ACTA AGROPHYSICA

OCENA PRZEOBRAŻEŃ ŚRODOWISKA GLEBOWEGO I STABILNOŚCI EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH W OBSZARZE ODDZIAŁYWANIA ZAKŁADÓW AZOTOWYCH „PUŁAWY" S.A.

Pod redakcją
Henryka Domżała i Elżbiety Jolanty Bielińskiej

145

Instytut Agrofizyki
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN
w Lublinie

Rozprawy i Monografie
2007 (2)

Komitet Redakcyjny

Redaktor Naczelny (p.o.)
Józef Horabik

Sekretarz Redakcji
Wanda Woźniak

Rada Redakcyjna
Tomasz Brandyk, czł. koresp. PAN – przewodniczący

Ryszard Dębicki
Bohdan Dobrzański
Danuta Drozd
Franciszek Dubert
Tadeusz Filipek
Józef Fornal
Jan Gliński, czł. rzecz. PAN
Grzegorz Józefaciuk
Eugeniusz Kamiński
Andrzej Kędziora
Tadeusz Kęsik
Krystyna Konstankiewicz
Janusz Laskowski
Jerzy Lipiec
Piotr P. Lewicki
Stanisław Nawrocki, czł. rzecz. PAN
Edward Niedźwiecki
Viliam Novák, Słowacja
Josef Pecen, Czechy
Tadeusz Przybysz
Stanisław Radwan, czł. koresp. PAU
Jan Sielewiesiuk
Witold Stępniewski
Zbigniew Ślipek
Bogusław Szot

Opiniował do druku
Prof. dr hab. Jerzy Lipiec

Adres redakcji
Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, ul. Doświadczalna 4, P.O. Box 201
20-290 Lublin, tel. (0-81) 744-50-61, e-mail: w.wozniak@ipan.lublin.pl
http: //www.ipan.lublin.pl

Publikacja indeksowana przez
Polish Scientific Journals Contents – Life Sci. w sieci Internet
pod adresem http://psjc.icm.edu.pl

©Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2007

Praca finansowana z projektu badawczego
Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego Nr 2 P06S 070 26

ISSN 1234-4125

Acta Agrophysica są do nabycia w dziale Wydawnictw Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie.
Prenumeratę instytucjonalną można zamawiać w dziale Wydawnictw Instytutu Agrofizyki PAN
w Lublinie oraz w oddziałach firmy Kolporter S.A. na terenie całego kraju.
Informacje pod numerem infolinii 0801-205-555 lub na stronie internetowej
http://www.kolporter-spolka-akcyjna.com.pl/prenumerata.asp

Wydanie I. Nakład 350 egz. Ark. 7,6
Skład komputerowy: Ewa Hamera
Druk: Drukarnia *ALF-GRAF*, ul. Kościuszki 4, 20-006 Lublin

SPIS TREŚCI
CONTENTS

Elżbieta Jolanta Bielińska, Henryk Domżał: Znaczenie monitoringu gleb w ocenie stabilności ekosystemów leśnych 5
The significance of soil monitoring in the evaluation of forest system stability

Jacek Pranagal, Anna Słowińska-Jurkiewicz: Pokrywa glebowa obszaru badań 11
The pedosphere of research area

Tadeusz Węgorek: Szata roślinna 29
Vegetation cover

Jan Hodara, Mariusz Świca: Właściwości fizyczne gleb..... 49
Physical properties of soils

Henryk Domżał, Elżbieta Jolanta Bielińska: Właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleb 65
Physicochemical and chemical properties of soils

Elzbieta Jolanta Bielińska: Aktywność enzymatyczna gleb 79
Enzymatic activity of soils

Podsumowanie..... 91

Summary 93

Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie, 2007(2), 5-9

ZNACZENIE MONITORINGU GLEB W OCENIE STABILNOŚCI EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH

Elżbieta Jolanta Bielińska, Henryk Domżał

Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: elzbieta.bielinska@ar.lublin.pl

Streszczenie. Długoterminowy monitoring stanu gleb leśnych w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. ma bezpośrednie odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów leśnych, ponieważ umożliwia śledzenie związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zmianami parametrów glebowych a zmianami w komponentach ekosystemu leśnego.

Słowa kluczowe: gleba leśna, monitoring

Zgodnie z obowiązującym w krajach członkowskich Unii Europejskiej Rozporządzeniem Rady (WE) Nr 1257 z 17 maja 1999 r., Rozdział VIII, trwałość i bioróżnorodność ekosystemów leśnych są strategicznymi celami zarządzania środowiskowego. W 2001 r. Sejm Rzeczypospolitej Polskiej przyjął dokument programowy „II Polityka Ekologiczna Państwa", który definiuje na nowo zasady polityki ekologicznej, formułuje jej cele jako zapewnienie bezpieczeństwa ekologicznego kraju oraz warunków realizacji strategii zrównoważonego rozwoju Polski przy zachowaniu trwałości i wysokiej jakości zasobów przyrodniczych. Jednym z celów polityki ekologicznej w sferze racjonalnego użytkowania zasobów naturalnych jest „wzbogacanie i racjonalna eksploatacja zasobów leśnych" („II Polityka Ekologiczna Państwa", rozdział 2.5). W praktyce oznacza to konieczność odtworzenia zasobów leśnych zniszczonych przez czynniki naturalne i antropogeniczne. Do taktycznych elementów realizacji programów zarządzania środowiskowego między innymi naukowo zaprojektowany, ciągły monitoring zmian w środowisku glebowym ekosystemów leśnych.

Rosnące tempo i wielkość zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego zrodziły pilną potrzebę wskaźnikowej oceny degradacji gleb. Podstawą oceny stopnia skażenia środowiska glebowego są badania chemiczne. Badania te mogą być istotnie wsparte przez testy biologiczne (Wardencki, Namieśnik 1998). Analiza zawartości substancji toksycznych i aktywności enzymów w glebie może dać w efekcie kompleksową i wielowymiarową informację o zanieczyszczeniu środowiska. Współcześnie proponowana strategia postępowania przy tworzeniu programów badawczych, których celem jest ocena stopnia skażenia środowiska obejmuje, poza analizą wskaźników sumarycznych i analizą specjacyjną z wykorzystaniem metod instrumentalnych, także biomonitoring i bioanalitykę (Wolska 2000). Z ekologicznego punktu widzenia istotne są kompleksowe badania oceniające możliwości przywracania funkcji leśnych w długotrwale niezrównoważonych ekosystemach na terenach poddanych bezpośredniemu oddziaływaniu imisji przemysłowych.

Literatura przedmiotu zawiera liczne informacje na temat wpływu zanieczyszczeń przemysłowych na właściwości fizyczne i chemiczne gleb leśnych (m.in.: Hawryś 1984, Wawrzoniak, Małachowska 1994, David 1997, Franklin 1997, Kowalkowski i in. 1999). Mało uwagi poświęcono w dotychczasowych badaniach zagadnieniu enzymatycznej aktywności gleb leśnych (Pokojska 1998, Januszek 1999). Wszystkie przemiany biogenów zachodzące w glebie stymulowane są przez enzymy warunkujące ich przejście w formy dostępne dla roślin i mikroorganizmów. Przemiany te stanowią kluczowy etap limitujący asymilację pierwiastków biogennych przez biocenozy (Kobus 1995). Zbadanie tych zjawisk przyczyni się do lepszego poznania żywienia się roślinności leśnej oraz umożliwi wypracowanie sposobu oceny zaopatrzenia gleby w składniki pokarmowe dostępne dla roślin. Aktywność enzymatyczna gleby stosunkowo łatwo ulega zmianom w wyniku różnych procesów zachodzących w ekosystemie i dlatego uważana jest za jeden z bardziej wrażliwych wskaźników jego funkcjonowania (Gostkowska i in. 1998, Trasar-Cepeda i in. 1998). Gleby będące w stanie równowagi – homeostazy, charakteryzują się ustabilizowanym składem mikrobiocenotycznym. W glebach tych działają mechanizmy samoregulacji, które są w stanie utrzymać stabilność i integralność układu ekologicznego, a nawet wytworzyć bariery ochronne przeciwko czynnikom stresowym (Vancura 1985, Niewiadomski 1995). Ze względu na rolę, jaką odgrywają drobnoustroje w zachowaniu i odtwarzaniu żyzności gleby, ocena wpływu antropogenicznych czynników stresowych, takich jak zanieczyszczenia przemysłowe, na ich rozwój oraz aktywność w glebie, stała się w wielu krajach jednym z elementów podlegających kontroli w ramach monitoringu środowiska (Malkomes 1991, Januszek 1999). Dotychczasowe opracowania, w większości

poświęcone uprawom polowym wykazały, że testy biochemiczne stanowią czuły wskaźnik umożliwiający kompleksowe rozpoznanie zmian w środowisku glebowym, bowiem zmiany stanu mikrobiologicznego i dynamiki procesów biochemicznych zaznaczyły się silniej w porównaniu ze zmianami niektórych właściwości fizycznych i chemicznych gleby (Nannipieri i in. 1990, Bonmati i in. 1991, Dick 1992, Koper, Piotrowska 1996, Gostkowska i in. 1998).

Biomonitoring z wykorzystaniem metod opartych na testach biologicznych oraz wskaźnikach fizycznych i chemicznych pozwala na kompleksową ocenę zmian jakie zachodzą w środowisku glebowym pod wpływem czynników naturalnych i antropogenicznych i ma bezpośrednie odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów.

Zakłady Azotowe zlokalizowano w centrum kompleksu leśnego o łącznej powierzchni 3500 ha, na prawym brzegu środkowej Wisły, w północnej części miasta Puławy (51° 25' N; 21° 57' E). Zakłady Azotowe „Puławy" w styczniu 1990 roku znalazły się na liście 80-ciu przedsiębiorstw na terenie kraju, uciążliwych i degradujących środowisko, które objęte zostały szczególnym nadzorem przez Państwową Inspekcję Ochrony Środowiska. Wyjątkowo niekorzystne warunki środowiskowe zaistniały na terenach położonych na wschód od ZA, na linii migracji skażonego przez emisje powietrza. W ciągu ostatnich 20 lat ubiegłego stulecia systematycznie powiększała się powierzchnia drzewostanów zaliczanych do II (średniego) i III (silnego) stopnia zagrożenia. W bezpośrednim sąsiedztwie ZA naturalny leśny ekosystem, w efekcie procesu adaptacyjnego tamtejszej biocenozy i biotopów, został całkowicie zreorganizowany w ekosystem zaroślowo-darniowy. Postępujące od 1990 roku zmniejszenie emisji umożliwiło samoczynne odnawianie się pionierskiej fali lasu w zaburzonym, synantropijnym ekosystemie, a w starszych drzewostanach sosnowych obserwowane są znaczne przyrosty pędów wierzchołkowych wyrastających ze zniekształconych pod wpływem zanieczyszczeń koron. Pomimo malejącej od kilku lat emisji przemysłowej badany ekosystem znajduje się pod stałą presją czynnika toksycznego. Powierzchnia, na której obecnie występują uszkodzenia drzewostanów jest w zasadzie stabilna i mieści się w granicach 8000-9000 ha.

Niniejsze badania miały na celu rozpoznanie perspektyw odtwarzania zasobów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. na podstawie oceny stanu środowiska glebowego oraz składu gatunkowego zbiorowiska roślinnego.

Badaniami objęto te cechy gleb, które decydują o podstawowych elementach ich żyzności i mają bezpośrednie odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów leśnych w warunkach Polski, szczególnie takie jak: właściwości wodnopowietrzne, gęstość, porowatość, właściwości sorpcyjne: kwasowość hydrolityczna,

suma zasad wymiennych i pojemność sorpcyjna; odczyn gleb; stosunek C:N; zawartość składników pokarmowych; zawartość mineralnych form azotu: $N\text{-}NO_3^-$ i $N\text{-}NH_4^+$. Jako test służący do oceny wpływu zanieczyszczeń środowiska na aktywność biologiczną gleb przeprowadzono badania aktywności enzymatycznej. Badana była aktywność enzymów odgrywających istotną rolę w przekształcaniu organicznych związków węgla: dehydrogenaz; związków azotu: ureazy i proteazy oraz związków fosforu: fosfataz. Materiałem badawczym były gleby poleśne i leśne w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A., znajdujące się w strefie ochronnej Zakładów Azotowych oraz na terenie Nadleśnictwa Puławy. Badania zlokalizowano na linii migracji skażonego przez emisje powietrza w III i II strefie zagrożenia lasu, w odległościach 0,5-9 km, w kierunku wschodnim od Zakładów Azotowych „Puławy" S.A., w obrębach Puławy i Żyrzyn.

Kompleksowa charakterystyka funkcjonowania gleb w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. może być podstawą do lepszego poznania związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy przeobrażeniami środowiska glebowego a zmianami w obserwowanych komponentach ekosystemu leśnego, w warunkach znacznie zmniejszonej, aczkolwiek nadal trwającej emisji azotowej. Ułatwi to wybór zabiegów związanych z ochroną i renaturyzacją ekosystemów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. Otrzymane wyniki mogą mieć również bezpośrednie odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów leśnych w warunkach Polski ze względu na wielkość kwaśnego depozytu, który miał miejsce w naszym kraju w latach 1960-1980.

PIŚMIENNICTWO

Bonmati M., Ceccanti B., Nannipieri P., 1991. Spatial variability of phosphatase, urease, protease, organic carbon and total nitrogen in soil. Soil Biol. Biochem., 23(4), 391-396.

David C.A., 1997. Managing the invisible: Ecosystem management. Applications for sustainable forest and wildlife Resources. Yale Univ. Press, New Haven, London, 94-129.

Dick R.P., 1992. A review: long-term effect of agricultural systems in soil biochemical and microbial parameters. Agric. Ecosyst. Environ., 40, 25-36.

Franklin J.F., 1997. Ecosystem management: An overview. W: Boyce M.S., Hansley H. (eds.) Ecosystem management. Application for sustainable forest and wildlife resources. Yale Univ. Press, New Haven, London, 21-53.

Gostkowska K., Furczak J., Domżał H., Bielińska J., 1998. Suitability of some biochemical and microbiological tests for the degradation degree of Podzolic Soil on the background of it differentiated usage. Pol. J. Soil Sci., 30/2, 69-78.

Hawryś Z., 1984. Sensitivity of some deciduous trees to sulphur compounds and heavy metals. Ekol. Pol., 32, 103-124.

Januszek K., 1999. Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych. Zesz. Naukowe AR, Kraków, ser. Rozprawy, 250.
Kobus J., 1995. Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 42, 1a, 209-219.
Koper J., Piotrowska A., 1996. Aktywność enzymatyczna gleby płowej w zależności od uprawy roślin w zmianowaniu i monokulturze. Rocz. Glebozn., 47, 3/4, 89-100.
Kowalkowski A., Kopron H., Lewandowska J., Jedliczko S., 1999. Reakcja gleb i doświadczalnych upraw leśnych na kompensacyjne nawożenia. W: Kowalkowski A. (red.) Funkcjonowanie gleb leśnych na terenach zagrożonych i trendy jego zmian. KNL PAN, Warsztaty Naukowe Puławy, 65-104.
Malkomes H.P., 1991. Existing alternative teststo measure side-effects of pesticides on soil microorganisms: dehydrogenase activity. Toxicol. Environ. Chem., 30, 167-176.
Nannipieri P., Grego S., Ceccanti B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. W: Bollag J.M. Stotzky G. (eds.), *Soil Biochemistry*, 6, 293-355.
Niewiadomski W., 1995. Nauka o płodozmianie – stan i perspektywy. Post. Nauk Roln., 3: 127-139.
Pokojska U., 1998. Zakwaszenie gleb leśnych. Stan wiedzy i perspektywy badań. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 456, 63-7.
Trasar-Cepeda C., Leiros C., Gil-Sotres F., Seoane S., 1998. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. Biol. Fertil. Soils, 26, 100-106.
Vancura V., 1985. Plant metabolites in soil. W: Vancura V., Kunc F. (eds.) Soil microbial associations: control of structures and functions, 57-144.
Wardencki W., Namieśnik J., 1998. Wykorzystanie roślinności w biomonitoringu środowiskowym. Chemia i Inżynieria Ekologiczna, 11, 5, 189-208.
Wawrzyniak J., Małachowski J., 1994. Monitoring techniczny i biologiczny na obszarze Sudetów Zachodnich. Prace Inst. Bad. Leśn. 21/1, 9-16.
Wolska L., 2000. Problemy oceny stopnia skażenia środowiska wodnego związkami organicznymi. Chemia i Inżynieria Ekologiczna, 7, 4, 365-376.

THE SIGNIFICANCE OF SOIL MONITORING IN THE EVALUATION OF FOREST SYSTEM STABILITY

Elżbieta Jolanta Bielińska, Henryk Domżał

Institute of Soil Science and Environmental Management, Agricultural University
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: elzbieta.bielinska@ar.lublin.pl

Abstract. The long-term monitoring of the condition of forest soils in the area of influence of Zakłady Azotowe "Puławy" S.A. (Nitrogen Plant) has a direct consequence for the maintenance of the stability of forest ecosystems, since it allows the tracking of the cause-and-effect relationships between changes in soil parameters and those in components of the forest ecosystem.

Keywords: forest soil, monitoring

Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie, 2007(2), 11-28

POKRYWA GLEBOWA OBSZARU BADAŃ

Jacek Pranagal, Anna Słowińska-Jurkiewicz

Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: jacek.pranagal@ar.lublin.pl

Streszczenie. Gleby objęte badaniami występujące w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. to głównie gleby bielicoziemne wytworzone z piasków eolicznych i fluwioglacjalnych oraz gleby semihydrogeniczne wytworzone z gliny zwałowej. W przeprowadzonych badaniach nie stwierdzono negatywnego oddziaływania przemysłu na budowę morfologiczną pedonów i strukturę zalegających w tym rejonie gleb.

Słowa kluczowe: gleby, klasyfikacja genetyczna, struktura

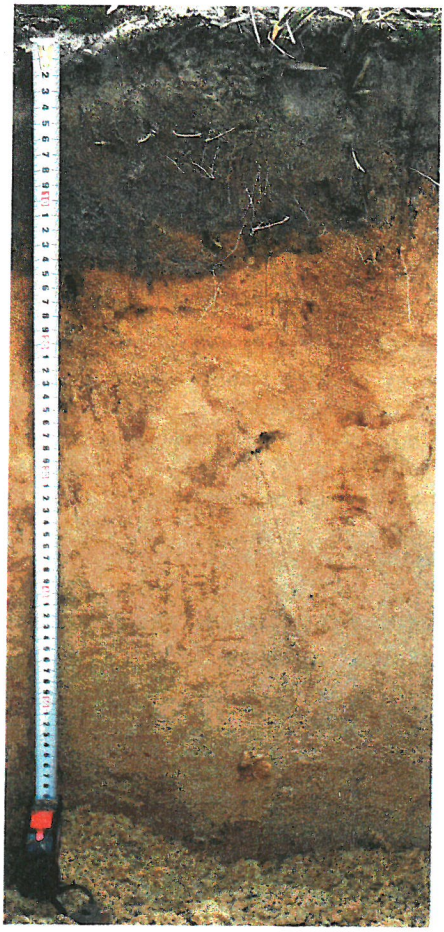
Klasyfikacja genetyczna i opis pedonów

Do badań gleboznawczych wytypowano siedem punktów pomiarowych położonych w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. na terenie przyległym do Zakładów oraz rozmieszczonych w dalszej odległości na obszarach leśnych administrowanych przez Nadleśnictwo Puławy. Wytypowane obiekty badawcze rozlokowane były w trzech strefach zagrożenia działalnością Zakładów Azotowych; w kierunku przeważającej róży wiatrów (obiekty ZA1 i ZA2 – kierunek ENE, Obiekt ZA3 – NNE, obiekty ZA4 i ZA5 – NE, WR – ESE i WO – kierunek E). Wszystkie obiekty badawcze zlokalizowane są na terenach leśnych lub rekultywowanych obszarach poleśnych.

Wybrane punkty pomiarowe leżą w obrębie jednej jednostki fizjograficznej – w mezoregionie Wysoczyzna Lubartowska. Skałami macierzystymi gleb na tym obszarze są głównie utwory pochodzenia lodowcowego: piaski i gliny zwałowe oraz piaski eoliczne i fluwioglacjalne. Gleby tu zalegające to, według Systematyki Gleb Polski (1989), przede wszystkim należące do działu gleb autogenicznych – gleby

bielicoziemne i brunatnoziemne, oraz działu gleb semihydrogenicznych – gleby zabagniane i czarne ziemie. W strefie poddanej bezpośredniej presji Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. występują także gleby z działu gleb antropogenicznych – gleby industrioziemne i urbanoziemne (Fot. 1-7).

Według Zarządzenia Nr 9 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych spotykane tu gleby leśne są klasyfikowane głównie do Typu 12 (RD) gleby rdzawe, Typu 14



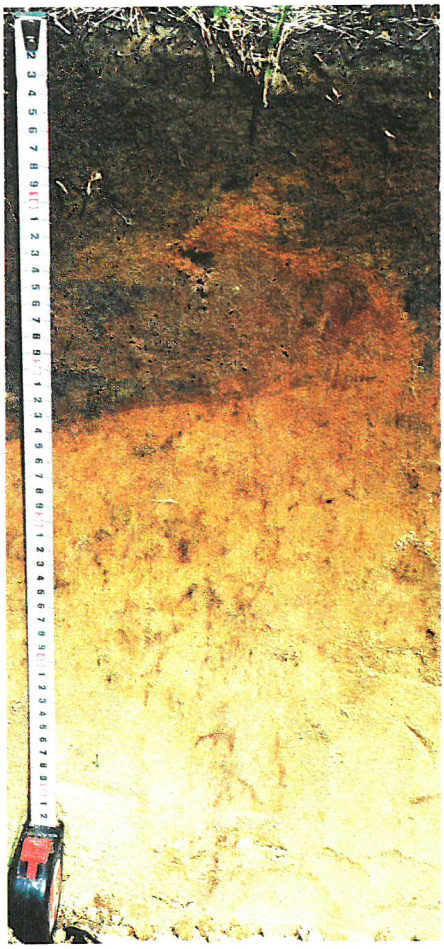
0-14 cm **Aan**

14-24 cm **Bv**

24-45 cm **BvC**

poniżej 45 cm **C**

Fot. 1. Punkt badawczy ZA1 (Puławy) – położony 0,5 km (ENE) od źródła emisji na górnej partii stoku wydmy – wystawa wschodnia – teren poleśny rekultywowany w kierunku leśnym
Photo 1. Research Point ZA1 (Puławy) – located 0.5 km (ENE) from the source of emission on the upper part of the dune slope – the eastern exposition – a deforested area reclaimed in the forest direction



0-24 cm **Aan**

24-34 cm **Bv**

34-55 cm **BvC**

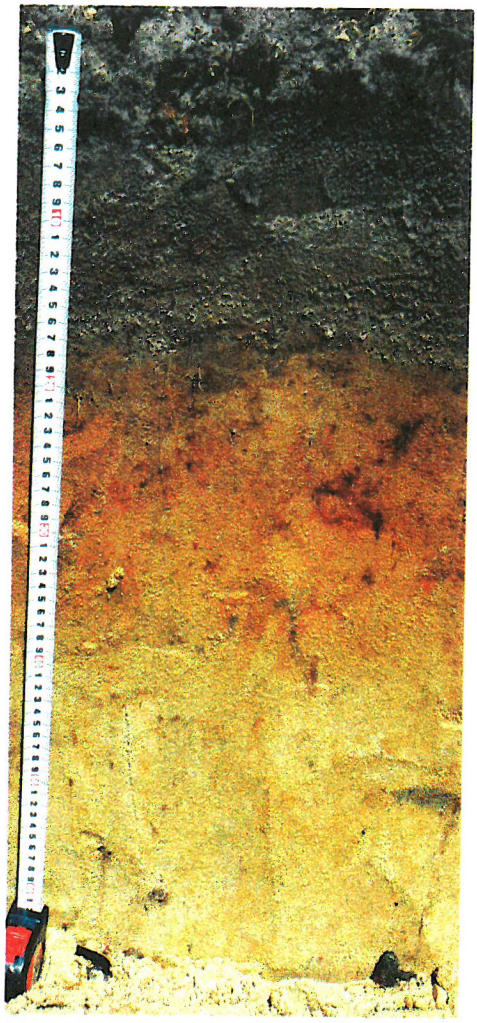
poniżej 55 cm **C**

Fot. 2. Punkt badawczy ZA2 (Puławy) – położony 0,7 km (ENE) od źródła emisji na płaskim terenie ograniczonym wałami wydm od południa, zachodu i północy – teren poleśny rekultywowany w kierunku łąkowym
Photo 2. Research Point ZA2 (Puławy) – located 0.7 km (ENE) from the source of emission on a flat area bordered with banks of dunes from the south, west and north – a defrosted area reclaimed in the grassland direction

(B) gleby bielicowe, Typu 16 (OG) gleby opadowoglejowe i Typu 25 (AU) gleby industrioziemne i urbanoziemne (Dyrektor Generalny lasów Państwowych 2001).

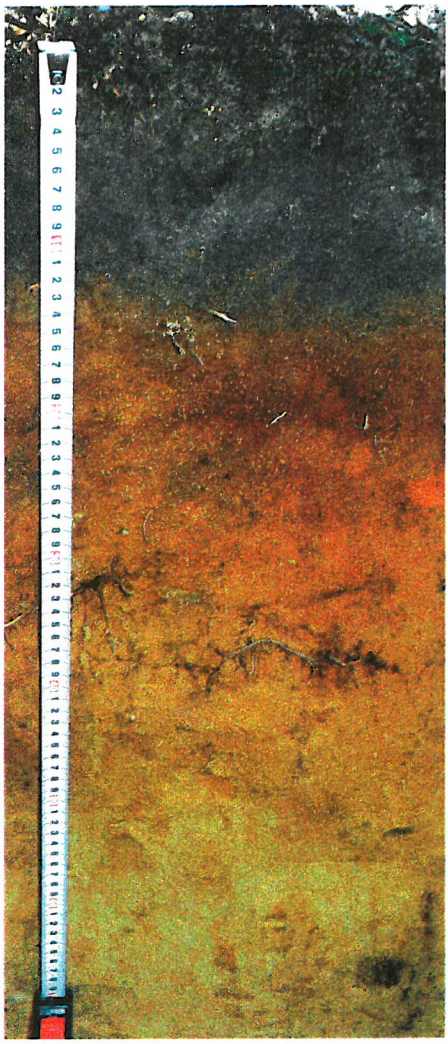
Kryterium zaliczenia gleb niektórych punktów badawczych (ZA1, ZA2 i ZA3) do działu gleb antropogenicznych była morfologiczna budowa pedonów.

Jest to gleba antropogeniczna pobielicoziemna na terenie po zdewastowanym przez przemysł chemiczny lesie. W warunkach naturalnych występowałyby tu najprawdopodobniej



Fot. 3. Punkt badawczy ZA3 (Puławy) – położony 1,3 km (NNE) od źródła emisji – grzbiet końcowego odcinka wału wydmy – wystawa zachodnia – teren zalesiony, obecnie w stanie odnowy
Photo 3. Research Point ZA3 (Puławy) – located 1.3 km (NNE) from the source of emission – a ridge of the final segment of the dune bank – the western exposition – a forested area, currently in a state of renovation

gleby rdzawe właściwe wytworzone z piasku wydmowego. W wyniku rekultywacji tego obszaru wytworzony został sztucznie, przez naprawczą działalność człowieka, wyraźnie widoczny i zdecydowanie oddzielający się od dalszej części profilu poziom Aan.



0-2 cm	**O**
2-6 cm	**Ah**
6-14 cm	**AhEes**
14-28 cm	**BvBhfe**
28-50 cm	**Bv**
50-74 cm	**BvC**
Poniżej 74 cm	**C**

Fot. 4. Punkt badawczy ZA4 (Puławy) – położony 1,3 km (NE) od źródła emisji na lekko spłaszczonym grzbiecie wału wydmy – teren leśny w odnowie
Photo 4. Research Point ZA4 (Puławy) – located 1.3 km (NE) from the source of emission on a slightly flattened dune ridge – a forest area under renovation

Glebę tego punktu pomiarowego można również, tak jak w poprzednim przypadku, określić jako glebę antropogeniczną pobielicoziemną będącą efektem przekształcenia gleby rdzawej właściwej wytworzonej z piasku fluwioglacjalnego.

0-3 cm	**O**
3-12 cm	**AhEes**
12-22 cm	**Ees**
22-40 cm	**Bhfe**
40-65 cm	**BfeC**
Poniżej 65 cm	**C**

Fot. 5. Punkt badawczy ZA5 (Puławy) – położony 1,5 km (NE) od źródła emisji na płaskim rekultywowanym leśnym terenie na wschodnim przedpolu wydm
Photo 5. Research Point ZA5 (Puławy) – located 1.5 km (NE) from the source of emission on a flat reclaimed forest area on the eastern foreland of the dunes

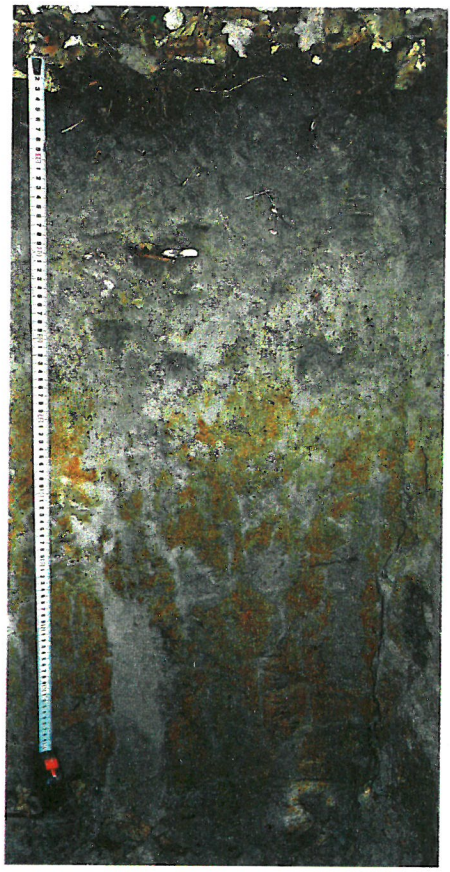
Gleba tego punktu badawczego jest bardzo podobna do dwóch wcześniej omawianych (ZA1 i ZA2), którą także należy sklasyfikować jako glebę antropogeniczną pobielicoziemną przekształconą z gleby rdzawej właściwej wytworzonej z piasku fluwioglacjalnego.

0-2 cm	**O**
2-7 cm	**AhEes**
7-11 cm	**Ees**
11-38 cm	**Bhfe**
38-55 cm	**BfeC**
Poniżej 55 cm	**C**

Fot. 6. Punkt badawczy WR (Wronów) – położony 3,0 km (ESE) od źródła emisji na zalesionej grzbietowej partii małej wydmy „rozmytej w rzeźbie terenu"
Photo 6. Research Point WR (Wronów) – located 3.0 km (ESE) from the source of emission on a forested ridge part of a small dune "washed away in the relief"

W tym punkcie badawczym, w budowie morfologicznej gleby, niewidoczne są zmiany spowodowane działalnością człowieka. W związku z tym glebę tę można sklasyfikować jako glebę rdzawą bielicową (Typ 12-RDb) wytworzoną z piasku wydmowego.

W tym punkcie badawczym, w budowie morfologicznej gleby, również niewidoczne są zmiany spowodowane działalnością człowieka. W związku z tym glebę



0-4 cm	**O**
4-17 cm	**Ah**
17-36 cm	**Gg**
36-95 cm	**BgGg**
95-110 cm	**BgCg**
Poniżej 110 cm	**Cg**

Fot. 7. Punkt badawczy WO (Wola Osińska) – położony w odległości 9,0 km (E) od źródła emisji na płaskim terenie w kompleksie leśnym "Kozi Bór"
Photo 7. Research Point WO (Wola Osińska) – located in a distance of 9.0 km (E) from the source of emission on a flat area in the "Kozi Bór" forest complex

tę można sklasyfikować jako glebę bielicową właściwą (typ 14-Bw) wytworzoną z piasku fluwioglacjalnego.

Podobnie jak w punktach badawczych ZA4 i ZA5 w budowie morfologicznej gleby, nie widoczne są żadne zmiany spowodowane działalnością człowieka. Glebę tę można więc sklasyfikować jako glebę bielicową właściwą (Typ 14-Bw) wytworzoną z piasku wydmowego.

W budowie morfologicznej tej gleby niewidoczne są zmiany spowodowane antropopresją. W górnej części profilu glebowego, natomiast z łatwością można zaobserwować efekt procesów redukcyjnych w formie dość dobrze wykształconego poziomu

stagnic. Spowodowane to było zapewne dostatecznie długim, w pewnych okresach, stagnowaniem wód opadowych, zaś w okresach suchych mogły wytrącić się tu dobrze widoczne na zdjęciu brunatnoczarne konkrecje w postaci tzw. pieprzy żelazisto-manganowych. Pozwala nam to sklasyfikować tę glebę jako (Typ 16-OG) opadowo-glejową właściwą (odmiana podtypu: zaciekowa) wytworzoną z gliny zwałowej.

Morfograficzna analiza struktury gleby

Struktura gleby jest to przestrzenny rozkład i całkowita organizacja systemu glebowego wyrażona za pomocą stopnia i typu agregacji oraz natury i rozkładu porów glebowych i ciągłej wolnej przestrzeni.

W glebach mineralnych można wyróżnić trzy podstawowe grupy struktur:

1. Struktury gleb piaszczystych.
2. Nieagregatowe struktury gleb innych niż piaszczyste.
3. Struktury agregatowe.

Wewnętrzna przestrzenna budowa gleby jest, obok właściwości tworzywa glebowego, najważniejszym czynnikiem określającym cechy gleby. Kreuje ona środowisko, w którym żyją korzenie roślin oraz inne organizmy glebowe, a także w znaczący sposób wpływa na transport wody i powietrza.

METODYKA BADAŃ

Próbki glebowe o nienaruszonej strukturze pobrano w płaszczyźnie pionowej z wybranych warstw gleb analizowanego obszaru do pojemników metalowych o wymiarach 9x8x4 cm. Następnie suszono je w temperaturze pokojowej. Ze względu na niebezpieczeństwo popękania gleby nie stosowano suszenia w wyższych temperaturach. Po wysuszeniu próbki nasycono roztworem żywicy poliestrowej – Polimal 109. Żywicę rozcieńczano monostyrenem, a następnie dodawano katalizator i aktywator. Katalizatorem był nadtlenek metyloetyloketonu Luperox® GZ-S. Rolę aktywatora spełniał naftenian kobaltu o stężeniu 2%. Rozcieńczenie żywicy monostyrenem zapewniało wniknięcie żywicy do porów glebowych. Niewielkie dodatki aktywatora nie dopuszczały do szybkiej polimeryzacji żywicy i uniemożliwiały całkowite wyparowanie styrenu przed jego polimeryzacją. Po wyparowaniu części monostyrenu glebę dosycono roztworem żywicy o mniejszym rozcieńczeniu styrenem, aby zapobiec opróżnieniu porów w górnej strefie próbki w efekcie wyparowania rozpuszczalnika. Impregnowanie próbek gleby żywicą poliestrową przeprowadzono w suszarce próżniowej przy ciśnieniu bezwzględnym rzędu 2730 hPa. Po całkowitym nasyceniu próbek

żywicą umieszczono je w wentylowanej komorze o stabilizowanej temperaturze 20±1°C. Polimeryzacja żywicy nastąpiła po około 8-10 tygodniach. Utwardzone próbki gleby zostały poprzecinane w płaszczyźnie podłużnej na plastry o grubości około 1 cm. Do przecinania użyto przecinarki z tarczą diamentową o grubości 2 mm, chłodzonej podczas cięcia naftą. Powierzchnie zgładów po przecięciu wyrównano na szlifierce za pomocą proszku korundowego o granulacji 80 i 150. Następnie szlifowano i polerowano je przy pomocy szlifierko-polerki przy użyciu papieru ściernego o granulacji 600 i 800. W ten sposób otrzymano nieprzeźroczyste szlify glebowe, czyli zgłady jednostronne, które stanowiły podstawę analizy morfograficznej struktury gleby.

Obrazy szlifowanych powierzchni zgładów wprowadzono do pamięci komputera za pomocą skanera SnapScan 600 AGFA, stosując rozdzielczość 600 x 600 punktów na cal. Uzyskano w ten sposób obrazy rzeczywiste w 256 odcieniach szarości.

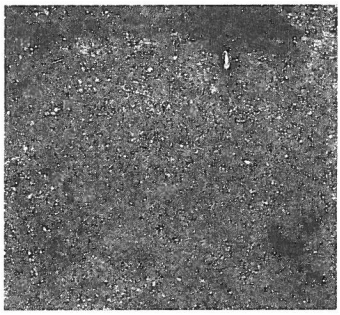
WYNIKI

Badane gleby w większości – punkty badawcze ZA1, ZA2, ZA3, ZA4, ZA5 i WR – charakteryzowały się składem granulometrycznym piasku luźnego, zaś w punkcie WO piasku gliniastego mocnego podścielonego gliną średnią.

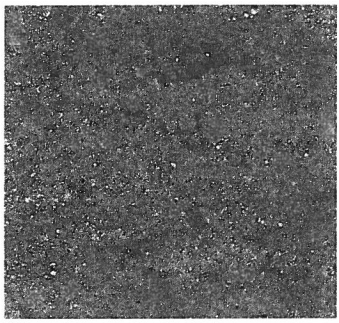
We wszystkich obiektach o piaszczystym składzie granulometrycznym, niezależnie od ich usytuowania, stwierdzono ten sam typ struktury. Jest to struktura rozdzielnocząstkowa, z dominującymi porami międzyziarnowymi. Występują również pory typu wydrążeń, których powstawanie związane jest z obecnością korzeni roślin oraz procesami życiowymi organizmów glebowych. Najwięcej tego typu porów występuje w warstwie powierzchniowej, gdzie aktywność organizmów żywych jest największa. Generalnie można jednak stwierdzić, że już poniżej głębokości 5 cm nie ma różnic struktury, wynikających ze zróżnicowania poziomów genetycznych w pedonie (fot. 8-13).

Nie stwierdzono żadnych śladów negatywnego oddziaływania Zakładów Azotowych na strukturę badanych gleb. Na pewno, z racji piaszczystego składu granulometrycznego, są to gleby narażone na deficyt wody, szczególnie w latach o małej ilości opadów atmosferycznych. Należy się również liczyć z niekorzystnym układem stosunków wodno-powietrznych w sytuacji obniżenia poziomu wody gruntowej.

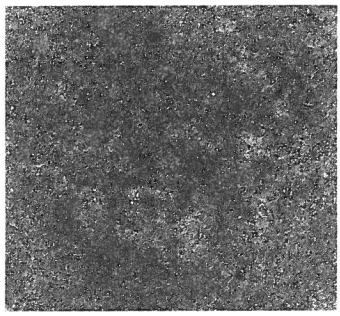
W ostatnim analizowanym punkcie badawczym, WO (fot. 14), można zaobserwować większe zróżnicowanie struktury. W omawianym pedonie do głębokości ok. 35 cm zalega materiał piaszczysty, a pod nim gliniasty, co jest charakterystyczne dla denudacyjnych równin morenowych krajobrazów peryglacjalnych. W próbkach z warstw 4-12 i 22-30 cm, o piaszczystym składzie granulometrycznym, strukturę należy określić jako rozdzielnoczastkową, z biogennymi wydrążeniami.



Aan, 2-10 cm



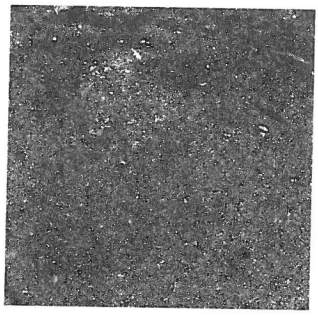
Aan - Bv, 12-24 cm



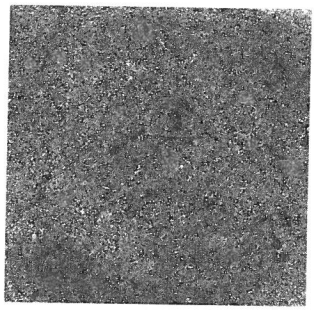
BvC, 25-33 cm

Fot. 8. Obrazy rzeczywiste struktury gleby (Skala 1:2). Punkt badawczy ZA1 (Puławy) – gleba antropogeniczna pobielicoziemna wykształcona z gleby rdzawej właściwej wytworzonej z piasku wydmowego (Typ 25 – AU)

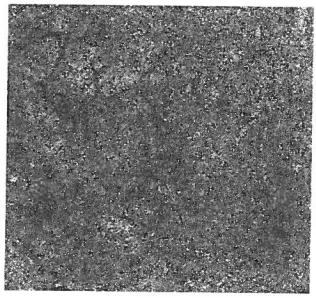
Photo 8. Actual images of the soil structure (Scale 1:2). Research Point ZA1 (Puławy) – anthropogenic podsolic earth soil developed from proper red soil formed of dune sand (Type 25 – AU)



Aan, 2-10 cm



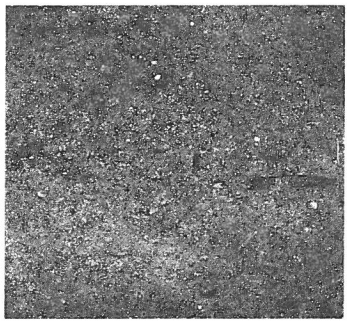
Aan, 12-20 cm



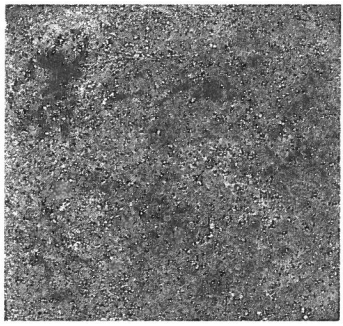
Aan, 25-33 cm

Fot. 9. Obrazy rzeczywiste struktury gleby (Skala 1:2). Punkt badawczy ZA2 (Puławy) – gleba antropogeniczna pobielicoziemna wykształcona z gleby rdzawej właściwej wytworzonej z piasku fluwioglacjalnego (Typ 25-AU)

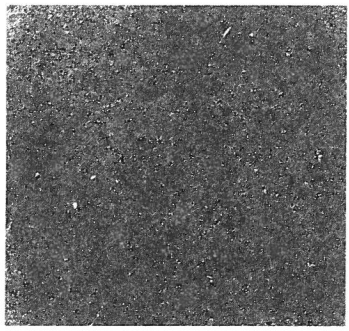
Photo 9. Actual images of the soil structure (Scale 1:2). Research Point ZA2 (Puławy) – anthropogenic podsolic earth soil developed from proper red soil formed of fluvioglacial sand (Type 25-AU)



Aan, 5-13 cm



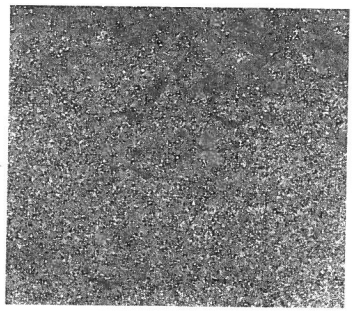
Aan, 15-23 cm



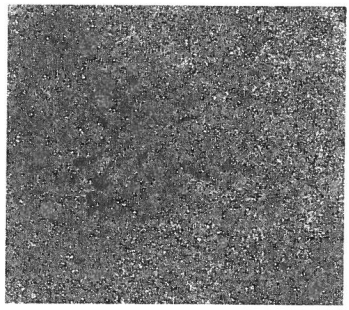
Aan-Bv, 24-32 cm

Fot. 10. Obrazy rzeczywiste struktury gleby (Skala 1:2). Punkt badawczy ZA3 (Puławy) – gleba antropogeniczna pobielicoziemna wykształcona z gleby rdzawej właściwej wytworzonej z piasku fluwioglacjalnego (Typ 25-AU)

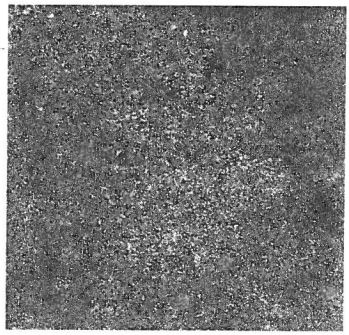
Photo 10. Actual images of the soil structure (Scale 1:2). Research Point ZA3 (Puławy) – anthropogenic podsolic earth soil developed from proper red soil formed of fluvioglacial sand (Type 25-AU)



Ah-AhEes, 2-10 cm



AhEes-BvBhfe, 12-20 cm

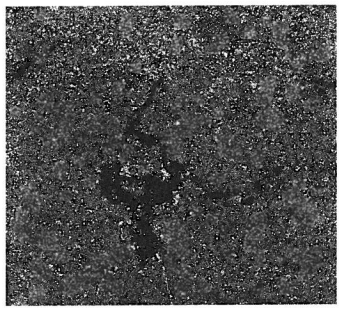


BvBhfe-Bv, 22-30 cm

Fot. 11. Obrazy rzeczywiste struktury gleby (Skala 1:2). Punkt badawczy ZA4 (Puławy) – gleba rdzawa bielicowa wytworzona z piasku wydmowego (Typ 12-Rdb)
Photo 11. Actual images of the soil structure (Scale 1:2). Research Point ZA4 (Puławy) – red podsolic soil formed of dune sand (Type 12-RDb)

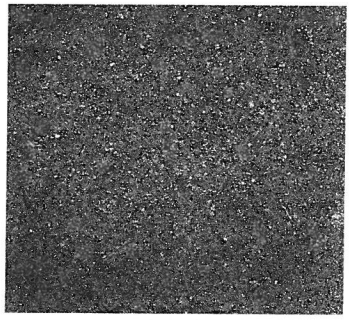
AEes-Ees, 5-13 cm

Ees, 13-21 cm

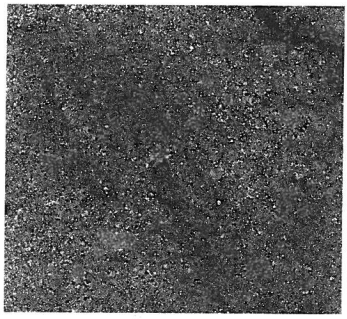


Bhfe, 22-30 cm

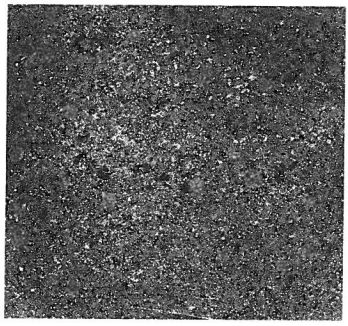
Fot. 12. Obrazy rzeczywiste struktury gleby (Skala 1:2). Punkt badawczy ZA5 (Puławy) – gleba bielicowa właściwa wytworzona z piasku fluwioglacjalnego (Typ 14-Bw)
Photo 12. Actual images of the soil structure (Scale 1:2). Research Point ZA5 (Puławy) – proper podsolic soil formed of fluvioglacial sand (Type 14-Bw)



AEes-Ees, 2-10 cm



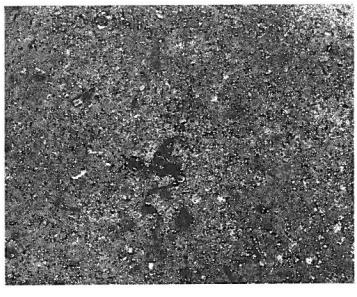
Bhfe, 12-20 cm



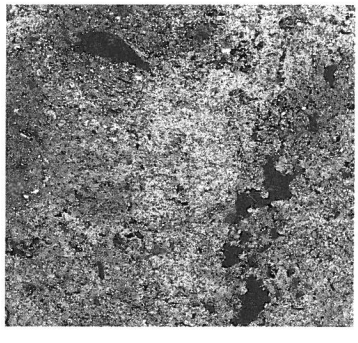
Bhfe, 25-33 cm

Fot. 13. Obrazy rzeczywiste struktury gleby (Skala 1:2). Punkt badawczy WR (Wronów) – gleba bielicowa właściwa wytworzona z piasku wydmowego (Typ 14 – Bw)
Photo 13. Actual images of the soil structure (Scale 1:2). Research Point WR (Wronów) – proper podsolic soil formed of dune sand (Type 14 – Bw)

Ah, 4-12 cm



Gg, 22-30 cm



Gg-BgGg, 36-44 cm

Fot. 14. Obrazy rzeczywiste struktury gleby (Skala 1:2). Punkt badawczy WO (Wola Osińska) – gleba opadowoglejowa właściwa wytworzona z gliny zwałowej (Typ 16-OG)
Photo 14. Actual images of the soil structure (Scale 1:2). Research Point WO (Wola Osińska) – proper precipitation gley soil formed of glacial clay (Type 16-OG)

W gliniastym materiale poziomu BgGg (analizowana warstwa 36-44 cm), dominuje wprawdzie struktura nieagregatowa, ale w strefach o dużej aktywności fauny glebowej pojawiają się agregaty glebowe. Również i w tym punkcie badawczym nie ma jakichkolwiek oznak degradacji struktury, a w konsekwencji stanu fizycznego gleby.

Czynnikiem, który w analizowanych pedonach najsilniej wpływał na strukturę gleby, był skład granulometryczny materiału glebowego.

WNIOSKI

1. Z przeprowadzonych badań wynika, że nawet silna antropopresja nie spowodowała zaburzeń w budowie morfologicznej pedonów. Opisane natomiast zmiany w profilach glebowych obiektów ZA1, ZA2 i ZA3 były niewątpliwie następstwem wykonanych na tym terenie zabiegów rekultywacyjnych.

2. Nie stwierdzono również żadnych śladów negatywnego oddziaływania przemysłu na strukturę badanych gleb. Czynnikiem, który najsilniej determinował ich strukturę był skład granulometryczny materiału glebowego.

PIŚMIENNICTWO

Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, 1989. Systematyka gleb Polski, Rocz. Glebozn., 40, 3/4.

Dyrektor Generalny Lasów Państwowych, 2001. Klasyfikacja gleb leśnych Polski, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.

THE PEDOSPHERE OF THE RESEARCH AREA

Jacek Pranagal, Anna Słowińska-Jurkiewicz

Institute of Soil Science and Environmental Management, Agricultural University
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: jacek.pranagal@ar.lublin.pl

Abstract. The soils occurring in the impact zone of Zakłady Azotowe "Puławy" S.A. have been formed from eolian and fluvioglacial sands as well as from glacial clays. No adverse impact of the Nitric Works on the structure of the soils existing in the area was found.

Keywords: soils, genetic classification, structure

Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie, 2007(2), 29-48

SZATA ROŚLINNA

Tadeusz Węgorek

Katedra Melioracji i Budownictwa Rolniczego, Akademia Rolnicza
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: tadeusz.wegorek@ar.lublin.pl

Streszczenie. Charakter roślinności na powierzchniach badawczych jest silnie zróżnicowany. Jednocześnie skład gatunkowy poszczególnych płatów roślinnych jest bardzo ubogi. Powierzchnia ZA1 reprezentuje dominujące w strefie wylesionej zbiorowiska trzcinnika. Trzcinnik opanował strefę wylesioną po zaniku sztucznego zadarnienia na skutek zaniechania deszczowania. Na powierzchni ZA2 dominuje kostrzewa czerwona – pozostałość zadarnienia sztucznego. Należy sądzić, że przyczynami różnic w charakterze porostu jest położenie w rzeźbie (ZA1 na zboczu wydmy; ZA2 w obniżeniu osłoniętym przez wydmy) i wynikające stąd różnice w warunkach mikroklimatycznych, wilgotności gleb, narażeniu na erozję. Powierzchnie ZA3 i ZA4 – „łysiny" w drzewostanach brzozowych – to zbiorowiska najuboższe. Występowały tu jedynie szczotlicha siwa i sporek polny oraz dwa gatunki mchów. Zarejestrowane na ZA3 pojedyncze siewki dębu szypułkowego nie świadczą o sukcesji roślin drzewiastych – stanowią epizodyczne pojawy związane z bliskim sąsiedztwem obradzających drzew. W drzewostanach otaczających powierzchnie ZA3 i ZA4 brzozy rosną w małych biogrupach-kępkach. W runie brak gatunków zielnych leśnych. Na powierzchni ZA5 drzewostan brzozowy jest bardzo rozluźniony, mimo to niższe warstwy roślinności są bardzo słabo rozwinięte. Rośliny runa występują w małych kępkach. W przypadku powierzchni ZA1 – ZA5 przyczyną degradacji roślinności jest oddziaływanie „bezpośrednie" zakładów azotowych powodujące uszkodzenia roślin i względnie trwałe zmiany biotopu. Natomiast w przypadku procesów obserwowanych na powierzchniach WR i WO (zamieranie drzew sosny zwyczajnej i dębu szypułkowego w drzewostanach dojrzewających i dojrzałych) należy raczej mówić o „chorobie zamierania lasów". Jest to efekt wielokierunkowego synergistycznego oddziaływania kompleksu czynników stresowych, w tym związanych z imisjami zanieczyszczeń pochodzących z Zakładów Azotowych „Puławy".

Słowa kluczowe: szata roślinna, zanieczyszczenia przemysłowe

Ogólna charakterystyka roślinności w rejonie badań

Charakter roślinności zarówno na powierzchniach objętych badaniami gleboznawczymi, jak i w ich otoczeniu jest bardzo zróżnicowany.

Powierzchnie badawcze ZA1 i ZA2 leżą w strefie wylesionej, w której po niepowodzeniach z wprowadzeniem roślinności drzewiastej w latach 70. XX w. wprowadzono roślinność darniową. Zaniechanie nawadniania spowodowało, że obecnie rośliną dominującą jest występujący łanowo trzcinnik piaskowy – powierzchnia ZA1. Wśród łanów trzcinnika występują stosunkowo niewielkie płaty z dominacją innych gatunków roślin zielnych, głównie traw, w tym wprowadzonych, np. kostrzewy czerwonej – powierzchnia ZA2. Na tym terenie pojawiają się samosiewy drzew i krzewów tworzące niekiedy małe kępy oraz zostały wprowadzone uprawy sosny zwyczajnej, robinii akacjowej, czeremchy amerykańskiej, brzozy brodawkowatej w wieku do kilku lat.

Według badań wykonanych w 2005 r. (Węgorek 2006), trzcinnik osiągał pokrycie do 80%, a wysokość źdźbeł kwiatowych wynosiła do 110 cm. Sucha masa części nadziemnych sięgała 3,11 $Mg \cdot ha^{-1}$, a sucha masa kłączy (w warstwie gleby 0-30 cm) 10,57 $Mg \cdot ha^{-1}$. Nie stwierdzono zależności pomiędzy odległością od emitora zanieczyszczeń oraz usytuowaniem w rzeźbie terenu a masą części nad- i podziemnych. Szeroki zakres wielkości przyjmowały wartości stosunku suchej masy części podziemnych do suchej masy części nadziemnych (0,77-3,82).

Powierzchnie ZA3, ZA4 i ZA5 znajdują się na gruntach leśnych odnawianych w latach 60. i na początku lat 70. XX w., a więc tuż przed i w pierwszych latach po uruchomieniu produkcji w Zakładach Azotowych. Były to odnowienia sosną zwyczajną, a obecnie są to drzewostany brzozowe (brzoza brodawkowata z samosiewu pozostała po ustąpieniu sosny). Powierzchnia ZA5 jest usytuowana w drzewostanie o zwarciu luźnym, natomiast powierzchnie ZA3 i ZA4 w kilkuarowych lukach drzewostanów.

Powierzchnia WR ma charakter zadarnionej polanki śródleśnej (około 0,04 ha) z pojedynczymi sosnami w wieku około 100 lat.

Powierzchnia WO położona jest w drzewostanie sosnowym (około 100 lat) z grabem i dębem (ok. 80 lat) w dolnym piętrze.

METODY BADAŃ

Badania zbiorowisk roślinnych wykonano w sierpniu 2005 (skład gatunkowy, stosunki socjalne, cechy dendrometryczne drzew) i w lipcu 2006 r. (skład gatunkowy, stosunki socjalne). Stan roślinności inwentaryzowano i analizowano w miejscach

badań gleboznawczych oraz w sąsiedztwie – w przypadkach innego charakteru zbiorowisk niż występujące na powierzchni objętej badaniami glebowymi.

Określono stopień pokrycia powierzchni przez poszczególne gatunki roślin oraz przez wyróżniające się warstwy roślinności (drzewostan, podszyt, runo, warstwa mchów) stosując skalę: do 5, 10, 20 i dalej co 10%. Wielkości powierzchni, na których inwentaryzowano roślinność były uzależnione od lokalnych warunków: na powierzchniach bez drzewostanów (ZA1, ZA2 – zbiorowiska roślinności zielnej; ZA3, ZA4, ZA5 – luki w drzewostanach) – powierzchnie po około 100 m^2; w drzewostanach (ZA5, WO) – 500 m^2 (20x25 m). W drzewostanach zmierzono średnie wysokości oraz pierśnice drzew. Obliczono średnią grubość (pierśnicę) drzew. Wiek drzewostanów przyjęto za planami urządzania lasu Nadleśnictwa Puławy. W przypadku drzewostanów brzozowych (ZA5 oraz w sąsiedztwie ZA3 i ZA4), w których brzoza tworzy charakterystyczne „formy wielopniowe" (kępy) z dwóch lub kilku pni, mierzono pierśnicę każdego pnia o wysokości ponad 6 m.

W tekście używane są polskie nazwy roślin, a na końcu pracy podano spis roślin z nazwami łacińskimi. Nazwy roślin naczyniowych podano wg Mirka i in. (2002), a nazwy mchów wg Ochyry i Szmajdy (1998). W opracowaniu wykorzystano listy roślinności zielnej na powierzchniach badawczych wykonane przez Urban (2006).

Stosunki florystyczne na powierzchniach badawczych

Powierzchnia ZA1

Na powierzchni występuje stosunkowo luźny porost roślinności zielnej – ogólne pokrycie wynosi około 40%. Gatunkiem dominującym jest trzcinnik piaskowy (30%). Do 5% pokrycia powierzchni mają: szczotlicha siwa, pieprzyca gruzowa, włośnica sina. Trzcinnik i szczotlicha tworzą małe kępki, a pozostałe dwa gatunki występują pojedynczo. Charakter całemu zbiorowiskowi nadaje trzcinnik piaskowy. W 2006 r. przy ogólnym pokryciu roślinności jak w roku 2005, dodatkowo stwierdzono występujące pojedynczo: pyleniec pospolity, komosa biała, przymiotno białe. W warstwie mchów stwierdzono tylko jeden gatunek, zęboróg czerwony występujący małymi kępkami i pokrywający do 5% powierzchni.

W sąsiedztwie powierzchni ZA1, od strony północno-zachodniej (w odległości kilkudziesięciu metrów) biegnie pas zadrzewienia – zarośli czeremchy amerykańskiej i sosny zwyczajnej o wysokości około 1,5 m i pokryciu powierzchni przez wymienione gatunki około 70%. W bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni rośnie rozprzestrzeniająca się z odrostów korzeniowych robinia akacjowa o wysokości około 4 m i bujnie rozrośnięty

krzak czeremchy amerykańskiej (fot. 1). Od strony południowej, w bruzdach wyoranych w trzcinniczysku, w 2005 r. założona została uprawa robiniowa, której wysokość nie przekracza wysokości odrastającego trzcinnika piaskowego.

Powierzchnia ZA2

Roślinność na powierzchni ZA2 ma charakter zbiorowiska łąkowego (fot. 2). W obu terminach badań dominowała kostrzewa czerwona (50%). Mietlica pospolita oraz przymiotno białe miały po 20% pokrycia. 10% pokryciem cechował się trzcinnik piaskowy. Wyżej wymienione gatunki (oprócz przymiotna białego, które występowało pojedynczo) tworzyły małe kępki. Pokrycie do 5% osiągały: bniec biały, włośnica sina, stulisz Loesela. Obecność szczawiu polnego (do 5%) stwierdzono jedynie w 2005 r., natomiast w 2006 r. z pokryciem do 5% występowały: pyleniec pospolity, powój polny, mniszek pospolity. Pokrycie powierzchni roślinnością zielną wynosiło 70%. Warstwę mchów (o pokryciu 20%) tworzył (rosnący w formie małych kępek) zęboróg czerwony.

Powierzchnia ZA2 leży około 50 m na południowy-zachód od granicy gruntów leśnych porośniętych drzewostanem – zaroślami czeremchy amerykańskiej i brzozy brodawkowatej. Gatunki te występują tu w formie krzaczastej lub skarlałych drzew. Od strony południowo-wschodniej (przez drogę gruntową) sąsiaduje uprawa sosny zwyczajnej z pojedynczą domieszką dębu czerwonego, założona w bruzdach wyoranych na trzcinniczysku (fot. 2).

Powierzchnia ZA3

Powierzchnię tę w około 30% pokrywał (w zasadzie wyłącznie) mech tworzący małe kępki – zęboróg czerwony. W obu terminach badań stwierdzono także pojedyncze siewki dębu szypułkowego. Z roślin zielnych występowały także szczotlicha siwa (tylko w 2005 r.) i sporek polny (tylko w 2006 r.), pokrywające poniżej 5% powierzchni.

W sąsiedztwie ZA3, od strony północnej, zbocze wydmy pokrywał 33-letni drzewostan brzozy brodawkowatej (fot. 3) z pojedynczymi egzemplarzami dębu szypułkowego (fot. 4). Pokrycie powierzchni przez warstwę drzew wynosiło około 80% (w tym dąb 10%). Średnia wysokość drzewostanu to około 8,0 m. Podszyt pokrywał do 5% powierzchni – tworzyły go brzoza brodawkowata i pojedyncze egzemplarze sosny zwyczajnej oraz berberys zwyczajny. Runo pokrywało około 10% powierzchni i tworzyły je kępki wrzosu zwyczajnego i trzęślicy modrej (w 2005 r. także kostrzewy owczej) oraz rosnące pojedynczo: trzcinnik piaskowy, szczaw polny, siewki czeremchy amerykańskiej. Warstwa mchów charakteryzowała się pokryciem około 10% – tworzyły ją kępki prątnika darniowego. Ściółka z liści i chrustu miała grubość około 2 cm. Na całej powierzchni pod drzewostanem leżały liczne suche gałęzie brzozy (fot. 3).

Fot. 1. Położenie powierzchni ZA1: na pierwszym planie uprawa robinii akacjowej; po lewej robinia; po prawej czeremcha; w głębi zadrzewienie pasowe z czeremchy i sosny (2005 r.)
Photo. 1. The area ZA1 location: in the foreground – false acacia; on the left – false acacia; on the right – black cherry; in the background – shelterbelt of black cherry and pine (2005)

Fot. 2. Zadarniona powierzchnia ZA2 – w głębi „drzewostan" brzozy brodawkowatej i czeremchy amerykańskiej (2003 r.)
Photo. 2. The sodded area ZA2 – in the background "stand" of common birch and black cherry (2003)

Fot. 3. Brzoza brodawkowata w sąsiedztwie powierzchni ZA3 (2005 r.)
Photo. 3. Common birch near the area ZA3 (2005)

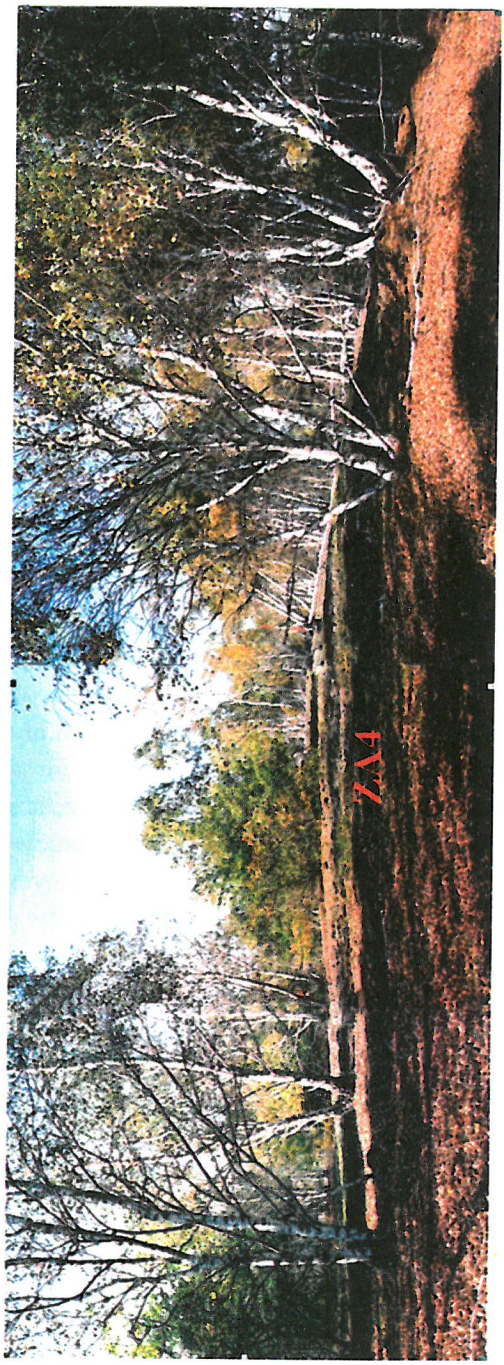
Fot. 4. Dąb szypułkowy w drzewostanie brzozowym w sąsiedztwie powierzchni ZA3 (2005 r.)
Photo. 4. Common oak in birch-stand near the area ZA3 (2005)

Brzoza rośnie z reguły w formie wielopniowych skupień (fot. 3). Grubsze pnie są silnie zbieżyste, natomiast cienkie są wątłe – zagłuszane przez najsilniejsze wspólnie wyrastające. Gałęzie utrzymują się od dolnej części pni, z tym, że gałęzie dolne są z reguły martwe. W przeliczeniu na 1 ha, w drzewostanie było 1800 szt. drzew pojedynczych i wielopniowych, w tym: 860 o pojedynczym pniu; 780 o pniu podwójnym; 140 z pniem potrójnym; 20 z pięcioma pniami. Łącznie w przeliczeniu na 1 ha w drzewostanie było 2940 pni brzozy. Maksymalna pierśnica brzozy wynosiła 15,5 cm, a średnia 6,4 cm. Biorąc pod uwagę jedynie pnie główne (wszystkie drzewa z pniem pojedynczym i pnie najgrubsze u drzew wielopniowych) średnia pierśnica wynosiła 6,9 cm. Oprócz brzozy, w drzewostanie występował dąb szypułkowy w liczbie 60 szt. w przeliczeniu na 1 ha o średniej pierśnicy 27,2 cm. Drzewa te miały nisko osadzoną, szeroką i silnie ugałęzioną koronę (fot. 4).

Powierzchnia ZA4

Warstwa roślinności zielnej pokrywała powierzchnię w około 10% i tworzyły ją jedynie dwa gatunki – szczotlicha siwa (10%) oraz sporek polny (pojedynczo). Stosunkowo duże pokrycie (60%) cechowało warstwę mchów utworzoną przez rosnące kępkowo zęboróg czerwony (50%) i prątnik darniowy (10% pokrycia).

W sąsiedztwie powierzchni badawczej jest 43-letni drzewostan brzozy brodawkowatej o pokryciu powierzchni około 60% i wysokości 10,0 m (fot. 5). Wierzchołki brzóz w różnym stopniu wykazują oznaki zamierania – niektóre są martwe na długości ok. 1 m. Brzoza rośnie z reguły w formie wielopniowej. W przeliczeniu na 1 ha, w drzewostanie występowało 340 drzew o formach jedno- i wielopniowych, w tym: 100 szt. o pniu pojedynczym; 140 z pniem podwójnym; 40 o pniu potrójnym; po 20 drzew z 4. 5. i 6. pniami. Łącznie w drzewostanie występowało 800 szt. pni (w przeliczeniu na 1 ha). Najmniejsza pierśnica wynosiła 5,0, a największa 18,5 cm. Średnia pierśnica pnia w obrębie populacji brzozy wynosiła 11,4 cm. Średnia pierśnica wyliczona dla pni głównych osiągała 13,4 cm. Podszyt – o pokryciu około 5% – tworzyła czeremcha amerykańska. Runo (o pokryciu około 10%) to przede wszystkim rosnące kępkowo: wrzos zwyczajny, trzcinnik piaskowy, szczotlicha siwa, kostrzewa owcza; oraz rosnące pojedynczo: sporek polny, siewki kruszyny pospolitej, czeremchy amerykańskiej (najliczniej), sosny zwyczajnej, dębu szypułkowego. Warstwa mchów charakteryzuje się pokryciem około 10% – tworzył ją występujący kępkowo prątnik darniowy. Ściółka miała grubość około 2 cm. Pod zgrupowaniami drzew zalegał opad z drobnego chrustu i gałęzi (fot. 5).



Fot. 5. Powierzchnia ZA4 na grzbiecie wydmy pozbawionym drzew oraz otaczający ją drzewostan brzozowy (2005 r.)
Photo. 5. The area ZA4 on dune crest without trees and birch-stand surrounding it (2005)

Powierzchnia ZA5

Na powierzchni ZA5 występowało zbiorowisko z wyraźnie wykształconą warstwą drzew. Jest to drzewostan brzozy brodawkowatej o pokryciu około 30% (fot. 6) i wysokości około 14,0 m. Brzoza wykształciła pnie pojedyncze lub podwójne. W wyniku inwentaryzacji drzew i po przeliczeniu ich liczby na 1 ha, stwierdzono 240 drzew, w tym: 140 o pniu pojedynczym; 100 z pniem podwójnym. W sumie liczba pni w przeliczeniu na 1 ha wynosiła 340 szt. Najmniejsza pierśnica wynosiła 7,0, a największa 28,0 cm, średnio – 16,8 cm. Średnia pierśnica pni głównych osiągała 18,5 cm. Oprócz podanych wyżej, na powierzchni stwierdzono jedno drzewo suche o pierśnicy 14,5 cm oraz wykrot z podwójnym pniem o pierśnicach 9,5 i 11,0 cm.

Podszyt pokrywał powierzchnię w około 10%, a w jego skład wchodziły: brzoza brodawkowata, kruszyna pospolita, czeremcha amerykańska, sosna zwyczajna.

Runo pokrywało około 30% powierzchni. Tworzyły go głównie kępkowo rosnące (fot. 6): mietlica pospolita, wrzos zwyczajny, kostrzewa owcza, trzęślica modra. Występuje tu także trzcinnik piaskowy, szczaw polny, sporek polny oraz siewki: brzozy brodawkowatej, kruszyny pospolitej, czeremchy amerykańskiej, sosny zwyczajnej, dębu szypułkowego.

Warstwa mchów miała pokrycie około 50%. Dominował w niej widłoząb wieloszczecinkowy (40%), a 10% pokrycia miał prątnik darniowy.

Ściółka o grubości 2-3 cm, (miejscami 5 cm) ma postać przesuszonego torfu z listowiem i chrustem na powierzchni.

Powierzchnia WR

Jest to powierzchnia zadarniona z pojedynczymi (kilkoma) egzemplarzami sosny zwyczajnej i skąpym podszytem. Sosna zwyczajna (w wieku około 100 lat) ma wysokość około 20 m i średnią pierśnicę 28,8 cm (23,5-35,0 cm). Pnie są dobrze oczyszczone z wysoko osadzonymi „gniazdowatymi" koronami. Korony wykazują objawy zasychania i są zaatakowane przez jemiołę. Pokrycie warstwy drzew w 2005 r. wynosiło 30%, a w 2006 – 20% (efekt zamierania koron i uschnięcia jednego drzewa).

Pokrycie przez podszyt wzrosło z 10 w 2005 r. do 20% w 2006 r. Warstwę podszytu tworzą nieliczne: brzoza brodawkowata, kruszyna pospolita, czeremcha amerykańska, grusza pospolita, dąb szypułkowy, robinia akacjowa, jarząb pospolity.

W runie, o pokryciu około 90% dominowała kostrzewa owcza (90% pokrycia). Nielicznie występowały wrzos zwyczajny i jeżyna oraz siewki czeremchy amerykańskiej, dębu szypułkowego i jarzębu pospolitego. Warstwę mchów o pokryciu 20% tworzył rokietnik pospolity (20%) i nielicznie występujący widłoząb wieloszczecinkowy.

Fot. 6. Szata roślinna na powierzchni ZA5 (2005 r.)
Photo. 6. Plant cover on the area ZA5 (2005)

W sąsiedztwie jest drzewostan z sosny zwyczajnej w piętrze górnym (wiek około 100 lat) z dębem szypułkowym i robinią akacjową w piętrze dolnym oraz z bujnym podszytem, w którym dominowała czeremcha amerykańska.

Powierzchnia WO

Powierzchnia położona jest w drzewostanie dwupiętrowym. I piętro (górne) tworzy sosna zwyczajna w wieku około 120 lat pokrywając około 40% powierzchni. Wierzchołki drzew przysychają, a w koronach występuje jemioła. Średnia pierśnica sosny wynosi 43,8 cm przy rozpiętości 34,0-55,0 cm. II piętro to głównie grab zwyczajny wykazujący pokrycie około 80%. Mniej licznie występuje dąb szypułkowy (70-80 lat) pokrywający około 10% powierzchni. Pokrycie II piętra drzewostanu wynosi około 90%. Średnia pierśnica grabu wynosi 19,2 cm (11,0-28,0 cm), a dębu 28,5 cm (20,5-50,0 cm).

Podszyt ma pokrycie około 10% i jest słabo rozwinięty. Tworzą go tylko dwa gatunki: grab zwyczajny, leszczyna pospolita.

Runo pokrywa 20% powierzchni. W jego składzie dominuje jeżyna. Nielicznie występują: zawilec gajowy, turzyca leśna, konwalia majowa, narecznica samcza, poziewnik, prosownica rozpierzchła, szczawik zajęczy, fiołek leśny.

Analiza wyników badań

Powierzchnie badawcze były silnie zróżnicowane pod względem charakteru zbiorowisk roślinnych. Ich wspólną cechą – z wyjątkiem powierzchni WO – jest bardzo ubogi skład gatunkowy. W tabeli 1 podano charakterystyki liczbowe roślinności na powierzchniach badawczych i w ich sąsiedztwie.

Powierzchnie badawcze ZA1 i ZA2 leżą na terenie gdzie wystąpiło całkowite zniszczenie drzewostanów w pierwszych latach po uruchomieniu produkcji Zakładów Azotowych. Gwałtowne usychanie drzew było następstwem przede wszystkim imisij amoniaku i saletry (Dunikowski i Kowalkowski 1980; Gadzikowski 1971). Po wykarczowaniu lasu i założeniu instalacji deszczownianej teren został ostatecznie zadarniony. Po zaniechaniu deszczowania wprowadzone zadarnienie uległo degradacji na skutek intensywnej ekspansji trzcinnika piaskowego – uciążliwego chwastu, który silnie utrudnia wykonanie odnowień i zalesień oraz sukcesję roślin drzewiastych (Sobczak 1970; Węgorek 2003). Jest to roślina szybko opanowująca i pokrywająca łanowo różnego rodzaju nieużytki, zwałowiska, składowiska (Greszta i in. 2002; Kawecka 1981; Stączyńska i in. 2004; Szary 1994; Ziemnicki i Fijałkowski 1974).

Z wyżej podanych przyczyn powierzchnie ZA1 i ZA2 mają charakter zbiorowisk trawiastych, przy czym na ZA1 dominuje trzcinnik piaskowy (pełniący tu istotną funkcję

Tabela 1. Pokrycie powierzchni i liczba gatunków roślin na powierzchniach badanwczych
Table 1. Plant coverage and number of species on examined areas

Wyszczególnienie Specification	ZA1	ZA2		ZA3		ZA4	ZA5	WR	WO
Drzewostan – Tree stand									
pokrycie – plant coverage (%)	-	-	-	(80)	-	(60)	30	30-20	90
liczba gatunków – number of species	-	-	-	(2)	-	(1)	1	1	3
Podszyt – Brushwood									
pokrycie – plant coverage (%)	-	-	-	(<5)	-	(5)	10	10-20	10
liczba gatunków – number of species	-	-	-	(3)	-	(1)	4	6	2
Runo – Undergrowth									
pokrycie – plant coverage (%)	40	70	<5	(10)	10	(10)	30	90	20
liczba gatunków – number of species	7	11	3	(6)	2	(9)	12	7	13
w tym: zielne – herbaceous plants	7	11	2	(5)	2	(6)	7	2	8
including: krzewy – shrubs	-	-	-	(1)	-	(2)	2	3	2
drzewa – trees	-	-	1	-	-	(2)	3	2	3
Mchy – Mosses									
pokrycie – plant coverage (%)	<5	20	30	(10)	60	(10)	50	20	<5
liczba gatunków – number of species	1	1	1	(1)	2	(1)	2	2	1
Liczba gatunków razem – Total number of species	8	12	4	(11)	3	(12)	14	13	15

W nawiasach podano charakterystyki zbiorowisk otaczających powierzchnie badawcze ZA3 i ZA4.
In brackets – characteristics of assemblages surrounding areas examined areas ZA3 and ZA4.

w ochronie wydmy przed erozją), a na ZA2 gatunek łąkowy – kostrzewa czerwona – utrzymujący się (w dość dużym zwarciu) jako pozostałość sztucznego zadarnienia powierzchni. Na powierzchni ZA1 stwierdzono 7, a na ZA2 – 11 gatunków roślin zielnych. Na obu powierzchniach były to głównie gatunki synantropijne. Zbiorowiska trawiaste na całej powierzchni wylesionej (są to głównie trzcinniczyska) pielęgnowane są przez coroczny jednorazowy zbiór masy nadziemnej, która przeznaczana jest do kompostowania (Winiarska 1995). Taki sposób postępowania sprawia, że z masą roślinną usuwana jest część zasymilowanej imisji azotowej, a także zmniejsza się zagrożenie pożarowe.

W miejscach badań florystycznych na powierzchniach ZA1 i ZA2 gleby mają podobne właściwości. Niewielkie różnice we właściwościach chemicznych to nieco mniejsza zawartość azotu azotanowego i fosforu przyswajalnego oraz większa zawartość węgla organicznego (i większy stosunek C:N) na powierzchni ZA2. Należy sądzić, że przyczynami różnic w charakterze porostu jest położenie w rzeźbie terenu (ZA1 na zboczu wydmy; ZA2 w obniżeniu osłoniętym przez wydmy) i wynikające stąd różnice w warunkach mikroklimatycznych (Wołk 1977), wilgotności gleb, narażeniu na erozję.

Kompleks leśny, w którym położone są powierzchnie ZA3, ZA4, ZA5 i WR, w pierwszych latach po uruchomieniu Zakładów Azotowych znalazł się w zasięgu II strefy szkód przemysłowych (strefa uszkodzeń średnich), natomiast miejsce położenia powierzchni WO (najbardziej oddalonej od źródła emisji) to rejon pogranicza stref II i III (stref uszkodzeń średnich i silnych) [5]. W maju 1978 r. zasięg strefy III wynosił 2 km (Dunikowski i Kowalkowski 1980), a więc obejmował miejsca położenia powierzchni ZA3-ZA5. Według zasięgów stref szkód przemysłowych w 1995 r. powierzchnie ZA3-ZA5 oraz WR leżą w strefie III, a WO w strefie II.

Powierzchnie na grzbietach wydm (ZA3 i ZA4) – „łysiny" w drzewostanach brzozowych – to zbiorowiska najuboższe pod względem składu gatunkowego. Z roślin zielnych stwierdzono występowanie jedynie dwóch gatunków (szczotlicha siwa i sporek polny). Łącznie, na każdej powierzchni zewidencjonowano jedynie po 4 gatunki roślin. Zbiorowisko na powierzchni ZA3 jest o tyle uboższe, że gatunki zielne nie występowały jednocześnie w obu terminach badań oraz miały mniejsze pokrycie. Dodatkowo, na powierzchni ZA4 występowały dwa gatunki mchów (prątnik darniowy i zęboróg czerwony) o łącznym pokryciu 60%, a na ZA3 jedynie jeden z nich (prątnik darniowy), pokrywając 30% powierzchni. Natomiast na ZA3 odnotowano pojedyncze siewki dębu szypułkowego – nie świadczy to jednak o sukcesji roślinności drzewiastej – są to epizodyczne pojawy związane z bliskim sąsiedztwem obradzających dębów występujących jako pojedyncza domieszka w drzewostanie brzozowym.

Powierzchnie ZA3 i ZA4 są pod bezpośrednim wpływem drzewostanów brzozowych. W runie tych drzewostanów brak gatunków zielnych leśnych. Zinwentaryzowano jedynie 5-6 gatunków zielnych, głównie roślin wrzosowisk i muraw napiaskowych. Oprócz nich występowały siewki czeremchy amerykańskiej, a w sąsiedztwie ZA4 także sosny zwyczajnej, dębu szypułkowego i kruszyny pospolitej.

Porównując parametry badanych drzewostanów z podawanymi w tabelach zasobności i przyrostu drzewostanów (Szymkiewicz 2001) należy stwierdzić, że wykazują one dużą „nienormalność". W przypadku drzewostanu w sąsiedztwie powierzchni ZA3 zarówno przeciętna pierśnica, jak i wysokość są znacznie mniejsze niż w drzewostanach w odpowiednim wieku w warunkach IV klasy bonitacji siedliska: pierśnica o około 1,3 cm (o 17%), wysokość o około 1,8 m (o 18%). Liczba pni jest także mniejsza o około 16% w stosunku do drzewostanu rozwijającego się w „normalnych" warunkach siedliska IV klasy bonitacji (Szymkiewicz 2001). Tak obniżone wartości wszystkich cech rozwojowych drzewostanu świadczą o wysokim stopniu degradacji siedliska. W przypadku drzewostanu w sąsiedztwie powierzchni ZA4 można dopatrywać się pewnych prawidłowości pomiędzy jego parametrami a warunkami rozwoju w związku z odstępstwem tych wartości od podawanych dla drzewostanów „normalnych". Przeciętna wysokość tego drzewostanu jest o około 17% mniejsza (o 2 m) od drzewostanu „normalnego" (w wieku 43. lat w IV klasie bonitacji siedliska), a przeciętna pierśnica o 17% (1,7 cm) większa niż w warunkach klasy IV i jednocześnie o 10% w stosunku do drzewostanów „normalnych" w warunkach III klasy bonitacji siedliska. Takie odstępstwa wielkości pierśnic i wysokości występują, gdy drzewostan wzrasta w warunkach zadrzewienia mniejszego od jedności (w rozluźnieniu). Należy jednak zauważyć, że zwarcie drzewostanu w tym przypadku jest wyjątkowo małe, a liczba pni w przeliczeniu na 1 ha jest prawie trzykrotnie mniejsza (800 szt.), niż w odpowiednim wiekowo drzewostanie „normalnym" w warunkach IV klasy bonitacji siedliska. O bardzo niekorzystnych warunkach rozwoju drzewostanu świadczy forma systemów korzeniowych. Korzenie rozprzestrzeniają się płasko w warstwie powierzchniowej gleby o miąższości około 0,5 m. Wyraźnie widoczne jest to na wykrotach w rejonie powierzchni ZA4 (fot. 7). Systemy korzeniowe drzew wywróconych przez wiatr mają szczątkowy (zbutwiały) korzeń palowy. O niekorzystnych warunkach siedliskowych świadczy także wzrost drzew z reguły w małych biogrupach (kępkach) obserwowanych w przypadku obu wyżej wymienionych drzewostanów (fot. 3 i 5).

Na powierzchni ZA5 drzewostan brzozowy cechuje brak zwarcia (30% pokrycie powierzchni), mimo to niższe warstwy roślinności są bardzo słabo rozwinięte. W skąpym poszycie stwierdzono występowanie jedynie czterech gatunków, a w runie 12.

Fot. 7. Wykroty brzozy brodawkowatej w rejonie powierzchni ZA4 (2006 r.)
Photo. 7. The windthrown trees of common birch near the area ZA4 (2006)

(w tym 7 gatunków kępkowo rosnących roślin zielnych). Określając bonitację siedliska na podstawie przeciętnej pierśnicy, wg tablic zasobności i przyrostu drzewostanów Szymkiewicza (2001) należałoby zakwalifikować je do klasy I. Natomiast przeciętna wysokość wskazuje na jakość siedliska "bliżej" klasy III niż II. Liczba pni w drzewostanie jest prawie trzykrotnie mniejsza niż w warunkach I klasy i ponad sześciokrotnie mniejsza niż w warunkach III klasy bonitacyjnej siedliska w 37-letnim drzewostanie „normalnym".

Brzoza brodawkowata jest zaliczana do nielicznej grupy gatunków o dużej wytrzymałości na imisje przemysłowe (Barzdajn i in. 2002; Dmyterko i Bruchwald 2000; Dunikowski i Kowalkowski 1980; Latocha 1989). W drzewostanach brzozowych zjawiskiem normalnym jest skąpy podszyt i z reguły brak młodego pokolenia drzew. Jest to efekt oddziaływania allelopatycznego na inne i na własny gatunek (Zarzycki 1979). Z reguły jednak w drzewostanach brzozowych, szczególnie rozrzedzonych, wykształca się najczęściej trawiaste runo. Brak lub bardzo skąpe runo w badanych drzewostanach świadczy, że czynnikiem decydującym o ubogości zbiorowisk jest nie tyle niekorzystne oddziaływanie brzozy na drodze allelopatycznej, co stopień degradacji siedliska przez imisje przemysłowe, rozregulowanie obiegu składników

pokarmowych i równowagi biogeochemicznej gleb (Bielińska i in. 2001; Kowalkowski 1980; Kowalkowski i Kopron 2005; Kowalkowski i in. 1999).

O ile w przypadku powierzchni ZA1-ZA5 bez wątpienia przyczyną degradacji siedlisk i stanu roślinności jest oddziaływanie „bezpośrednie" zakładów azotowych powodujące względnie trwałe zmiany biotopu, to w przypadku procesów obserwowanych na powierzchniach WR i WO należałoby raczej mówić o „chorobie zamierania lasu". W związku ze stosunkowo dużym nasileniem zjawisk zamierania lasu lub wybranych gatunków drzew, np. dębów (Oszako i in. 2002), formułowane są różne hipotezy na temat przyczyn tego procesu. W literaturze przedmiotu funkcjonują między innymi hipotezy: kwaśnego deszczu (Ulrich 1984); imisji (Wentzel 1983); amonowa (Nihlgard 1985); stresu (Shütt 1984). Z przyczyn olbrzymiej złożoności synergistycznego oddziaływaniu wielkiej różnorodności zjawisk w stosunkowo długim okresie życia drzew, trudno udowodnić słuszność którejś z nich. Sierota (1988), analizując hipotezy dotyczące przyczyn antropogenicznych zamierania lasu w Europie stwierdza, że drzewa bardzo często znajdują się pod wpływem stresu nie wykazując objawów „choroby zamierania lasu", natomiast hipoteza stresu jako przyczyny zamierania lasu jest prawdziwa, jeżeli zdefiniuje się ją jako „stres długoterminowego oddziaływania imisji przemysłowych w niskich stężeniach w warunkach dodatkowych obciążeń lasu przez czynniki klimatyczne i biotyczne". Wyniki badań wskazują na takie wielokierunkowe oddziaływania kompleksu czynników stresowych w większych odległościach od Zakładów Azotowych "Puławy".

WNIOSKI

1. Powierzchnie badawcze były silnie zróżnicowane pod względem charakteru zbiorowisk roślinnych – od kseromorficznych o niewielkim pokryciu mchów – przez trawiaste – do leśnych.

2. Wspólną cechą badanych płatów roślinnych jest z reguły bardzo ubogi skład gatunkowy.

3. Drzewostany (szczególnie brzozowe) w obszarze wydm cechuje słaba żywotność objawiająca się formą morfologiczną drzew, obumieraniem części wierzchołkowych i brakiem młodego pokolenia.

4. Na powierzchniach ZA1-ZA5 przyczyną degradacji siedlisk i słabej żywotności roślinności jest bezpośrednie oddziaływanie Zakładów Azotowych powodujące względnie trwałe zmiany biotopu.

5. W przypadku zamierania drzew w drzewostanach które rozpoczęły rozwój jeszcze przed presją imisji azotowych (WR, WO), należy raczej mówić o "chorobie zamierania lasu" jako następstwie wieloczynnikowych zmian środowiska.

PIŚMIENNICTWO

Barzdajn W., Cejtel J., Sienkiewicz A., Zientarski J., 2002. Wzrost wybranych gatunków drzewiastych w zasięgu emisji zakładów azotowych we Włocławku. Mat. IV Kraj. Symp. "Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe" Pozn.- Kórnik (red. R. Siwecki). Bogucki Wyd. Nauk., Pozn., 467-473.

Bielińska E.J., Domżał H., Świca M., 2001. Charakterystyka ekotoksykologiczna środowiska glebowego w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych "Puławy" S.A. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 476, 49-59.

Dmyterko E., Bruchwald A., 2000. Reakcja przyrostowa brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth.) rosnącej na terenie Nadleśnictwa Olkusz. Sylwan, CXLIV, 6, 15-23.

Dunikowski S., Kowalkowski A., 1980. Problemy zagospodarowania terenów leśnych w zasięgu emisji Zakładów Azotowych w Puławach. Sylwan, 11, 69-76.

Gadzikowski R., 1971. Oddziaływanie Zakładów Azotowych w Puławach na lasy w latach 1967-1970. Sylwan, CXV, 6, 1-10.

Greszta J., Gruszka A., Kowalkowska M., 2002. Wpływ imisji na ekosystem. "Śląsk" Wyd. Nauk. Katowice.

Kawecka A., 1981. Próby kształtowania fitocenoz w warunkach działania emisji związków azotu. Sylwan, 4, 41-49.

Kowalkowski A., 1980. Wpływ emisji Zakładów Azotowych na rozmieszczenie łatwo rozpuszczalnych składników mineralnych w profilu leśnych gleb bielicowych. Rocz. Glebozn. XXI, 3-4, 245-252.

Kowalkowski A., Kopron H., 2005. Monitoring środowiska leśnego pod wpływem emisji przemysłowych w otoczeniu Zakładów Azotowych "Puławy" S.A. Maszynopis, Dział Ochr. Środow. ZA "Puławy".

Kowalkowski A., Kopron H., Lewandowska J., Jedliczko S., 1999. Reakcja gleby i doświadczalnych upraw leśnych na kompensacyjne nawożenia. Mat. Warszt. Nauk. "Funkcjonowanie gleb leśnych na terenach zagrożonych i trendy jego zmian" Puławy. Kom. Nauk Leśn. PAN, ZA "Puławy" S.A., RDLP w Lublinie, 65-104.

Latocha E. 1989. Możliwości i sposoby zagospodarowania terenów leśnych w okręgach przemysłowych. W: Życie drzew w skażonym środowisku. PWN, 443-466.

Mirek Z., Piękoś-Mirkowa., Zając A., Zając M., 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland a checklist. W. Szafer Inst. of Botany, Polish Akademy of Sciences, Kraków.

Nihlgard B., 1985. The ammonium hyphotesis. Acidification research in Sweden, 2, 3-4.

Ochyra R., Szmajda P., 1978. An Annotated List of Polish Mosses. Fragm. Flor. et Geobot., 24, (1), 93-145.

Oszako T., Hilszczański J., Lech P., 2002. Ewolucja stanu zdrowotnego drzewostanów dębowych w Polsce. Mat. IV Kraj. Symp. "Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe" Pozn.- Kórnik (red. R. Siwecki). Bogucki Wyd. Nauk., Pozn., 967-974.

Schütt P., 1984. Der Wald strib am Stress. C. Bertelsmann. Verlag GmbH, München.

Sierota Z., 1988. Hipotezy dotyczące antropogenicznych przyczyn zamierania lasu w Europie. Sylwan, CXXXII, 10, 9-16.

Sobczak R., 1970. Pełna uprawa gleby przy zalesianiu trzcinniczysk. Sylwan, 10, 35-47.

Stączyńska S., Stączyński S., Gazdowicz W., 2004. Wpływ pokryw roślinnych na cechy morfologiczne i niektóre właściwości utworów obwałowania składowiska odpadów paleniskowych. Rocz. Glebozn., LV, 2, 397-404.

Szary A., 1994. Spontaniczna roślinność zwałowisk elektrowni węgla kamiennego. Arch. Ochr. Środ., 3-4, 125-143.
Szymkiewicz B., 2001. Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów ważniejszych gatunków drzew leśnych. PWRiL, Warszawa.
Ulrich B., 1984. Waldsterben durch saure Niederschläge. Umschau, 11, 348-355.
Urban D., 2006. Skład zbiorowisk roślinnych w rejonie oddziaływania ZA "Puławy". Maszynopis, AR Lublin.
Wentzel K.F., 1983. Die Immissions-Epidemie kam keineswegs überraschend. Der Forst und Holzwirt, 38, 18, 453-458.
Węgorek T., 2003. Zmiany niektórych właściwości materiału ziemnego i rozwój fitocenoz na zwałowisku zewnętrznym kopalni siarki w wyniku leśnej rekultywacji docelowej. Rozpr. Nauk. AR Lublin, 275.
Węgorek T., 2006. Trzcinnik piaskowy na wydmach w strefie wylesionej przy Zakładach Azotowych „Puławy". Rocz. AR Pozn., CCCLXXV, Roln. 65, 227-233.
Winiarska Z., 1995. Ocena wartości nawozowej kompostu trocinowo-trawiastego "Agrohum" w wieloletnim doświadczeniu mikropoletkowym. Pam. Puław., 106, 103-118.
Wołk A., 1977. Zmiany mikroklimatyczne w zależności od stopnia zniszczenia lasu w rejonie Zakładów Azotowych w Puławach. Sylwan, 7, 33-46.
Zarzycki K., 1979. Zarys ekologii. W: Brzozy (red. S. Białobok). PWN, 265-291.
Ziemnicki S., Fijałkowski D., 1974. Roślinność i zbiorowiska inicjalne na zboczach zwałów kopalnianych. *Folia Soc. Sci. Lubl.*, 16, Biol., 2, 115-126.

VEGETATION COVER

Tadeusz Węgorek

Department of Land Reclamation and Agricultural Engineering, Agricultural University
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: tadeusz.wegorek@ar.lublin.pl

Abstract. The nature of vegetation at research plots is strongly diversified. Concurrently, the species composition of particular vegetation patches is very poor. The ZA1 plot represents reed grass communities dominant in the deforested area. The reed grass dominated the deforested area after the disappearance of artificial sodding when sprinkling irrigation had been discontinued. The creeping fescue, the remnant of the artificial sodding, is dominant at the ZA2 plot. It should be concluded that the reason for the differences in the nature of plant coverage is the location in the relief (ZA1 is located at a dune slope; while ZA2 is located in a depression shielded by dunes) and the differences resulting from the location such as different microclimate conditions, soil humidity and erosion hazard. The ZA3 and ZA4 plots, i.e. "bald patches" in birch-stands, are the poorest communities. Only the grey hairgrass, the corn spurrey and two species of mosses occurred at those plots. The single seedlings of the common oak found at the ZA3 plot do not prove the succession of trees in that area, but rather are episodic occurrences related to the close neighbourhood of fruit bearing trees. The tree stands surrounding the ZA3 and ZA4 plots include birches growing in small biogroups-clumps. The ground cover lacks forest herb species. Although the birch stand at the ZA5 plot is very loose, the lower vegetation strata are very weakly developed. The ground cover plants occur in small clumps.

In the case of the ZA1 – ZA5 plots the reasons for the degradation of vegetation is the "direct" impact of the Nitrogen Plant causing damage to plants and relatively permanent changes in biotope,

while the processes observed at the WR and WO plots (the dieback of Scotch pines and common oaks in ripening stands and sawtimber stands) should rather be called the "forest dieback disease." That is an effect of a multidirectional synergistic influence of a complex of stress factors, including pollution resulting with ambient concentration, and generated by Puławy Nitrogen Plant.

Keywords: vegetation cover, industrial pollution

SŁOWNIK NAZW ROŚLIN

berberys zwyczajny – *Berberis vulgaris* L.
bniec biały – *Melandrium album* (Mill.) Garcke
brzoza brodawkowata – *Betula pendula* Roth
czeremcha amerykańska – *Padus serotina* (Ehrh.) Borch.
dąb czerwony – *Quercus rubra* L.
dąb szypułkowy – *Quercus robur* L.
fiołek leśny – *Viola reichenbachiana* Jord. Ex Boreau
grab zwyczajny – *Carpinus betulus* L.
grusza pospolita – *Prus communis* L.
jarząb pospolity – *Sorbus aucuparia* L. Em. Hedl.
Jeżyna – *Rubus sp.*
komosa biała – *Chenopodium album* L.
konwalia majowa – *Convallaria majalis* L.
kostrzewa czerwona – *Festuca rubra* L. S.s.
kostrzewa owcza – *Festuca ovina* L.
kruszyna pospolita – *Frangula alnus* Mill.
leszczyna pospolita – *Corylus avellana* L.
mietlica pospolita – *Agrostis capillaris* L.
mniszek pospolity – *Taraxacum officinale* F. H. Wigg.
nerecznica samcza – *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott.
pieprzyca gruzowa – *Lepidium ruderalne* L.
powój polny – *Convolvulus arvensis* L.
Poziewnik – *Galeopsis sp.*
prątnik darniowy – *Bryum caespitosum* Hedw.
prosownica rozpierzchła – *Milium effusum* L.
przymiotno białe – *Erigeron annuus* L. Pers.
pyleniec pospolity – *Berteroa incana* (L.) Dc.
robinia akacjowa – *Robinia pseudoacacia* L.
rokietnik pospolity – *Pleurosium schreberi* (Brid.) Mitt.
sosna zwyczajna – *Pinus sylvestris* L.
sporek polny – *Spergula arvensis* L.
stulisz Loesela – *Sisymbrium loeselii* L.
szczaw polny – *Rumex acetosella* L.
szczawik zajęczy – *Oxalis acetosella* L.
szczotlicha siwa – *Corynephorus canescens* (L.) P. Beaur.

trzcinnik piaskowy – *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth
trzęślica modra – *Molinia caerulea* (L.) Moench
turzyca leśna – *Carex sylvatica* Huds.
widłoząb wieloszczecinkowy – *Dicranum polysetum* Sw.
włośnica sina – *Setaria pumila* (Poir.) Roem. & Schult.
wrzos zwyczajny – *Calluna vulgaris* (L.) Hull
zawilec gajowy – *Anemone nemorosa* L.
zęboróg czerwony – *Ceratodon purpureus* (Hadw.) Brid.

Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie, 2007(2), 49-64

WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNE GLEB

Jan Hodara, Mariusz Świca

Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: jan.hodara@ar.lublin.pl

Streszczenie. Gleby w bezpośrednim sąsiedztwie Zakładów Azotowych Puławy charakteryzują się składem granulometrycznym piasku luźnego. Dopiero w większej odległości od emitera (ok. 9 km) – piasku gliniastego mocnego pylastego. Są to gleby o dużej porowatości ogólnej, najczęściej przekraczającej, w poziomie próchnicznym, wartość 0,50 $m^3 \cdot m^{-3}$ oraz dużej pojemności powietrznej (0,30 $m^3 \cdot m^{-3}$). Charakteryzują się relatywnie niską zawartością wody produkcyjnej, są silnie przepuszczalne. Generalnie są to gleby narażone na deficyt wody, szczególnie w latach o małej ilości opadów atmosferycznych. Przeprowadzone analizy wyników pomiarów zagęszczenia, pojemności wodnej i powietrznej nie wskazują aby te cechy gleb wiązały się z odległością od głównego źródła emisji. Czynnikiem, który najsilniej wpływał na stan fizyczny badanych gleb był skład granulometryczny materiału glebowego.

Słowa kluczowe: gleby, właściwości fizyczne

Działanie człowieka doprowadza często do drastycznych zmian w budowie gleby (Domżał i Hodara 1990, Domżał i in. 1993, Dzienia i Sosnowski 1988, Lipiec i Nosalewicz 2001). Badania fizycznych właściwości gleby takich jak: gęstość, porowatość ogólna, zawartość różnych grup porów, są bardzo ważnym elementem oceny środowiska rozwoju roślin. W silnie zagęszczonych glebach gorzej rozwija się system korzeniowy, co w efekcie prowadzi do słabszego rozwoju części nadziemnej rośliny (Lipiec i Hakansson 2000, Lipiec i Nosalewicz 2001, Lipiec i Simota 1994). Dla prawidłowego rozwoju roślin ważne są odpowiednie warunki wodno-powietrzne, tj. struktura porów (Słowińska-Jurkiewicz 1989, Słowińska-Jurkiewicz i Mikosz 1978), wystarczająca zawartość powietrza (Gliński i Stępniewski 1984, 1985) i dostateczna zawartość wody (Lipiec i Hakansson 2000).

Celem prowadzonych badań było określenie stanu fizycznego gleb będących pod presją zanieczyszczeń emitowanych przez Zakłady Azotowe w Puławach.

METODYKA BADAŃ

W wytypowanych glebach w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. (szczegółowy opis punktów badawczych przedstawiono w rozdziale „Pokrywa glebowa obszaru badań") przeprowadzono analizy właściwości powietrznych i wodnych w następujących poziomach genetycznych i odpowiadających im głębokościach:

- ZA1: Aan, 0-10 cm; Bv, 15-24 cm; Bv/C, 25-35 cm,
- ZA2: Aan, 0-10 cm; Aan, 10-20 cm; Bv, 25-34 cm,
- ZA3: Aan, 5-15 cm; Bv, 30-40 cm; Bv/C, 40-50 cm,
- ZA4: AhEes, 1-10 cm; BvBhfe, 14-24 cm; Bv, 30-40 cm,
- ZA5: AhEes, 3-12 cm; Ees, 12-22 cm, Bhfe, 22-32 cm,
- WR: AhEes, 2-7 cm; Bhfe, 11-21 cm; Bhfe, 25-35 cm,
- WO: Ah, 4-14 cm; Gg, 20-30 cm; BgCg, 36-46 cm.

Próbki gleby o nienaruszonej strukturze pobrano w 12 powtórzeniach do cylindrów o średnicy 5 cm i objętości 100 cm^3, z czego 6 próbek wykorzystano do oznaczenia gęstości, charakterystyki „potencjał wody-wilgotność" i przepuszczalności powietrznej, a pozostałe do oznaczenia przepuszczalności wodnej w strefie nasyconej. Ponadto pobrano również glebę o naruszonej strukturze do woreczków plastikowych w celu oznaczenia wybranych właściwości fizycznych.

Skład granulometryczny gleb oznaczono metodą Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego z oddzieleniem frakcji piasku 0,1-1,0 mm na sicie o średnicy oczek 0,1 mm. Klasyfikację grup granulometrycznych przeprowadzono zgodnie z obowiązującą systematyką wg Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego (Systematyka Gleb Polski 1989).

Gęstość fazy stałej oznaczono metodą piknometryczną i wyrażono w $Mg \cdot m^{-3}$. Gęstość gleby oznaczono metodą grawimetryczną na podstawie stosunku masy gleby wysuszonej w temperaturze 105°C do wyjściowej objętości gleby. Wartości gęstości podano w $Mg \cdot m^{-3}$.

Porowatość ogólną obliczono na podstawie wartości gęstości fazy stałej i wartości gęstości gleby i podano w $m^3 \cdot m^{-3}$. Zawartość grup porów glebowych (>20, 0,2-20 μm i <0,2 μm) obliczono na podstawie wartości pojemności wodnej, wyrażonych w $m^3 \cdot m^{-3}$.

Przepuszczalność powietrzną przy poszczególnych stanach nasyceniu gleby wodą (–1,0 do –49,0 kPa) mierzono za pomocą aparatu LPiR-2e, wyprodukowanego przez Instytut Odlewnictwa w Krakowie. Aparat ten jest od lat z powodzeniem stosowany w badaniach gleboznawczych (Turski i in. 1978). Pomiary prowadzono w stałej

temperaturze otoczenia (200,5°C), pominięto więc lepkość dynamiczną powietrza. Wyniki podano w jednostkach: $m^2 \cdot Pa^{-1} \cdot s^{-1} \cdot 10^{-8}$.

Pojemność wodną w zakresie potencjału wody glebowej od -0,1 do –49,0 kPa (pF 0-2,7) oznaczono w komorach ekstrakcyjnych niskociśnieniowych, a w zakresie potencjału wody glebowej od –155,4 do –1554 kPa (pF 3,2-4,2) oznaczono w komorach ekstrakcyjnych wysokociśnieniowych metodą Richardsa na porowatych płytach ceramicznych produkcji Soil Moisture Equipment Corp., Santa Barbara, USA. Wyznaczono:

- pełną pojemność wodną przy potencjale wody glebowej –0,1 kPa (pF 0),
- polową pojemność wodna przy potencjale wody glebowej –15,5 kPa (pF 2,2),
- punkt silnego hamowania wzrostu roślin odpowiadający wartości potencjału wody glebowej –155,4 kPa (pF 3,2),
- punkt całkowitego zahamowania wzrostu roślin odpowiadający wartości potencjału wody glebowej –490,3 kPa (pF 3,7),
- punkt trwałego więdnięcia roślin odpowiadający wartości potencjału wody glebowej –1554 kPa (pF 4,2). W uzyskanych wynikach pojemności wodnej nie uwzględniano wielkości efektu histerezy.

Retencję różnych form wody glebowej obliczono na podstawie odpowiednich wartości pojemności wodnej, wyrażonych w $kg \cdot kg^{-1}$:

- retencję wody grawitacyjnej na podstawie wartości pełnej pojemności wodnej (–0,1 kPa) i wartości polowej pojemności wodnej (–15,5 kPa),
- retencję wody użytecznej dla roślin (potencjalną retencję użyteczną) na podstawie wartości polowej pojemności wodnej (–15,5 kPa) i wartości wilgotności trwałego więdnięcia (–1554 kPa),
- retencję wody produkcyjnej na podstawie wartości polowej pojemności wodnej (–15,5 kPa) i wartości pojemności odpowiadającej punktowi całkowitego zahamowania wzrostu roślin (–490,3 kPa),
- retencję wody bardzo łatwo dostępnej dla roślin na podstawie wartości polowej pojemności wodnej (–15,5 kPa) i wartości wilgotności początku hamowania wzrostu roślin (–49,0 kPa),
- retencję wody łatwo dostępnej dla roślin na podstawie wartości wilgotności początku hamowania wzrostu roślin (–49,0 kPa) i wartości silnego hamowania wzrostu roślin (–155,4 kPa),
- retencję wody trudno dostępnej dla roślin na podstawie wartości wilgotności silnego hamowania wzrostu roślin (–155,4 kPa) oraz wartości wilgotności całkowitego zahamowania wzrostu roślin (–490,3 kPa),

- retencję wody bardzo trudno dostępnej dla roślin na podstawie wartości wilgotności całkowitego zahamowania wzrostu roślin (–490,3 kPa) oraz wartości wilgotności trwałego więdnięcia (–1554 kPa),
- retencję wody niedostępnej dla roślin, równą wartości wilgotności punktu trwałego więdnięcia (–1554 kPa).

Przepuszczalność wodną (przewodnictwo wodne w strefie nasyconej) oznaczono metodą stałego poziomu wody za pomocą aparatu Wita, wyprodukowanego przez firmę Eijkelkamp, Agrisearch Equipment, Holandia. Obliczony współczynnik filtracji wody podano w metrach na dobę ($m \cdot d^{-1}$). Uzyskane wyniki oceniono wykorzystując klasyfikację przepuszczalności wodnej (Stryjewski 1978).

Ze względu na to, że próby do badań w poziomach podpróchniczych pobierano z różnych głębokości, co wynikało morfologii profilu badanych gleb, w dalszej części pracy używać się będzie określeń głębokość „20-30 cm" dla poziomów bezpośrednio leżących pod poziomem próchnicznym (Bv, BvBhfe, Ees, Bhfe, Gg) oraz głębokość „poniżej 30 cm" dla analizowanych, niżej położonych poziomów (Bv/C, Bv, Bhfe, BgCg).

WYNIKI BADAŃ

Skład granulometryczny

Skład granulometryczny badanych gleb przedstawiono w tabeli 1.

Gleby w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych Puławy są w przeważającej części wytworzone z piasku. Charakteryzują się one składem granulometrycznym piasku luźnego. Zawartość frakcji piasku (1-0,1 mm) wynosi 85-99%. Gleby te zawierają znikome ilości części pylastych (0,1-0,02 mm), tylko 1-6% i części spławianych (<0,02 mm), 1-4%. Praktycznie nie zawierają najdrobniejszej frakcji, tj. frakcji iłu koloidalnego <0,002 mm. Jedynie w obiekcie położonym najbliżej Zakładów Azotowych (obiekt ZA1) stwierdzono w poziomach Aan i Bv obecność frakcji iłu koloidalnego w ilości 1%. Dopiero w większej odległości, tj. ok. 9 km od emitera w punkcie badawczym Wola Osińska (WO) materiał glebowy jest mocniejszy. Gleba w tym punkcie wykazuje skład granulome- tryczny piasku gliniastego mocnego pylastego o zawartości frakcji ilastej (<0,02 mm) – 18-19% i frakcji pylastej o wymiarach 0,1-0,02 mm – 22-24%.

Tabela 1. Skład granulometryczny gleb w poszczególnych punktach badawczych
Table 1. Granulometric composition of soils in the investigated objects

Obiekt Object	Poziom genetyczny Genetic horizon	Głębokość Depth (cm)	Zawartość frakcji granulometrycznych (%) o średnicy w mm Content of fraction (%) in diameter mm							
			1-0,1	0,1-0,05	0,05-0,02	0,02-0,005	0,005-0,002	<0,002	Σ0,01-0,02	Σ0,02
ZA1	Aan	0-10	85	3	9	1	1	1	12	3
	Bv	15-24	92	2	2	2	1	1	4	4
	Bv/C	25-35	97	0	1	2	0	0	1	2
ZA2	Aan	0-10	92	2	2	1	3	0	4	4
	Aan	10-20	96	2	0	1	1	0	2	2
	Bv	25-34	97	1	1	1	0	0	2	1
ZA3	Aan	5-15	94	1	1	3	1	0	2	4
	Bv	30-40	96	1	1	1	1	0	2	2
	Bv/C	40-50	98	0	1	0	1	0	1	1
ZA4	AhEes	1-10	95	1	1	3	0	0	2	3
	BvBhf	14-24	96	0	3	1	0	0	3	1
	Bv	30-40	97	0	1	1	1	0	1	2
ZA5	AhEes	3-12	93	2	1	3	1	0	3	4
	Ees	12-22	94	1	1	3	1	0	2	4
	Bhfe	22-32	91	4	2	2	1	0	6	3
WR	AhEes	2-7	95	1	1	2	1	0	2	3
	Bhfe	11-21	96	2	0	2	0	0	2	2
	Bhfe	25-35	99	0	1	0	0	0	1	0
WO	Ah	4-14	57	11	13	12	2	5	24	19
	Gg	20-30	58	12	12	9	6	3	24	18
	BgCg	36-46	60	13	9	9	5	4	22	18

Gęstość, porowatość, właściwości powietrzne gleb

Poziomy próchniczne badanych gleb wytworzonych z piasku, niezależnie od odległości od Zakładów, charakteryzowały się podobną gęstością, wynoszącą 1,28-1,32 $Mg \cdot m^{-3}$ (tab. 2), z wyjątkiem gleby w obiekcie WR (Wronów), gdzie wynosiła ona 1,09 $Mg \cdot m^{-3}$. Spowodowane to było dużą domieszką nierozłożonej materii organicznej. W glebie najbardziej oddalonej od Zakładów, wytworzonej z gliny zwałowej (WO) gęstość w poziomie próchnicznym była nieco niższa i wynosiła 1,15 $Mg \cdot m^{-3}$.

W poziomach podpróchniczych gęstość gleb była wyraźnie większa niż w poziomach próchnicznych. Na głębokości 20-30 cm wartość tej cechy gleby kształtowała się w zakresie

Tabela 2. Gęstość ($Mg \cdot m^{-3}$) porowatość i zawartość grup porów ($m^3 \cdot m^{-3}$) badanych gleb
Table 2. Density ($Mg\ m^{-3}$), porosity and content group of pores ($m^3\ m^{-3}$) of investigated soils

Obiekt Obiect	Głębokość Depth (cm)	Gęstość fazy stałej Solid phase density	Gęstość Bulk density	Porowatość Total porosity	Makropory Macropores (<20 μm)	Mezopory Mesopores (0,2-20 μm)	Mikropory Micropores (<0,2 μm)
ZA1	0-10*	2,63	1,28	0,504	0,192	0,264	0,048
	15-24	2,64	1,61	0,391	0,261	0,105	0,026
	25-35	2,64	1,69	0,362	0,306	0,046	0,010
ZA2	0-10	2,63	1,23	0,526	0,179	0,307	0,041
	10-20	2,63	1,57	0,402	0,197	0,178	0,027
	25-34	2,64	1,61	0,392	0,245	0,133	0,014
ZA3	5-15	2,63	1,32	0,497	0,220	0,257	0,020
	30-40	2,63	1,46	0,446	0,343	0,082	0,021
	40-50	2,62	1,60	0,390	0,327	0,051	0,011
ZA4	0-101-10	2,60	1,31	0,499	0,282	0,193	0,025
	14-24	2,60	1,52	0,415	0,331	0,062	0,022
	30-40	2,62	1,57	0,407	0,331	0,068	0,008
ZA5	3-12	2,60	1,28	0,509	0,275	0,199	0,035
	12-22	2,63	1,47	0,441	0,300	0,120	0,022
	22-32	2,63	1,34	0,477	0,292	0,138	0,047
WR	2-7	2,62	1,09	0,583	0,362	0,197	0,025
	11-21	2,61	1,42	0,428	0,257	0,151	0,020
	25-35	2,62	1,50	0,438	0,343	0,075	0,019
WO	4-14	2,59	1,15	0,521	0,215	0,215	0,091
	20-30	2,59	1,47	0,413	0,164	0,193	0,056
	36-46	2,58	1,69	0,346	0,108	0,098	0,014

*poziomy genetyczne patrz tabela 1 – genetic horizons see Table 1.

1,42-1,61 $Mg \cdot m^{-3}$, a na głębokości poniżej 30 cm – 1,50-1,69 $Mg \cdot m^{-3}$. Natomiast w przypadku gleby na obiekcie ZA5 gęstość wynosiła tylko 1,34 $Mg \cdot m^{-3}$.

Gęstość gleb w poziomie próchnicznym była na zbliżonym poziomie we wszystkich punktach badawczych. W przypadku poziomów podpróchnicznych większą gęstością charakteryzowała się gleba położona najbliżej Zakładów Azotowych (obiekt ZA1 – 1,61-1,69 $Mg \cdot m^{-3}$) niż gleba w dalszej odległości (obiekt WR – 1,42-1,50 $Mg \cdot m^{-3}$) co wskazuje, że w miarę oddalania się od emitera, gleby w głębszych partiach profilu prezentują mniejszą gęstość.

Poziomy próchniczne badanych gleb charakteryzowały się dużą porowatością ogólną, najczęściej przekraczającą wartość 0,50 $m^3 \cdot m^{-3}$ (tab. 2). W poziomach podpróchniczych

wartość tej cechy gleby była niższa i wynosiła na głębokości 20-30 cm 0,39-0,44 $m^3 \cdot m^{-3}$, a na głębokości poniżej 30 cm 0,35-0,40 $m^3 \cdot m^{-3}$ i wzrastała wraz z odległością od emitera.

Analizując strukturę porów glebowych, tj. udział makro, mezo i mikroporów w ogólnej porowatości (tab. 2) stwierdzić należy, że badane gleby, szczególnie wytworzone z piasku (ZA1-ZA5, WR), charakteryzują się bardzo dużym udziałem porów największych o wymiarach powyżej 20 μm, a więc porów powietrznych. Ich zawartość waha się od ok. 0,20 do 0,35 $m^3 \cdot m^{-3}$ w poszczególnych glebach, co stanowi ponad połowę wszystkich porów, a w niektórych przypadkach nawet ok. 80%. Drugą pod względem zawartości grupę stanowią pory o wymiarach 0,2-20 μm (mezopory), a więc pory, w których znajduje się woda dostępna dla roślin. Największą zawartość mezoporów wykazują poziomy próchniczne (0,193-0,307 $m^3 \cdot m^{-3}$), znacznie mniej poziomy podpróchnicze (0,062-0,151 $m^3 \cdot m^{-3}$), a najmniej poziomy na głębokości poniżej 30 cm – 0,046-0,138 $m^3 \cdot m^{-3}$. Badane gleby wytworzone z piasku (ZA1-ZA5, WR) zawierają niewielką ilość porów najdrobniejszych o wymiarach <0,2 μm (mikroporów). W poziomach próchnicznych zawartość tych porów zawiera się w granicach 0,020-0,048 $m^3 \cdot m^{-3}$, w zależności od obiektu, na głębokości 20-30 cm – 0,020-0,026 $m^3 \cdot m^{-3}$, a na głębokości poniżej 30 cm – 0,010-0,047 $m^3 \cdot m^{-3}$.

W glebie wytworzonej z gliny zwałowej (obiekt WO) struktura porów kształtuje się inaczej. Gleba w tym punkcie badawczym zawiera większą, w porównaniu do gleb piaszczystych, ilość porów najdrobniejszych (0,014-0,091 $m^3 \cdot m^{-3}$). Zawartość porów powietrznych (powyżej 20 μm) jest wyraźnie mniejsza i wynosi 0,108-0,215 $m^3 \cdot m^{-3}$, w zależności od poziomu genetycznego. Zawartość mezoporów (0,2-20 μm) jest na porównywalnym poziomie.

W tabeli 3 przedstawiono wartości pojemności powietrznej badanych gleb w zależności od potencjału wody glebowej.

Należy stwierdzić, że badane gleby, szczególnie gleby wytworzone z piasku, charakteryzują się bardzo dużą pojemnością powietrzną, w zakresie potencjału wody glebowej od –9,8 do –31 kPa, tj. w zakresie optymalnych warunków wilgotnościowych. Pojemność powietrzna badanych gleb oscyluje wokół wartości 0,30 $m^3 \cdot m^{-3}$, co przy porowatości rzędu 0,40-0,50 $m^3 \cdot m^{-3}$ stanowi ponad 50%. Jedynie w glebach położonych najbliżej Zakładów (obiekty ZA1, ZA2 oraz ZA3), w poziomach próchnicznych, stwierdzono mniejszą pojemność powietrzną, która wynosiła 0,179-0,220 $m^3 \cdot m^{-3}$.

Pojemność powietrzna, w stanie polowej pojemności wodnej, w punkcie badawczym Wola Osińska (WO) pomimo znacznie cięższego niż w innych glebach składu granulometrycznego wynosiła w poziomie Ah 0,215 $m^3 \cdot m^{-3}$, była więc dość wysoka. W poziomie BgCg była już niska (0,108 $m^3 \cdot m^{-3}$), co skutkowało rozwojem procesów glejowych.

Tabela 3. Pojemność powietrzna gleb ($m^3 \cdot m^{-3}$) odpowiadająca poszczególnym wartościom potencjału wody glebowej w kPa
Table 3. Air capacity of soils ($m^3\ m^{-3}$) as dependent of water potential of soil in kPa

Obiekt Obiect	Głębokość Depth (cm)	Potencjał wody glebowej, Soil water potential (kPa)								
		–1,0	–3,1	–9,8	–15,5	–31,0	–49,0	–155,0	–490,3	–1554
ZA1	0-10*	0,069	0,119	0,175	0,192	0,239	0,250	0,429	0,453	0,456
	15-24	0,033	0,075	0,212	0,261	0,277	0,289	0,358	0,363	0,366
	25-35	0,064	0,148	0,293	0,306	0,309	0,315	0,350	0,351	0,352
ZA2	0-10	0,068	0,010	0,134	0,179	0,164	0,214	0,472	0,480	0,485
	10-20	0,050	0,081	0,195	0,197	0,218	0,247	0,369	0,372	0,375
	25-34	0,043	0,082	0,226	0,245	0,264	0,277	0,372	0,376	0,377
ZA3	5-15	0,093	0,136	0,213	0,220	0,273	0,300	0,472	0,475	0,477
	30-40	0,154	0,026	0,334	0,343	0,349	0,357	0,419	0,422	0,425
	40-50	0,108	0,020	0,318	0,327	0,333	0,340	0,376	0,377	0,379
ZA4	1-10	0,128	0,178	0,261	0,282	0,296	0,310	0,469	0,473	0,475
	14-24	0,182	0,019	0,323	0,331	0,340	0,347	0,387	0,391	0,392
	30-40	0,074	0,208	0,322	0,331	0,347	0,365	0,391	0,392	0,396
ZA5	3-12	0,066	0,133	0,242	0,275	0,299	0,317	0,462	0,464	0,474
	12-22	0,091	0,190	0,284	0,300	0,321	0,333	0,415	0,419	0,420
	22-32	0,054	0,135	0,245	0,292	0,313	0,337	0,415	0,423	0,429
WR	2-7	0,096	0,199	0,358	0,362	0,367	0,371	0,556	0,521	0,559
	11-21	0,099	0,156	0,235	0,261	0,283	0,309	0,400	0,375	0,409
	25-35	0,119	0,200	0,242	0,267	0,285	0,310	0,411	0,423	0,419
WO	4-14	0,151	0,170	0,198	0,215	0,231	0,254	0,414	0,428	0,431
	20-30	0,086	0,116	0,149	0,164	0,183	0,207	0,320	0,344	0,357
	36-46	0,058	0,084	0,098	0,108	0,120	0,137	0,154	0,185	0,207

*poziomy genetyczne patrz tabela 1 – genetic horizons see Table 1.

Przepuszczalność powietrzną analizowanych glebo przedstawiono w tabeli 4. Jest to cecha, która nie zależy tylko od zawartości porów powietrznych, ale także od ich konfiguracji i wzajemnych połączeń, co oznacza, że przy takiej samej zawartości porów gleby mogą wykazywać różną przepuszczalność powietrzną.

Stwierdzić należy, że badane gleby charakteryzowały się przepuszczalnością powietrzną wystarczającą do prawidłowej wymiany powietrza między glebą a atmosferą. Największą przepuszczalnością charakteryzowała się gleba w punkcie badawczym Wronów (WR). Wynosiła ona 49,9 jednostek w poziomie Ah, 25,4 w poziomie Gg i 194,5 w poziomie BgCg, przy potencjale wody glebowej –15,5 kPa. W glebach pochodzących z innych

Tabela 4. Przepuszczalność powietrzna (10^{-8} $m^2 \cdot Pa^{-1} \cdot s^{-1}$) w różnych stanach potencjału wody glebowej
Table 4. Air permeability of soils (10^{-8} m^2 Pa^{-1} s^{-1}) at various of soil water potential

Obiekt Obiect	Głębokość Depth (cm)	Potencjał wody glebowej, Soil water potential (kPa)				
		–3,1	–9,8	–15,5	–31,0	–49,0
ZA1	0-10*	23,1	23,2	4,5	5,4	23,2
	15-24	4,7	48,8	10,7	12,1	12,7
	25-35	26,1	21,1	18,7	19,6	25,8
ZA2	0-10	29,8	13,1	18,1	23,7	27,3
	10-20	24,6	26,5	23,6	21,8	39,4
	25-34	16,5	35,6	34,8	53,4	61,6
ZA3	5-15	47,7	10,5	21,1	19,8	28,3
	30-40	12,6	29,6	18,8	6,6	6,9
	40-50	4,3	17,3	18,3	18,2	18,8
ZA4	1-10	2,0	12,0	18,2	22,7	33,3
	14-24	3,9	16,8	30,6	26,4	36,4
	30-40	23,1	27,6	49,6	52,9	22,3
ZA5	3-12	7,5	38,5	22,2	26,5	63,9
	12-22	26,0	60,0	17,2	26,7	50,1
	22-32	25,7	59,5	34,3	112,7	60,9
WR	2-7	39,6	40,4	49,9	79,1	63,3
	11-21	36,7	20,2	25,4	23,6	13,6
	25-35	229,2	187,2	194,5	199,1	209,7
WO	4-14	3,6	5,0	3,9	5,6	5,6
	20-30	12,7	22,3	37,5	39,9	47,9
	36-46	93,6	54,9	73,1	71,1	81,7

*poziomy genetyczne patrz tabela 1 – genetic horizons see Table 1.

punktów badawczych przepuszczalność powietrzna była niższa i dość zróżnicowana w poszczególnych obiektach i poziomach genetycznych. Najmniejszą przepuszczalność powietrzną zanotowano w poziomie próchnicznym gleby w Woli Osińskiej (punkt badawczy WO). Wynosiła ona tylko 3,9 $m^2 \cdot Pa^{-1} \cdot s^{-1} \cdot 10^{-8}$ przy potencjale wody glebowej –15,5 kPa.

Omówione powyżej wyniki pomiarów zagęszczenia, zawartości poszczególnych grup porów, pojemności i przepuszczalności powietrznej nie wskazują jednoznacznie aby te cechy gleby wiązały się z odległością od głównego źródła emisji. Są natomiast determinowane przede wszystkim, właściwościami materiału, z którego zostały wytworzone, tj. piasku bądź gliny zwałowej.

Właściwości wodne badanych gleb

W tabeli 5 przedstawiono uzyskane wyniki pomiarów pełnej i polowej pojemności wodnej oraz wilgotności charakterystycznych punktów krytycznych dla rozwoju roślin, tj. punktu całkowitego zahamowania i trwałego więdnięcia roślin.

Pełna pojemność wodna wszystkich badanych gleb jest stosunkowo wysoka i wynosi od 0,485-0,590 $m^3 \cdot m^{-3}$ w poziomach próchnicznych do 0,385-0,515 $m^3 \cdot m^{-3}$ w poziomach najniżej leżących. W glebie wytworzonej z gliny zwałowej (obiekt WO) pełna pojemność wodna zawiera się w przedziale 0,497-0,426 $m^3 \cdot m^{-3}$. We wszystkich glebach wartości pełnej pojemności wodnej są podobne, nie można więc stwierdzić zależności pomiędzy odległością od Zakładów Azotowych.

W glebach wytworzonych z piasku (obiekty ZA1-ZA5 i WR) poziomy próchniczne charakteryzują się znacznie wyższymi wartościami polowej pojemności wodnej (0,217-0,351 $m^3 \cdot m^{-3}$) niż poziomy głębiej położone (0,056-0,207 $m^3 \cdot m^{-3}$). W glebie wytworzonej z gliny zwałowej (WO) wartości polowej pojemności wodnej są już bardziej wyrównane w profilu i wynoszą 0,306 $m^3 \cdot m^{-3}$ w poziomie próchnicznym i 0,238-0,247 $m^3 \cdot m^{-3}$ w poziomach podpróchniczych.

Badane gleby piaszczyste (obiekty ZA1-ZA5, WR) charakteryzują się relatywnie niską zawartością wody produkcyjnej (tab. 6). Za wyjątkiem punktów badawczych ZA1, ZA2 i ZA3, gdzie retencja wody produkcyjnej w powierzchniowej części profilu jest na poziomie 0,20 $kg \cdot kg^{-1}$, to najczęściej zawiera się w przedziale 0,10-0,15 $kg \cdot kg^{-1}$, a w niższych partiach profilu tylko w granicach 0,05 $kg \cdot kg^{-1}$. Większe wartości tej kategorii wody zanotowano w glebie w punkcie badawczym Wola Osińska (WO). Zawartość wody produkcyjnej wynosiła bowiem 0,258 $kg \cdot kg^{-3}$ w poziomie A, 0,122 $kg \cdot kg^{-1}$ w poziomie Gg i 0,046 $kg \cdot kg^{-1}$ w poziomie BgCg.

We wszystkich analizowanych glebach największy udział w zakresie wody wykorzystywanej przez rośliny stanowi woda łatwo dostępna dla roślin (tab. 6). Zawartość wody trudno i bardzo trudno dostępnej jest niewielka i wynosi najczęściej ok. 0,02-0,004 $kg \cdot kg^{-1}$.

W tabeli 7 przedstawiono przepuszczalność wodną badanych gleb. Uzyskane wartości są mocno zróżnicowane w zależności od gleby i poziomu genetycznego. Dla gleb wytworzonych z piasku (ZA1-ZA5, WR) zawierają się w szerokim przedziale 4,4-30,4 $m \cdot d^{-1}$. Znacznie mniejsze wartości współczynnika przepuszczalności wodnej wykazuje gleba wytworzona z gliny zwałowej, w punkcie badawczym Wola Osińska (0,8-0,1-1 $m \cdot d^{-1}$). Jednak w większości przypadków jest to przepuszczalność kwalifikowana jako bardzo duża i duża. Gleby te posiadają więc duże możliwości filtrowania wody w głąb profilu.

Tabela 5. Właściwości wodne badanych gleb
Table 5. Water properties of investigated soils

Obiekt Obiect	Głębokość Depth	Pełna pojemność wodna Full water capacity (–0,1 kPa)		Polowa pojemność wodna Field water Capacity (–15,5 kPa)		Punkt całkowitego zahamowania wzrostu roślin Growth stopped point (490,3 kPa)	Punkt trwałego więdnięcia roślin Wilting point (–1554 kPa)
	(cm)	(kg kg^{-1})	(m^3 m^{-3})	(kg kg^{-1})	(m^3 m^{-3})	(kg kg^{-1})	(kg kg^{-1})
ZA1	0-10*	0,393	0,503	0,248	0,317	0,040	0,038
	15-24	0,262	0,422	0,081	0,130	0,018	0,016
	25-35	0,228	0,385	0,033	0,056	0,006	0,006
ZA2	0-10	0,426	0,524	0,285	0,351	0,038	0,034
	10-20	0,263	0,423	0,132	0,207	0,020	0,018
	25-34	0,246	0,396	0,091	0,146	0,010	0,009
ZA3	5-15	0,397	0,524	0,209	0,276	0,017	0,015
	30-40	0,297	0,434	0,070	0,102	0,016	0,014
	40-50	0,250	0,400	0,039	0,062	0,008	0,007
ZA4	1-10	0,370	0,485	0,166	0,217	0,019	0,018
	14-24	0,235	0,357	0,055	0,084	0,015	0,014
	30-40	0,267	0,419	0,047	0,074	0,008	0,005
ZA5	3-12	0,398	0,509	0,185	0,237	0,036	0,028
	12-22	0,303	0,445	0,097	0,143	0,015	0,015
	22-32	0,384	0,515	0,138	0,185	0,400	0,036
WR	2-7	0,541	0,590	0,208	0,227	0,026	0,024
	11-21	0,286	0,406	0,116	0,165	0,016	0,013
	25-35	0,267	0,400	0,114	0,171	0,017	0,013
WO	4-14	0,432	0,497	0,266	0,306	0,080	0,078
	20-30	0,334	0,491	0,168	0,247	0,046	0,037
	36-46	0,252	0,426	0,141	0,238	0,095	0,083

*poziomy genetyczne patrz tabela 1 – genetic horizons see Table 1.

Podsumowując należy powiedzieć, że gleby w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. są bardzo przepuszczalne o stosunkowo niskiej retencji wody produkcyjnej. Przeważają w nich pory o dużych rozmiarach, tj. pory powietrzne (>20 μm).

Tabela 6. Właściwości retencyjne badanych gleb
Table 6. Properties of water storage of investigated soils

Obiekt Obiect	Głębokość Depth	Kategorie wody glebowej – Category of soil water (kg g^{-1})							
		Grawitacyjna Gravitational water	Użyteczna Usefull water	Produkcyjna Productional water	Bardzo łatwo dostępna Very easely accessible water	Łatwo dostępna Easely accessible water	Trudno dostępna Difficult accessible water	Bardzo trudno dostępna Very difficult accessible water	Niedostępna Anaccessible water
	(cm)	–0,98-15,5 (kPa)	–15,5-1554 (kPa)	–15,5-490,3 (kPa)	–15,5-49,0 (kPa)	–49,0-155,4 (kPa)	–155,4-490,3 (kPa)	–490,3-1554 (kPa)	–1554 (kPa)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ZA1	0-10*	0,145	0,210	0,208	0,046	0,142	0,020	0,000	0,038
	15-24	0,181	0,065	0,063	0,018	0,043	0,003	0,002	0,016
	25-35	0,196	0,028	0,027	0,005	0,020	0,001	0,001	0,006
ZA2	0-10	0,142	0,251	0,247	0,029	0,211	0,007	0,004	0,034
	10-20	0,131	0,114	0,112	0,032	0,078	0,002	0,002	0,018
	25-34	0,155	0,083	0,081	0,020	0,060	0,002	0,002	0,009
ZA3	5-15	0,170	0,194	0,192	0,060	0,131	0,002	0,002	0,015
	30-40	0,227	0,056	0,053	0,010	0,043	0,002	0,002	0,014
	40-50	0,211	0,032	0,031	0,008	0,022	0,001	0,001	0,007
ZA4	1-10	0,204	0,148	0,147	0,022	0,122	0,003	0,001	0,018
	14-24	0,180	0,041	0,040	0,010	0,026	0,007	0,001	0,014
	30-40	0,220	0,043	0,039	0,022	0,017	0,005	0,004	0,005

Tabela 6. cd.
Table 6. cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	3-12	0,214	0,157	0,149	0,033	0,114	0,007	0,008	0,028
ZA5	12-22	0,206	0,082	0,082	0,023	0,055	0,003	0,008	0,015
	22-32	0,246	0,103	0,098	0,034	0,058	0,006	0,005	0,036
	2-7	0,170	0,092	0,090	0,034	0,056	0,001	0,002	0,024
WR	11-21	0,153	0,101	0,098	0,029	0,066	0,004	0,003	0,013
	25-35	0,206	0,052	0,048	0,010	0,037	0,002	0,004	0,013
	4-14	0,166	0,187	0,258	0,034	0,139	0,012	0,005	0,078
WO	20-30	0,166	0,131	0,122	0,029	0,077	0,016	0,009	0,037
	36-46	0,110	0,058	0,046	0,017	0,010	0,019	0,012	0,083

*Poziomy genetyczne patrz tabela 1 – genetic horizons see Table 1.

Tabela 7. Współczynnik przepuszczalności wodnej gleby ($m \cdot d^{-1}$) i klasy przepuszczalności wodnej
Table 7. Vertical percolation of soil ($m\ d^{-1}$) and class of water permeability

Obiekt Obiect	Głębokość Depth (cm)	Przepuszczalność wodna (współczynnik filtracji) Water permeability (value of vertical percolation)	Klasa przepuszczalności Class of water permeability
ZA1	0-10*	7,7	Duża, Strong
	15-24	12,0	Bardzo duża, Very strong
	25-35	20,1	Bardzo duża, Very strong
ZA2	0-10	6,9	Duża, Strong
	10-20	4,4	Duża, Strong
	25-34	22,0	Bardzo duża, Very strong
ZA3	5-15	12,6	Bardzo duża, Very strong
	30-40	25,6	Bardzo duża, Very strong
	40-50	30,4	Bardzo duża, Very strong
ZA4	1-10	19,0	Bardzo duża, Very strong
	14-24	4,7	Duża, Strong
	30-40	20,4	Bardzo duża, Very strong
ZA5	3-12	9,4	Duża, Strong
	12-22	14,5	Bardzo duża, Very strong
	22-32	14,3	Bardzo duża, Very strong
WR	2-7	4,4	Duża, Strong
	11-21	16,5	Bardzo duża, Very strong
	25-35	17,4	Bardzo duża, Very strong
WO	4-14	1,1	Dość duża, Strong
	20-30	0,8	Średnia. Medium
	36-46	0,9	Średnia. Medium

* poziomy genetyczne patrz tabela 1 – genetic horizons see Table 1.

WNIOSKI

1. Gleby w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych Puławy są w przeważającej części wytworzone z piasku o składzie granulometrycznym piasku luźnego. Dopiero w większej odległości od emitera (ok. 9 km) gleby są wytworzone z gliny zwałowej o składzie piasku gliniastego mocnego pylastego.

2. Poziomy próchniczne badanych gleb charakteryzują się dużą porowatością ogólną, często przekraczającą wartość 0,50 $m^3 \cdot m^{-3}$. W poziomach podpróchniczych wartość tej cechy wynosi 0,35-0,44 $m^3 \cdot m^{-3}$.

3. Badane gleby wykazują bardzo dużą pojemność powietrzną w zakresie potencjału wody glebowej od –9,8 do –31 kPa (ok. 0,30 $m^3 \cdot m^{-3}$) oraz dużą zawartością porów o wymiarach powyżej 20 μm (0,20-0,35 $m^3 \cdot m^{-3}$).

4. Analizowane gleby charakteryzują się niską retencją wody produkcyjnej oraz dużą przepuszczalnością wodną. Mogą być więc narażone na deficyt wody, szczególnie w latach o małej ilości opadów atmosferycznych.

5. Przeprowadzone analizy zagęszczenia i warunków wodno-powietrznych wskazują, że te cechy gleb nie są związane z odległością od źródła emisji. Czynnikiem najsilniej wpływającym na stan fizyczny badanych gleb jest skład granulometryczny.

PIŚMIENNICTWO

Domżał H., Hodara J., 1990. Zmiany zagęszczenia gleby w warstwie o miąższości 0,5 m wywołane ugniataniem kołami maszyn. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln., 388, 29-40.

Domżał H., Hodara J., Słowińska-Jurkiewicz A., Turski R., 1993. The effects of agricultural use on the structure and physical properties of three soil types. Soil Till. Res., 27, 365-382.

Dzienia S., Sosnowski A.,1988. Wpływ ugniatania gleby przez ciągniki rolnicze na jej właściwości fizyczne i plonowanie jęczmienia jarego i pszenicy jarej. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 356, 133-139.

Gliński J., Stępniewski W., 1984. Procesy biologiczne i chemiczne w glebie uzależnione od stanu ntlenienia. Probl. Agrofizyki, 44.

Gliński J., Stępniewski W., 1985. Reakcja roślin na stan aeracji gleby. Probl. Agrofizyki, 45.

Lipiec J., Hakansson I., 2000. Influences of degree of compactness and matric water tension on some important plant growth factors. Soil Till. Res., 53, 87-94.

Lipiec J., Nosalewicz A., 2001. Wpływ zagęszczenia gleby w warstwie podornej na wzrost pszenicy w doświadczeniu fitotronowym. Acta Agrophysica 53, 101-107.

Lipiec J., Simota C., 1994. Role of soil and climate factors in influencing crop responses to soil compaction in Central and Eastern Europe. W: Soil compaction in crop production (red. B.D. Soane, C. Van Ouwerkerk), Elsevier, Amsterdam, 365-390.

Słowińska-Jurkiewicz A., 1989. Struktura i właściwości wodno-powietrzne gleb wytworzonych z lessu. Rocz. Nauk Roln., D, Monografie, 218.

Słowińska-Jurkiewicz A., Mikosz A., 1995. Changes in the soil structure resulting from intensive action of the wheels of agricultural machinery. Pol. J. Soil Sci., 28, 1, 11-18.

Stryjewski F., 1978. Drenowanie. PWN, Warszawa.

Systematyka Gleb Polski., 1989. Wydanie 4, Rocz. Glebozn., 40, 3/4, 1-150.

Turski R., Domżał H., Słowińska-Jurkiewicz A., 1978. Przepuszczalność powietrzna jako wskaźnik stanu fizycznego gleby. Rocz. Glebozn., 29, 3, 3-25.

PHYSICAL PROPERTIES OF SOILS

Jan Hodara, Mariusz Świca

Insitute of Soil Science and Environmental Management, Agricultural University
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: jan.hodara@ar.lublin.pl

Abstract. The soils in the immediate neighbourhood of Puławy Nitrogen Plant feature the granulometric composition of loose sand. Strongly dusty clay sand occurs at a larger distance from the emitter (around 9 km). They are soils of high general porosity, most frequently exceeding 0.50 m^3 m^{-3} at the humus level, and high air capacity (0.30 m^3 m^{-3}). They feature a relatively low production water content and are strongly permeable. Generally, they are soils exposed to water deficit, particularly in the years of low precipitation. The measurement analysis of soil consolidation, water capacity and air capacity do not show that those soil properties are related to the distance from the main source of emission. The factor, which most strongly influenced the physical state of the soils studied was soil granulometric composition.

Keywords: soils, physical properties

Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie, 2007(2), 65-77

WŁAŚCIWOŚCI FIZYKOCHEMICZNE I CHEMICZNE GLEB

Henryk Domżał, Elżbieta Jolanta Bielińska

Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: elzbieta.bielinska@ar.lublin.pl

Streszczenie. Badane właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleb były wyraźnie zróżnicowane w zależności od położenia od źródła emisji. Wzrost odległości od Zakładów Azotowych miał korzystny wpływ na parametry glebowe, które mają bezpośrednie odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów leśnych, takie jak: właściwości sorpcyjne i zawartość próchnicy. Znaczące zawężenie się wartości stosunku C:N w glebach wraz ze wzrostem odległości od emitora świadczy o wzroście tempa mineralizacji i humifikacji materii organicznej. Ocena stanu gleb w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. na podstawie monitoringu parametrów fizykochemicznych i chemicznych wskazuje o zachowanej przez gleby zdolności samoregulacyjnej.

Słowa kluczowe: gleby, właściwości fizykochemiczne i chemiczne, emisja azotowa

Gleba odgrywa podstawową rolę w kształtowaniu warunków egzystencji ekosystemów leśnych. W glebach leśnych najbardziej dynamiczne właściwości (między innymi: odczyn, zawartość węgla organicznego i dostępnych składników pokarmowych, aktywność biologiczna), które mogą relatywnie szybko reagować na zmiany środowiskowe, są silnie związane z funkcjonowaniem biocenozy leśnej (Pokojska 1998). Ocena jakości gleb nie jest łatwa ze względu na złożoność środowiska glebowego oraz zmienność panujących tam warunków chemicznych, fizycznych i biologicznych (Haan 1996). Ponadto fakt nakładania się zmian właściwości gleb spowodowanych czynnikami antropogenicznymi i przyrodniczymi oraz zdolności gleb do samoregulacji tych zmian znacznie utrudnia ich analityczne i interpretacyjne udokumentowanie. Znaczącą rolę odgrywają zmienne warunki odnoszące się do buforowych pojemności kompleksu sorpcyjnego oraz do zatrzymywania i kumulowania składników w glebie (Kowalik 2001).

W celu oceny przeobrażeń środowiska glebowego w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. badaniami objęto te parametry chemiczne gleb, które decydują o podstawowych elementach ich żyzności i mają bezpośrednie odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów leśnych w warunkach Polski, szczególnie takie jak: właściwości sorpcyjne: pojemność sorpcyjna i wysycenie gleb kationami o charakterze zasadowym; odczyn gleb; stosunek C:N; zawartość składników pokarmowych; zawartość mineralnych form azotu: $N\text{-}NO_3^-$ i $N\text{-}NH_4^+$.

METODYKA BADAŃ

Do badań właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleb wytypowano następujące powierzchnie obserwacyjne: ZA1, ZA2, ZA3, ZA4, WR, WO.

Szczegółową charakterystykę obiektów badań zawierają rozdziały: „Pokrywa glebowa obszaru badań" (fot. 1-7) i „Szata roślinna".

Próbki glebowe do badań laboratoryjnych pobrano wiosną 2004, 2005 i 2006 roku, z głębokości 5-20 cm. Na każdej powierzchni próbki pobierano z 4 punktów pomiarowych, leżących na przekątnych prostokąta. Próbki indywidualne z poszczególnych powierzchni uśredniano i wykonywano w nich oznaczenia w 3 powtórzeniach. W próbkach gleby oznaczono: odczyn – pH w 1 $mol \cdot dcm^{-3}$ KCl (ISO 10390); kwasowość hydrolityczną (Hh) metodą Kappena w roztworze octanu sodu (1 $mol \cdot dcm^{-3}$), sumę zasad wymiennych (S) metodą Kappena roztworze kwasu solnego (0,1 $mol \cdot dcm^{-3}$); na podstawie Hh i S wyliczono pojemność sorpcyjną (T) i stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami (V); zawartość: węgla organicznego (ISO 14235); azotu ogółem (ISO 13878); azotu azotanowego i azotu amonowego (ISO 14255), przyswajalnych form fosforu i potasu wg Egnera-Riehma oraz przyswajalnego magnezu wg Schachtschabela.

WYNIKI BADAŃ

W okresie prowadzonych badań (2004-2006) monitorowane gleby charakteryzowały się odczynem bardzo kwaśnym, z pH w 1 $mol \cdot dm^{-3}$ KCl od 2,7 do 4,3 (tab. 1). Silne zakwaszenie badanych gleb (powstałych z utworów ubogich w kationy zasadowe) jest uwarunkowane przede wszystkim długotrwałą, intensywną imisją tlenków azotu i amoniaku w formie opadu mokrego i suchego.

Gleby na obiektach badawczych ZA1 i ZA2 usytuowanych najbliżej Zakładów Azotowych (w odległości 0,50 i 0,70 km) cechowały się wyższymi wartościami pH niż gleby na obiektach zlokalizowanych dalej od emitora (w odległości 1,3-9 km

Tabela 1. Odczyn gleb (zakres wahań pH w 1 mol·dm^{-3} KCl w latach 2004-2006)
Table 1. Soil reaction (pH fluctuation range in 1 mol dm^{-3} KCl in the years 2004-2006)

Lata Years	Obiekty – Objects					
	ZA1	ZA2	ZA3	ZA4	WR	WO
2004	3,9	4,2	3,6	3,4	3,9	3,9
2005	4,3	4,0	3,5	3,0	4,0	3,7
2006	3,6	3,4	3,0	2,7	3,1	3,2

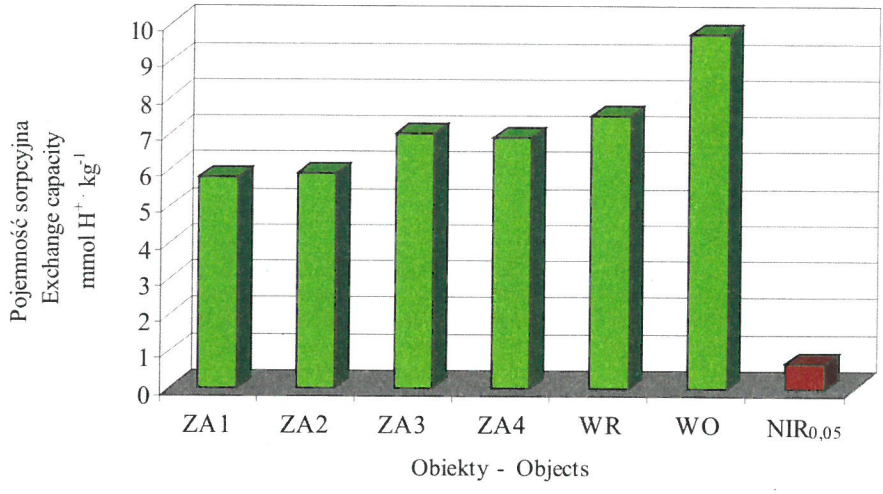
Objaśnienia: obiekt ZA1 (Puławy) – odległość 0,5 km od źródła emisji, gleba antropogeniczna pobielicoziemna; ZA2 (Puławy) – 0,7 km od źródła emisji, gleba antropogeniczna pobielicoziemna; ZA3 (Puławy) – 1,3 km od źródła emisji, gleba antropogeniczna pobielicoziemna; ZA4 (Puławy) – 1,3 km od źródła emisji, gleba rdzawa bielicowa; WR (Wronów) – 3 km od źródła emisji, gleba bielicowa właściwa; WO (Wola Osińska) – 9 km od źródła emisji, gleba opadowoglejowa właściwa. Szczegółowy opis obiektów badawczych przedstawiono w rozdziale "Pokrywa glebowa obszaru badań".
Explanations: object ZA1 (Puławy) – distance 0.5 km from the source of emission, anthropogenic podsolic earth soil; ZA2 (Puławy) – 0.7 km from the source of emission, anthropogenic podsolic earth soil; ZA3 (Puławy) – 1.3 km from the source of emission, anthropogenic podsolic earth soil; ZA4 (Puławy) – 1.3 km from the source of emission, red podzolic soil; WR (Wronów) – 3 km from the source of emission, proper podsolic soil; WO (Wola Osińska) – 9 km from the source of emission, proper precipitation gley soil. A detailed description of the research objects is presented in Chapter "The pedosphere of the research area".

od ZA). Wiązało się to z dopływem do środowiska glebowego pyłów alkalicznych emitowanych przez Zakłady Azotowe. Największym zakwaszeniem cechowały się gleby obiektów ZA3 i ZA4: od 2,7 do 3,4 pH w 1 mol·dm^{-3} KCl w przypadku obiektu ZA4 i od 3,0 do 3,6 pH w 1 mol·dm^{-3} KCl w przypadku obiektu ZA3. Mogło się to wiązać z intensywnym wymywaniem Ca i Mg przez kwaśne wody opadowe. Na obiektach ZA3 i ZA4 runo stanowią pojedyncze kępki traw (dane z rozdziału „szata roślinna"), co ułatwia przemieszczanie się wody w profilach glebowych.

Z upływem lat badań zaznaczyła się wyraźna tendencja do wzrostu zakwaszenia analizowanych gleb (tab. 1). Dechnik i Kaczor (1993) wykazali, że niekorzystne procesy wynikające z zakwaszenia gleby nie zakończyły się wraz z wyeliminowaniem kwaśnych opadów. Ich następcze działanie prowadziło do dalszych niekorzystnych zmian w glebie. Motowicka-Terelak i Terelak (1994) stwierdzili jednoznacznie, że po odcięciu dopływu kwaśnych deszczy do środowiska glebowego nastąpił dalszy spadek pH oraz wzrost kwasowości potencjalnej.

Wyniki analizy statystycznej wykazały, że pojemność sorpcyjna badanych gleb była istotnie zróżnicowana w zależności od obiektu (rys. 1).

Generalnie, badane gleby wykazywały bardzo małą pojemność sorpcyjną: od 5,80 do 9,75 mmol $H^+ \cdot kg^{-1}$ (rys. 1). Wiąże się to z niską zasobnością tych gleb w substancję organiczną i frakcje spławiane. Najniższe wartości pojemności sorpcyjnej stwier-



Rys. 1. Pojemność sorpcyjna badanych gleb ($NIR_{0,05}$ = 0,7)
Fig.1. Exchange capacity of investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.7)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.

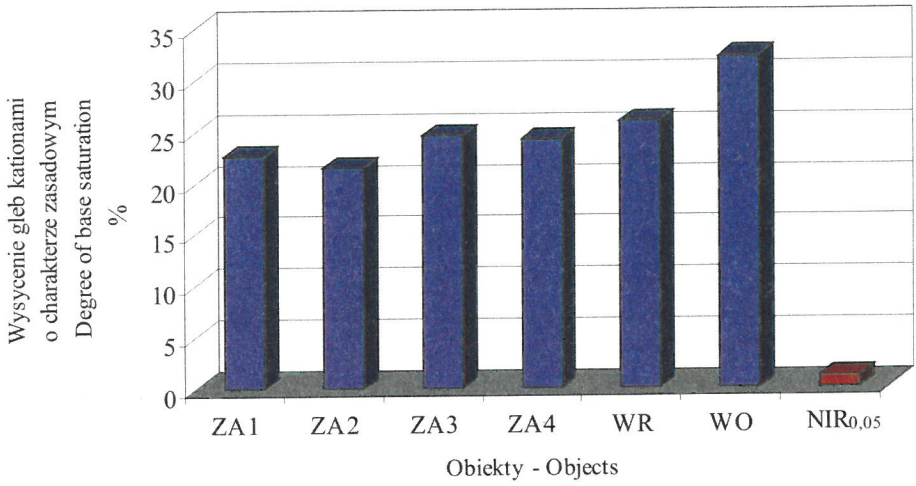
dzono w glebach najmniej zasobnych w węgiel organiczny (rys. 3), położonych najbliżej źródła emisji na obiektach ZA1 i ZA2 (rys. 1). Największą pojemnością sorpcyjną cechowała się gleba opadowoglejowa właściwa, o relatywnie wysokiej zawartości węgla organicznego (rys. 3), na powierzchni badawczej usytuowanej w odległości 9 km od Zakładów Azotowych (obiekt WO).

Badane gleby cechowały się niskim wysyceniem kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi: 21,5-32,2% (rys. 2).

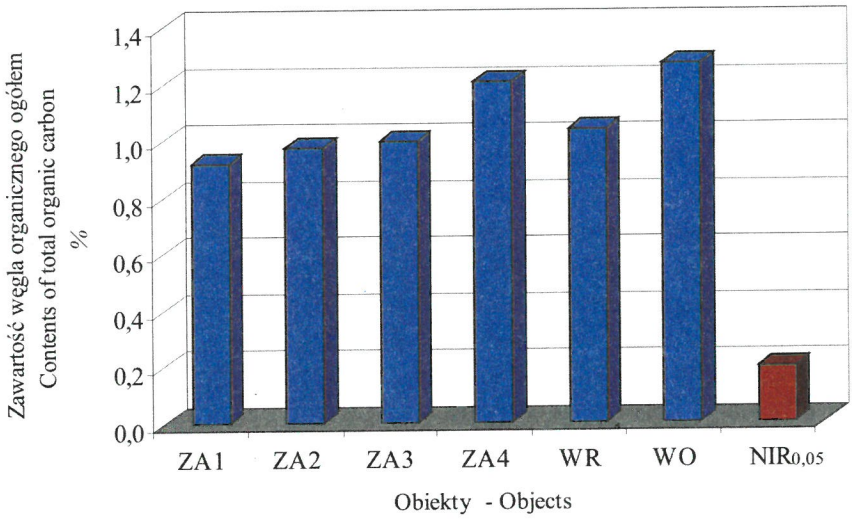
Podobnie jak w przypadku pojemności sorpcyjnej gleb, największe wysycenie zasadami kompleksu sorpcyjnego odnotowano w glebie na powierzchni badawczej WO, a najmniejsze (21,5-22,6%) w glebach na obiektach ZA1 i ZA2 (rys. 2).

Obserwowane zróżnicowanie właściwości sorpcyjnych badanych gleb mogło być również efektem oddziaływania odmiennych zbiorowisk roślinnych na przebieg procesów przemieszczania się wody w profilach glebowych i wypłukiwania zasad z gleb. Kowalkowski (2002) zwraca uwagę, że zależnie od zakresu buforowości gleb, wzrastające zakwaszenie środowiska może wywołać zmniejszenie zasobów wymiennie związanych kationów zasadowych.

Zawartość węgla organicznego ogółem w badanych glebach była istotnie zróżnicowana w zależności od obiektu (rys. 3).



Rys. 2. Wysycenie badanych gleb kationami o charakterze zasadowym ($NIR_{0,05}$ = 1,2)
Fig. 2. Degree of base saturation of investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 1.2)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.



Rys. 3. Zawartość węgla organicznego ogółem w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,2)
Fig. 3. Contents of total organic carbon in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.2)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.

Największą zawartością $C_{org.}$ cechowała się gleba na powierzchni badawczej zlokalizowanej najdalej od Zakładów Azotowych, w odległości 9 km (obiekt WO) – 1,27%, w obrębie naturalnych zbiorowisk roślinnych (siedliska boru mieszanego świeżego), a najmniejszą gleba na obiekcie ZA1 – 0,92%. Czynnikami różnicującymi zawartość tego składnika w glebach, poza intensywnością wpływów antropogenicznych generowanych głównie przez Zakłady Azotowe, były z pewnością odmienne warunki siedliskowe, stopień rozwoju i skład gatunkowy szaty roślinnej oraz skład chemiczny rozkładającego się materiału organicznego.

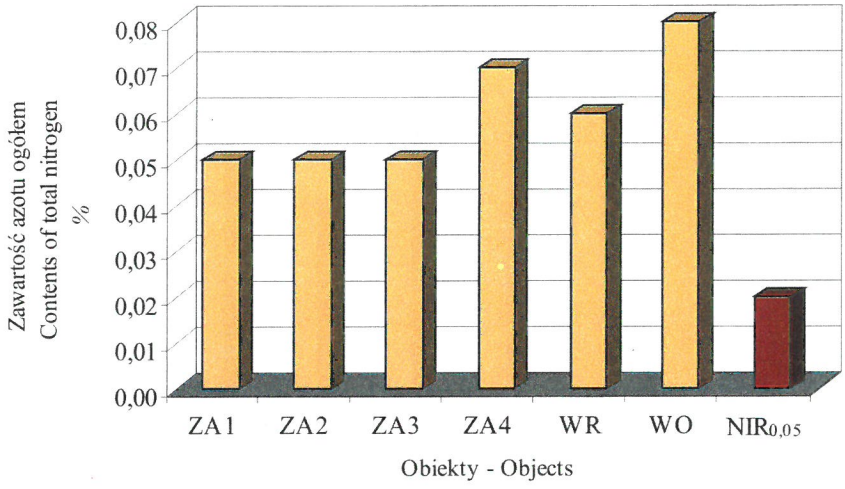
Podobnie jak w przypadku węgla organicznego zawartość ogólnej ilości azotu była największa w glebie obiektu WO, zlokalizowanego najdalej od Zakładów Azotowych. Najmniejszą zawartością tego składnika cechowały się gleby na obiektach ZA1-ZA3, usytuowanych w bezpośrednim sąsiedztwie źródła emisji (rys. 4).

W okresie prowadzonych badań zasoby węgla organicznego i ogólnej ilości azotu w glebach powierzchni badawczych nie były istotnie zróżnicowane w poszczególnych latach badań.

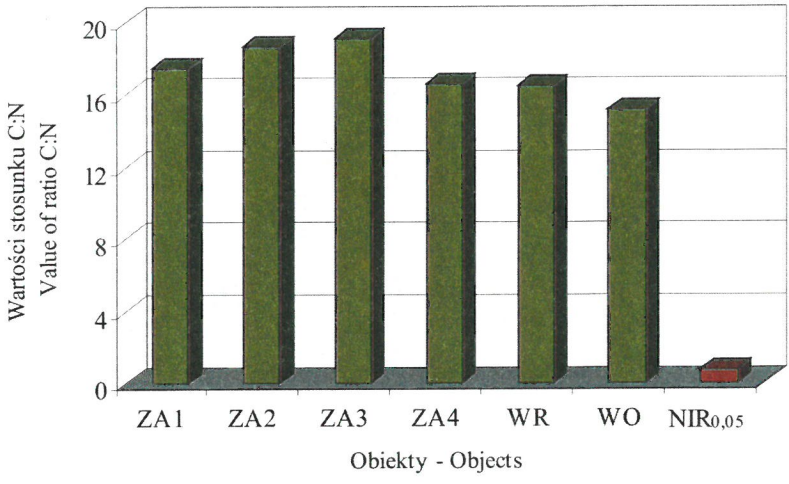
Wartość stosunku C:N stanowi jeden z podstawowych wskaźników obrazujących natężenie przemian substancji organicznej w glebach. W badanych glebach wartości średnie stosunku C:N zawierały się w przedziale: 15,2-19,1 (rys. 5) i wyraźnie zależały od intensywności presji antropogenicznej. W glebach obiektów położonych w pobliżu źródła emisji wartości C:N były istotnie szersze niż w glebach obiektów usytuowanych dalej od Zakładów Azotowych. Znaczące zawężenie się wartości stosunku C:N w glebie obiektu WO, usytuowanego najdalej od emitora świadczy o wzroście tempa mineralizacji i humifikacji materii organicznej. Na kształtowanie się wartości stosunku C:N w glebach mają wpływ zróżnicowane czynniki środowiskowe (zarówno abiotyczne, jak i biotyczne) wpływające na przemiany materii organicznej. Należą do nich m. in.: nasłonecznienie, temperatura, wilgotność gleby, zawartość pierwiastków biogennych, liczebność i stan gatunkowy mikroorganizmów, a także skład gatunkowy szaty roślinnej.

Zawartość mineralnych form azotu ($N\text{-}NH_4^+$ i $N\text{-}NO_3^-$) w badanych glebach była istotnie zróżnicowana w zależności od obiektu (rys. 6-7).

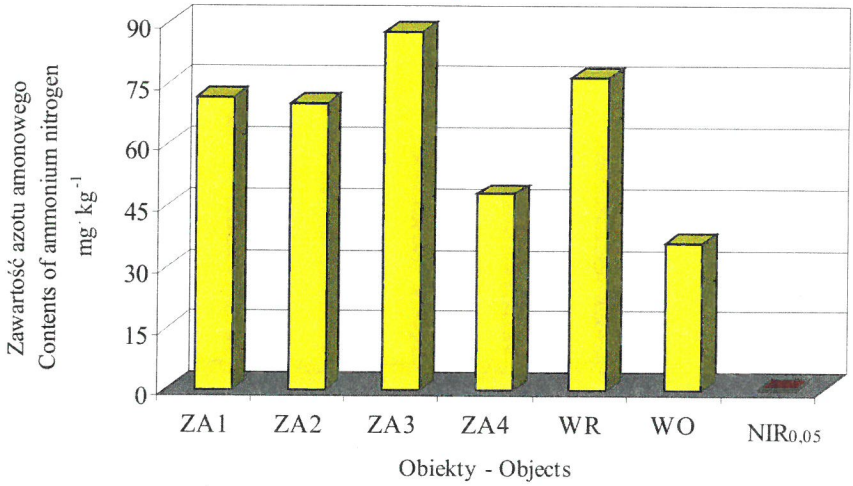
Nie wykazano jednoznacznego wpływu odległości od Zakładów Azotowych na zawartość $N\text{-}NH_4^+$ i $N\text{-}NO_3^-$ w glebach. Największą zawartość mineralnych form azotu ($N\text{-}NH_4^+$ i $N\text{-}NO_3^-$) stwierdzono w glebie obiektu ZA3, co wiązało się w dużej mierze z warunkami ekologicznymi środowiska glebowego (w zależności od stopnia skażenia antropogenicznego) determinującymi aktywność mikroorganizmów i poziom sorpcji biologicznej. Relatywnie niska zawartość N mineralnego w glebach położonych w najbliższym sąsiedztwie Zakładów Azotowych (obiekty ZA1 i ZA2)



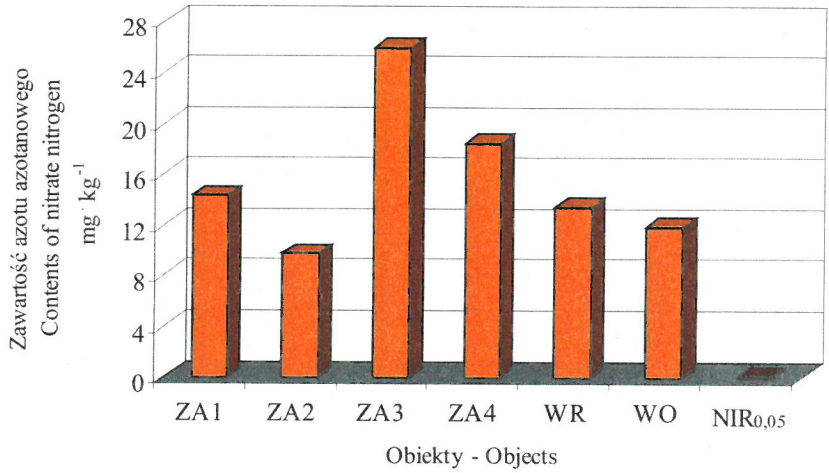
Rys. 4. Zawartość azotu ogółem w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,02)
Fig. 4. Contents of total nitrogen in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.02)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.



Rys. 5. Wartości stosunku C:N w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,8)
Fig. 5. Value of ratio C:N in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.8)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.



Rys. 6. Zawartość azotu amonowego w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,3)
Fig. 6. Contents of ammonium nitrogen in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.3)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.



Rys. 7. Zawartość azotu azotanowego w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,15)
Fig. 7. Contents of nitrate nitrogen in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.15)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.

mogła być efektem intensywnego pobierania tego składnika przez rozłogowe korzenie zwartej darni trzcinnika piaskowego, a także wymywania przez kwaśne wody opadowe w okresie jesień-zima-wiosna. Kotowska i Włodarczyk (2005) zwracają uwagę, że wprawdzie wiele gatunków roślin preferuje pobieranie azotu w formie $N\text{-}NO_3^-$, lecz gatunki występujące w miejscach gdzie nitryfikacja jest powolna lub wstrzymana często wykazują zwiększony wzrost przy dostępie jonów NH_4^+. Najmniejszą zawartość azotu amonowego zanotowano w glebie na powierzchni położonej najdalej od źródła emisji (w odległości 9 km, obiekt WO), a azotanów (V) w glebach na obiektach: ZA2 (9,8 $mg \cdot kg^{-1}$) i WO (11,9 $mg \cdot kg^{-1}$).

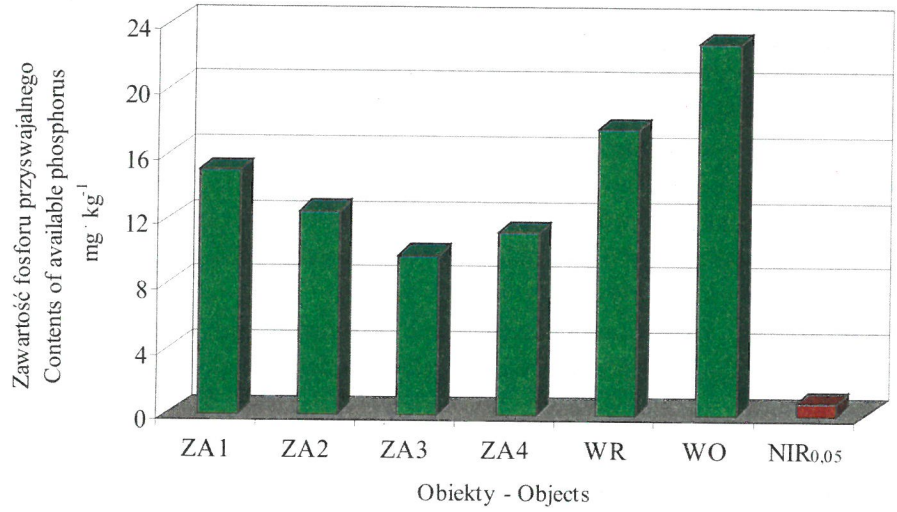
Obserwowane zróżnicowanie zawartości N mineralnego w glebach poszczególnych powierzchni badawczych wiązało się prawdopodobnie z nasileniem procesów biochemicznych sterowanych przez enzymy, takich jak proces nitryfikacji. Bielińska i Głowacka (2004) wykazały, że na przemiany mineralnych form azotu w glebach istotny wpływ wywierają procesy biochemiczne.

W glebach badanych obiektów zawartość amonowej formy azotu była kilkakrotnie większa niż azotanowej (rys. 6-7). Znaczącym czynnikiem decydującym o relacjach obu form azotu mineralnego w glebach był odczyn. Silne zakwaszenie badanych gleb (tab. 1) mogło przyczynić się do spowolnienia tempa procesów mikrobiologicznego utleniania jonów amonowych. Należy podkreślić, że azotany (V) są znacznie bardziej narażone na straty niż sole amonowe ze względu na większą różnorodność procesów prowadzących do strat. Oprócz strat w postaci gazowej (NO, N_2O i N_2) znaczną rolę odgrywa wymywanie z gleby przez wody opadowe, oraz łatwość migracji dyfuzyjnej. Ponadto łatwość przemieszczania azotanów nieograniczona przez procesy sorpcyjne, zwiększa ich dostępność i sprzyja pobieraniu tej formy przez rośliny w porównaniu z formą amonową.

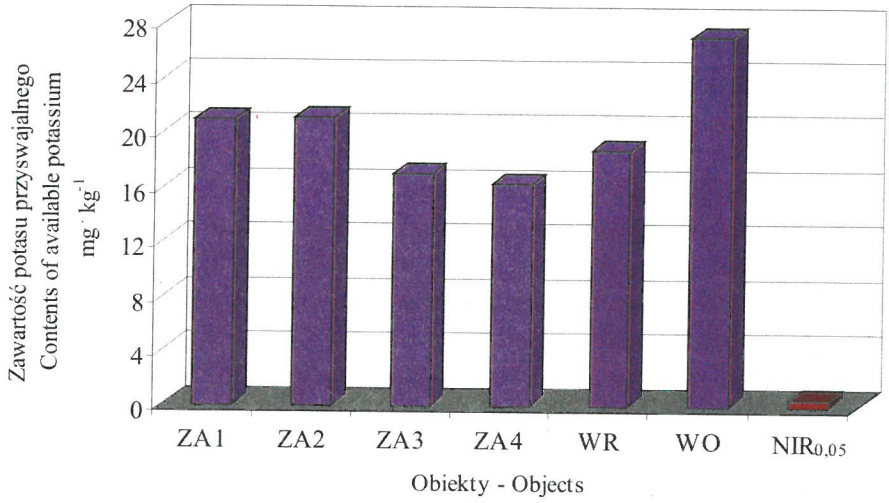
Zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu w badanych glebach była istotnie zróżnicowana w zależności od obiektu (rys. 8-10).

Zasobność badanych gleb w przyswajalne formy fosforu kształtowała się w zakresie wartości bardzo niskich: od 9,8 $mg \cdot kg^{-1}$ (obiekt ZA3) do 22,8 $mg \cdot kg^{-1}$ (obiekt WO), (rys. 8). Przy braku nawożenia, znajdujące się w glebie niewielkie ilości związków fosforu są tak intensywnie pobierane przez rośliny, że tylko niewielkie ilości dostępnych form tego składnika pozostają w glebie.

Czynnikiem modyfikującym zawartość przyswajalnych form fosforu w badanych glebach było z pewnością silne ich zakwaszenie (tab. 1). W warunkach niskiego pH znaczna część fosforu tworzy trudno rozpuszczalne związki z jonami Fe, Al i Mn lub uwodnionymi tlenkami żelaza i glinu, wyłączające ten składnik z obiegu



Rys. 8. Zawartość fosforu przyswajalnego w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,8)
Fig. 8. Contents of available phosphorus in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.8)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.

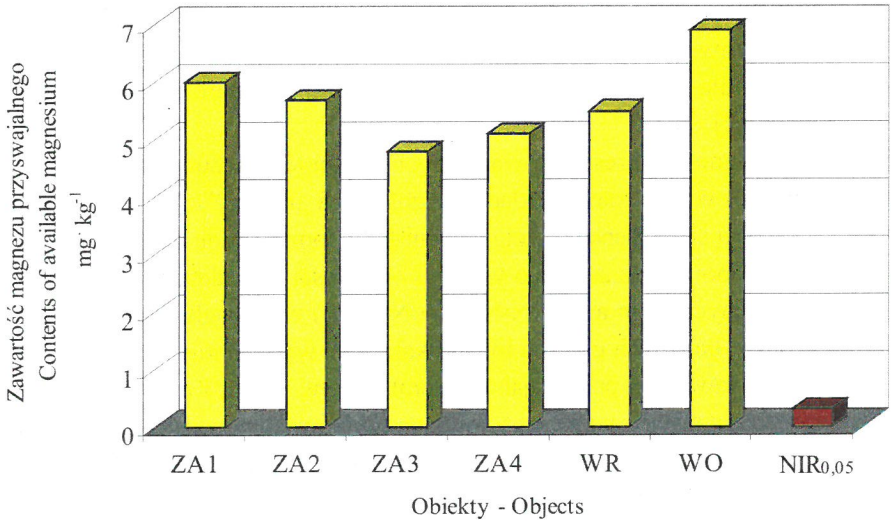


Rys. 9. Zawartość potasu przyswajalnego w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,5)
Fig 9. Contents of available potassium in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.5)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.

biologicznego. Obserwowane zróżnicowanie zawartości fosforu przyswajalnego w glebach poszczególnych obiektów badawczych (rys. 8) wiązało się również z nasileniem zachodzących w środowisku procesów biochemicznych decydujących o tempie rozkładu materii organicznej, będącej w glebach głównym źródłem tej formy fosforu (Russel, Wyczółkowski 2005).

Najmniejszą zawartością potasu przyswajalnego cechowała się gleba na obiekcie ZA4 – 16,2 mg·kg^{-1}, a największą gleba na obiekcie WO – 27,0 mg·kg^{-1}. W obrębie gleb bielicoziemnych największe ilości tego składnika stwierdzono na obiektach ZA1 i ZA2 zlokalizowanych najbliżej źródła (w odległości 0,50 i 0,70 km), co mogło być efektem imisji tego składnika z powietrza (rys. 9). Obserwowane zróżnicowanie zawartości przyswajalnego potasu w glebach pomiędzy badanymi obiektami wiązało się w dużej mierze z odmiennym składem gatunkowym roślin, modyfikując w konsekwencji straty tego składnika spowodowane przez wymywanie oraz ilości potasu wiązane w próchnicy glebowej oraz masie organicznej roślin i organizmów glebowych.

Podobnie jak w przypadku przyswajalnego potasu najwyższe zawartości przyswajalnego magnezu (wg Schachtschabela), świadczące o dobrej zasobności gleby w ten składnik, stwierdzono na obiekcie WO. Wśród porównywanych obiektów najmniejszą zawartość Mg przyswajalnego odnotowano w glebie obiektu ZA3 – 4,80 mg·kg^{-1} (rys. 10).



Rys. 10. Zawartość magnezu przyswajalnego w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,3)
Fig. 10. Contents of available magnesium in the investigated soils ($LSD_{0,05}$ = 0.3)
Objaśnienia jak w tabeli 1 – Explanations as in Table 1.

Wpływ na kształtowanie się zawartości magnezu przyswajalnego w glebach poszczególnych obiektów badawczych miało z pewnością zróżnicowane wymywaniem Mg przez wody opadowe, jak również intensywność pobierania tego składnika przez rośliny w zależności od gatunku i stopnia ich rozwoju.

Przeprowadzone badania wskazują, że monitoring gleb leśnych z wykorzystaniem metod opartych na wskaźnikach chemicznych pozwala na ocenę zmian jakie zachodzą w środowisku pod wpływem czynników naturalnych i antropogenicznych i ma bezpośrednie odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów leśnych w warunkach znacznie zmniejszonej, aczkolwiek nadal trwającej emisji azotowej.

WNIOSKI

1. Badane parametry fizykochemiczne i chemiczne gleb były wyraźnie zróżnicowane w zależności od odległości od źródła emisji.

2. Pojemność sorpcyjna i stopień wysycenia zasadami kompleksu sorpcyjnego badanych gleb kształtowały się na niskim poziomie, jednak wyraźnie zależały od intensywności presji antropogenicznej i zasobności tych gleb w substancję organiczną i frakcje spławiane.

3. Stwierdzono znaczące zubożenie gleb pod względem zawartości węgla organicznego i ogólnej ilości azotu w punktach pozbawionych naturalnej okrywy roślinnej, położonych najbliżej Zakładów Azotowych.

4. Znaczące zawężenie się wartości stosunku C:N w glebach wraz ze wzrostem odległości od źródła emisji świadczy o wzroście tempa mineralizacji i humifikacji materii organicznej.

5. Obserwowane w okresie prowadzonych badań (2004-2006) silne zakwaszenie gleb w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. wiąże się z długotrwałą, intensywną imisją tlenków azotu i amoniaku w formie opadu mokrego i suchego.

6. Nie wykazano jednoznacznego wpływu odległości od Zakładów Azotowych na zawartość mineralnych form azotu ($N\text{-}NH_4^+$ i $N\text{-}NO_3^-$) w glebach. Zawartość amonowej formy azotu w badanych glebach była kilkakrotnie większa niż azotanowej.

7. Najwyższe zawartości przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu stwierdzono w glebie opadowoglejowej w punkcie badawczym usytuowanym najdalej od źródła emisji.

8. Korzystne zmiany niektórych parametrów fizykochemicznych i chemicznych gleb wraz z odległością od źródła emisji są wskaźnikiem zachowanej przez gleby zdolności samoregulacyjnej.

PIŚMIENNICTWO

Bielińska E.J., Głowacka A., 2004. Zawartość mineralnych form azotu w glebie sadu jabłoniowego w zależności od metody jej pielęgnacji. Acta Scientiarum Polonarum, Hortorum Cultus 3(2), 131-145.

Dechnik I., Kaczor A., 1994. The after – effect of simulated acid rain on some properties of brown soil. Pol. J. Soil Sci., 27, 11-18.

Haan F.A.M., 1996. Soil quality evaluation. In: F.A.M. Haan, U.J. Visser-Reyneveld (Eds.) Soil polution and soil protection. International Training Centre Wageningen Agricultural University, Wageningen, 1-17.

Kotowska U., Włodarczyk T., 2005. Przemiany mineralnych form azotu w glebie nawadnianej oczyszczonymi ściekami. Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie (2), 58.

Kowalik P., 2001. Ochrona środowiska glebowego. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2001, 257.

Kowalkowski A., 2002. Wskaźniki ekochemicznego stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie. Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego, 3, 31-43, Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce.

Motowicka-Terelak T., Terelak H., 1994. Residual effect of acid rain on the soil. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 413, 235-240.

Pokojska U., 1998. Zakwaszenie gleb leśnych. Stan wiedzy i perspektywy badań. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 456, 63-7.

Russel S., Wyczółkowski A., 2005. Metody oznaczania aktywności enzymów w glebie. Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie (3), 74.

PHYSICOCHEMICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF SOIL

Henryk Domżał, Elżbieta Jolanta Bielińska

Institute of Soil Science and Environmental Management, Agricultural University
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: elzbieta.bielinska@ar.lublin.pl

Abstract. The physico-chemical, and chemical properties of the soils studied were clearly different depending on the distance from the source of emission. An increase of the distance from the Nitrogen Plant was favourable for the soil parameters directly related to the maintenance of the stability of forest ecosystems, including: sorption properties and humus content. The significant reduction of the C:N ratio in soils along with the increase in the distance from the emitter proves the increase of mineralization and humification rate of the organic matter. The assessment of the soil condition in the impact area of "Puławy" S.A. Nitrogen Plant based on the monitoring of physical and chemical, and chemical properties proves that the soil's self-adjustment capacity is maintained.

Keywords: soils, physicochemical and chemical properties, nitrogen pollution

Acta Agrophysica, Rozprawy i Monografie, 2007(2), 79-90

AKTYWNOŚĆ ENZYMATYCZNA GLEB

Elżbieta Jolanta Bielińska

Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: elzbieta.bielinska@ar.lublin.pl

Streszczenie. Aktywność enzymatyczna gleb była zróżnicowana w zależności od podłożenia od źródła emisji. Nasilenie i kierunek obserwowanych zmian zależne były od indywidualnych właściwości badanego enzymu. Aktywność dehydrogenaz, fosfataz i proteazy w badanych glebach wahała się w szerokich granicach, jednak wyraźnie zależała od intensywności presji antropogenicznej. Prawidłowości takiej nie stwierdzono w przypadku ureazy. Sukcesywny wzrost aktywności enzymatycznej gleb wraz z odległością od źródła emisji jest wskaźnikiem narastania ich zdolności samoregulacyjnej. Spośród badanych enzymów największą wrażliwość na antropogeniczne czynniki stresowe wykazywały dehydrogenazy. Przeprowadzony biomonitoring gleb w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. wskazuje, że określenie aktywności wybranych enzymów w glebach w aspekcie złożonych powiązań z czynnikami środowiska dostarcza informacji o stanie środowiska, a także o naturze jego zmian oraz pozwala na identyfikację trendów.

Słowa kluczowe: gleby, aktywność enzymatyczna, zanieczyszczenia przemysłowe

Pomiary aktywności enzymatycznej dostarczają wczesnych dowodów subtelnych zmian w środowisku glebowym, na długo przed zmianami składu chemicznego i właściwości fizycznych gleb (Kieliszewska-Rokicka 2001). Podstawowe zalety biologicznych metod oceny stanu środowiska glebowego, opartych na oznaczeniach enzymatycznych, to nie tylko możliwość wykonywania seryjnych analiz, ale przede wszystkim zdolność sumarycznego wyrażenia wpływu licznych czynników oraz dokonywania ocen parametrów niemożliwych do określenia w inny sposób, np. elementów metabolizmu komórkowego.

W poszukiwaniu i w celu ciągłej weryfikacji wskaźników diagnostycznych procesów glebotwórczych oraz wskaźników przemian antropogenicznych zbadano aktywność enzymatyczną gleb w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy"

S.A. na terenie poleśnym, przyległym do Zakładów oraz na obszarach leśnych usytuowanych w Nadleśnictwie Puławy.

Przeprowadzono jednoczesne badania aktywności następujących enzymów: dehydrogenaz, fosfataz, ureazy i proteazy. Enzymy te biorą bezpośredni udział w transformacji glebowej materii organicznej i obiegu węgla, azotu oraz fosforu w glebie, a także reagują wyraźnie na działanie czynników stresowych.

METODYKA BADAŃ

Badania aktywności enzymatycznej gleb prowadzono w latach 2004-2006 na sześciu powierzchniach obserwacyjnych (ZA1, ZA2, ZA3, ZA4, WR, WO) na których równocześnie prowadzono monitoring właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleb.

Szczegółową charakterystykę wytypowanych powierzchni obserwacyjnych zawierają rozdziały: "Pokrywa glebowa obszaru badań" i „Szata roślinna".

Wiosną każdego roku z głębokości 5-20 cm pobierano próbki glebowe do analiz enzymatycznych. Na każdej powierzchni próbki pobierano z 4 punktów pomiarowych, leżących na przekątnych prostokąta. Próbki indywidualne z poszczególnych powierzchni uśredniano i wykonywano w nich oznaczenia aktywności enzymatycznej w 3 powtórzeniach.

Próbki glebowe po zebraniu w terenie i przywiezieniu do laboratorium przygotowywano do analiz z uwzględnieniem specyfiki oznaczeń parametrów biologicznych (ISO 10381-6).

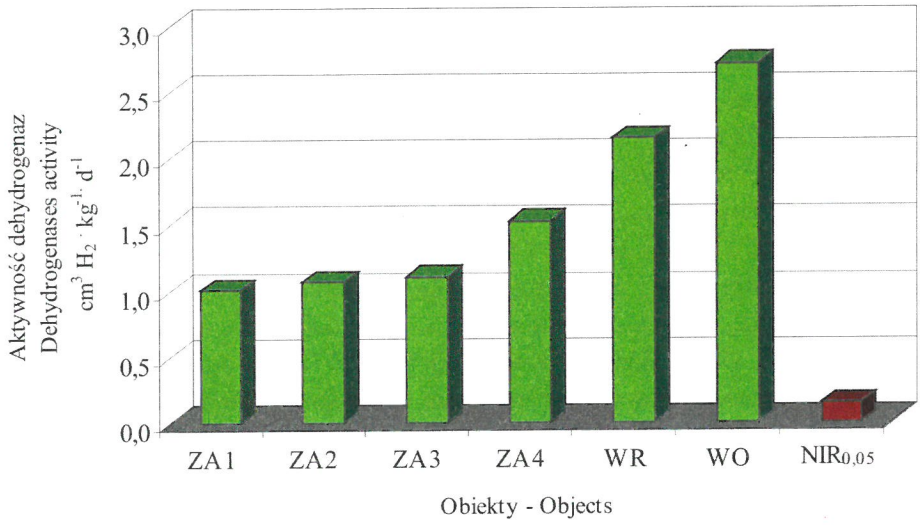
W próbkach gleby oznaczono aktywność: dehydrogenaz (Thalmann 1968), fosfataz (Tabatabai, Bremner 1969), ureazy (Zantua, Bremner 1975) i proteazy (Ladd, Butler 1972).

Wyniki oznaczeń poddano analizie wariancji. Istotność różnic między średnimi oceniono testem Tukey'a.

Przedstawiona praca obejmuje interpretację wyników dla całego okresu badawczego. W okresie prowadzonych obserwacji nie wykazano istotnego wpływu lat badań na aktywność analizowanych enzymów.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Aktywność enzymatyczna gleb była wyraźnie zróżnicowana w zależności od powierzchni badawczej. Nasilenie i kierunek obserwowanych zmian zależne były od indywidualnych właściwości badanego enzymu (rys. 1-4).



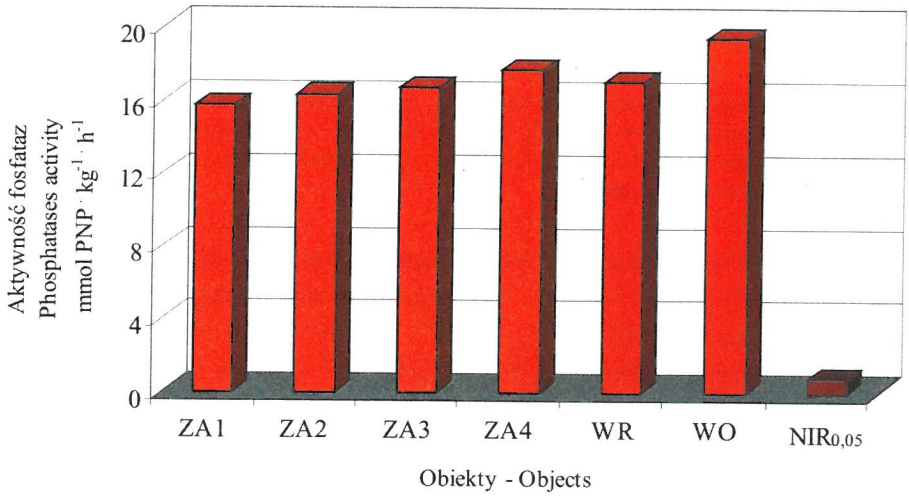
Rys. 1. Aktywność dehydrogenaz w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,15)
Fig. 1. Dehydrogenases activity in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.15)
Objaśnienia: obiekt ZA1 (Puławy) – odległość 0,5 km od źródła emisji, gleba antropogeniczna pobielicoziemna; ZA2 (Puławy) – 0,7 km od źródła emisji, gleba antropogeniczna pobielicoziemna; ZA3 (Puławy) – 1,3 km od źródła emisji, gleba antropogeniczna pobielicoziemna; ZA4 (Puławy) – 1,3 km od źródła emisji, gleba rdzawa bielicowa; WR (Wronów) – 3 km od źródła emisji, gleba bielicowa właściwa; WO (Wola Osińska) – 9 km od źródła emisji, gleba opadowoglejowa właściwa. Szczegółowy opis obiektów badawczych przedstawiono w rozdziale „Pokrywa glebowa obszaru badań".
Explanations: object ZA1 (Puławy) – distance 0.5 km from the source of emission, anthropogenic podsolic earth soil; ZA2 (Puławy) – 0.7 km from the source of emission, anthropogenic podsolic earth soil; ZA3 (Puławy) – 1.3 km from the source of emission, anthropogenic podsolic earth soil; ZA4 (Puławy) – 1.3 km from the source of emission, red podzolic soil; WR (Wronów) – 3 km from the source of emission, proper podzolic soil; WO (Wola Osińska) – 9 km from the source of emission, proper precipitation gley soil. A detailed description of the research objects is presented in Chapter "The pedosphere of the research area".

Aktywność dehydrogenaz w badanych glebach była na wyraźnie niższym poziomie niż w glebach piaszczystych w naturalnych ekosystemach leśnych i kształtowała się w zakresie: od 1,01 cm^3 $H_2 \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ w glebie obiektu ZA1, usytuowanym najbliżej źródła emisji (0,5 km) do 2,72 cm^3 $H_2 \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ w glebie obiektu WO, zlokalizowanym w odległości 9 km od Zakładów Azotowych. Obserwowano sukcesywny wzrost aktywności tej grupy enzymów wraz z odległością od źródła emisji. Statystycznie istotne różnice zanotowano w przypadku gleb w obiektach ZA4, WR i WO (rys. 1).

Stwierdzona niska aktywność dehydrogenaz w badanych glebach świadczy o obniżonej ogólnej aktywności mikrobiologicznej środowiska. Wysoką inaktywację dehydrogenaz w glebach w warunkach długotrwałej emisji przemysłowej wykazały także

inne badania (Rossel i in. 1997, Januszek 1999, Bielińska, Domżał 2004). Według opinii wielu autorów (Nannipieri i in 1990, Kiss i in. 1986, Bielińska 2002) aktywność enzymatyczna gleby jest głównie wyrazem aktywności enzymów zaadsorbowanych na koloidach. Dehydrogenazy, enzymy występujące w glebie jako integralna część nienaruszonych, żywych komórek drobnoustrojów, są enzymami szczególnie wrażliwymi na działanie naturalnych i antropogenicznych czynników środowiskowych (Rossel i in. 1997, Januszek 1999, Kieliszewska-Rokicka 2001). Wolne enzymy w glebie są efemeryczne, a enzymy zewnątrzkomórkowe mogą przez długi czas przetrwać w glebie, ponieważ wzrasta ich trwałość i odporność na denaturację i proteolizę (Kiss i in. 1986). Zdaniem Kucharskiego (1997) przy ocenie jakości gleb na podstawie aktywności enzymów szczególnie nie można pomijać ureazy, ponieważ jest to enzym, który nawet w 80% może być zaadsorbowany przez koloidy glebowe. Kieliszewska-Rokicka (2001) podkreśla, że wiarygodną ocenę jakości gleby mogą dać jednoczesne badania aktywności szeregu enzymów glebowych.

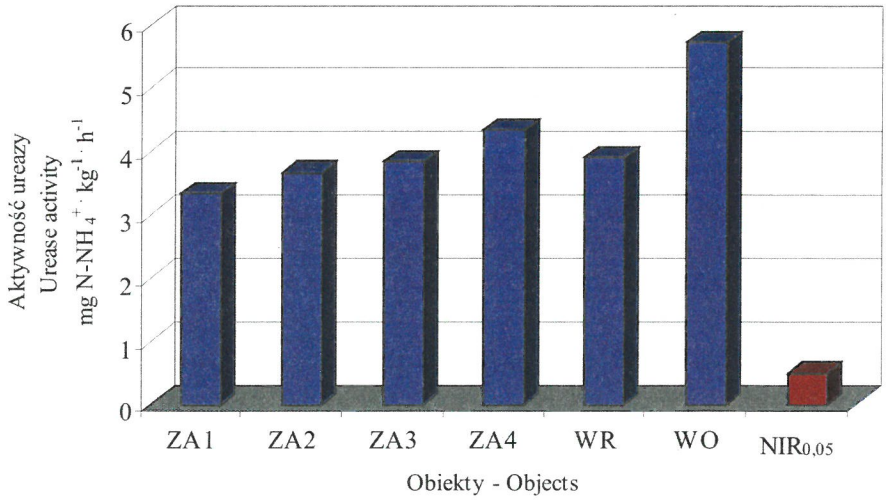
W badanych glebach aktywność fosfataz mieściła się w zakresie od 15,7 mmol $PNP \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$ w obiekcie ZA1 do 19,4 mmol $PNP \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$ w obiekcie WO (rys. 2). W obrębie obiektów ZA1-ZA4 aktywność fosfataz w glebach wzrastała sukcesywnie wraz z odległością od Zakładów Azotowych. W glebie obiektu WR, usytuowanego w odległości 3 km od źródła emisji aktywność fosfataz była nieznacznie niższa niż



Rys. 2. Aktywność fosfataz w badanych glebach ($NIR_{0,05} = 0,8$)
Fig. 2. Phosphatases activity in the investigated soils ($LSD_{0.05} = 0.8$)
Objaśnienia jak na rys. 1 – Explanations as in Fig. 1.

w glebie obiektu ZA4, położonego w odległości 1,3 km, ale różnice te nie były statystycznie istotne (rys. 2).

Aktywność ureazy w badanych glebach kształtowała się w zakresie: od 3,32 (obiekt ZA1) do 5,71 (obiekt WO) mg $N\text{-}NH_4^+$ $kg^{-1}\cdot h^{-1}$ (rys. 3). W glebie obiektu WR, usytuowanego w odległości 3 km od źródła emisji aktywność ureazy była na istotnie niższym poziomie niż w glebie obiektu ZA4, położonego w odległości 1,3 km od Zakładów Azotowych. Relatywnie wysoką aktywność ureazy w glebach usytuowanych w pobliżu zakładów przemysłowych obserwowano również w innych badaniach (Januszek 1999, Bielińska, Domżał 2001, Bielińska 2002). Ureaza jest odporna na działanie czynników zewnętrznych, a w warunkach stresowych obserwuje się wzrost jej aktywności. Zdaniem niektórych badaczy (Carbrera i in. 1994, Stępniewska, Samborska 2002) jedynym czynnikiem limitującym jej aktywność jest dostępność substratu – mocznika, gdyż jako enzym ekstracelularny jest syntetyzowana jedynie w jego obecności. Badania Bielińskiej (2002) wykazały, że wysoki poziom aktywności ureazy w glebie poleśnej w pobliżu Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. wiązał się z emisją pyłów nawozowych (mocznika i saletry amonowej). Emisja pyłów nawozowych zawierających mocznik w stosunku do 1985 roku została wprawdzie obniżona o 85%, lecz w dalszym ciągu wynosi ponad 600 ton rocznie (Bielińska, Domżał 2001).



Rys. 3. Aktywność ureazy w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,5)
Fig. 3. Urease activity in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.5)
Objaśnienia jak na rys. 1 – Explanations as in Fig. 1.

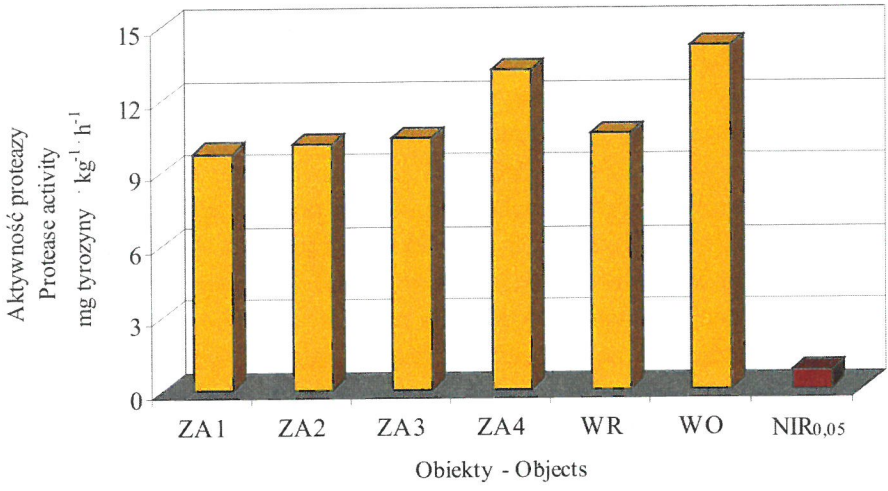
Podobnie jak w przypadku aktywności wcześniej omawianych enzymów, najmniejszą aktywnością proteazy cechowała gleba w obiekcie ZA1 (9,8 mg tyrozyny·kg^{-1}·h^{-1}), a największą gleba opadowoglejowa w obiekcie WO (14,2 mg tyrozyny·kg^{-1}·h^{-1}), (rys. 4). Relatywnie wysoki poziom aktywności enzymatycznej obserwowany w glebie opadowoglejowej, w obiekcie usytuowanym najdalej (w odległości 9 km) od Zakładów Azotowych, na siedlisku leśnym (bór mieszany świeży), wiązał się nie tylko z mniejszą intensywnością presji antropogenicznej niż w przypadku gleb antropogenicznych pobielicoziemnych znajdujących się bliżej źródła emisji (na powierzchniach pod roślinnością synantropijną), ale także zróżnicowanymi reakcjami buforowymi analizowanych gleb. Każdy typ gleby posiada charakterystyczny skład specyficznych enzymów i właściwy sobie poziom aktywności enzymatycznej. Różnice w kształtowaniu się aktywności biologicznej w różnych typach gleb są spowodowane głównie przez fakt, że każdy typ gleby zależnie od jej pochodzenia i warunków rozwojowych jest odmienny pod względem zawartości materii organicznej, składu granulometrycznego i aktywności mikroorganizmów, a w konsekwencji procesów biologicznych (Gianfreda, Bollag 1996).

Aktywność proteazy w glebie w obiekcie WR kształtowała się na poziomie aktywności tego enzymu w glebach obiektów ZA1-ZA3 i była mniejsza, statystycznie istotnie niż w glebie obiektu ZA4 (rys. 4).

W glebie obiektu ZA3 aktywność ureazy i proteazy była istotnie mniejsza niż w glebie obiektu ZA4, pomimo tego, iż obydwa obiekty znajdowały się w takiej samej odległości (1,3 km) od źródła emisji (rys. 3-4). Mogło to być związane z relatywnie wysoką zawartością mineralnych form azotu ($N\text{-}NH_4^+$ i $N\text{-}NO_3^-$) w glebie obiektu ZA3 (Rozdział „Właściwości fizykochemiczne i chemiczne", rys. 6-7). Również w innych badaniach (Bandick, Dick 1999, Kieliszewska-Rokicka 2001, Bielińska, Węgorek 2005) wykazano, że podwyższony poziom N mineralnego w glebie ogranicza aktywność ureazy i proteazy.

Wpływ na kształtowanie się aktywności enzymatycznej badanych gleb miały z pewnością abiotyczne czynniki siedliskotwórcze (nasłonecznienie, temperatura, wilgotność). Aktywność enzymów uzależniona jest w dużej mierze od wilgotności i natlenienia gleby. Odpowiednio duża wilgotność gleby jest warunkiem podstawowym dla działania enzymów glebowych (Koper, Piotrowska 1996). Gregorich i in. (1994) wykazali, że zmiany aktywności enzymów są istotnie związane ze zmianami wilgotności i natlenienia gleby i są prawie niezależne od niewielkich różnic w zawartości C i N w glebie.

Kolejnym czynnikiem modyfikującym aktywność badanych enzymów w analizowanych glebach mógł być zróżnicowany skład gatunkowy szaty roślinnej, który



Rys. 4. Aktywność proteazy w badanych glebach ($NIR_{0,05}$ = 0,8)
Fig. 4. Protease activity in the investigated soils ($LSD_{0.05}$ = 0.8)
Objaśnienia jak na rys. 1 – Explanations as in Fig. 1.

wpływa na nagromadzanie się w glebie specyficznych substratów dla reakcji enzymatycznych (Dahm 1984, Koper, Piotrowska 1996, Gostkowska i in. 1998, Bielińska 2002). Burns (1983) podkreśla, że oddziaływanie roślin wyższych na enzymy glebowe zależy od składu chemicznego rośliny, który nawet w przypadku samych wydzielin korzeniowych może być inny u różnych rodzajów, gatunków, a nawet odmian. Według Dahm (1984) indywidualny wpływ poszczególnych gatunków na aktywność enzymatyczną gleby jest związany z różnym składem gatunkowym bakterii zasiedlających korzenie roślin. Na przykład, Dahm i Redlak (1998) informują, że synteza proteazy jest hamowana przez wydzieliny korzeniowe roślin, szczególnie drzewiastych. W strefie korzeniowej topoli w ogóle nie stwierdzono obecności bakterii proteolitycznych, w przypadku sosny bakterie te występowały tylko sporadycznie (Dahm, Redlak 1998). Gatunek drzewa wpływając istotnie na stężenie rozpuszczalnego węgla w glebie determinuje zmiany aktywności enzymów glebowych (Kieliszewska-Rokicka 2001). Kieliszewska-Rokicka (2001) informuje o wzroście aktywności dehydrogenazowej gleby wraz z wiekiem i rozmiarem siewek sosny rosnących w szkółkach leśnych. Zdaniem cytowanej autorki obserwowana stymulacja aktywności dehydrogenaz sugeruje, że wielkość puli węglowodanów przekazywana do korzeni ma istotny wpływ na aktywność mikroorganizmów. O tym jak silnie związana jest aktywność enzymów z rozwojem systemu korzeniowego rośliny świadczą miedzy

innymi wyniki badań Kucharskiego (1997) oraz Januszka (1999). Natomiast Januszek (1999) nie stwierdził wpływu gatunku drzewa na aktywność dehydrogenaz i ureazy, a wykazał wpływ gatunku na aktywność fosfataz i inwertazy.

Wykazane w niniejszych badaniach silne zakwaszenie analizowanych gleb (Rozdział „Właściwości fizykochemiczne...", tab. 1) wiąże się z dopływem do środowiska protonów w formie suchej lub mokrej precypitacji emitowanej przez Zakłady Azotowe. Kowalkowski i in. (1999) wykazali, że w warunkach niestabilnej gospodarki jonowej, przy zachodzących zmianach ilościowych imisji, w glebach o słabej lub utraconej zdolności buforowania zachodzą kaskadowe reakcje wymiany kationowej o charakterze zasadowym na kationy pochodzące z imisji i protony wodoru powstające w reakcji wymiennej. Niekorzystne właściwości gleb kwaśnych są wynikiem oddziaływania wielu czynników ściśle od siebie uzależnionych, takich jak: zawartość i jakość substancji organicznej, występowanie frakcji koloidalnej, odczyn, wilgotność i temperatura gleby (Prusinkiewicz i in. 1992, Kurek 2002). Kwaśne imisje powodują degradację próchnicy glebowej oraz pogorszenie fizykochemicznych i biologicznych właściwości gleby (Kurek 2002). Wartość pH gleby jest między innymi warunkiem bytowania mikroorganizmów i ich aktywności metabolicznej, dostępności składników odżywczych, determinuje nasilenie aktywności enzymów (Kurek 2002, Bielińska, Domżał 2004). Wpływ kwaśnych opadów na parametry chemiczne gleby jest dość dobrze poznany i nie wymaga komentarza. Dane dotyczące wpływu zwiększonego ładunku protonów na właściwości biologiczne gleb są często sprzeczne (Fritze 1992, Vanhala i in. 1996, Januszek 1999, Kurek 2002). Jest to prawdopodobnie związane z indywidualnymi właściwościami enzymu, warunkami glebowymi oraz z różnicami w natężeniu i czasu oddziaływania antropopresji. Badania Fritze (1992) wykazały, że krótkotrwałe oddziaływanie kwaśnego ładunku wpływa toksycznie na mikroorganizmy glebowe i hamuje ich aktywność biochemiczną. Natomiast długotrwały (12 lat) dopływ podwyższonego ładunku protonów zmieniał chemiczne właściwości humusu leśnego, lecz nie wpływał na parametry biologiczne gleby (Vanhala i in. 1996). Zdaniem Kurek (2002) w efekcie długotrwałego oddziaływania zwiększonego ładunku protonów pochodzenia antropogenicznego na środowisko glebowe następuje selekcja i adaptacja mikroorganizmów do obniżonego pH. Ujemny wpływ zakwaszenia gleb na ich aktywność metaboliczną wynika zarówno z określonej reakcji mikroorganizmów i korzeni roślin na koncentrację jonów wodorowych w roztworze glebowym, jak i z niekorzystnych właściwości chemicznych kwaśnych gleb (Frankenberger, Johnson 1982, Kobus 1995, Bielińska, Domżał 2004). Badura (1997) zwraca uwagę, że kwaśne deszcze przede wszystkim

oddziałują na część asymilacyjną ekosystemu i bardzo szybko doprowadzają do śmierci roślin (co było widoczne m.in. w lasach Gór Izerskich), a w konsekwencji do zniszczenia całego ekosystemu, ponieważ ta część ekosystemu jest pozbawiona tak sprawnych mechanizmów warunkujących homeostazę układu, jaki posiada podekosystem glebowy. Zdaniem cytowanego autora oddziaływanie stężenia jakiegoś czynnika toksycznego, np. emisji przemysłowych powinno być mierzone z uwzględnieniem pojemności buforowej, homeostatycznej danego systemu ekologicznego, a więc w przypadku ekosystemów lądowych należy uwzględniać czy mamy do czynienia z podsystemem glebowym czy też asymilacyjnym. Frankenberger i Johanson (1982) wykazali, że osłabienie aktywności enzymatycznej gleby w wyniku wzrostu jej zakwaszenia jest efektem zniszczenia wiązań hydrofobowych, jonowych i wodorowych w centrum aktywnym, co prowadzi do nieodwracalnego zatracenia drugorzędowej struktury białka enzymatycznego. Również w przypadku nitryfikacji do niedawna sądzono, że w kwaśnych glebach leśnych za ten proces odpowiedzialne są głównie mikroorganizmy heterogeniczne. Jednak liczne badania (m.in.: de Boer i in. 1995, Priha, Smolander 1995) wskazują, że w kwaśnych glebach selekcjonują się kwasotolerancyjne autotroficzne nitryfikatory (93% przy pH 3,9-4,3), a udział heterotrofów jest niewielki. W hodowlach na podłożach laboratoryjnych dolna granica pH dla aktywności nitryfikatorów była dużo wyższa niż pH gleby, z której zostały wyizolowane (de Boer i in. 1995). Zdaniem Kurek (2002) fakt ten świadczy, że modelowe badania w warunkach laboratoryjnych nie odzwierciedlają regulacyjnej funkcji gleby.

Wykorzystanie wybranych wskaźników enzymatycznych, jako prostych testów toksykologicznych do oceny wpływu imisji przemysłowych na organizmy żywe może stanowić podstawę do prac badawczych nad ustaleniem poziomu „dopuszczalnego tła" skażenia antropogenicznego.

WNIOSKI

1. Aktywność enzymatyczna gleb była zróżnicowana w zależności od podłożenia od źródła emisji. Nasilenie i kierunek obserwowanych zmian zależne były od indywidualnych właściwości badanego enzymu.

2. Aktywność dehydrogenaz, fosfataz i proteazy w badanych glebach wahała się w szerokich granicach, jednak wyraźnie zależała od intensywności presji antropogenicznej. Prawidłowości takiej nie stwierdzono w przypadku ureazy, co jeszcze raz potwierdza, że enzym ten jest odporny na działanie czynników zewnętrznych, a jedynym czynnikiem limitującym jego aktywność jest dostępność substratu – mocznika.

3. Spośród badanych enzymów największą wrażliwość na antropogeniczne czynniki stresowe wykazywały dehydrogenazy. W analizowanych glebach aktywność tej grupy enzymów była na wyraźnie niższym poziomie niż w glebach piaszczystych w naturalnych ekosystemach leśnych.

4. Sukcesywny wzrost aktywności enzymatycznej gleb wraz z odległością od źródła emisji jest wskaźnikiem narastania ich zdolności samoregulacyjnej.

5. Wykorzystanie wybranych wskaźników biochemicznych, jako testu toksycznego, do oceny wpływu imisji przemysłowych na organizmy żywe może stanowić podstawę do prac badawczych nad ustaleniem poziomu „dopuszczalnego tła" skażenia antropogenicznego.

PIŚMIENNICTWO

Badura L., 1997. Metale ciężkie w ekosystemach lądowych, a ekotoksykologia. W: Barabasz W. (red.) Drobnoustroje w środowisku. Występowanie, aktywność i znaczenie, AR Kraków, 13-25.

Bandick A.K., Dick R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. Soil Biol. Biochem., 31, 1471-1479.

Bielińska E.J., 2002. Enzymatyczne wskaźniki rekultywacji gruntów pogórniczych na zalesionych zwałowisku kopalni siarki. Konferencja Naukowo-Techniczna Zagospodarowanie gruntów zdegradowanych badania, kryteria oceny, rekultywacja, Mrągowo, 251-260.

Bielińska E.J., Domżał H., 2001. Enzymatic activity of the soil as an indicator of environment contamination. Acta Agrophysica, 56, 60-72.

Bielińska E.J., Domżał H., 2004. Zastosowanie testów enzymatycznych do oceny antropogenicznych przekształceń gleb leśnych na terenie Nadleśnictwa Puławy. Rocz. Glebozn., 55, 61-68.

Bielińska E.J., Węgorek T., 2005. Ocena oddziaływania zadrzewienia śródpolnego na aktywność enzymatyczną gleby płowej. Acta Agrophysica, 5(1), 17-24.

Burns R.G., 1983. Extracellular enzyme-substrate interactions in soil. w: Slater H. (red.), Microbes in their natural environments, Cambridge University Press, New York, 249-298.

Carbrera M.L., Kissel D.L., Bock B.R., 1994. Urea hydrolysis in soil. Effect of urea concentration and soil pH. Soil Biol. Biochem., 23, 1121-1124.

Dahm H., 1984. Generic composition and physiological and cultural properties of heterotrophic bacteria isolated from soil, rhizosphere and mycorhzosphere of pine (*Pinus sylvestris L.*). Acta Microbial. Pol., 33, 2, 147-156.

Dahm H., Redlak K., 1998. Bakterie gleby, ryzosfery i mikoryzosfery sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris L.*) wyizolowanej z pożarzyska leśnego. Ekologiczne aspekty mikrobiologii gleby, Katedra Mikrobiologii Rolnej AR w Poznaniu, 105-118.

De Boer W., Klein Gunnewiek P.J.A., Troelstra S.R., 1995. Nitrification in Duch healthland silos. II Characteristics of nitrate production. Plant Soil, 127, 193-200.

Frankenberger W.T. Jr, Johanson J.B., 1982. Effect of pH on enzyme stability in soils. Soil Biol. Biochem., 14, 433-437.

Fritze H., 1992. Effects of environmental pollution on forest soil microflora – a reviev. Silva Fenn. 26, 37-47.

Gianfreda L., Bollag J.-M., 1996. Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. w: Stotzky G., Bollag J.-M. (eds.) Soil Biochemistry, 9: 123 – 193, Marcel Dekker, New York, Basel, Hong Kong.

Gostkowska K., Furczak J., Domżał H., Bielińska E.J., 1998. Suitability of some biochemical and microbiological tests for the degradation degree of podzolic soil on the background of it differentiated usage. Pol. J. Soil Sci., 30/2, 69-78.

Gregorich E.G., Carter M.R., Angers D.A., Monreal C.M., Ellert B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Can. J. Soil Sci. 74, 367-385.

Januszek K., 1999. Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych. Zesz. Nauk. AR w Krakowie, ser. Rozprawy, 250, 114-117.

Kieliszewska-Rokicka B., 2001. Enzymy glebowe i ich znaczenie w badaniach aktywności mikrobiologicznej gleby. Drobnoustroje środowiska glebowego. Red. H. Dahm, A. Pokojska-Burdziej, UMK Toruń, 37-47.

Kiss S., Drăgan - Bularda M., Paşca D., 1986. Activity and stability of enzyme molecules following their contact with clay mineral surfaces. Studia Univ. Babeş-Bolyai, Biol., 31 (2), 3-29.

Kobus J., 1995. Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 421a, 209-219.

Koper J., Piotrowska A., 1996. Aktywność enzymatyczna gleby płowej w zależności od uprawy roślin w zmianowaniu i monokulturze. Rocz. Glebozn., 47, 89-100.

Kowalkowski A., Kopron H., Lewandowska J., Jedliczko S., Płecha R., 1999. Możliwości przywracania funkcji leśnych w długotrwale niezrównoważonym ekosystemie leśnym Nadleśnictwa Puławy. In: Kom. Nauk Leśnych PAN, „Funkcjonowanie gleb leśnych na terenach zagrożonych i trendy jego zmian", Puławy, 49-63.

Kucharski J., 1997. Relacje między aktywnością enzymów a żyznością gleby. W: Barabasz W. (red.) Drobnoustroje w środowisku. Występowanie, aktywność i znaczenie, AR Kraków, 327-347.

Kurek E., 2002. Związki przyczynowo-skutkowe aktywności mikrobiologicznej i zakwaszenia gleb. Zesz. Prob. Post. Nauk Roln., 482, 307-316.

Ladd N., Butler J.H.A., 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem., 4, 19-30.

Nannipieri P., Grego S., Ceccanti B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. w: Bollag J.M. Stotzky G. (eds.), Soil Biochemistry, 6, 293-355, Marcek Dekker, New York.

Priha O., Smolander A., 1995. Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N-fertilized and limed Norway spruce forests. Soil Biol. Biochem., 27, 305-310.

Prusinkiewicz Z., Kwiatkowska A., Pokojska U., 1992. Zmiany odczynu i buforowości gleb w świetle kilkuletnich symulacyjnych doświadczeń terenowych nad skutkami kwaśnych deszczów. Roczn. Glebozn., 43, 5-21.

Rossel D., Tarradellas J., Bitton G., Morel J.L., 1997. Use of enzymes in soil ecotoxicology: a case for dehydrogenase and hydrolytic enzymes. W: J. Tarradallas, G. Bitton. D. Rossel (red.), Soil ecotoxicology, CRC Lewis Publishers, Boca Raton-New York-London-Tokyo, 179-205.

Stępniewska Z. i Samborska A., 2002. Dynamika zmian aktywności ureazy na polach obsianych mieszanką traw: *Alopecurus Pratensis, Phalaris Arundinacea, Festula Pratensis* irygowanych ściekami miejskimi, w: Mat. III Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo-Technicznego, w: „Bioremediacja gruntów", Wisła-Jarzębata 2002, 89-96.

Tabatabai M. A., Bremner J.M., 1969. Use of p-nitrophenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem., 1, 301-307.

Thalmann A., 1968. Zur Methodik derestimmung der Dehydrogenase aktivit in Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landwirtsch. Forsch., 21, 249-258.

Vanhala P., Fritze H., Neuvonen S., 1996. Prolonged simulated acid rain treatment in the subarctic: Effect on the soil respiration rate and microbial biomass. Biol. Fertil. Soils. 23, 7-14.
Zantua M.I., Bremner J.M., 1975. Comparison of methods of assaying urease activity in soils. Soil Biol. Biochem., 7, 291-295.

ENZYMATIC ACTIVITY OF SOILS

Elżbieta Jolanta Bielińska

Institute of Soil Science and Environmental Management, Agricultural University
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: elzbieta.bielinska@ar.lublin.pl

Abstract. The enzymatic activity of soils was different depending on the distance from the source of emission. The intensity and direction of the changes observed depended on the individual properties of the enzyme studied. Although the activity of dehydrogenases, phosphatases and proteasis in the soils studied widely oscillated, but it was clearly dependant on the intensity of anthropogenic pressure. Such regularity was not found in urease. The successive increase of the enzymatic activity of the soils along with the increasing distance from the source of emission indicates that the self-adjusting capacity of the soils increases. Among the enzymes studied the largest sensitivity to anthropogenic stress factors was found in dehydrogenases. The biomonitoring of soils conducted in the impact area of "Puławy" S.A. Nitrogen Plant shows that the definition of the activity of selected enzymes in soils in respect of the complex relationships with environmental factors provides information on the environment condition, and also on the nature of environmental changes, and allows to identify trends.

Keywords: soils, enzymatic activity, industrial pollution

OCENA PRZEOBRAŻEŃ ŚRODOWISKA GLEBOWEGO I STABILNOŚCI EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH W OBSZARZE ODDZIAŁYWANIA ZAKŁADÓW AZOTOWYCH „PUŁAWY" S.A.

PODSUMOWANIE

Podsumowując należy stwierdzić, że ekosystemy leśne w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A. cechują się specyficznym zespołem czynników biotycznych i abiotycznych, powstałym w wyniku długoletniej emisji azotowej. Stan fizyczny badanych gleb był determinowany głównie właściwościami materiału, z którego gleby zostały wytworzone, tj. piasku bądź gliny zwałowej i nie zależał jednoznacznie od położenia od źródła emisji. Wpływ stanu fizycznego gleby na wzrost i funkcjonowanie korzeni roślin jest oczywisty i nie wymaga komentarza. Należy natomiast podkreślić, że system korzeniowy spełnia również funkcję mechaniczną i jego zadań w środowisku edaficznym nie można niczym substytuować. W niniejszych badaniach wykazano znaczący wpływ uziarnienia na badane cechy gleb oraz skład gatunkowy szaty roślinnej. W przypadku właściwości fizykochemicznych, chemicznych i biologicznych gleb oraz składu florystycznego i cech rozwojowych drzewostanów czynnikami różnicującymi, poza intensywnością wpływów antropogenicznych generowanych głównie przez Zakłady Azotowe (jak również przez lokalne elektrociepłownie, czy nasilające się z roku na rok natężenie ruchu drogowego), były odmienne warunki siedliskowe oraz skład chemiczny rozkładającego się materiału organicznego. Przeprowadzone badania wykazały, że wpływ imisji przemysłowych na stan ekochemiczny i właściwości biologiczne gleb może być modyfikowany pojemnością buforową ekosystemu glebowego, a także warunkami korzystnymi dla rozwoju mikroorganizmów. Relatywnie wysoki poziom aktywności biologicznej obserwowany w glebie opadowoglejowej usytuowanej najdalej (w odległości około 9 km) od Zakładów Azotowych, wiązał się nie tylko z mniejszą intensywnością presji antropogenicznej niż w przypadku gleb bielicoziemnych znajdujących się bliżej źródła emisji, ale także z odmiennymi warunkami siedliskowymi i zróżnicowanymi reakcjami buforowymi analizowanych gleb. Wyniki te jeszcze raz potwierdzają, że pomiędzy czynnikami decydującymi o jakości gleb istnieje ścisła współzależność. Wzajemnie się one uzupełniają, kształtując określony stan ekologiczny środowiska glebowego. Różnice w kształtowaniu się aktywności biologicznej w różnych typach gleb są spowodowane głównie przez fakt, że każdy typ gleby zależnie od jej pochodzenia i warunków rozwojowych jest odmienny pod względem zawartości materii organicznej, składu granulo-

metrycznego i liczebności mikroorganizmów. Każdy typ gleby posiada charakterystyczny skład specyficznych enzymów i właściwy sobie poziom aktywności enzymatycznej.

Zmiany aktywności badanych parametrów biologicznych uzależnione były zarówno od właściwości fizycznych i chemicznych gleb, jak i od indywidualnych właściwości enzymów, co może wynikać z dużego zróżnicowania ich reakcji, wrażliwości i odporności na czynniki środowiskowe. Relatywnie wysoki poziom aktywności ureazy w glebie poleśnej w pobliżu Zakładów Azotowych wiązał się z emisją pyłów nawozowych (mocznika i saletry amonowej). Emisja pyłów nawozowych zawierających mocznik w latach 2004-2006 w stosunku do 1985 roku została wprawdzie obniżona o 85%, lecz w dalszym ciągu wynosi ponad 600 ton rocznie. Ureaza jest odporna na działanie czynników zewnętrznych, a w warunkach stresowych obserwuje się wzrost jej aktywności. Jedynym czynnikiem limitującym jej aktywność jest dostępność substratu – mocznika.

Kolejnym czynnikiem modyfikującym aktywność enzymatyczną badanych gleb był zróżnicowany skład gatunkowy szaty roślinnej, który wpływa na nagromadzanie się w glebie specyficznych substratów dla reakcji enzymatycznych. Najbardziej dynamiczne właściwości gleb, a zwłaszcza zawartość węgla organicznego, która decyduje o rozwoju i aktywności mikroflory glebowej, są silnie związane z funkcjonowaniem biocenozy leśnej.

Obserwowane silne zakwaszenie badanych gleb, niezależnie od położenia od źródła emisji, wiąże się z długotrwałą, intensywną imisją tlenków azotu i amoniaku w formie opadu mokrego i suchego. Na badanym terenie, w wyniku akumulacji substancji zakwaszających ilość protonów przekroczyła możliwości buforowe gleb, co spowodowało wymycie ze strefy korzeniowej kationów wymiennych i składników odżywczych oraz obniżenie aktywności enzymatycznej gleb, szczególnie wyraźne w przypadku dehydrogenaz. Kwaśne imisje oddziałują przede wszystkim na część asymilacyjną ekosystemu i bardzo szybko doprowadzają do śmierci roślin, a w konsekwencji do zniszczenia całego ekosystemu. Asymilacyjna część ekosystemu jest pozbawiona tak sprawnych mechanizmów warunkujących homeostazę układu, jaki posiada podekosystem glebowy.

Uzyskane rezultaty wskazujące, że badany ekosystem jest w stanie włączyć do obiegu biologicznego lub zatrzymać w glebie związki azotu docierające z atmosfery, a także sukcesywny wzrost aktywności enzymatycznej gleb wraz z odległością od źródła emisji jest wskaźnikiem narastania ich zdolności samoregulacyjnej, co znalazło potwierdzenie w obserwowanych pozytywnych zmianach komponentów ekosystemów leśnych, takich jak odnowienia naturalne drzewostanów i runa leśnego.

Przeprowadzone badania wykazały, że kompleksowe określenie zmian parametrów glebowych w aspekcie złożonych powiązań ze składem florystycznym

i cechami rozwojowymi drzewostanu dostarcza informacji o stanie (jakości) środowiska, a także o naturze jego zmian oraz pozwala na monitoring długookresowy i identyfikację trendów. Obserwowane zależności pomiędzy biochemicznymi i fizykochemicznymi oraz chemicznymi właściwościami gleb w strefie wieloletniej emisji azotowej wskazują, że wykorzystanie parametrów biochemicznych wiąże się z wyjaśnieniem złożonych relacji między aktywnością bioty glebowej a składnikami gleby, które „buforują" wpływ czynników zewnętrznych. Jest to istotne w świetle nakładania się zmian właściwości gleb spowodowanych czynnikami antropogenicznymi i przyrodniczymi oraz zdolności gleb do samoregulacji tych zmian, co znacznie utrudnia ich analityczne i interpretacyjne udokumentowanie. Wobec niemożności całkowitego wyeliminowania kwaśnych imisji na tereny leśne otaczające Zakłady Azotowe, a także wobec faktu, że gleba jako układ otwarty narażona jest na ciągły wpływ działania czynników środowiskowych, ważne jest śledzenie relacji pomiędzy zmianami parametrów glebowych a zmianami w komponentach ekosystemu leśnego. Badania z tego zakresu powinny być kontynuowane, ponieważ ułatwią wybór zabiegów związanych z ochroną i renaturyzacją ekosystemów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy" S.A.

THE ASSESSMENT OF SOIL ENVIRONMENT TRANSFORMATION AND THE STABILITY OF FOREST ECOSYSTEMS IN THE IMPACT AREA OF THE "PUŁAWY" S.A. NITROGEN PLANT

SUMMARY

To sum up, it should be stated that forest ecosystems in the impact area of the Puławy S.A. Nitrogen Plant feature a special complex of biotic and abiotic factors formed as a result of a long term nitrogen emission. The physical state of the soils studied was mainly determined by the properties of the material from which the soils were formed, i.e. sand or boulder clay, and did not explicitly depend on the distance from the source of emission. The influence of the physical state of the soil on the growth and functioning of plant roots is obvious and does not require any comments. However, it should be stressed that the root system also fulfils a mechanical function, and the tasks it performs in the edaphic environment cannot be substituted. In the studies discussed in this paper a considerable impact by soil grain sizes was found on the soil properties studied and on the species composition of the vegetation cover. In the case of the physico-chemical, chemical, and biological properties of the soils and the floral composition and development features of tree stands, the diversifying factors

include, besides the intensity of the anthropogenic impact generated mainly by the Nitrogen Plant (and by the local heat and power plants, or road traffic increasing by the year,) different habitat conditions and the chemical composition of decaying organic material. The studies showed that the impact of industrial ambient concentration on the eco-chemical state and biological properties of the soils can be modified by the buffer capacity of the soil ecosystem, and by conditions favourable for the development of micro-organisms. The relatively high level of biological activity observed in the dust deposit gley soil situated at the largest distance (around 9 km) away from the Nitrogen Plant, was connected not only with the intensity of anthropogenic stress lower than in podzolic soils located closer to the source of emission, but also with different habitat conditions and different buffer response of the soils studied. Those results once again prove that there is close interdependence between the factors decisive for soil quality. They supplement each other, shaping the specific ecological condition of the soil environment. Differences in the shaping of biological activity in various soil types are mainly caused by the fact that depending on soil origin and development conditions each soil type has a different content of organic matter, granulometric composition, and micro-organism quantity. Each soil type also features a characteristic composition of enzymes and a unique level of enzymatic activity.

The changes in the activity of biological parameters studied were dependant both on physical and chemical properties of soils, and on individual enzyme properties, which may result from a large diversification of their reactions, sensitivity and resistance to environmental factors. A relatively high level of urease activity in the post-forest soil located near the Nitrogen Plant was connected with the emission of fertilizer dust (urea and ammonium nitrate.) Although the emission of fertilizer dust containing urea was reduced in the years 2004-2006 by 85% as compared to 1985, it still amounts to over 600 tonnes annually. Urease is resistant to external factors, and it is observed that its activity increases in stress conditions. The only factor limiting urease activity is the availability of the substrate i.e urea.

The next factor modifying the enzymatic activity of the soils studied was the diversified species composition of the vegetation cover, which influences the accumulation in the soil of substrates specific to enzymatic reactions. The most dynamic properties of soils, and particularly the content of organic carbon, which is decisive for the development and activity of soil micro flora, are strongly connected with the functioning of forest biocenosis.

It was observed that the strong acidification of the soils studied was connected with a long term intensive ambient concentration of nitric oxides and ammonia in the

form of wet and dry fall, independently of the distance from the source of emission. In the area studied, the amount of protons exceeded the buffer capacity of soils as a result of the accumulation of acidifying substances, which resulted in the washing out of replaceable cations and nutrient components from the root system, and in the reduction of the enzymatic activity of soils, particularly clear in dehydrogenses. The acidic ambient concentrations first of all affect the assimilation part of an ecosystem and very quickly cuase plants to die, which finally results in the destruction of the entire ecosystem. The assimilation part of the ecosystem lacks such efficient mechanisms conditioning the system's homeostasis as the soil sub-ecosystem has.

The results obtained showed that the ecosystem studied had the capacity to introduce nitrogen compounds from the air to the biological circulation or to hold them in the soil, and that the successive increase of the enzymatic activity of soils along with a larger distance from the source of emission is an indicator of the growing self-adjustment capacity of the soils, which was proved by the positive changes observed in the forest ecosystem components, such as the natural renewal of tree stands and ground cover.

The studies showed that the identification of the changes in soil parameters in the aspect of complex relationships with the floral composition and the development features of the tree stands provided information on the condition (quality) of the environment, and also on the nature of changes, and allowed for the long term monitoring and identification of trends. The interdependence observed between the biochemical, physical and chemical, and chemical properties of the soils in the area of a long term nitrogen emission show that the use of biochemical parameters explains the complex relationships between the soil biota and soil components, which "buffer" the impact of external factors. It is essential to refer to the changes in soil properties caused by anthropogenic and natural factors, and to the capacity of soils to self-adjust to those changes, as those phenomena somehow overlap and make the analysis and interpretation of those changes even more difficult. As it is impossible to entirely eliminate acidic ambient concentrations in the forest areas surrounding the Nitrogen Plant, and because soil, being an open system, is exposed to the constant influence of the action of environmental factors, it is important to trace relationships between the changes in soil parameters, and the changes in the components of a forest ecosystem. Further studies should be carried out because they will facilitate the selection of measures aimed at the protection and renaturalisation of forest ecosystems in the impact area of "Puławy" S.A. Nitrogen Plant.