESEN S., NIELSEN P.A., ANDERSEN B., THRANE U., FRISVAD J.C.: *Production of mycotoxins on artificially and naturally infested building materials.* Mycopathologia 145: 43-56, 1999
14. NIELSEN K.F.: *Mould growth on building materials. Secondary metabolites, mycotoxins and biomarkers.* Ph.D. thesis. Hørsholm DK, By og Byg, Statens Byggeforskiningsinstitut, Danish Building and Urban Research 106 pp, 2002
15. PIONTEK M., PIONTEK R., BEDNAR K.: *Alergogenne grzyby pleśniowe w budownictwie mieszkaniowym* [Allergenic moulds in dwelling building]

In: Mikotoksyny i patogenne pleśnie w środowisku, VI Międzyn. Konf. Nauk., , Akademia Bydgoska 195-199, Bydgoszcz 2004
16. PIONTEK M.: *Grzyby pleśniowe i ocena zagrożenia mikotoksycznego w budownictwie mieszkaniowym* [Moulds and estimation of mycotoxic threat in dwelling duildings]., Wydawnictwo Uniwersytetu Zielonogórskiego, 174pp, Zielona Góra 2004a
17. PIONTEK M.: *Zastosowanie biotestu z Dugesia tigrina Girard do badań mikotoksykologicznych. Cz.I: toksyczność ostra.* [Application of the *Dugesia tigrina* Girard bioassay in mycotoxicologial investigation. Part I: Acute toxicity] In: Mikotoksyny i patogenne pleśnie w środowisku. VII Konferencja naukowa.,149-155,Bydgoszcz 2004b
18. SAMSON R.A., HOEKSTRA E.S., FRISVAD J.C., FILTENBORG O.: *Introduction to food – and airborne fungi*. Sixth Ed. Utrecht. Centralbureau voor Schimmelcultures (CBS) 389 pp. The Netherlands 2000
19. SCHATA M., JORDE W., ELIXMANN J.H., LINSKENS H.F.: *Allergies to molds caused by fungal spores in air conditioning equipment.* Environment International 15: 177-179, 1989
20. TWARUŻEK M.: *Wykorzystanie biologicznych testów (MTT, Premi®Test) w ocenie skażeń pomieszczeń mieszkalnych mikotoksynami grzybów pleśniowych* [Using the biological tests (MTT test, Premi®Test) in the evaluation of mycotoxic contamination of the dwellings]. PhD thesis, Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, 119 pp, Bydgoszcz 2005

ASPERGILLUS NIGER VAN TIEGHEM JAKO TOKSYCZNY I ALERGOGENNY GRZYB PLEŚNIOWY W OBIEKTACH BUDOWLANYCH PO POWODZIACH

Słowa kluczowe: grzyby pleśniowe, budownictwo mieszkaniowe, powódź

S t r e s z c z e n i e

W ostatnich latach na obszarze Europy i Polski problem z występowaniem grzybów pleśniowych w budynkach mieszkalnych stał się bardzo ważny i szeroko omawiany. Nie tylko ze względu na występowanie grzybów pleśniowych w zawilgoconych budynkach, ale także w budynkach uszkodzonych na skutek takich katastrof jak powódź. Na terenie województwa Lubuskiego oznaczono 76 gatunków grzybów pleśniowych pochodzących z obiektów budowlanych, w tym także z budynków popowodziowych. Spośród oznaczonych gatunków grzybów pleśniowych, 10 z nich występuje w budownictwie z największą frekwencją. Wśród tych 10 gatunków sześć z nich powoduje alergie. W kolejności od najbardziej alergogennych gatunków są to: Penicillium chrysogenum, Aspergillus

niger, Cladosporium herbarum, Aspergillus versicolor, Alternaria alternata, Aspergillus flavus. Do przeprowadzenia testów biotoksykologicznych zostały wybrane cztery gatunki grzybów pleśniowych: trzy należące do rodzaju Aspergillus i jeden należący do rodzaju Cladosporium. Testy bioindykacyjne przeprowadzono przy użyciu wypławków Dugesia tigrina Girard. Wszystkie biotesty dały pozytywne rezultaty. Stwarza to podwójne (toksykologiczne i alergogenne) niebezpieczeństwo dla mieszkańców zainfekowanych pomieszczeń. W budynkach popowodziowych zagrożenie toksykologiczne i alergogenne wzrasta ze względu na występowanie większej ilości gatunków grzybów pleśniowych. W przeprowadzonych testach najbardziej toksyczny okazał się Aspergillus niger i Aspergillus versicolor. Najmniejszą wartość LC 50 wykazał Cladosporium herbarum, co jest dobrą wiadomością dla mieszkańców zainfekowanych pomieszczeń, ponieważ grzyb ten występuje w obiektach budowlanych z wysoką frekwencją 5.

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 135

Nr 15 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2007**

PIOTR STACHOWSKI, CZESŁAW SZAFRAŃSKI, PAWEŁ KOZACZYK [*]

UWILGOTNIENIE GRUNTÓW POGÓRNICZYCH W SUCHYCH I CIEPŁYCH LATACH HYDROLOGICZNYCH

Słowa kluczowe: zapasy wody w gruncie, niedobory wody, grunt pogórniczy

S t r e s z c z e n i e

W pracy przedstawiono wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych na powierzchniach doświadczalnych zlokalizowanych na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Kazimierz Północ", położonym na Pojezierzu Kujawskim. Badania wykazały, że najwyższe zapasy wody, przekraczające polową pojemność wodną analizowanych profili gruntów pogórniczych, wystąpiły w półroczach zimowych. Stwierdzono, że najbardziej niekorzystnie kształtowało się uwilgotnienie gruntów pogórniczych w bardzo suchym i ciepłym pod względem sumy opadów oraz temperatur powietrza w półroczu letnim 2003 roku, w którym zapasy wody spadły poniżej stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwodostępnej dla roślin. Także w półroczu letnim 2004 roku, w którym również wystąpiły niedobory opadów i niekorzystny ich rozkład, w badanych gruntach pogórniczych stwierdzono niedobory wilgoci. Niedobory wystąpiły w okresie wzmożonego zapotrzebowania na wodę roślin uprawianych na badanych powierzchniach. Największe wyczerpanie wilgoci w tym okresie i najdłużej trwające niedobory wody stwierdzono w profilach glebowych mających małe zdolności retencyjne.

Wstęp

Zasoby wodne Wielkopolski są stosunkowo małe. Nawet w latach przeciętnych i mokrych, w środkowej części dorzecza Warty występują niedobory wody w okresie wegetacyjnym, w którym suma opadów waha się od 240 do 290 mm, a w latach suchych nie przekracza połowy tej wartości [Kowalczak 2001]. Jest to szczególnie ważne na terenach pogórniczych, gdzie występuje opadowo-retencyjny typ gospodarki wodnej, w którym jedynym źródłem zaopatrzenia roślin w wodę są opady atmosferyczne, gdyż zwierciadło wody gruntowej zale-

[*] Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego; Katedra Melioracji; Kształtowania Środowiska i Geodezji

ga bardzo głęboko i nie ma wpływu na uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórniczych [Szafrański i Stachowski 1997]. Wynika to stąd, że zasoby wodne terenów pogórniczych są kształtowane przede wszystkim pod wpływem rozkładu i wielkości opadów atmosferycznych.

Celem pracy była ocena przebiegu uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórniczych, użytkowanych rolniczo, na tle warunków meteorologicznych.

Materiały i metody

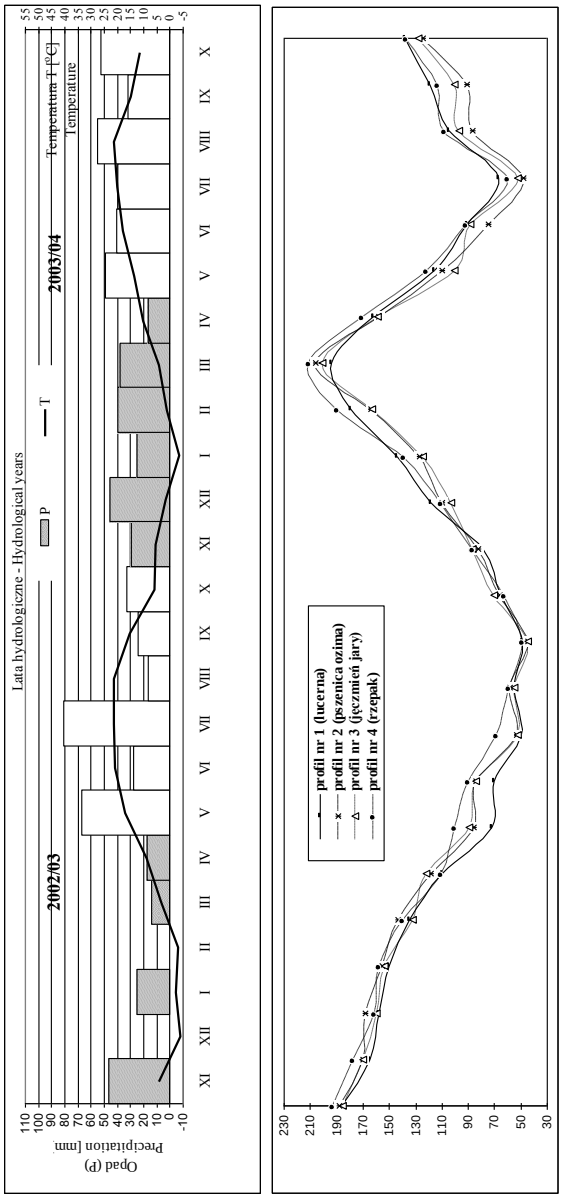
W pracy przedstawiono wyniki badań i obserwacji terenowych przeprowadzonych na 4 powierzchniach doświadczalnych, o wielkości 0,32 ha każda, zlokalizowanych na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Kazimierz Północ", położonej na Pojezierzu Kujawskim. Zwałowisko, na którym prowadzono badania jest zrównane z rzędnymi otaczającego terenu i zalicza się do typu zwałowisk o wierzchowinie dostosowanej do poziomu terenów przyległych. Po zakończeniu w 1998 roku rekultywacji technicznej, na badanych powierzchniach doświadczalnych przeprowadzono rolniczą rekultywację, a obecnie obszar jest użytkowany rolniczo poprzez uprawę w zmianowaniu: lucerny, pszenicy ozimej, rzepaku oraz jęczmienia jarego. Szczegółowe badania terenowe obejmowały wykonanie wierceń i odkrywek glebowych, w trzech transektach, przecinających wytypowane powierzchnie ze wschodu na zachód. Na podstawie wykonanych w każdym transekcie wierceń do głębokości 3 m, wyznaczono na każdej powierzchni zasięgi gruntów o podobnej budowie profilu. Wytypowane do szczegółowej analizy 4 profile glebowe są reprezentatywne w 70-80% dla badanych powierzchni doświadczalnych. Właściwości fizyczne i chemiczne badanych profili oznaczono w laboratorium Katedry Melioracji, Kształtowania Środowiska i Geodezji ogólnie znanymi metodami. Podstawowe właściwości wodne określono z otrzymanych krzywych wodnej retencyjności (pF) i na ich podstawie ustalono: ilość wody ogólnie dostępnej dla roślin (WOD), a także ilość wody łatwo (WŁD) i trudno dostępnej (WTD) dla roślin [Smedema i Rycroft 1983]. Szczegółowe rozpoznanie wierzchniej warstwy gruntów pogórniczych badanego zwałowiska znajduje się w pracy Szafrańskiego i in. [2001]. W czterech badanych profilach glebowych wykonano pomiary infiltracji wierzchnich i perkolacji głębszych warstw gruntów, w czterech powtórzeniach, metodą podwójnych pierścieni [Drzymała i in. 1985]. Ponadto, z częstotliwością dwutygodniową, wykonywano w tych profilach pomiary wilgotności gruntu za pomocą sondy profilowej na głębokościach: 10, 20, 30, 40, 60 i 100 cm. Na podstawie tych pomiarów obliczono zapasy wody w półmetrowej warstwie omawianych gruntów pogórniczych. Przebieg warunków meteorologicz-

nych przeanalizowano w oparciu o codzienne pomiary opadów atmosferycznych i temperatur powietrza w stacji meteorologicznej KWB „Konin” w Kleczewie.

Wyniki i dyskusja

Szczegółowe wyniki badań gleboznawczych wierzchniej warstwy zwałowiska wewnętrznego odkrywki „Kazimierz Północ" potwierdziły, że dominującym utworem budującym wierzchnią warstwę zwałowiska są utwory spoiste zbliżone uziarnieniem do glin. Gęstość fazy stałej gruntu badanych profili nie wykazuje istotnych zmian i osiąga w warstwie 0-150 cm średnią wartość 2,67 $Mg \cdot m^{-3}$. Większe zróżnicowanie występuje natomiast w gęstości objętościowej analizowanych gruntów. W warstwie 0-60 cm średnia wartość gęstości objętościowej wynosi 1,86 $Mg \cdot m^{-3}$. Natomiast głębsze warstwy (60-150 cm) wykazują większe zagęszczenie, a ich gęstość objętościowa osiąga średnią wartość 1,95 $Mg \cdot m^{-3}$. Stan retencji odpowiadający polowej pojemności wodnej (R_{PPW}) w warstwie półmetrowej tych gruntów wynosi średnio 127 mm, natomiast użyteczna rezerwa retencji (R_{WLD}) wynosi średnio 68 mm. Przeprowadzone badania terenowe wykazały różnice w przepuszczalności wierzchnich warstw analizowanych profili gruntów pogórniczych. W wierzchnich warstwach omawianych gruntów (0-30 cm), zbudowanych z glin piaszczystych i glin lekkich, współczynnik infiltracji ustalonej wynosił średnio $2{,}9 \cdot 10^{-5}$ $m \cdot s^{-1}$. Natomiast współczynnik perkolacji w warstwie 30-60 cm był kilkakrotnie mniejszy i wynosił średnio $0{,}06 \cdot 10^{-5}$ $m \cdot s^{-1}$.

W analizowanych latach hydrologicznych 2002/2003 i 2003/2004, uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórniczych uzależnione było od przebiegu warunków meteorologicznych, a w szczególności od wielkości i rozkładu opadów atmosferycznych. W suchym roku hydrologicznym 2002/2003, w którym suma opadów była niższa o 147 mm od średniej z wielolecia, najwyższe zapasy wody w warstwie 0-50 cm wystąpiły na początku tego roku i związane były z wyższą od średniej z wielolecia sumą opadów pod koniec półrocza letniego poprzedniego roku hydrologicznego (rys. 1). Spadek uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórniczych rozpoczął się w grudniu 2002 roku i związany był z niewielką sumą opadów w tym miesiącu (0,6 mm), niższą o 33 mm od średniej z wielolecia. W następnych miesiącach półrocza zimowego dalszy spadek uwilgotnienia spowodowany był bardzo niską sumą opadów w lutym (0,6 mm) oraz niższymi sumami opadów w marcu (o 16 mm) i kwietniu (o 12 mm) od średnich miesięcznych z wielolecia. Pod koniec tego półrocza zapasy wody wynosiły od 110 mm (profil 1) do 122 mm (profil 3).



Rys. 1. Zmiany zapasów wody (Z) w warstwie 0-50 cm badanych profili gruntów pogórniczych, na tle miesięcznych sum opadów (P) i średnich miesięcznych temperatur powietrza (T)

Fig. 1. Changes water contents (Z) in layer 0-50 cm of investigated grounds postmining profiles, against a background of sums monthly precipitation (P) and air temperature (T)

Niekorzystny przebieg uwilgotnienia w warstwie 0-50 cm analizowanych profili gruntów pogórniczych wystąpił w bardzo suchym i ciepłym półroczu letnim (V-X) 2003 roku, w którym suma opadów była niższa aż o 108 mm od średniej z wielolecia, a temperatura powietrza wyższa o 1,2 ºC od średniej dla tego okresu. Zapasy wody w profilu 1 już na początku tego półrocza zbliżyły się do granicy stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin (WŁD). Dalszy istotny spadek uwilgotnienia wystąpił w czerwcu i związany był z niższą o 20mm od średniej z wielolecia sumą opadów w tym miesiącu, jak i wyższą o 3,3 ºC od średniej temperaturą powietrza. W następnych miesiącach półrocza letniego 2003 roku w analizowanych profilach rozpoczął się okres niedoborów wody. Przyczyną był niekorzystny rozkład opadów dobowych w lipcu oraz niższe od średnich z wielolecia miesięczne sumy opadów w sierpniu (o 35 mm) i wrześniu (o 39 mm), a także wyższe w tych miesiącach, odpowiednio o 1,3 ºC i o 1,4 ºC od średniej temperatury powietrza. Najmniejsze zapasy wody we wszystkich badanych profilach wystąpiły we wrześniu 2003 roku i kształtowały się od 45mm (profil 1) do 49 mm (profil 4). Zapasy te były niższe od stanu retencji odpowiadającemu wodzie łatwo dostępnej dla roślin (WŁD) o 27 mm (profil 1) i o 19 mm (profil 4). Najdłużej trwające niedobory wody (do 133 dni) pojawiły się w profilu 1 i wynosiły od 2 mm (w czerwcu) do 27 mm we wrześniu (rys. 1). W profilu 2 (pszenica ozima) i 3 (jęczmień jary) wielkość niedoborów wody w półroczu letnim 2003 roku wahała się od 14 mm w lipcu do 24 mm we wrześniu. W ostatnim z analizowanych (profil 4 – rzepak) niedobory wody były najmniejsze wynosiły średnio 10 mm i trwały najkrócej (77 dni).

Odmienny przebieg uwilgotnienia wystąpił w kolejnym omawianym roku hydrologicznym 2003/2004 (rys. 1). W półroczu zimowym (XI-IV) tego roku suma opadów wyniosła 195 mm i była zbliżona do średniej z wielolecia. Na początku tego okresu zapasy wody w półmetrowej warstwie badanych profili glebowych wyniosły około 70 mm. Tak niskie uwilgotnienie na początku półrocza zimowego 2003/2004 spowodowane było niższą od średniej z wielolecia sumą opadów w omawianym powyżej półroczu letnim poprzedniego roku hydrologicznego. Wzrost uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórniczych rozpoczął się w grudniu 2003 roku i związany był z wyższą o13 mm od średniej z wielolecia sumą opadów w tym miesiącu. W kolejnych miesiącach półrocza zimowego, w których sumy opadów zbliżone były do średnich z wielolecia, a temperatury powietrza niższe od średnich z wielolecia, następował dalszy wzrost zapasów wody w warstwie 0-50 cm badanych profili glebowych. Największe zapasy wody wystąpiły w marcu i były większe o 63 mm (profil 1) i o 74 mm (profil 4) od stanu retencji przy PPW (rys. 1). W kwietniu, gdy suma opadów była zbliżona do średniej z wielolecia, a temperatura powietrza wyższa

o 1,1 ºC od tej średniej, nastąpiło obniżenie uwilgotnienia w badanych profilach gruntów pogórniczych.

Półrocze letnie 2004 roku było suche, gdyż suma opadów wyniosła 268 mm i była niższa o 90 mm od średniej z wielolecia dla tego okresu, a temperatura powietrza wyższa o 0,7 ºC od średniej. Okres ten rozpoczął się przy zapasach wody zbliżonych do stanu retencji przy polowej pojemności wodnej. W maju, w wyniku wystąpienia sumy opadów zbliżonej do średniej z wielolecia, a przede wszystkim wskutek niższej o 0,9 ºC od średniej z wielolecia temperatury powietrza, uwilgotnienie utrzymywało się na optymalnym poziomie dla rozwoju roślin. Pod koniec czerwca wystąpił spadek uwilgotnienia, który był spowodowany niższą o 8 mm sumą opadów w tym miesiącu, a przede wszystkim wyższą o 0,5 ºC od średniej z wielolecia temperaturą powietrza. Zapasy wody w warstwie półmetrowej zbliżyły się do stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin. Dalszy spadek zapasów, średnio o 35 mm, wystąpił w lipcu, kiedy opady były niższe o 59 mm od średniej z wielolecia dla tego miesiąca. W tym okresie najmniejsze zapasy wody w warstwie półmetrowej wystąpiły w profilach 2 i 3 i wynosiły odpowiednio 48 mm i 52 mm. Natomiast w pozostałych profilach zapasy wody kształtowały się na poziomie 60 mm. W ostatnich miesiącach półrocza letniego, gdy sumy opadów były większe od średnich z wielolecia, a temperatury powietrza zbliżone do średnich, nastąpił wzrost uwilgotnienia w badanych profilach, a zapasy wody osiągnęły wartości zbliżone do stanu retencji odpowiadającej PPW.

W suchym i ciepłym półroczu letnim roku hydrologicznego 2003/2004 najdłużej trwające niedobory wody (od 42 do 59 dni) pojawiły się w profilach 2 i 3, zbudowanych z gliny piaszczystej przechodzącej w glinę lekką. Natomiast najmniejsze niedobory wody w tym okresie, trwające 12 dni, wystąpiły w profilu 1, w którym w wierzchniej warstwie występuje glina lekka.

Wnioski

1. Wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych na 4 powierzchniach doświadczalnych wykazały, że dynamika zmian uwilgotnienia wierzchnich warstw gruntów pogórniczych w analizowanych latach hydrologicznych 2002/2003 i 2003/2004, uzależniona była przede wszystkim od sum miesięcznych opadów i od rozkładu opadów dobowych, a także od średnich miesięcznych temperatur powietrza.
2. Otrzymane wyniki badań potwierdziły, że najwyższe zapasy wody w analizowanych profilach gruntów pogórniczych, osiągające wartości większe od polowej pojemności wodnej, wystąpiły w półroczach zimowych.
3. Najbardziej niekorzystnie kształtowało się uwilgotnienie gruntów pogórniczych w bardzo suchym i ciepłym półroczu letnim 2003 roku, w którym zapasy wody już na początku tego okresu zbliżyły się, a następnie spadły poniżej stanu retencji odpowiadającej wodzie łatwo dostępnej dla roślin. Okres niedoborów wody w tym półroczu trwał od 77 do 133 dni.
4. W suchym i ciepłym półroczu letnim 2004, zapasy wody również spadły poniżej ilości wody łatwo dostępnej dla roślin. Największe wyczerpanie wilgoci w tym półroczu i najdłużej trwające niedobory wody (od 42 do 59 dni) stwierdzono w profilach 2 i 3 z warstwą gliny piaszczystej. Minimalne zapasy wody w tych dwóch profilach były zbliżone do zapasów przy wilgotności trwałego więdnięcia.

Literatura

1. DRZYMAŁA S., MASZNER P., MICHAŁEK K., MOCEK A.: *Analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. AR Poznań, 30-44, 79-83, 145-148. Poznań 1985
2. KOWALCZAK P.: *Hierarchia potrzeb obszarowych małej retencji w dorzeczu Warty*. Wyd. Nauk. IMiGW Warszawa 2001
3. SMEDEMA L., RYCROFT D.: *Land drainage: planning and desing of agricultural drainage systems.* Basford Academic and Educatioral Ltd London: 29-34. London 1983
4. SZAFRAŃSKI CZ., STACHOWSKI P.: *Zmiany zapasów wody w wierzchnich warstwach rekultywowanych rolniczo gruntów pogórniczych*. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – t.294. seria Melior. Inż. Środ., 19, cz.2, 211-221. 1997
5. SZAFRAŃSKI CZ., STACHOWSKI P., KOZACZYK P.: *Stan zwałowiska wewnętrznego odkrywki „Kazimierz" po rekultywacji technicznej*. Zesz. Probl. Postęp. Nauk. Roln. 477: 269-274. 2001

MOISTURE ON POSTMINING GROUNDS IN THE DRY AND HOT HYDROLOGICAL YEARS

Key words: water reserves, water deficit, postmining grounds

S u m m a r y

This paper presents the results of field research and observation carried out on experimental areas located at the inner waste heap of the "Kazimierz Północ" open pit. The results show that the highest water reserves exceed half of the water capacity of the postmining grounds profiles and occured from November to April. It showed that the moisture of the postmining grounds was very unfavorable during dry and hot period from May to October 2003 considering the density of precipitation and the air temperature. During this period the water reserves decreased under the water retention which was easily accessible to plants. From May to October 2004 the long water deficit and the bad dynamic of precipitation caused moisture deficit on the postmining grounds analysed. This deficit occured during the period of intensive needs of water to plants grown on these grounds. The largest decrease in humidity during this period and the longest water deficit occured in the profiles grounds having small retention capacity.

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2006-2009, jako projekt badawczy