

ACTA AGROPHYSICA



Jan Paluszek, Wojciech Żembrowski

**ULEPSZANIE GLEB ULEGAJĄCYCH EROZJI
W KRAJOBRAZIE LESSOWYM**

164

**Instytut Agrofizyki
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN
w Lublinie**

**Rozprawy i Monografie
2008 (4)**

Komitet Redakcyjny

Redaktor Naczelny – Józef Horabik
Zastępca Redaktora Naczelnego – Grzegorz Józefaciuk
Sekretarz Redakcji – Wanda Wozniak

Rada Redakcyjna

Tomasz Brandyk, czł. koresp. PAN – przewodniczący

Ryszard Debicki	Jerzy Lipiec
Bohdan Dobrzański	Piotr P. Lewicki
Danuta Drozd	Stanisław Nawrocki, czł. rzecz. PAN
Franciszek Dubert	Edward Niedzwiecki
Tadeusz Filipek	Viliam Novák, Słowacja
Józef Fornal	Josef Pecen, Czechy
Jan Głinski, czł. rzecz. PAN	Jan Siewiesiuk
Eugeniusz Kaminski	Witold Stepniewski
Andrzej Kedziora	Zbigniew Slipek
Tadeusz Kesik	Bogusław Szot
Krystyna Konstankiewicz	Dorota Witrowa-Rajchert
Janusz Laskowski	

Opiniował do druku:

doc. dr hab. Jerzy Rejman

Adres redakcji

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Wydawnictwo
ul. Doswiadczalna 4, 20-290 Lublin, tel. (0-81) 744-50-61, <http://www.ipan.lublin.pl>
e-mail: w.wozniak@ipan.lublin.pl

Czasopismo jest umieszczone w następujących bazach:

Thomson Scientific Master Journal List
Polish Scientific Journals Contents – Life Sci.
Biblioteka Główna i Centrum Informacji Naukowej Akademii Rolniczej w Poznaniu
Instytut Bibliotekoznawstwa i Informacji Naukowej Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach
Lonicera – serwis botaniczny

©Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2008

**Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2007-2008 jako projekt badawczy
N N310 3770 33**

ISSN 1234-4125

Acta Agrophysica sa do nabycia w dziale Wydawnictw Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie.
Prenumerata instytucjonalna 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 200 egz. Ark. 12,4, Skład komputerowy: Ewa Hamera
Druk: Drukarnia ALF-GRAF, ul. Kosciuszki 4, 20-006 Lublin

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP	5
2. ROLA EROZJI GLEB W KRAJOBRAZIE ROLNICZYM	8
2.1. Procesy erozji gleb	8
2.2. Morfologia gleb	19
2.3. Właściwości gleb zerodowanych	23
2.3.1. Skład granulometryczny	23
2.3.2. Zawartość i jakość materii organicznej	25
2.3.3. Struktura glebowa	27
2.3.4. Wodoodporność agregatów glebowych	30
2.3.5. Właściwości wodne i powietrzne	38
2.3.6. Właściwości fizykochemiczne i chemiczne	45
2.4. Właściwości gleb deluwialnych	51
2.4.1. Skład granulometryczny i materia organiczna	52
2.4.2. Struktura glebowa	55
2.4.3. Wodoodporność agregatów glebowych	56
2.4.4. Właściwości wodne i powietrzne	58
2.4.5. Właściwości fizykochemiczne i chemiczne	61
2.5. Plonowanie roślin uprawnych na glebach zerodowanych i deluwialnych	63
3. ULEPSZANIE STRUKTURY I WODNO-POWIETRZNYCH WŁAŚCIWOŚCI GLEB	67
3.1. Nawozy naturalne i organiczne	69
3.1.1. Zastosowanie kompostów	70
3.1.2. Zastosowanie węgla brunatnego	75
3.2. Podział i właściwości syntetycznych polimerów	80
3.3. Polimery hydrofilowe (żelowe)	87
3.3.1. Zastosowanie Viterry	87
3.3.2. Zastosowanie Stockosorbu	96
3.3.3. Zastosowanie Hidroplus	101
3.3.4. Zastosowanie AgroHydroGelu	106
3.3.5. Zastosowanie Teracottem	111
3.4. Polimery hydrofobowe	114
3.4.1. Zastosowanie Terravestu	114
3.4.2. Zastosowanie PVAC Borwinył	121
3.5. Plonowanie roślin uprawnych na glebach ulepszanych polimerami	128
3.6. Zastosowanie polimerów w ochronie gleb przed erozją	131
4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI	133
5. PIŚMIENNICTWO	137
6. STRESZCZENIE	158
7. SUMMARY	160

1. WSTĘP

Lessy są węglanowymi utworami pyłowymi, porowatymi, o barwie żółtej lub żółtoszarej i o miąższości najmniej 2-3 m. Dominuje w nich frakcja granulometryczna 0,05-0,02 mm, wyselekcjonowana i deponowana głównie na drodze eolicznej, w warunkach względnie suchego klimatu (Maruszczak 2000). W stanie suchym lessy wykazują skłonności do spękania i tworzenia pionowych obrywków, natomiast pod wpływem nawodnienia lub dodatkowego obciążenia są skłonne do osiadania. Lessy tworzą pokrywy obejmujące oprócz różnowiekowych warstw właściwego lessu węglanowego, warstwy zwietrzałe i przekształcone pedogenetycznie. W Polsce występują one głównie na obszarze Wyżyn Środkowopolskich w formie płątów o powierzchni najczęściej kilkudziesięciu km² i grubości 10-35 m, oddzielonych dolinami rzecznyymi. Granice płątów są miejscami niewyraźne – less wyklinowuje się lub przechodzi stopniowo w pokrywy piaszczyste. Często granice mają charakter wyraźnych krawędzi morfologicznych. Wyższe krawędzie są zwykle uzależnione od rzeźby podłoża lessowego.

Obszary lessowe charakteryzują się drobnopromienną rzeźbą terenu. Falisty krajobraz pokryw lessowych jest uwarunkowany zarówno starszą rzeźbą podłoża, warunkami akumulacji lessu w okresie młodszego plejstocenu oraz działaniem procesów denudacyjnych po zakończeniu akumulacji lessu. W krajobrazie lessowym Polski dominują faliste wysoczyzny (wierzchowiny), których stoki, w zależności od wysokości względnych, są słabo lub silnie rozcięte przez doliny suche i wąwozy. Charakterystyczne dla powierzchni wysoczyznowych są płytkie dolinki nieckowate, ukształtowane w czasie akumulacji lessu w okresie zlodowacenia Wisły. Obok niecek krajobraz wysoczyzn urozmaicają miseczkowate zagłębienia bezodpływowe, zwane wymokami, powstałe w wyniku nierównomiernego osadzenia pokrywy lessowej i pogłębione wskutek ługowania węglanu wapnia (Maruszczak 1960). Po roztopach wiosennych są one często wypełnione wodą, co prowadzi do wymakania roślin uprawnych. Pierwotna powierzchnia wysoczyzn i stoków lessowych charakteryzowała się osobliwą mikrofalistością, polegającą na występowaniu drobnych garbów i zagłębień, ale została częściowo złagodzona w rezultacie rolniczej działalności człowieka (Maruszczak i Uziak 1978). W wyniku kilkusetletniej uprawy roli mniejsze wypukłości zostały całkowicie zrównane, a drobne zagłębienia wypełnione deluwialnym materiałem glebowym. Nachylenie stoki wysoczyzn lessowych są rozcięte przez głębokie, suche doliny o genezie erozyjno-denudacyjnej, wytworzone w klimacie peryglacjalnym w późnym plejstocenie. Znaczne nachylenia zboczy dolin suchych, przekraczające 15% bardzo utrudniają uprawę roli. Przy wysokościach względnych pomiędzy wysoczyzną a dnem doliny rzecznej przekraczających 50-70 m, stoki wysoczyzn lessowych

ulegają silnemu rozcięciu przez młode rozcięcia erozyjne typu wąwozów (Maruszczak 1986, 1988, 1998).

W krajobrazie lessowym Polski przeważają uprawne gleby płowe typowe, charakteryzujące się sekwencją poziomów genetycznych Ap-Eet-Blt-B2t-BC-Cca, z podpowierzchniowymi poziomami diagnostycznymi Eet-luvic i Bt-argic (Systematyka Gleb Polski 1989). Na nieerodowanych wysoczyznach osiągają one niekiedy głębokość do 200 cm, są najczęściej zaliczane do klasy bonitacyjnej II lub IIIa oraz kompleksu rolniczej przydatności pszennego bardzo dobrego lub dobrego. Uprawne czarnoziemy zaliczane do gleb reliktowych, o sekwencji poziomów genetycznych Ap-A-AC-Cca lub Ap-A-ABbr-Bbr-Cca, z diagnostycznym poziomem powierzchniowym A-mollic, występują mniej licznie. W otoczeniu czarnoziemów występują również gleby brunatne właściwe o sekwencji poziomów genetycznych Ap-Bbr-Cca z diagnostycznym poziomem podpowierzchniowym Bbr-cambic.

Gleby lessowe należą do najbardziej żyznych gleb na świecie (Catt 2001). Ze względu na duży udział cząstek pyłowych (0,05-0,002 mm) charakteryzują się bardzo dużą retencją wody dostępnej dla roślin, dobrymi właściwościami powietrznymi, dużą zasobnością w potas i azot ogółem, rozległą penetracją przez korzenie roślin i łatwością uprawy poziomu Ap (Turski 1985, Słowińska-Jurkiewicz 1989, Turski i Słowińska-Jurkiewicz 1994). Natomiast duże nachylenie, krótkie i wypukłe stoki oraz mała trwałość agregatów glebowych sprzyjają zaskorupianiu powierzchniowemu, utrudniają kiełkowanie roślin oraz zwiększają podatność gleb na procesy erozyjne.

Erozja gleb jest głównym procesem fizycznej degradacji pokrywy glebowej w silnie urzeźbionych obszarach rolniczych (Licznar 1995, Józefaciuk i Józefaciuk 1995, Koćmit 1998, Marcinek i Komisarek 2001, Olson i in. 2002). Degradacyjny charakter erozji polega na stopniowym skracaniu poziomów uprawno-próchnicznych w górnych, wypukłych częściach stoków i akumulacji materiału glebowego w obniżeniach terenu. W rezultacie powstają skrócone w różnym stopniu pedony gleb zerodowanych (Turski i in. 1987a, Marcinek 1994, Mokma i in. 1996, Marcinek i Komisarek 2001, Smeck i Balduff 2002) oraz nadbudowane pedony gleb deluwialnych (Bieniek 1997, Paluszek 2001a, 2001e). Równocześnie z niszczeniem poziomów genetycznych następuje zubożenie gleb w związku próchniczne i składniki pokarmowe roślin (Bajracharya i in. 1998, Kimble i in. 2001, Lal 2005, Olson i Jones 2005, Olson 2007). Poziomy Ap gleb zerodowanych wytworzone z poziomu iluwialnego lub skały macierzystej charakteryzują się gorszą agregacją i wodoodpornością agregatów oraz gorszymi właściwościami wodno-powietrznymi od gleb nieerodowanych (Gollany i in. 1991, Paluszek 1995, 2001d, Ebeid i in. 1995, Fullen i Brandsma 1995). Procesy erozyjne powodują również wypłukiwanie lub zamulanie roślin uprawnych oraz wymywanie

nawozów mineralnych i środków ochrony roślin. W rezultacie niszczenia zasiewów i pogorszenia żyzności gleb, erozja przyczynia się do znacznego obniżenia plonowania roślin uprawnych i pogorszenia jakości plonów (Lal 1998, Olson i in. 1999, Rejman i in. 2001, Lobo i in. 2005, Papiernik i in. 2005).

Przywrócenie korzystnych właściwości glebom zerodowanym wymaga stosowania zabiegów agrotechnicznych i agromelioracyjnych (Langdale i in. 1992, Bruce i in. 1995, Cox i in. 2001, Arriaga i Lowery 2003, Santana i in. 2003). Tradycyjne metody ulepszania struktury i właściwości fizycznych gleb polegają na zwiększeniu w nich zawartości materii organicznej. Służy temu nawożenie nawozami naturalnymi i organicznymi w wysokich dawkach, połączone z nawożeniem mineralnym NPK i wapnowaniem (Dębicki 1990, Cieśliński i in. 1997, Maciejewska 1998a, Stratton i Rechcił 1998, Wallace 1998a). Naturalne procesy agregacji w glebach mogą być przyspieszone przez wprowadzenie bardziej efektywnych i odporniejszych na rozkład mikrobiologiczny syntetycznych, wielkocząsteczkowych polimerów. Polimery mają właściwości łączenia cząstek gleby i mikroagregatów w wodoodporne makroagregaty glebowe (Nadler i in. 1996, Laird 1997, Brandsma i in. 1999, Wallace i Wallace 2003, Busscher i in. 2007). Dzięki polepszeniu trwałości agregatów, można kształtować zagęszczenie gleby, właściwości wodno-powietrzne, a pośrednio również właściwości fizykochemiczne i chemiczne, decydujące o żyzności i urodzajności gleb.

Monografia jest syntezą wieloletnich badań prowadzonych w Instytucie Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie. Opracowano ją na podstawie prac opublikowanych w czasopismach naukowych oraz niektórych wyników badań dotychczas niepublikowanych. Tematyka badawcza monografii obejmuje następujące zagadnienia:

- rolę procesów erozji w przekształcaniu pokrywy glebowej,
- zmiany składu granulometrycznego, zawartości i jakości materii organicznej, struktury glebowej, właściwości wodno-powietrznych, fizykochemicznych i chemicznych gleb oraz ich urodzajności pod wpływem erozji,
- wpływ wprowadzenia nawozów naturalnych i organicznych na właściwości gleb,
- wpływ stosowania syntetycznych polimerów na strukturę, gęstość gleby, właściwości wodno-powietrzne, fizykochemiczne i chemiczne gleb erodowanych,
- ocenę wpływu ulepszania gleb polimerami na plonowanie roślin uprawnych i niektóre elementy struktury plonu,
- zastosowanie syntetycznych polimerów do ochrony gleb przed erozją wodną.

2. ROLA EROZJI GLEB W KRAJOBRAZIE ROLNICZYM

2.1. Procesy erozji gleb

Erozja gleb jest określeniem używanym przez gleboznawców, które oznacza całokształt geomorfologicznych procesów stokowych, uaktywnionych brakiem naturalnej roślinności i prowadzących do zmniejszenia miąższości pokrywy glebowej aż do jej całkowitego zaniku. Z kolei w terminologii geomorfologicznej funkcjonuje ona jako synonim pojęcia „denudacja antropogeniczna”, obejmujące łączne oddziaływanie na stok zespołu procesów geomorfologicznych, wywołanych i przyspieszonych rolniczą działalnością człowieka (Niewiarowski i in. 1992, Klatkova 1996, Twardy 1996, Sinkiewicz 1998, Sowiński i Piaścik 1998). Erozja gleb (denudacja antropogeniczna) obejmuje: rozbryzg gleby przez spadające krople deszczu, spłukiwanie powierzchniowe (erozję wodną żłobinową i międzyżłobinową), powierzchniowe ruchy masowe (obrywanie, osuwanie, splezywanie, soliflukcję), erozję liniową (wąwozową), sufozję (erozję podziemną), denudację chemiczną (wzmoczone ługowanie gleb), deflację (erozję wietrzną), erozję uprawową (przemieszczanie gleb przez pług i narzędzia rolnicze) oraz erozję spowodowaną stratami gleby wynoszonej z plonami roślin okopowych i wybieraniem kamieni (Śnieszko 1997, Zgłobicki 2002, Ruysschaert i in. 2004, Stach 2006, Van Oost i in. 2006). Poszczególne procesy mają zróżnicowany wpływ na zmiany rzeźby terenu i pokrywy glebowej w różnych częściach świata, a także na produkcję rolniczą, w zależności od warunków środowiska przyrodniczego i warunków społeczno-gospodarczych.

Występująca na obszarach zmienionych przez działalność człowieka przyspieszona erozja gleb obejmuje odrywanie materiału glebowego i jego przeniesienie (transport) na bliższe lub dalsze odległości. Przenoszona masa glebowa podlega depozycji (osadzaniu) w postaci deluwialnych pokryw w dolnej części stoków, na dnach dolin suchych i dolin rzecznych oraz tworzy akumulacyjne tarasy rolne. Powszechnie przyjmuje się, że erozja gleb jest jednym z głównych czynników fizycznej degradacji pokrywy glebowej, przynosi wielkie straty dla rolnictwa i środowiska przyrodniczego, a ochrona przed jej skutkami wymaga ponoszenia olbrzymich nakładów finansowych (Daniels i in. 1989, Pimentel i in. 1995, Lal 1998, Calatrava-Leyva i Gonzalez-Roa 2001).

Rozbryzg gleby przez spadające krople deszczu stanowi pierwszą fazę erozji wodnej. Cząstki gleby oderwane wskutek uderzeń kropli deszczu przemieszczają się w dół stoku zgodnie z oddziaływaniem siły grawitacji oraz stanowią główne źródło materiału przeniesionego wraz ze spływem powierzchniowym (Sharma i in. 1995, Erpul i in. 2005, Rejman 2006, Szewrański i Jawecki 2006). Wielkość rozbryzgu jest uzależniona od energii kinetycznej opadu oraz stanu powierzchni

gleby, a odległość przemieszczenia – od stanu powierzchni oraz obecności spływu powierzchniowego. W warunkach krajobrazu lessowego Polski wielkość rozbrzygu przewyższa maksymalną wielkość jednostkową zmywu gleby (średnio 4,5-krotnie). Oznacza to, że jedynie część oderwanego materiału glebowego wskutek uderzeń kropli jest przenoszona wraz ze spływem powierzchniowym (Rejman 2006).

Nasilenie erozji wodnej powierzchniowej (spłukiwania powierzchniowego) zależy od wielu czynników (Dębicki i Rejman 1990, Renard i in. 1997, Laflen i Moldenhauer 2003, Shainberg i in. 2003, Rejman i in. 2008), m. in. od:

- erozyjności opadów atmosferycznych i spływu powierzchniowego, wywołanego m. in. intensywnym topnieniem pokrywy śnieżnej,
- podatności erozyjnej gleb (składu granulometrycznego, materii organicznej, wodoodporności agregatów glebowych, retencji wodnej i przewodnictwa wodnego),
- urozmaicenia rzeźby terenu (energii rzeźby), nachylenia, długości i kształtu stoków,
- okrywy roślinnej.

Ocenie wielkości erozji wodnej powierzchniowej przy pomocy modeli empirycznych poświęcone są m. in. prace Rejmana i Usowicza 1998, Leguédois i in. 2004, Gawrysiaka (2005) oraz Rejmana (2006). Na podstawie analizy czynników wpływających na erozję wodną i parametrów erozji Rejman (2006) wykazał, że maksymalna wielkość jednostkowej erozji wodnej w największym stopniu jest skorelowana z wartością wskaźnika erozyjności opadu i spływu powierzchniowego EI_{30} , a odległość przemieszczenia cząstek gleby – zbliżona do długości poletka, na którym stwierdzono maksymalny zmyw jednostkowy. Stosunek masy zebranego materiału glebowego z poletek o różnej długości jest funkcją czasu trwania spływu, a efektywna odległość przemieszczenia gleby zależy głównie od czasu trwania spływu i w znacznie mniejszym stopniu – od mikrorzeźby powierzchni gleby oraz opadu. Autor stwierdził, że średnia roczna wielkość erozji na badanych stokach zlewni lessowej wynosiła 2,87 i 3,94 mm, odpowiednio dla stoku pozostającego pod uprawą przez 170-190 lat (o spadku 7%) i 70 lat (12%), a wielkość erozji pomniejszonej o akumulację odpowiednio 1,66 i 2,46 mm. Średnia roczna wielkość zmierzonej erozji wodnej w okresie wegetacji roślin i erozji uprawowej przy współcześnie stosowanym płodozmianie wynosiła 0,60 i 1,53 mm, co stanowi 15 i 62% średniej rocznej erozji całkowitej, odpowiednio dla stoku o nachyleniu 7 i 12%. W zależności od nachylenia zbocza występowały istotne różnice w przebiegu erozji wodnej. Erozja przebiegała intensywniej na stoku o większym spadku, jednak z uwagi na dłuższy czas trwania spływu przy mniejszym spadku, różnica masy przenoszonej gleby między nimi uległa zmniejszeniu.

Podatność gleb na erozję wodną jest definiowana jako ich wrodzona wrażliwość na odrywanie i transport przez deszcz i spływ powierzchniowy (Le Bissonnais

1996). Zależy m.in. od składu granulometrycznego, zawartości materii organicznej, spójności gleby i wodoodporności agregatów glebowych. Podatność erozyjna gleb zmienia się sezonowo (Kirby i Mehuys 1987, Coote i in. 1988, Rejman i in. 1998, 2008, Levy i in. 2001). W klimacie umiarkowanym wilgotnym jest największa w okresie późnej jesieni, zimą i wczesną wiosną. Po roztopach śniegu, kiedy powierzchniowa warstwa gleby jest rozmarznięta i nasycona wodą, spływ powierzchniowy i straty erozyjne mogą być bardzo duże.

Powszechny pogląd o największej podatności na erozję wodną gleb lessowych nie jest prawdziwy. Najbardziej podatne na erozję wodną są gleby wytworzone z piasków, zwłaszcza luźnych i słabogliniastych. Rzadko obserwowana obecnie silna erozja na glebach piaszczystych wynika głównie ze słabego urzeźbienia tych obszarów (Rytelewski i in. 1998, Rodzik 1999, 2001). Stoki piaszczyste zostały całkowicie zrównane przez procesy denudacyjne wkrótce po ich wylesieniu i objęciu uprawą. Obecnie tworzą najczęściej płaskie równiny denudacyjne. Według Teisseyre'a (1994) cząstki piasku mogą być wyniesione z wysoczyznowej części stoku w strefę jego podstawy w jednym epizodzie spływu stokowego.

Gleby wytworzone z lessów i pyłów lessopodobnych pod względem podatności na erozję są drugie w kolejności po piaskach (Rodzik 1999, 2001). Przyczyną występowania powszechnej erozji gleb na obszarach lessowych nie jest szczególna podatność erozyjna lessów, ale przede wszystkim specyficzne cechy rzeźby terenu: strome, wypukłe i krótkie stoki oraz duże deniwelacje pomiędzy wysoczyznami a dnem dolin rzecznych (Zgłobicki 2002, Rodzik i in. 2005).

Średnią podatnością na erozję wodną charakteryzują się gleby wytworzone z glin zwałowych. Ocenie natężenia erozji gleb gliniastych na młdoglacjalnych falistych wysoczyznach Pojezierzy Południowobałtyckich i Wschodniobałtyckich poświęcone zostały m. in. prace Marcinka (1994), Koćmita (1998), Bieńka (1997), Szpikowskiego (1998) oraz Marcinka i Komisarek (2001).

Rozpowszechniony pogląd o znacznej podatności na erozję wodną rędzin wytworzonych z różnych skał węglanowych również nie znajduje potwierdzenia w wynikach badań. Rędziny i pararendziny są glebami o bardzo dużej odporności agregatów na rozmywające działanie wody (Turski i in. 1997), a ich znaczne zerodowanie spowodowane jest przemieszczaniem gleby podczas zabiegów uprawowych.

W klimacie umiarkowanym wilgotnym Polski występują dwa okresy nasilonej erozji wodnej. W okresie wiosennym gwałtowne topnienie śniegu powoduje spływy powierzchniowe wód roztopowych, przy osłabionej odporności agregatów glebowych na działanie wody (Paluszek 2001c, 2002). Płynąca woda odrywa cząstki elementarne gleby, mikroagregaty o wymiarach $<0,25$ mm i makroagregaty poniżej 1-2 mm. Przenoszenie ich przez spływającą wodę odbywa się najpierw przepływem laminarnym, który następnie przechodzi w drobne ciekły tworzące żłobiny. Drugim okresem erozyjnym w warunkach klimatycznych Polski jest

okres wiosenno-letni, w którym raz na kilka, kilkanaście lub kilkadziesiąt lat mogą występować deszcze nawalne o natężeniu powyżej $1 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$. Te ekstremalne opady o wysokości od kilkudziesięciu do ponad 200 mm powodują bardzo duże, często katastrofalne erozyjne straty gleby na polach uprawnych (Rytelewski i in. 1998, Ciupa 2001). Skutki ilościowe procesów denudacji w wyniku opadów burzowych o katastrofalnym natężeniu w obrębie stoków użytkowanych rolniczo odpowiadają okresowi od 10 do 50 lat o przeciętnym natężeniu erozji wodnej (Maruszczak 1986, Teisseyre 1994).

Powierzchniowe spływy wód roztopowych i opadowych z obszaru zlewni koncentrują się w dolinkach nieckowatych i dolinach suchych tworząc na ich dnie koryta cieków epizodycznych (erozyjnych i depozycyjnych), często mylnie utożsamianych ze żłobinami (Nachtergaele i Poesen 1999, Teisseyre 1992, 1994). Teisseyre (1992) prowadząc badania na utworach lessowych Dolnego Śląska ocenia, że pod wpływem opadu umiarkowanego, obniżenie lub podniesienie dna koryt epizodycznych może wynieść 0,12-0,21 m, a zmiany w ciągu kilku lat mogą prowadzić do powstania suchej dolinki o głębokości wcięcia 5-20 m. W czasie wykonywania uprawek wiosennych koryta epizodyczne są zasypywane i wyrównywane materiałem glebowym. Pomimo tego powodują znaczne przeobrażenia rzeźby w terenie intensywnie użytkowanym rolniczo.

Jednocześnie skoncentrowany spływ powierzchniowy może powodować znaczne straty plonów wskutek wypłukiwania lub zamulania roślin uprawnych. Z erodowanych gleb poza obszar stoków jest wynoszona selektywnie część frakcji iłu $<0,002 \text{ mm}$. Większość transportowanego materiału glebowego osadza się w postaci deluwii na dnach dolin a pozostała reszta spływa z wodą do rzek. Z erodowanym materiałem glebowym wypłukiwane są składniki nawozów mineralnych, zwłaszcza związki azotu i fosforu (Sharpley 1985, Żmuda 1994, Roy 2001) oraz chemiczne środki ochrony roślin, powodując duże zagrożenie dla czystości wód powierzchniowych i podziemnych.

Udział erozji wodnej powierzchniowej w całokształcie procesów erozji gleb jest mniejszy, niż przewidywali autorzy przestrzennych modeli erozji wodnej gleb, takich jak RUSLE, EPIC i in. Wyniki uzyskiwane z dwuwymiarowych modeli erozji wodnej wskazywały na to, że największe rozmiary osiąga ona w górnej partii wklęsłych, środkowych części stoków ze względu na koncentrację spływu wody związaną z długością stoku i jednocześnie największymi spadkami. Uwzględnienie trzeciego wymiaru – kształtu stoku w profilu prostopadłym do spadku – dawało maksymalne prognozy intensywności degradacji gleby w osi nisz stokowych, gdzie najczęściej powstaje spływ skoncentrowany, tworzący bruzdy i efemeryczne wąwozy. Jednakże obraz rzeczywistej degradacji pokrywy glebowej na stokach jest w większości przypadków odmienny. Największą redukcję pedonów, najmniejszą zawartość materii organicznej, najniższe aktywności ^{137}Cs

obserwuje się na wypukłych, górnych częściach stoku, gdzie ze względu na małą koncentrację spływu wody erozja wodna powinna być minimalna. Natomiast w obrębie zakłębnień (nisz) stokowych, gdzie powinien się koncentrować spływ wody, zamiast śladów maksymalnego natężenia erozji stwierdzano znaczne rozmiary akumulacji deluwialnej (Rodzik 2001, Zgłobicki 2002). Ustalenia te wskazują na decydujący udział erozji uprawowej w ogólnym bilansie erozji gleb.

Spływy powierzchniowe wód roztopowych i opadowych koncentrują się również na nieutwardzonych drogach gruntowych, rozjeżdżonych kołami ciągników. Ugniatane kołami gleby na stokach charakteryzują się niewodoodporną, spójną strukturą, małą przepuszczalnością wodną i są bardzo podatne na liniową erozję wodną. Podczas intensywnych spływów na drogach powstają nieregularne żłobiny z głębokimi, mogącymi dochodzić do 2 m, kołami eworsyjnymi. Z drogami polnymi zlokalizowanymi na stromych stokach związane jest powstawanie najgroźniejszych form erozji liniowej – wąwozów.

Wąwozy są to systemy silnie rozgałęzionych rozcięć (dolinek) erozyjnych okresowo prowadzących wodę, wytworzone głównie na linii dolin suchych w okresie historycznym i obejmujące różne stadia rozwojowe. Wąwozy dolinne osiągają długość do 4-6 km i mają od kilkunastu do kilkudziesięciu dłuższych i krótszych odnóg bocznych, tworzących dendrytyczny system. Erozja wąwozowa została wyzwolona przez człowieka w wyniku zmniejszenia retencji wodnej w zlewniach, spowodowanego prawie całkowitym ich wylesieniem i wadliwą uprawą roli. Wąwozy rozwijają się w wyniku skoncentrowanej erozji liniowej po bardzo intensywnych opadach i erozji podziemnej (sufozji). Systemy wąwozowe wydłużają się na stokach w kierunku od dolin rzecznych niemal aż do osiągnięcia działu wodnego. Ich strome zbocza kształtowane są przez ruchy masowe: odpadanie materiału glebowego, osuwanie i spłyzywanie.

Wąwozy są najbardziej szkodliwymi formami erozji wodnej przyspieszonej. Choć powstają na różnych utworach geologicznych (np. na piaskach, glinach zwałowych, utworach pyłowych) to jednak na lessach osiągają największe rozmiary i największą intensywność rozwoju (Józefaciuk i Józefaciuk 1996b, Jary i Kida 2002, Rodzik i Terpiłowski 2005, Twardy 2005). Szkodliwość wąwozów polega przede wszystkim na:

- bezpośrednim niszczeniu przyległych gleb (strata powierzchni pól uprawnych),
- rozczłonowaniu terenu (utrudnienie mechanizacji prac agrotechnicznych i transportu płodów rolnych,
- zalewaniu i zamulaniu materiałem lessowym niżej położonych użytków rolnych, dróg i rowów melioracyjnych,
- osuszaniu przyległych terenów (działają jak głębokie rowy odwadniające).

Wąwozy bywają zadrzewione, zakrzewione lub zadarnione, a pewne ich części pozostają bez okrywy roślinnej. Powierzchnie zadrzewione są luźno pokryte

drzewami, przeważnie odroślowymi lub lekkonasiennymi i powstały najczęściej w wyniku samosiewu. Są eksploatowane rabunkowo, dlatego dominują w nich mniej wartościowe gatunki drzew, jak grab, topola osika, brzoza i wierzba iwa. Z gospodarczego punktu widzenia wąwozy są późnie użytymi lub całkowitymi nieużytkami (Mozoła i in. 1977).

Występowanie wąwozów i ich gęstość zależą (Maruszczak 1973, Buraczyński 1989/90, Rodzik i in. 2004, Schmitt i in. 2005, Zgłobicki i Baran-Zgłobicka 2005) m. in. od:

- wysokości względnych pomiędzy wysoczyzną a dnem doliny rzecznej przekraczających 50-70 m,
- działalności gospodarczej człowieka (wylesiania i uprawy roli),
- warunków klimatycznych (występowania deszczów nawalnych, grubej pokrywy śnieżnej i intensywności jej topnienia),
- dużej miąższości i właściwości litologicznych lessów (ich podatności na erozję),
- rzeźby podłoża podlessowego (dużego nachylenia stoków i starszych systemów dolinnych).

Do makro- i mezoregionów fizycznogeograficznych o największym zagrożeniu erozją wąwozową w Polsce należą: Roztocze (zwłaszcza Roztocze Zachodnie), Wyżyna Lubelska (mezoregiony: Płaskowyż Nałęczowski, Działy Grabowieckie, Wzniesienia Urzędowskie i Wyniosłość Giełczewska), Niecka Nidziańska (mezoregiony Wyżyna Miechowska i Garb Wodzisławski), Wyżyna Kielecko-Sandomierska (mezoregiony Wyżyna Sandomierska i Góry Świętokrzyskie), Wyżyna Śląska (mezoregiony Płaskowyż Rybnicki i Wzniesienie Chełmu) oraz Wyżyna Krakowsko-Częstochowska (Wyżyna Krakowska). Na Wyżynie Lubelskiej i Roztoczu łączna długość wąwozów przekracza 1580 km, a ich powierzchnia 6440 ha. Na Roztoczu Zachodnim i w zachodniej części Płaskowyżu Nałęczowskiego gęstość wąwozów jest największa w Europie, osiągając sporadycznie 10-11 km·km⁻² (Maruszczak 1973, Buraczyński 1989/90, Józefaciuk i Józefaciuk 1996b).

Rola erozji wąwozowej nie ogranicza się tylko do problemu gospodarczego. Ekologiczne i społeczne znaczenie wąwozów polega przede wszystkim na urozmaiceniu krajobrazu rolniczego, zwiększeniu bioróżnorodności oraz pełnieniu roli ważnych atrakcji turystycznych jako przyrodniczych walorów krajoznawczych (Zgłobicki i Rodzik 2004). Dlatego przeciwdziałanie powstawaniu nowych wąwozów powinno łączyć się z ochroną form już istniejących.

Sufozja (erozja podziemna) ma istotne znaczenie w rozwoju wąwozów. Polega na wymywaniu cząstek gleby przez skoncentrowany spływ podziemny i ich transport w postaci stałej. Spływ śródpokrywowy wód w formie strumieni podziemnych powoduje powstanie kanałów podziemnych (tuneli) o średnicy od kilku milimetrów do ponad 1 m i długości do kilkuset metrów. Zjawisko sufozji najczęściej zachodzi na lessach. Inicjalnymi drogami krążenia wód są powierzchnie

spękań i korytarze drażone przez zwierzęta ryjące (Józefaciuk i Józefaciuk 1996a, Migoń 2006). Efekty sufozji na powierzchni terenu, takie jak płytkie niecki i strefy akumulacji wymytego materiału u wylotu kanałów, długo pozostają mało widoczne. Dopiero po zapadnięciu się stropów tuneli sufozycznych powstają zapadliśka o stromych ścianach i głębokości do kilku metrów (tzw. studnie sufozyczne). W skrajnych przypadkach wydłużenie wąwozu lessowego pod wpływem sufozji może osiągnąć jednorazowo do kilkudziesięciu metrów.

Grawitacyjne ruchy masowe, takie jak obrywanie, odpadanie, osuwanie materiału glebowego i soliflukcja występują na stromych i nieutrwalonych roślinnością zboczach wąwozów i dolin rzecznych. Natomiast bardzo powolne pełzanie uwodnionego materiału glebowego zachodzi na wszystkich stokach, zarówno uprawnych, jak i zadrzewionych lub zadarnionych (Józefaciuk i Józefaciuk 1996a, Migoń 2006).

Erozja wietrzna (erozja eoliczna, deflacja) polega na porywaniu cząstek i mikroagregatów glebowych przez wiatr, ich przenoszeniu na mniejsze lub dalsze odległości i osadzaniu w innych miejscach (Fryrear 1995, Józefaciuk i Józefaciuk 1995, Nowocień i in. 2003, 2004). Wyróżnia się obszary o przeważającym procesie wywiewania i obszary o przewadze nawiewania materiału glebowego. Wiatry o prędkości do $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ mają niewielką siłę erodowania, o prędkości $5\text{-}10 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ umiarkowaną turbulencję i średnią siłę erodowania, a o prędkości powyżej $10 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ silną turbulencję i dużą siłę erodowania. Jeżeli na zagrożonej przez erozję obszarze wystąpi wiatr o prędkości większej niż $5\text{-}7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, to cząstki gleby są odrywane od jej powierzchni. Przemieszczanie się ziaren piasku z reguły odbywa się na krótkich dystansach, natomiast cząstki pyłu porywane są przez prądy powietrza i transportowane przez wiatr na dalekie odległości.

Erozją wietrzną zagrożone są suche, niepokryte roślinnością powierzchnie gleby o dużej zawartości frakcji drobnego piasku lub pyłu. Najbardziej podatne na działanie wiatru są gleby wytworzone z piasków, lessu i innych utworów pyłowych oraz przesuszone gleby torfowo-murszowe i murszowate (Repelewska-Pękałowa i Pękała 1991, Podsiadłowski 1995, Stach i Podsiadłowski 2001, Nowocień i in. 2003, 2004). Szczególnie narażone są grunty orne w okresie od uprawy przedsiwnej do momentu wytworzenia się ochronnej pokrywy roślinnej. Szkody spowodowane przez erozję wietrzną w obszarze wywiewania polegają na skróceniu pedonów,ubożeniu w materię organiczną i cząstki pyłowe, uszkodzeniu, wykorzenianiu i niszczeniu roślin uprawnych oraz wynoszeniu nasion, nawozów i środków ochrony roślin. W obszarze nawiewania szkody polegają na koncentracji nawozów i środków ochrony roślin, przykryciu roślin, zanieczyszczeniu szlaków komunikacyjnych, osiedli mieszkalnych i wód powierzchniowych.

Przenoszone przez silny wiatr są również wilgotne cząstki glebowe podlegające rozbryzgowi w czasie opadów deszczu o dużej intensywności (Erpuł i in. 2005). W okresie zimowym zachodzi proces niveo-eoliczny, a efekty erozji wietrznej gleb

są widoczne w postaci szarego lub brunatnego osadu na pokrywie śnieżnej. Badania Repelewskiej-Pękalowej i Pękali (1991) wykazały, że średnie roczne sumy opadu eolicznego na wysokości 10 cm nad powierzchnią gleby wynosiły: na Roztoczu Środkowym $301,5 \text{ Mg} \cdot \text{km}^2$, na Wyżynie Lubelskiej $244,6 \text{ Mg} \cdot \text{km}^2$, na Polesiu Zachodnim $155,6 \text{ Mg} \cdot \text{km}^2$, a na Nizinie Mazowieckiej $115,5 \text{ Mg} \cdot \text{km}^2$.

Szczególnym przypadkiem erozji eolicznej jest erozja pulweryzacyjna polegająca na wznoszeniu pyłu w powietrze energią mechaniczną przez koła ciągników i narzędzia rolnicze. Ugniatanie kołami ciągnika powoduje rozkruszenie agregatów glebowych i zwiększenie podatności gleb na erozję wietrzną (Podsiadłowski 1995, Stach i Podsiadłowski 2001).

Erozja uprawowa polega na mechanicznym przemieszczaniu gleby w dół na nachylonych stokach przez odkładnicę pługa i inne narzędzia rolnicze (Govers i in. 1994, Dabney i in. 2004, Heckrath i in. 2005, Podlasiński 2006, Van Oost i in. 2006). Erozji uprawowej gleb sprzyja kierunek uprawy roli zgodny ze spadkiem terenu. W odróżnieniu od selektywnego oddziaływania wody i wiatru, powodującego zmiany właściwości fizycznych i chemicznych gleb zerodowanych i deluwialnych w stosunku do wyjściowej pokrywy glebowej, erozja uprawowa w początkowej fazie przemieszcza materiał glebowy bez widocznej selekcji.

Erozję uprawową mierzy się za pomocą różnego rodzaju znaczników (markerów) umieszczanych w glebie przed orką i odzyskiwanych po jej przeprowadzeniu. Stosowanie markerów metalicznych, magnetycznych lub radioaktywnych przyspiesza proces odszukiwania znaczników przemieszczanych w wyniku pracy pługa i innych narzędzi rolniczych (Govers i in. 1994, Zgłobicki 2002, Rejman i Paluszek 2005, Rejman 2006, Stach 2006). Badania te umożliwiają ocenę ilościową masy i dystansu przemieszczanej gleby przez narzędzia rolnicze. Erozja uprawowa zależy od następujących czynników:

- rodzaju narzędzia używanego do obróbki gleby i sposobu jego stosowania,
- prędkości, głębokości i kierunku orki,
- nachylenia i kształtu stoku,
- składu granulometrycznego i innych właściwości gleby.

Rejman i Paluszek (2005) prowadzili badania na glebie płowej wytworzonej z lessu podczas orki średniej (do 23-24 cm) wykonanej pługiem 3-skibowym wzdłuż stoku o nachyleniu 12%. Stwierdzili, że gleba uległa przemieszczeniu na średnią odległość 37,1 i 23,6 cm wzdłuż kierunku orki, odpowiednio dla zabiegu prowadzonego w dół i pod górę stoku. Średnie przemieszczenie w poprzek kierunku orki wynosiło 39,2 i 39,8 cm, odpowiednio dla orki prowadzonej w dół i pod górę stoku. Oznaczało to, że corocznie wskutek orki średniej, z pasa o szerokości 1 m podlegało przemieszczeniu w dół stoku 45,8 kg gleby.

Rejman (2006) badał erozję uprawową na stoku lessowym o nachyleniu 7% na glebie płowej pod wpływem podorywki oraz kultywatorowania połączonego

z bronowaniem. Średnia odległość przemieszczenia gleby podczas podorywki na głębokość 10 cm z góry w dół wynosiła 55,5 cm, a z dołu pod górę 29,6 cm. Obliczona masa przesuniętej gleby w pasie podorywki o szerokości 1 m wynosiła odpowiednio 73,2 oraz 39,1 kg. Z porównania tych wielkości wynikało, że przemieszczeniu w dół uległo 34,1 kg gleby na średnią odległość 25,9 cm. Podczas kultywatorowania połączonego z bronowaniem średnia odległość przemieszczenia gleby podczas zabiegu z góry w dół wynosiła 53,7 cm, a z dołu pod górę 40,7 cm. Obliczona masa przesuniętej gleby na pasie o szerokości 1 m wyniosła odpowiednio 34,4 kg i 26,0 kg. Przemieszczenie gleby w dół stoku osiągnęło $8,3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1}$.

Badania Kaźmierowskiego (2001) prowadzone na Pojezierzu Wielkopolskim wykazały, że gleby zerodowane stanowiły 55% gleb płowych położonych na stokach o nachyleniu 1-5%. 10-letnia obserwacja terenu wykazała sporadycznie małe natężenie rozproszony erozji wodnej na stokach o nachyleniu $>2\%$. Na podstawie analizy rzeźby terenu i silniejszego skrócenia gleb na wypukłych krawędziach stoków, autor wywnioskował, że przy spadku $<2\%$ gleby ulegały głównie erozji uprawowej. Przy nachyleniu ponad 2% skrócenie tych gleb było wynikiem erozji wodnej oraz erozji uprawowej łącznie.

Erozja uprawowa zmienia nie tylko gleby, ale również rzeźbę terenu. Ukośny układ pól w stosunku do nachylenia stoku jest niekorzystny i przyczynił się do powstania wysokich skarp na miedzach – tzw. krawędzi tarasów rolnych (Rodzik i Janicki 2002). Trudności w uprawie roli na obszarach urzeźbionych powodują, że wiele działek pól zostaje wyłączonych z uprawy i odłogowanych.

Istotnym procesem antropogenicznego systemu degradacji pokrywy glebowej są straty gleby odprowadzane z plonami okopowych roślin uprawnych („harvest erosion”) (Ruysschaert i in. 2004, 2006, Stach 2006). Dotyczy to wynoszenia materiału glebowego z plodami roślin uprawnych, takich jak: ziemniaki, buraki pastewne i cukrowe, marchew, pietruszka, cebula i czosnek. W pozaeuropejskich warunkach klimatycznych do roślin tych zaliczane są również orzeszki ziemne, kassawa, pataty, jam, taro i inne. Oceny ilościowe wskazują, że rozmiary ubytku gleby z plonami są tego samego rzędu wielkości, co efekty erozji wodnej, wietrznej i uprawowej (Ruysschaert i in. 2004). W sytuacji płaskich równin, ciężkiego składu granulometrycznego gleb, wysokich opadów atmosferycznych i umiarkowanej prędkości wiatrów udział strat gleby spowodowanych zbiorem roślin w bilansie denudacyjnym gleby może sięgać do 100%. Takie kryteria na terenie Polski spełniają na przykład Żuławy Wiślane (Stach 2006).

Wielkości erozji podczas pojedynczego zbioru wykazują duże zróżnicowanie (Ruysschaert i in. 2004). Ze względu na powierzchnię zasiewów w warunkach europejskich największe straty gleby powoduje uprawa ziemniaka i buraka cukrowego. Dla buraka cukrowego i pastewnego wartości średnie wynoszą od ponad 3 do blisko $17 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ na zbiór, a maksymalne dla pojedynczego pola mogą sięgać nawet

100 Mg·ha⁻¹ na zbiór. Z plonami ziemniaków usuwana jest średnio masa gleby od poniżej 1 do ponad 2 Mg·ha⁻¹ na zbiór (w warunkach ekstremalnych notowano jednak wartości rzędu kilkudziesięciu ton z hektara).

Istotą denudacji chemicznej jest ługowanie substancji mineralnych zawartych w skałach i glebach oraz ich odprowadzanie do rzek przez rozproszony spływ śródpokrywowy (Maruszczak 1999, Migoń 2006). Denudacja chemiczna odprowadza rozpuszczone związki wapnia, magnezu, sodu, potasu, azotu, fosforu i innych pierwiastków z wodami rzecznyymi. Przeciętny wskaźnik jednostkowy odpływu roztworów z dorzecza Wisły wynosi około 50 Mg·km⁻² rocznie, z czego około 24 Mg·km⁻² przypada na denudację chemiczną litosfery, a pozostałość na zanieczyszczenia komunalne, przemysłowe i pochodzące z rolnictwa oraz na składniki pochodzące z atmosfery (Maruszczak 1999). Odpływ roztworów jest siedmiokrotnie większy niż obliczony wskaźnik rocznego odpływu zawiesin z dorzecza Wisły, który wynosi 7 Mg·km⁻². Natężenie denudacji chemicznej jest bardzo zróżnicowane i zależy od:

- wysokości opadów atmosferycznych i współczynnika ich odpływu,
- podatności gleb i skał na chemiczne działanie wody,
- szybkości krążenia wód powierzchniowych i podziemnych.

Najwyższe wskaźniki denudacji chemicznej występują w wapiennych partiach Tatr Zachodnich (220-240 Mg·km⁻²). W Karpatach fliszowych wskaźniki odpływu roztworów wynoszą 60-110 Mg·km⁻², na Wyżynach Południowopolskich osiągają 30-110 Mg·km⁻², na obszarach pojezierzy dochodzą do 50-60 Mg·km⁻², a najniższe ich wartości (15-30 Mg·km⁻²) są charakterystyczne dla terenów nizinnych środkowej Polski, zbudowanych ze starszych utworów plejstoceniowych, znacznie przemytych i zwietrzałych. Na Wyżynie Lubelskiej w zlewni Bystrej średni transport roztworów wynosił według Maruszczaka i in. (1992) 78,6 Mg·km⁻², na Rostocz w zlewni górnego Wieprza i Poru według Świecy (1994) odpowiednio 31,0 i 42,4 Mg·km⁻².

Denudacja chemiczna litosfery jest w mniejszym stopniu zależna od działalności gospodarczej człowieka niż denudacja mechaniczna (erozja wodna powierzchniowa i uprawowa). Powoduje ona stałe zubożenie gleb i skał macierzystych w składniki pokarmowe roślin. Denudacja chemiczna jest procesem naturalnym i nieuniknionym. W odróżnieniu od innych procesów erozyjnych jej przeciwdziałanie jest praktycznie niemożliwe. Zabiegi przeciwdziałające erozji wodnej mogą nawet powodować wzrost natężenia denudacji chemicznej. Ograniczenie spływu powierzchniowego na rzecz zwiększenia odpływu podziemnego wiąże się ze zwiększonym ługowaniem składników rozpuszczalnych (Maruszczak 1999).

W dziejach ziem polskich występowały okresy wzmoczonej erozji gleb i okresy względnego osłabienia jej działalności, uzależnione od zmian klimatycznych i wpływu zmian rolniczego użytkowania oraz technik i sposobów uprawy roli (Klimowicz

1993, Śnieszko 1995, Kruk i in. 1996). Na podstawie datowań radiowęglowych, palinologicznych oraz artefaktów archeologicznych znajdujących w osadach deluwialnych środkowej Polski wyróżniane są następujące fazy wzmożonej erozji gleb (Sinkiewicz 1998, Twardy 2002):

- schyłek epoki brązu (od 800 do 650 lat p.n.e.) w którym następowało zróżnicowane w czasie uruchomienie lokalnych procesów erozji gleb związane z pasterską gospodarką ludów kultury łużyckiej;
- wczesny i środkowy okres lateński epoki żelaza (400-175 lat p.n.e.) związany z uprawą roślin i pasterstwem ludów kultury pomorskiej. Erozja gleb objawiała się na zboczach suchych dolin denudacyjnych;
- okres rzymski epoki żelaza (0-375 lat n.e., a zwłaszcza 0-175 lat n.e.) związany z działalnością rolniczą ludów kultury przeworskiej. Rozwijały się wówczas procesy stokowe (spłukiwanie powierzchniowe, ruchy masowe) oraz erozja wąwozowa;
- okres średniowiecza (VI/VIII-XV w. z najsilniejszym natężeniem w XI-XII w.) związany z ekspansją rolniczych plemion słowiańskich, a następnie z rozwojem gospodarki folwarcznej. Nastąpiło wówczas uruchomienie na szeroką skalę przyspieszonej erozji gleb;
- okres reform agrarnych w XIX w. (oczynszowanie, uwłaszczenie, parcelacja – zmiany układu pól, upowszechnienie się upraw roślin okopowych);
- okres rolnictwa współczesnego (od wprowadzenia na szerszą skalę mechanicznej uprawy roli), charakteryzujący się wzmożoną erozją uprawową.

Wymienione okresy nasilonej erozji gleb w środkowej Polsce w głównych zarysach odpowiadają podobnym okresom wzmożonej antropopresji w innych regionach kraju i w państwach sąsiednich. Początek rozwoju wąwozów na obszarach lessowych autorzy wiążą z wycięciem pierwotnych lasów i wprowadzeniem uprawy polowej, co datowane jest na okres brązu (Bork 1994, Zgłobicki i Rodzik 2004, Dotterweich 2005). Kolejne fazy największego nasilenia erozji wąwozowej występowały w okresie wzmożonego osadnictwa we wczesnym średniowieczu, w XVI-XVII w. (pod wpływem zmian klimatycznych tzw. małej epoki lodowcowej) oraz na przełomie XIX i XX w.

2.2. Morfologia gleb

Pod wpływem przyspieszonej erozji w pełni wykształcone przez procesy glebowo-typologiczne pedony ulegają stopniowemu skróceniu. Intensywność procesów erozyjnych na stokach jest niejednakowa i jej efekt – skrócenie pedonów również, od minimalnego, niezauważalnego zmycia części poziomów próchnicznych (A), poprzez odsłonięcie poziomów podpowierzchniowych, aż do całkowitego zniszczenia wszystkich poziomów genetycznych. Skracanie pedonów przez

procesy erozji jest nierównomierne i rozłożone w czasie. W przypadku dominujących w Polsce gleb płowych najpierw usuwany jest poziom próchniczny, po nim poziom wymywania Eet – mniej odporny, gdyż uboższy w materię organiczną. Następnie niszczone jest poziomy iluwialny Bt, po nim poziom BC aż do jego całkowitego usunięcia i odsłonięcia się skały węglanowej. Ocenie zaawansowania procesów erozji gleb służą użytkowe klasyfikacje stopni zerodowania (klas erozji) gleb (Turski i in. 1987, 1996, Soil Survey Division Staff 1993, Józefaciuk i Józefaciuk 1996, Smeck i Balduff 2002).

Obowiązująca w USA klasyfikacja gleb erodowanych (Soil Survey Division Staff 1993) wyróżnia cztery klasy przyspieszonej powierzchniowej erozji gleb. Do klasy 1 – gleb słabo zerodowanych zaliczono pedony, które utraciły mniej niż 25% pierwotnego poziomu A, A i E lub wierzchniej warstwy 20 cm. Do klasy 2 – gleb umiarkowanie zerodowanych zaliczono pedony, które utraciły 25-75% pierwotnego poziomu A, A i E lub wierzchniej warstwy 20 cm. Do klasy 3 – gleb średnio zerodowanych zaliczono pedony, które utraciły powyżej 75% pierwotnego poziomu A, A i E lub warstwy wierzchniej 20 cm. W poziomach Ap przeważa materiał glebowy pochodzący z poziomów E i B. Do klasy 4 – gleb silnie zerodowanych zaliczane są pedony, które utraciły cały wierzchni poziom pierwotny A, A i E lub wierzchnią warstwę 20 cm, a ich poziomy Ap w całości wytworzyły się z poziomów E i B. Klasyfikacja amerykańska nie uwzględnia gleb, które utraciły cały poziom B lub nawet poziom BC, a ich współczesny poziom Ap jest wytworzony z niezwiertzałej skały macierzystej. W badaniach natężenia erozji gleb w Polsce klasyfikację Soil Survey Division Staff stosowali m.in. Marcinek (1994, Marcinek i Komisarek (2001) oraz Kaźmierowski (2001).

Na podobnych zasadach jak klasyfikacja amerykańska oparty jest podział kanadyjski wyróżniający gleby nieerodowane, słabo, średnio i silnie zerodowane (Canada Soil Survey Committee 1978). Battiston i in. (1987) charakteryzując gleby brunatne wprowadzili do niej pewne modyfikacje. Jako gleby nieerodowane uznali pedony, w których nastąpiło minimalne skrócenie pierwotnego poziomu A z niewidoczną domieszką poziomu B w rezultacie uprawy. Do gleb słabo zerodowanych zaliczono pedony, w których pozostała istotna część pierwotnego poziomu A zmieszana w trakcie uprawy z materiałem z poziomu B. Jako gleby średnio zerodowane zakwalifikowano pedony, w których pierwotny poziom Ap został usunięty, a odsłonięty poziom B jest objęty uprawą. W glebach silnie zerodowanych odsłania się poziom C lub materiał z poziomów B i C jest objęty uprawą.

W badaniach prowadzonych w Instytucie Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska wyróżniano następujące stopnie (klasy) zerodowania gleb płowych typowych wytworzonych z lessu, będących w uprawie (Turski i in. (1987a, 1991b, 1992, Paluszek 1994, 2001d):

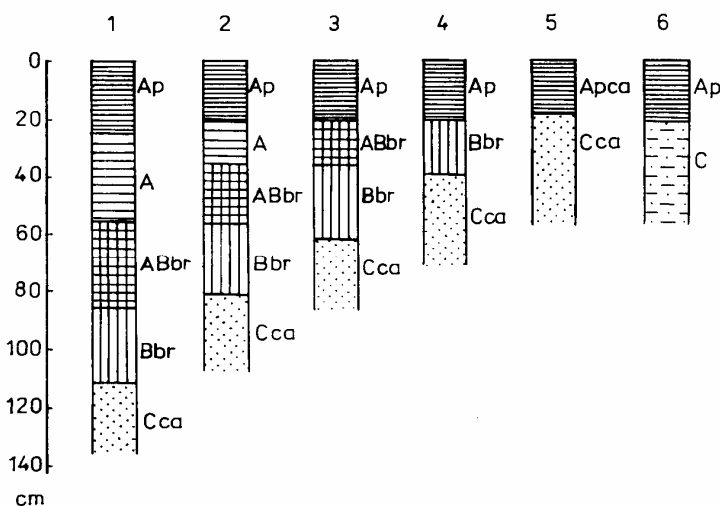
- gleby nieerodowane o sekwencji poziomów genetycznych Ap-Eet-B1t-B2t-BC-Cca lub Ap-B1t-B2t-BC-Cca, w których obecny poziom Ap wytworzył się z pierwotnego poziomu A oraz z części lub z całości poziomu Eet,
- gleby słabo zerodowane o sekwencji poziomów Ap-B1t-B2t-BC-Cca, w których pierwotny poziom A został całkowicie usunięty, a poziom Ap wytworzył się z poziomu Eet i częściowo z podpoziomu B1t,
- gleby średnio zerodowane o sekwencji poziomów Ap-B2t-BC-Cca, które utraciły pierwotne poziomy A i Eet, a poziom Ap w całości został wytworzony z poziomu Bt,
- gleby silnie zerodowane o sekwencji poziomów Ap-BC-Cca lub Ap-C-Cca, w których nie zachowały się pierwotne poziomy A, Eet i Bt, a poziom Ap został wytworzony głównie z poziomu BC.
- gleby bardzo silnie (całkowicie) zerodowane – Apca-Cca, klasyfikowane genetycznie jako pararendziny inicjalne, które powstały z lessu węglanowego po usunięciu wszystkich poziomów gleb płowych.

Tak zdefiniowane stopnie zerodowania gleb płowych są podstawą oceny ich właściwości oraz wpływu środków ulepszających w dalszej części pracy. Powyższą klasyfikację stopni zerodowania stosowali w badaniach erozyjnych Rejman (1991, 2004, 2006), Rejman i in. (1998, 2001), a jej zbliżoną wersją posługiwał się również Rodzik (2001).

Podobną klasyfikację zerodowania gleb płowych (Oxyaquic Hapludalfs) wytworzonych z glin zwałowych zaproponowali Smeck i Balduff (2002). Autorzy wyróżnili: glebę leśną nieerodowaną o sekwencji poziomów genetycznych A-E-B1t-B2t-BC-Cca, glebę uprawną słabo zerodowaną o sekwencji poziomów Ap-BE-B1t-B2t-BC-Cca, glebę uprawną średnio zerodowaną – Ap-B2t-BC-Cca oraz glebę uprawną silnie zerodowaną (Ap-BC-Cca).

Na podstawie badań przeprowadzonych w Grabowcu na Działach Grabowieckich (Wyżyna Lubelska) wyróżniono następujące stopnie zerodowania czarnoziemów zdegradowanych wytworzonych z lessu (rys. 1) (Paluszek 1995):

- czarnoziem nieerodowany o sekwencji poziomów genetycznych Ap-A-ABbr-Bbr-Cca, w którym poziom Ap wytworzył się z górnej części naturalnego poziomu A,
- czarnoziem słabo zerodowany o sekwencji poziomów genetycznych Ap-A-ABbr-Bbr-Cca, w którym poziom Ap powstał ze środkowej części poziomu A,
- czarnoziem średnio zerodowany o budowie profilu Ap-ABbr-Bbr-Cca, w którym poziom Ap wytworzył się z dolnej części poziomu A,
- czarnoziem silnie zerodowany o sekwencji poziomów Ap-Bbr-Cca, w którym poziom A został całkowicie usunięty, a poziom Ap wytworzył się z poziomu ABbr i częściowo Bbr,
- gleba bardzo silnie zerodowana (pararendzina inicjalna poczaroziemna) o sekwencji poziomów Apca-Cca, w której poziom Apca wytworzył się z lessu węglanowego.



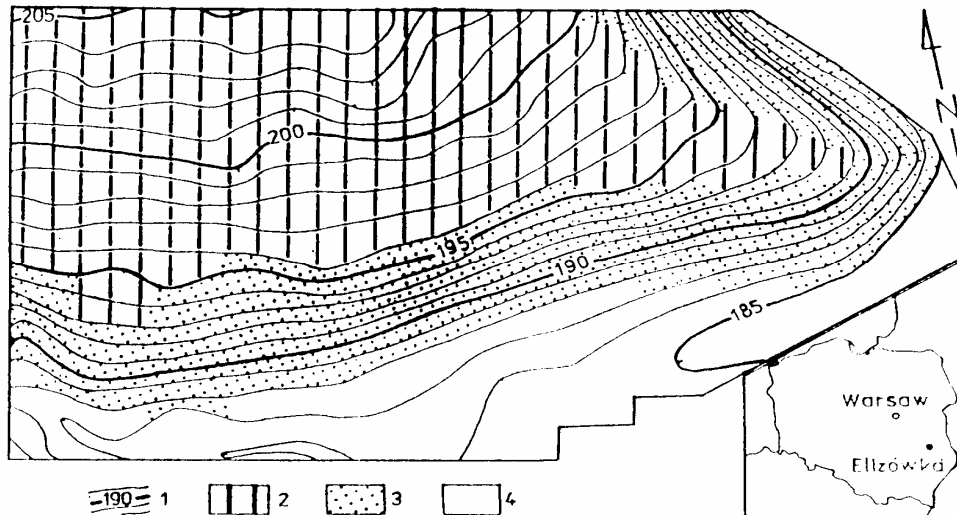
Rys. 1. Budowa pedonów czarnoziemów w różnym stopniu zerodowanych: 1 – nieerodowany, 2 – słabo zerodowany, 3 – średnio zerodowany, 4 – silnie zerodowany, 5 – gleba bardzo silnie zerodowana (pararendzina inicjalna), 6 – gleba deluwialna (Paluszek 1995)

Fig 1. Structure of the pedons of Chernozems of various erosion class: 1 – non-eroded, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – severely eroded, 5 – very severely eroded soil (initial pararendzina), 6 – colluvial soil (Paluszek 1995)

Silnie zerodowane czarnoziemy zdegradowane były w literaturze określane również jako wtórne gleby brunatne poczaroziemne (Borowiec 1982, 1986, 2002, Licznar 1985, Borowiec i Magierski 1988).

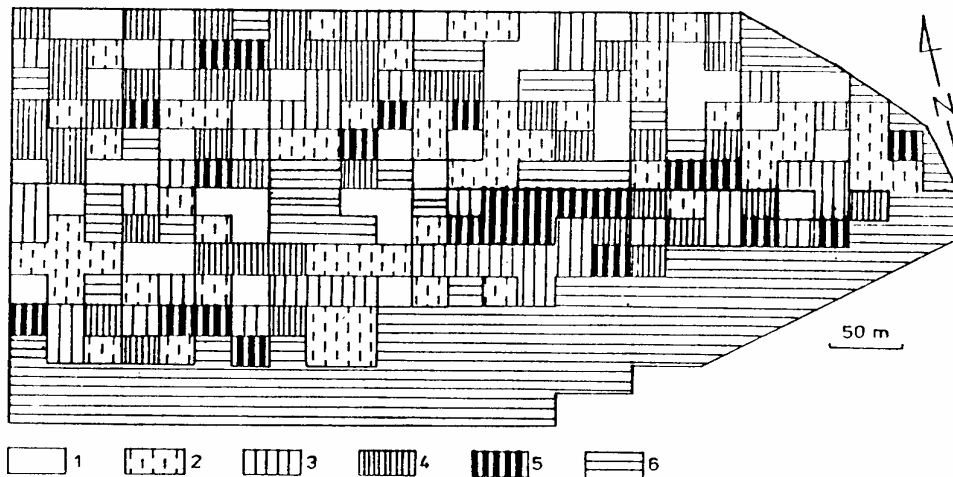
Zróznicowanie gleb na wysoczyznach i stokach lessowych pod wpływem erozji jest bardzo duże (Turski i in. 1991a, 1991b, 1992). Klasyczny układ pedonów na stoku: gleba nieerodowana – słabo zerodowana – średnio zerodowana – silnie zerodowana – bardzo silnie zerodowana – deluwialna jest rzadko spotykany. Powszechnie występuje mozaikowa zmienność pokrywy glebowej, którą tworzą gleby nieerodowane, gleby zerodowane w różnym stopniu i płytkie gleby deluwialne (rys. 2-3). Jest ona wynikiem zrównania przez erozję uprawową pierwotnie istniejących drobnych garbów i zagłębień na powierzchni topograficznej, powstałych podczas eolicznej akumulacji pyłu lessowego.

Mozaikowa zmienność gleb występuje zarówno na wysoczyznach, jak i na stokach lessowych. Podobna mozaikowa zmienność gleb spowodowana różnym nasileniem erozji występuje również w krajobrazie młodoglacjalnym (Bieniek 1997, Koćmit i in., 2001a, 2001b).



Rys. 2. Hipsometria i formy rzeźby terenu badanego pola w Elizówce: 1 – poziomice, 2 – wysoczyzna, 3 – zbocze doliny, 4 – dno doliny (Turski i in. 1992)

Fig. 2. Hipsometry and forms of relief of studied field in Elizówka: 1 – contour lines, 2 – interfluve, 3 – valley slope, 4 – valley bottom (Turski *et al.* 1992)



Rys. 3. Mozaikowa zmienność stopni zerodowania gleb płowych w Elizówce: 1 – gleby nie erodowane, 2 – słabo zerodowane, 3 – silnie zerodowane, 4 – bardzo silnie zerodowane, 6 – gleby deluwialne (Turski i in. 1992)

Fig. 3. Mosaic-type variability of the erosion classes of the Luvisols in Elizówka: 1 – non-eroded soils, 2 – slightly eroded soil, 3 – moderately eroded soils, 4 – severely eroded soils, 5 – very severely eroded soils, 6 – colluvial soils (Turski *et al.* 1992)

2.3. Właściwości gleb zerodowanych

Procesy erozyjne wywierają wpływ na skład granulometryczny, zawartość materii organicznej, strukturę gleby, wodoodporność agregatów, gęstość gleby, właściwości wodne, powietrzne, fizykochemiczne, chemiczne i biologiczne gleb. W większości przypadków skrócenie naturalnych pedonów powoduje pogorszenie wymienionych właściwości gleb.

2.3.1. Skład granulometryczny

Zróżnicowanie składu granulometrycznego pod wpływem erozji jest największe w glebach obszarów młodoglacjalnych, szczególnie w glebach wytworzonych z piasków zwałowych (Bieniek 1997, Podlasiński 2006). Występuje tam znaczne zubożenie gleb erodowanych stoków we frakcję ilastą i pyłową. Frakcje te, zwłaszcza ił $<0,002$ mm, są selektywnie wynoszone przez wody w czasie spływów powierzchniowych po roztopach śniegu lub po intensywnych opadach deszczu.

Istotny wpływ wywiera również zerodowanie na skład granulometryczny gleb pływowych wytworzonych z lessu. W glebach tych zróżnicowanie występuje po odsłonięciu i objęciu uprawą poziomów Bt, wzbogaconych w ił $<0,002$ mm (Turski i in. 1987a, Paluszek 1994, 2001e, Zgłobicki 2002). W poziomach Ap gleb nieerodowanych w Elizówce (Wyżyna Lubelska) zawartość iłu wynosiła średnio 9%, natomiast w glebach słabo i silnie zerodowanych 15%, a w glebach średnio zerodowanych 18% (tab. 1). Zwiększona zawartość iłu w poziomach Ap skutkowała zmniejszeniem zawartości frakcji pyłowej.

Mniejsze różnice w składzie granulometrycznym występują w przypadku zerodowania gleb brunatnych i czarnoziemów (Licznar 1985, Paluszek 1994). W poziomach Ap zerodowanych czarnoziemów wytworzonych z lessu na Działach Grabowieckich zawartość iłu $<0,002$ mm była tylko o 1-3% większa w porównaniu z czarnoziemami nieerodowanymi (tab. 2).

Duże różnice w zawartości poszczególnych frakcji granulometrycznych mogą się zaznaczać w bardzo silnie zerodowanych glebach pływowych wytworzonych z utworów pyłowych lessopodobnych, niecałkowitych, nawapieniowych lub napiaskowych – w przypadku odsłonięcia skały podścielającej. Z kolei w terenach górzystych i na obszarach rędzinowych istotną zmianą w składzie granulometrycznym jest znaczny wzrost zawartości frakcji szkieletowej w glebach na zerodowanych stokach (Turski i in. 1987a, 1997).

2.3.2. Zawartość i jakość materii organicznej

Równocześnie z niszczeniem naturalnych poziomów próchnicznych następuje zubożenie w materię organiczną gleb pływowych typowych wytworzonych z lessu

Tabela 1. Skład granulometryczny i niektóre właściwości gleb płowych (wartości średnie z 6 pedonów) (Paluszek 2001e)**Table 1.** Texture and some properties of Luvisols (mean values from 6 pedons) (Paluszek 2001e)

Gleby – stopień zerodowania Soils – erosion class	Poziom Horizon	Głębokość Depth (cm)	Procent frakcji o średnicy Percent of fraction of diameter (mm)				Materia organiczna Organic matter (%)	Gęstość stałej fazy Particle density (Mg·m ⁻³)	pH KCl
			1-0,1	0,1-0,02	<0,02	<0,002			
			Nieerodowane Non-eroded	Ap Eet B1t B2t	0-26 26-39 39-67 67-104	1,1 0,8 0,6 0,3			
Słabo zerodowane Slightly eroded	Ap B1t B2t BC	0-25 25-39 39-72 72-123	0,9 0,3 0,5 0,4	55,1 51,7 55,5 57,6	44 48 44 42	15 21 18 15	1,36 0,41 0,35 0,34	2,65 2,67 2,68 2,69	5,6 5,4 5,5 6,1
Średnio zerodowane Moderately eroded	Ap B2t BC	0-24 24-45 45-101	0,7 0,3 0,5	53,3 56,7 58,5	46 43 41	18 16 14	1,30 0,35 0,30	2,66 2,68 2,69	5,8 6,1 6,3
Silnie zerodowane Severely eroded	Ap BC Cca	0-24 24-55 >55	0,8 0,6 1,0	56,2 57,4 61,0	43 42 38	15 14 11	1,25 0,31 0,28	2,67 2,69 2,69	6,1 6,2 7,2
Bardzo silnie zerod. Very severely eroded	Apca Cca	0-22 >22	1,2 0,8	58,8 60,2	40 39	12 12	1,24 0,29	2,67 2,69	7,1 7,2
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)			r. n.	2,1	2	2	0,15	-	0,4

r. n. – różnice nieistotne – not significant differences.

(Turski 1971, Turski i in. 1992, Paluszek 1994), czarnoziemów wytworzonych z lessu (Licznar 1985, Licznar i in. 1991b, Paluszek 1995) oraz gleb zaliczanych do innych typów genetycznych (Bajracharya i in. 1998, Olson i in. 1999).

W badaniach prowadzonych w Elizówce na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska) stwierdzono, że gleby płowe nieerodowane zawierały średnio 1,54% materii organicznej, natomiast gleby w różnym stopniu zerodowane tylko 1,36-1,24% (tab. 1). Także czarnoziemy zdegradowane wytworzone z lessu w różnym stopniu zerodowane charakteryzowały się zmniejszeniem udziału materii organicznej (Paluszek 1995). W poziomie Ap czarnoziem nieerodowanego zawartość materii organicznej wynosiła 2,15%, w poziomie Ap czarnoziem silnie zerodowanego 1,66%, a w glebie bardzo silnie zerodowanej (pararendzynie inicjalnej) – tylko 1,11% (tab. 2).

Tabela 2. Skład granulometryczny, zawartość materii organicznej i odczyn czarnoziemów wytworzonych z lessu (Paluszek 1995)

Table 2. Texture, organic matter content and pH of Chernozems developed from loess (Paluszek 1995)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Poziom Horizon	Głębokość Depth (cm)	Procent frakcji o średnicy Percent of fraction of diameter (mm)			Materia organiczna Organic matter (%)	pH KCl	CaCO ₃ (%)
			1-0,05	0,05-0,002	<0,002			
Nieerodowana Non-eroded	Ap	5-15	12	79	9	2,15	5,8	0,0
	A	30-40	13	73	14	1,30	5,6	0,0
	ABbr	65-75	14	71	15	0,58	5,8	0,0
	Bbr	90-100	13	72	15	0,35	6,5	0,0
	Cca	115-120	11	77	12	0,27	7,2	6,7
Słabo zerodowana Slightly eroded	Ap	5-15	11	77	12	1,89	5,6	0,0
	A	25-35	11	72	17	0,88	5,9	0,0
Średnio zerodowana Moderately eroded	Ap	5-15	12	76	12	1,70	5,9	0,0
	ABbr	25-35	13	73	14	0,46	6,2	0,0
Silnie zerodowana Severely eroded	Ap	5-15	12	76	12	1,66	6,1	0,0
	Bbr	25-35	12	74	14	0,31	6,3	0,0
Bardzo silnie zerod. Very severely eroded	Apc	5-15	12	78	10	1,11	7,1	7,8
	Cca	25-35	12	78	10	0,21	7,2	10,8
Deluwialna Colluvial	Ap	5-15	12	77	11	1,97	6,9	0,7
	C1	25-35	11	77	12	1,20	7,0	1,1

Erozja gleb w krajobrazie młodoglacjalnym pojezierzy wywiera podobny wpływ na zawartość materii organicznej jak w krajobrazie lessowym. Następuje zubożenie w materię gleb erodowanych na stokach morenowych oraz jej gromadzenie w glebach deluwialnych położonych w dolnych częściach stoków i w zagłębieniach wytopiskowych. Zasoby materii organicznej związane są także z miąższością poziomu próchnicznego. W erodowanych glebach brunatno-rdzawych, brunatnych i płowych wynoszą one 60,0-98,1 Mg·ha⁻¹ natomiast w erodowanych czarnych ziemiach 129,0-156,0 Mg·ha⁻¹ (Bieniek 1997, Bieniek i Wójciak 1998). Giegużyńska i in. (2001) stwierdzili, że erodowane gleby płowe wytworzone z glin zwałowych Pojezierza Szczecińskiego charakteryzują się bardzo małą zawartością materii organicznej. Przyczyniło się do tego ponad 600-letnie użytkowanie rolnicze tego obszaru oraz towarzyszące mu oddziaływanie erozji wodnej i uprawowej.

Procesy erozyjne powodują również znaczne zmiany w jakości próchnicy glebowej. Turski (1971) badając zmiany w składzie frakcyjnym związków próchnicznych gleb erodowanych wytworzonych z lessu, skał węglanowych,

glin zwałowych i fliszu karpackiego stwierdził, że polegają one przede wszystkim na zmniejszeniu się zawartości kwasów huminowych (KH), a zwiększeniu udziału kwasów fulwowych (KF), przez co wartość stosunku $C_{KH}:C_{KF}$ spada poniżej 1,0, niezależnie od typu i rodzaju gleby. Ponadto zwiększa się ilość frakcji wolnych i luźno związanych z mineralną fazą gleby. W powstających związkach próchnicznych molekule kwasów huminowych mają słabo wykształcone jądro aromatyczne, którego skład i budowa świadczą o ich młodości i niedojrzałości.

Licznar (1985) badając gleby czarnoziemne i brunatnoziemne wytworzone z lessu na Płaskowyżu Głubczyckim stwierdził, że procesy erozji wywierają istotny wpływ na kierunki humifikacji materii organicznej, których wyrazem jest synteza kwasów huminowych i fulwowych. Zmniejszanie się ogólnej ilości kwasów huminowych w składzie frakcyjnym gleb na stokach o przeciętnym spadku $>3\%$ sprawia, że wartości stosunku $C_{KH}:C_{KF}$ w glebach erodowanych są niższe w porównaniu z nieerodowanymi glebami wysoczyzn i glebami deluwialnymi den dolin suchych. Procesy erozji przyczyniają się również do zmniejszenia ilości kwasów huminowych wolnych. Znaczne obniżenie wartości stosunku $C_{KH}:C_{KF}$ w glebach erodowanych wskazuje, że proces erozji nie sprzyja ich polimeryzacji i tworzeniu się wielkocząsteczkowych połączeń próchnicznych. Pod wpływem erozji w składzie elementarnym kwasów huminowych następuje zmniejszanie się zawartości C, wzrost procentowego udziału H i N oraz zmiany w wartościach stosunku C:H i C:N. Znaczne obniżenie wartości stosunku C:H dowodzi, że ich drobiny posiadają mniej skondensowane jądro aromatyczne z większą ilością łańcuchów bocznych, niż kwasy huminowe gleb nieerodowanych. Wyniki tych badań wskazują, że procesy erozji nie sprzyjają zasadniczo humifikacji materii organicznej, jak i polimeryzacji nowopowstających związków próchnicznych. Wskutek wytworzenia kwasów huminowych o mniejszym udziale grup karboksylowych, ich drobiny są mniej dojrzałe w glebach erodowanych niż w glebach nie podlegających erozji.

Analizując skład frakcyjny związków humusowych w erodowanych glebach brunatno-rdzawych i brunatnych wytworzonych z glin zwałowych (Bieniek i Wójciak 1998) stwierdzono, że przeważały w nich związki humusowe występujące jako humiany wapnia i magnezu lub połączenia ilasto-próchniczne. Gleby te charakteryzowały się dużym wysyceniem kompleksu sorpcyjnego kationami wapnia i magnezu ($>90\%$), co sprzyjało tworzeniu się tej grupy związków humusowych (frakcja II i III). W glebach erodowanych w porównaniu z glebami deluwialnymi wzrastała też ilość humin i ulmin (57,7-77,6% udziału w stosunku do C org.).

Giegużyńska i in. (2001) wywnioskowali, że bardzo niska wartość stosunku $C_{KH}:C_{KF}$ w analizowanych frakcjach związków próchnicznych z erodowanych gleb płowych wytworzonych z glin zwałowych sugeruje, że natężenie transportu erozyjnego nie sprzyja syntezie kwasów huminowych. Zwiększenie ilości labilnych

kwasów huminowych ($C_{KH\ SHL}$) w glebie stoku wklęsłego, któremu towarzyszył wzrost zawartości frakcji piasku w składzie granulometrycznym, potwierdzały tezę, że kwasy te stanowią koloidalną otoczkę ziaren piasku i ulegają przemieszczeniu wraz z nimi.

2.3.3. Struktura glebowa

Struktura gleby definiowana jest jako rodzaj i sposób wzajemnego powiązania oraz przestrzenny układ elementarnych cząstek fazy stałej i porów glebowych (Systematyka Gleb Polski 1989, Rząsa i Owczarzak 2004). Korzystna struktura glebowa dla wschodów i wzrostu roślin zależy od obecności trwałych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm, a zwłaszcza 1-5 mm (Braunack i Dexter 1989, Améz-keta 1999, Pagliai i in. 2004, Bronick i Lal 2005).

W badaniach struktury gleb płowych i czarnoziemów wytworzonych z lessu stosowano metodę analizy mikromorfologicznej nieprzezroczystych szlifów glebowych (zglądów jednostronnych) i metodę przesiewania agregatów powietrznie suchych przez zestaw sit o wymiarach oczek od 0,25 do 10 mm. Analizie mikromorfologicznej poddano nieprzezroczyste szlify z gleb płowych wytworzonych z lessu w gospodarstwie doświadczalnym Elizówka na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska). Analiza wykazała, że po zabiegach uprawowych w poziomie Ap gleby płowej nieerodowanej występowała struktura agregatowa z przewagą kulistych agregatów o wymiarach 1-10 mm (Paluszek 1994). Łączenie się agregatów pod wpływem nawilżania i naturalnego osiadania następowało powoli i jeszcze w okresie letnim były one wyraźnie widoczne. Natomiast w poziomach głębszych struktura agregatowa praktycznie nie występowała. Bardzo nieliczne były naturalne linie odspojenia w postaci fizykogennych spękań. Dominowała nieagregatowa struktura spójna – jednolita masa glebowa, złożona ze połączonych ze sobą mikroagregatów o wymiarach od 80 do 200 μm . Ich kształty były na ogół zaokrąglone, a budowa wewnętrzna – porowata. W poziomie Bt stwierdzono bardzo ciasne ułożenie mikroagregatów o średnicy najczęściej 100-150 μm , spowodowane wyciem łu koloidalnego. Spójną strukturę poziomów Eet, Bt i BC rozcinały zoogeniczne kanaliki wytworzone przez mezofaunę glebową. Średnica kanalików wynosiła przeciętnie 100-500 μm , a maksymalnie 4 mm.

Po zabiegach spulchniających struktura poziomów Ap gleb płowych w różnym stopniu zerodowanych była zróżnicowana w zależności od zawartości łu <0,002 mm (Paluszek 1994). Poziomy Ap gleby słabo i średnio zerodowanej, wytworzone z poziomu iluwialnego, ulegały znacznemu zbryleniu. Strukturę bryłową tych poziomów tworzyły przeważnie nieregularne, drobne i średnie bryły o wymiarach 10-100 mm przy niewielkim udziale makroagregatów 0,25-10 mm. W spulchnionym poziomie Ap gleby silnie zerodowanej dominowały grubsze

frakcje kulistych agregatów (o średnicy 5-10 mm), a udział drobnych brył był znacznie mniejszy. Najsilniejszemu rozkruszeniu ulegał poziom A_{pc} gleby bardzo silnie zerodowanej, wytworzony z lessu węglanowego. Charakteryzował się on strukturą agregatową, w której składzie obok frakcji kulistych agregatów 0,25-10 mm występowała znaczna ilość mikroagregatów <0,25 mm.

W następstwie niszczącego działania kropel deszczu struktura agregatowa poziomów A_p gleb zerodowanych stopniowo zanikała. Agregaty >10 mm rozpadały się na mikroagregaty, które następnie pod wpływem sił kapilarnych łączyły się w jednolitą masę glebową. W okresie letnim we wszystkich badanych glebach stwierdzono strukturę spójną. Szczególnie silnie ulegały zagęszczeniu poziomy A_p gleby słabo i średnio zerodowanej wytworzone z poziomu B_t.

Analizę mikromorfologiczną nieprzezroczystych szlifów z erodowanych czarnoziemów wytworzonych z lessu wykonano badając gleby w Grabowcu na Działach Grabowieckich (Wyżyna Lubelska). Po zabiegach uprawowych w poziomie A_p czarnoziemiu nieerodowanego występowała struktura agregatowa (Paluszek 1995). Przeważały w nim zaokrąglone gruzełki o wymiarach 1-10 mm, a bryły >10 mm były nieliczne. W poziomach A, AB_{br} i B_{br} nie objętych uprawą struktura gruzełkowa praktycznie nie występowała. Dominowała w nich struktura drobnooporowata złożona z zaokrąglonych mikroagregatów o wymiarach 100-150 μm i struktura kanalikowa z gęstą siecią kanalików po mezofaunie glebowej. Średnica kanalików zoogenicznych wynosiła najczęściej 200-300 μm, a maksymalnie dochodziła do 3-4 mm. W skale macierzystej występowały strefy z naturalną strukturą spójną bez kanalików zoogenicznych.

W następstwie zabiegów uprawowych poziomy A_p czarnoziemów zerodowanych uzyskały budowę agregatową, o zróżnicowanej wielkości agregatów, podobną do struktury poziomu A_p czarnoziemiu nieerodowanego. W poziomach A_p czarnoziemiu średnio i silnie zerodowanego, obok struktury agregatowej, występowała struktura bryłowa (z bryłami o wymiarach 10-100 mm, o zaokrąglonych krawędziach i zagęszczonej budowie wewnętrznej). Natomiast struktura poziomu A_{pc} gleby bardzo silnie zerodowanej wykazywała cechy znacznego rozdrobnienia. Obok agregatów o wymiarach 0,25-10 mm znaczny udział stanowiły mikroagregaty 100-200 μm. W terminie letnim w glebach zerodowanych gruzełki i bryły niemal całkowicie zanikały. Pod wpływem osiadania wytworzyła się mniej lub bardziej zagęszczona struktura spójna – jednolita masa glebowa złożona z połączonych mikroagregatów o wymiarach 100-150 μm. Poziomy podpowierzchniowe gleb zerodowanych nie różniły się od analogicznych poziomów czarnoziemiu nieerodowanego.

Badania składu agregatowego gleb płowych w różnym stopniu zerodowanych metodą przesiewania prowadzono w gospodarstwie doświadczalnym Elizówka na Wyżynie Lubelskiej (Paluszek 2001b). W składzie powietrznie suchych agregatów z poziomów A_p gleb nieerodowanych największy udział miały bryły o wymiarach

powyżej 10 mm, a następnie agregaty o wymiarach 1-3 i 3-5 mm (tab. 3). Zmiany spowodowane przez zerodowanie były na ogół niekorzystne. W glebach słabo i średnio zerodowanych, w których poziom Ap wytworzył się z dawnego poziomu Bt, polegały one głównie na istotnym zwiększeniu zawartości brył >10 mm oraz zmniejszeniu frakcji agregatów o wymiarach 1-3 mm, najbardziej korzystnych dla wzrostu roślin. Zwiększenie zbrylenia miało decydujący wpływ na wyższe wartości średniej ważonej średnicy agregatów powietrznie suchych (MWD dry). Ponadto w glebach bardzo silnie zerodowanych istotnie wzrosła zawartość mikroagregatów o średnicy <0,25 mm, co świadczy o większym rozkruszeniu materiału glebowego.

Obliczone współczynniki korelacji prostej wykazały, że zarówno zawartość brył o wymiarach powyżej 10 mm, jak i średnia ważona średnica agregatów były ściśle skorelowane dodatnio z zawartością iltu <0,002 mm (odpowiednio: $r = 0,53$ i $r = 0,54$). Z kolei zawartość agregatów powietrznie suchych o wymiarach 1-3 mm była dodatnio skorelowana z zawartością materii organicznej ($r = 0,35$) (Paluszek 2001b).

Tabela 3. Skład agregatowy poziomów Ap gleb płowych (wartości średnie z 8 pedonów) (Paluszek 2001b)

Table 3. Aggregate-size distribution of Ap horizons of Luvisols (mean values from 8 pedons) (Paluszek 2001b)

Gleby – stopień zerodowania Soils – erosion class	Agregaty powietrznie suche o wymiarach w mm Air-dry soil aggregates of dimension in mm (%)									Średnia ważona średnica MWD dry (mm)
	>10	7-10	5-7	3-5	1-3	0,5-1	0,25 -0,5	<0,25	Σ 0,25 -10	
Nierodowane Non-eroded	26,7	6,9	6,6	11,4	21,0	9,8	7,3	10,3	63,0	6,4
Słabo zerodowane Slightly eroded	35,5	8,0	6,3	9,1	16,2	11,4	5,8	7,7	56,8	8,6
Średnio zerodowane Moderately eroded	40,7	7,3	5,6	8,7	17,4	9,7	4,5	6,1	53,2	10,1
Silnie zerodowane Severely eroded	33,5	7,5	5,9	9,2	17,6	11,7	6,2	8,4	58,1	8,2
Bardzo silnie zerodowane Very severely eroded	28,5	6,5	6,8	9,5	18,2	8,9	7,4	14,2	57,3	6,7
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)	8,5	r. n.	r. n.	r. n.	4,7	3,6	2,6	3,5	5,6	2,1

r. n. – różnice nieistotne – not significant differences.

2.3.4. Wodoodporność agregatów glebowych

Najbardziej istotną cechą fizyczną agregatów glebowych, przyjmowaną za miarę jakości agregacji jest wodoodporność, czyli ich zdolność do zachowania kształtu i wewnętrznej budowy w wodzie. Wodoodporność agregatów jest cechą dynamicznie zmieniającą się pod wpływem czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych. Fizycznymi czynnikami tworzenia trwałych agregatów są następujące kolejno procesy nawilżania i wysychania oraz zamarzania i rozmarzania (Bullock i in. 1988, Perfect i in. 1990, Chan i in. 1994, Staricka i Benoit 1995, Lehrs 1998). Są one wspomagane przez czynniki biologiczne: działanie korzeni roślin, mikroorganizmów oraz mezofauny glebowej, głównie dżdżownic i mrówek (Degens 1997, Schrader i Zhang 1997). Do nieorganicznych środków stabilizujących agregaty glebowe należą minerały ilaste i wielowartościowe kationy metali (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}), a także tlenki i wodorotlenki Fe i Al, węglany Ca i Mg oraz gips (Dexter 1988, Domżał i Słowińska-Jurkiewicz 1988, Lipiec i Dębicki 1989, De Boodt 1995, Amézketa 1999). Wśród organicznych związków stabilizujących glebę, wyróżniane są trzy grupy: przejściowe, tymczasowe i trwałe. Przejściowe obejmują mikrobiologiczne i roślinne polisacharydy, które są szybko rozkładane przez mikroorganizmy glebowe. Tymczasowymi środkami wiążącymi agregaty są korzenie roślin, strzępki grzybni i niektóre grzyby (Oades i Waters 1991, Golchin i in. 1994, Jastrow i Miller 1998, Kay 1998, Amézketa 1999). Trwałe środki wiążące składają się z odpornych na rozkład aromatycznych substancji humusowych, związanych z wielowartościowymi kationami metali i silnie sorbujących polimerów. Są one silnie związane wewnątrz agregatów, a pochodzą z fragmentów korzeni, strzępków grzybni i komórek bakterii.

W glebie pod wpływem fizycznych i fizykochemicznych mechanizmów występuje nieustanne tworzenie się jednych i rozpad innych agregatów. Wyróżniane są cztery główne mechanizmy rozpadu agregatów pod wpływem wody opadowej (Le Bissonnais 1996):

- rozpad na mikroagregaty w wyniku uwalniania uwięzionego powietrza podczas szybkiego nawilżania,
- rozpad pod wpływem uderzeń kropeł deszczu o odpowiedniej energii kinetycznej, połączony z rozbryzgiem cząstek glebowych,
- fizykochemiczna dyspersja cząstek glebowych, wynikająca z redukcji sił międzycząsteczkowych podczas nawilżania, spowodowana przez kationy Na^+ i naprężenie osmotyczne,
- rozpad spowodowany mikrospękaniem wywołanym zróżnicowanym pęcznieniem i kurczeniem się minerałów ilastych.

Rezultatem rozpadu agregatów jest powstawanie skorupy powierzchniowej, poprzez zatykanie porów glebowych przez cząstki pyłowe i ilaste, a następnie spływ powierzchniowy i erozja wodna.

W badaniach prowadzonych na glebach płowych wytworzonych z lessu w Elizówce na Płaskowyżu Nałęczowskim stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości wodoodpornych agregatów o średnicy 0,25-10 mm w poziomach Ap gleb zerodowanych (o 17,6-21,8%) (Paluszek 2001b). Gleby zerodowane zawierały istotnie mniej wszystkich wodoodpornych frakcji agregatów, zwłaszcza o wymiarach 0,25-0,5 mm (o 7,9-12,5%), 0,5-1 mm i 1-3 mm (tab. 4). Agregaty typu okruszków były bardzo słabo wodoodporne i bez względu na swe wymiary rozpadały się na mikroagregaty <0,25 mm. Również wartości średniej ważonej średnicy agregatów wodoodpornych (MWD wet) były w glebach zerodowanych dwukrotnie mniejsze, niż w glebach nieerodowanych.

Tabela 4. Zawartość wodoodpornych agregatów w poziomach Ap gleb płowych (wartości średnie z 8 pedonów) (Paluszek 2001b)

Table 4. Water-stable aggregate content of Ap horizons of Luvisols (mean values from 8 pedons) (Paluszek 2001b)

Gleby – stopień zerodowania Soils – erosion class	Zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach w mm Water-stable aggregate content of dimension in mm (%)							Średnia ważona średnica MWD wet (mm)
	7-10	5-7	3-5	1-3	0,5-1	0,25- 0,5	Σ0,25 -10	
Nierodowane Non-eroded	4,7	1,3	2,3	6,5	6,0	25,3	46,1	0,91
Słabo zerodowane Slightly eroded	2,0	0,4	1,0	2,7	2,1	17,4	25,6	0,46
Średnio zerodowane Moderately eroded	2,1	0,2	1,2	5,0	3,1	16,9	28,5	0,51
Silnie zerodowane Severely eroded	1,0	0,5	1,8	4,1	3,9	13,5	24,8	0,44
Bardzo silnie zerodowane Very severely eroded	1,7	0,9	1,5	3,8	3,6	12,8	24,3	0,50
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)	1,1	0,4	0,8	1,3	1,7	5,1	6,0	0,16

Zawartość poszczególnych frakcji wodoodpornych agregatów glebowych w największym stopniu była skorelowana dodatnio z ilością materii organicznej. Najwyższe wartości współczynników korelacji stwierdzono w przypadku agregatów wodoodpornych o wymiarach 0,25-10 mm ($r = 0,79$). Natomiast zawartość

frakcji wodoodpornych wykazywała korelację ujemną z zawartością iltu (<0,002 mm) lub nie wykazywała istotnej zależności. Uzyskane współczynniki korelacji świadczą o niekorzystnym wpływie zmniejszenia zawartości materii organicznej na trwałość agregatów glebowych i niekorzystnym wpływie wzbogacenia w ilt poziomów Ap gleb zerodowanych, w wyniku objęcia uprawą poziomu Bt. Strukturę agregatową gleb płowych w różnym stopniu zerodowanych, według klasyfikacji Le Bissonnais (1996) opartej na wartościach średniej ważonej średnicy agregatów wodoodpornych, oceniono jako nietrwałą.

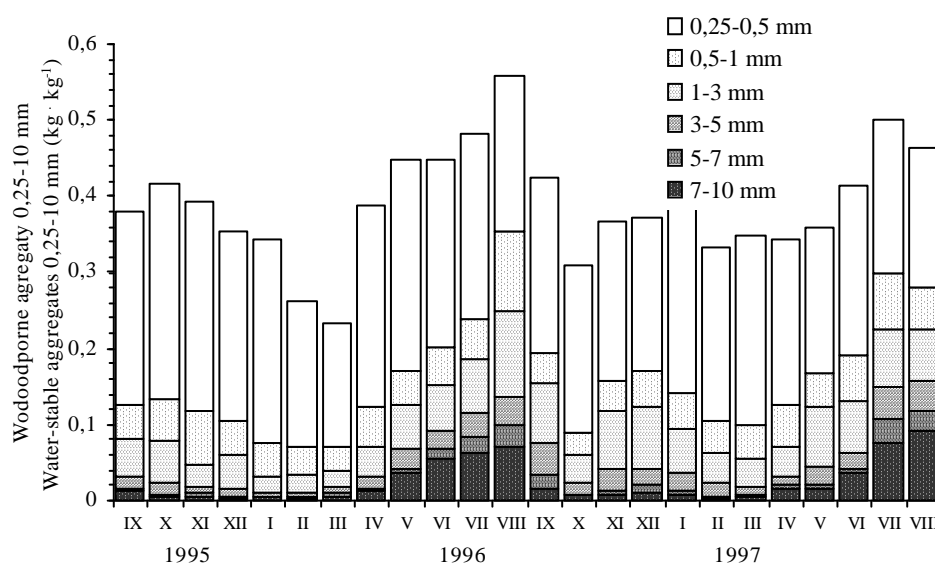
Zerodowanie czarnoziemów wytworzonych z lessu wywarło również niekorzystny wpływ na trwałość ich agregatów (Paluszek 1995). W poziomie Ap czarnoziemiu nieerodowanego zawartość wodoodpornych agregatów wynosiła średnio 28,6% (tab. 5). W poziomach głębszych zawartość stabilnych agregatów zmniejszała się, zwłaszcza w poziomach ABbr, Bbr i Cca. Wodoodporność agregatów w czarnoziemach zerodowanych była istotnie mniejsza niż w czarnoziemiu nieerodowanym i pozostawała w ścisłym związku z mniejszą zawartością materii organicznej (tab. 5). Słaba trwałość agregatów w zerodowanych czarnoziemach sprzyjała ich dalszemu niszczeniu przez proces erozji wodnej.

Tabela 5. Zawartość wodoodpornych agregatów glebowych w czarnoziemach wytworzonych z lessu (Paluszek 1995)

Table 5. Content of water-stable soil aggregates in Chernozems developed from loess (Paluszek 1995)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Poziom Horizon	Procent wodoodpornych agregatów o wymiarach w mm Percent of water-stable aggregates of dimensions in mm						
		7-10	5-7	3-5	1-3	0,5-1	0,25-0,5	Σ0,25-10
Nieerodowana Non-eroded	Ap	1,8	1,7	2,8	5,6	4,8	11,9	28,6
	A	0,0	0,0	0,3	1,2	4,1	17,0	22,6
	ABbr	0,0	0,1	0,2	0,4	1,2	10,0	11,9
	Bbr	0,0	0,0	0,2	0,4	0,4	3,0	4,0
	Cca	0,0	0,0	0,2	0,8	1,0	2,4	4,4
Słabo zerodowana Slightly eroded	Ap	0,7	1,0	2,8	5,4	4,0	11,6	25,5
	A	0,1	0,2	0,7	2,3	4,3	11,6	19,2
Średnio zerodowana Moderately eroded	Ap	0,6	0,6	2,3	4,9	3,8	9,0	21,1
	ABbr	0,0	0,1	0,2	1,1	2,1	5,1	8,6
Silnie zerodowana Severely eroded	Ap	0,8	0,7	2,7	5,4	4,0	9,1	22,7
	Bbr	0,0	0,0	0,3	1,6	2,7	5,2	9,8
Bardzo silnie zerodowana Very severely eroded	Apca	0,7	0,4	2,4	5,6	3,5	6,6	19,2
	Cca	0,1	0,1	0,5	2,2	3,0	3,5	9,4
Deluwialna Colluvial	Ap	0,6	0,7	1,9	6,2	6,9	17,5	33,8
	C1	0,2	0,2	1,2	4,0	6,4	18,9	30,9

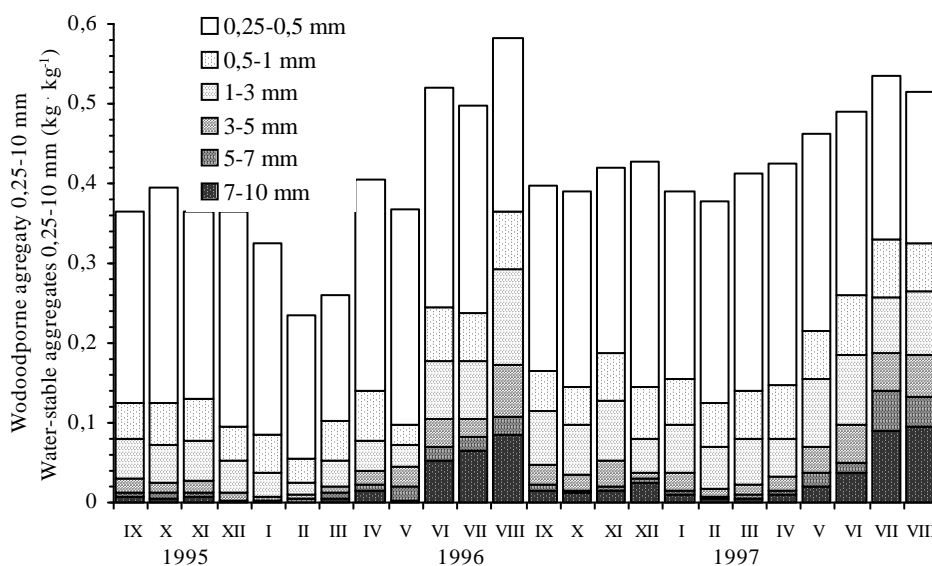
Z wyników przedstawionych badań wynika, że pogorszenie wodoodporności agregatów w glebach zerodowanych jest zjawiskiem powszechnym, a wskaźniki wodoodporności agregatów mogą być ważnymi cechami rozpoznawczymi zerodowanych gleb wytworzonych z lessu (Paluszek 2001b). Wnioski z omówionych badań potwierdziły stwierdzenia innych autorów o pogorszeniu wskaźników wodoodporności agregatów w erodowanych glebach należących do różnych typów genetycznych (Pierson i Mulla 1990, Gollany i in. 1991, Ebeid i in. 1995, Fullen i Brandsma 1995).



Rys. 4. Sezonowa zmienność zawartości wodoodpornych agregatów w poziomie Ap gleby płowej słabo zerodowanej (Paluszek 2001c)

Fig. 4. Seasonal variation of water-stable soil aggregate content in Ap horizon of slightly eroded Luvisol (Paluszek 2001c)

Ebeid i in. (1995) ustalili, że zerodowane gleby o składzie gliny pylastej (*Typic Hapludalfs*) zawierały o 20,9-45,9% mniej wodoodpornych agregatów, w porównaniu z glebą nieerodowaną. MWD agregatów wodoodpornych wynosiła 0,50-0,93 mm wobec 2,38 mm w glebie nieerodowanej. Pierson i Mulla (1990) stwierdzili, że usunięcie przez erozję poziomu próchnicznego i odsłonięcie poziomów podpowierzchniowych zmniejszyło trwałość agregatów gleb lessowych (*Ultic Haploxeroll* i *Ultic Argixeroll*). Zmniejszenie wodoodporności agregatów korelowało ściśle z mniejszą zawartością C org., natomiast słabo z zawartością amorficznego Fe, zawartością itu i wilgotnością gleb. Według Gollany i in. (1991) wraz ze wzrostem stopnia zerodowania zmniejszyła się trwałość agregatów gleb wytworzonych z gliny ciężkiej (*Typic Argiustolls*), co korelowało ze zmniejszeniem



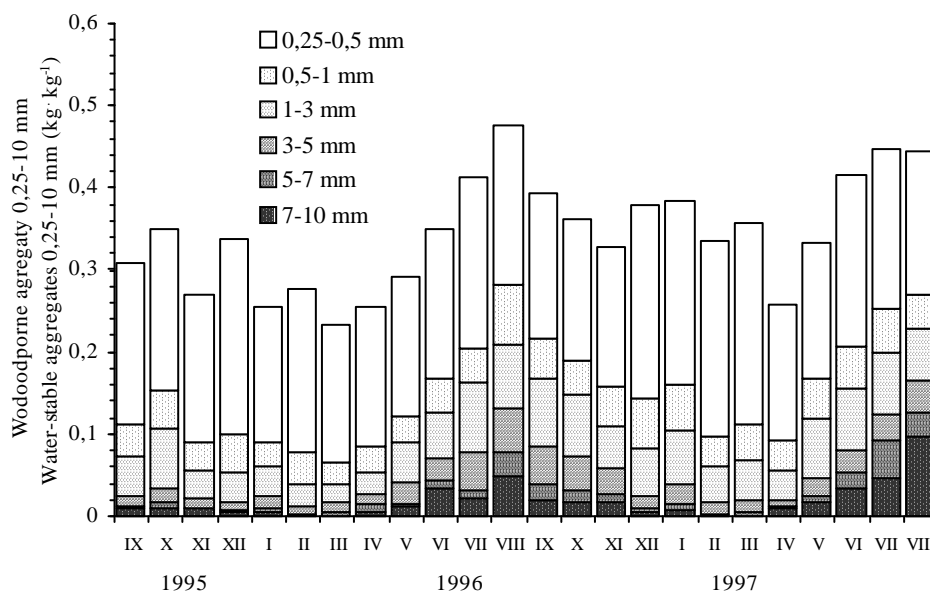
Rys. 5. Sezonowa zmienność zawartości wodoodpornych agregatów w glebie płowej średnio zerodowanej (Paluszek 2002)

Fig. 5. Seasonal variation of water-stable soil aggregate content in moderately eroded Luvisol (Paluszek 2002)

zawartości węgla organicznego i zawartości ilu. Również Fullen i Brandsma (1995) stwierdzili pogorszenie wodoodporności agregatów w glebach zerodowanych o składzie piasków gliniastych pylastych.

Niezależnie od składu granulometrycznego i mineralogicznego, zawartości materii organicznej, wpływu roślin uprawnych, mikroorganizmów glebowych i zabiegów agrotechnicznych, wodoodporność agregatów glebowych ma swoją dynamikę sezonową. Badania nad tym problemem prowadzono na polu produkcyjnym RZD Elizówka na Wyżynie Lubelskiej (Paluszek 2001c, 2002). Pomiary wodoodporności wykonywano raz w miesiącu w latach 1995-1997 (rys. 4-6). Rozpoczęto je we wrześniu 1995 r., po orce średniej (ścierniska po jęczmieniu jarym) i bronowaniu, a przed bronowaniem przedsiewnym, siewem pszenicy ozimej (Kamila) – 2 października i bronowaniem posiewnym. Po zbiorze pszenicy, w trzeciej dekadzie września 1996 r. została wykonana orka średnia i analogiczne uprawki przedsiewne, a następnie siew pszenżyta ozimego (Tewo) – 3 października. Badania zakończono po zbiorze pszenżyta w sierpniu 1997 r.

Jesienią 1995 r. w poziomie Ap gleby słabo zerodowanej wodoodporność agregatów wykazywała tendencję spadkową (Paluszek 2001 c). Najmniejszą



Rys. 6. Sezonowa zmienność zawartości wodoodpornych agregatów w poziomie Apca gleby bardzo silnie zerodowanej (Paluszek 2001c)

Fig. 6. Seasonal variation of water-stable soil aggregate content in Apk horizon of very severely eroded soil (Paluszek 2001c)

zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm stwierdzono w marcu 1996 r. ($0,233 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) a największą w sierpniu 1996 r. ($0,557 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (rys. 4).

Podobne cykliczne zmiany sezonowe wodoodporności agregatów glebowych stwierdzono w glebie płowej średnio zerodowanej (rys. 5) (Paluszek 2002). Najmniej trwałych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm stwierdzono w lutym 1996 r. ($0,235 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), a najwięcej w sierpniu 1996 r. ($0,582 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Również w glebie bardzo silnie zerodowanej, charakteryzującej się z badanych gleb zdecydowanie najmniejszą wodoodpornością agregatów, stwierdzono podobne zmiany sezonowe. W marcu 1996 r. w powierzchniowej warstwie zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm zmniejszyła się do $0,232 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (rys. 6). Szczególnie niekorzystny był bardzo mały udział wodoodpornych frakcji powyżej 1 mm, który zimą i wczesną wiosną spadał poniżej $0,050 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Największa zawartość trwałych agregatów 0,25-10 mm, stwierdzona w sierpniu 1996 r., wynosiła $0,477 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Sezonowe zmiany zawartości wodoodpornych agregatów glebowych były rezultatem cyklicznie zmieniających się procesów ich tworzenia i procesów

rozpadu. Zmniejszenie zawartości trwałych agregatów po uprawkach przed-siewnych należy tłumaczyć rozerwaniem części istniejących wiązań, pomiędzy cząstkami glebowymi i mikroagregatami, przez narzędzia uprawowe kruszące glebę, głównie brony. Potwierdziły to badania Utomo i Dexter (1982), według których uprawa gleby może powodować zmniejszenie wodoodporności agregatów w okresie bezpośrednio następującym po niej. Po siewie zbóż ozimych zaczęły się tworzyć nowe wiązania między sąsiednimi cząstkami w procesach nawilżania i osuszania.

Po obniżeniu temperatury powietrza i opadach deszczu, w listopadzie rozpoczęło się wielokrotne zamarzanie i rozmarzanie powierzchniowej warstwy silnie nawilżonych gleb. Powstawanie i rozszerzanie kryształów lodu wyzwoliło siły rozrywające wiązania wewnątrz agregatów, które rozpadały się na mikroagregaty o wymiarach poniżej 0,25 mm. Badania Lehrscha (1998) wykazały, że wodoodporność agregatów zwiększała się tylko po 1-3 cyklach zamarzania – rozmarzania, natomiast każdy następny cykl działał na nią destrukcyjnie. Liczba takich cykli od jesieni do wiosny, w warunkach klimatu umiarkowanego wilgotnego, może dochodzić do 30-40 (Lehrsch 1998). Staricka i Benoit (1995) udowodnili, że nieznaczny wpływ zamarzania i rozmarzania na wodoodporność agregatów glebowych występował przy wilgotności gleby do $0,050 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Natomiast przy wzrastającej wilgotności do $0,350\text{-}0,400 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$, zwiększał się szkodliwy wpływ zamarzania na trwałość agregatów.

Mniejszą zawartość wodoodpornych agregatów glebowych w lutym i marcu 1996, w porównaniu zimą 1997 r., wytłumaczyć można większą liczbą cykli zamarzania – rozmarzania i niższymi temperaturami, które spowodowały największe rozerwanie wiązań w agregatach warstwy powierzchniowej gleby. W czasie marcowych roztopów śniegu spójność gleby była najmniejsza. Zamarznięte głębsze warstwy nie pozwalały na infiltrację wody i spływ powierzchniowy z topniejącego śniegu powodował erozję wodną. Zwiększenie zawartości trwałych agregatów w kwietniu i maju następowało podczas osuszania gleby, w wyniku zwiększania się wytrzymałości wiązań łączących sąsiednie mikroagregaty. Według Lehrscha (1998) trwałość agregatów zwiększało osuszanie domen ilu na styku z cząstkami pyłu i piasku. Korzystny wpływ na wodoodporność agregatów wywarły wiosną również korzenie roślin, strzępki grzybni oraz mikrobiologiczne i roślinne polisacharydy (Amézketa 1999). W czerwcu i lipcu kolejne cykle nawilżania – osuszania powodowały trwałe wzmocnienie wiązań, między cząstkami i mikroagregatami glebowymi. Dzięki wysokim temperaturom powietrza przyspieszającym osuszanie gleby, następowało zwiększenie spójności gleby, dlatego w końcu lata trwałość agregatów glebowych była największa. Według Utomo i Dexter (1982) największa część wodoodpornych agregatów powstawała po nawilżaniu i osuszaniu w przedziale potencjału wody glebowej od -1 do -100 kPa .

Niekorzystny wpływ dużej wilgotności gleb w czasie pobierania próbek na trwałość agregatów glebowych znajduje potwierdzenie w innych pracach. Chan i in. (1994) stwierdzili, że najmniejsza trwałość występowała podczas okresu jesienno-zimowego, kiedy wilgotność gleby była największa. Sezonowe wahania trwałości agregatów w powierzchniowej warstwie gleb były większe niż różnice pomiędzy różnymi sposobami uprawy i różnymi gatunkami roślin uprawnych. Czasowe zmiany były niezależne od zawartości węgla organicznego i gęstości korzeni roślin. Bullock i in. (1988) wykazali, że zmiany sezonowe były dużo większe od różnic pomiędzy badanymi glebami oraz różnic wynikających ze sposobu zagospodarowania resztek poźniwnych i nawożenia obornikiem. Perfect i in. (1990) stwierdzili ścisłą ujemną korelację między wodoodpornością agregatów pod różnymi uprawami a wilgotnością gleby ($r = -0,74$), słabą dodatnią korelację z długością korzeni ($r = 0,22$) oraz brak korelacji z masą mikroorganizmów i masą korzeni.

Stwierdzone pogorszenie trwałości agregatów glebowych w miesiącach zimowych i wczesną wiosną powoduje zwiększenie podatności gleb na erozję wodną w czasie topnienia pokrywy śnieżnej i intensywnych opadów deszczu. Nietrwałe agregaty występujące w warstwie powierzchniowej gleby są z łatwością rozmywane przez wody roztopowe lub rozbijane przez krople deszczu, a produkty ich rozpadu – mikroagregaty i cząstki glebowe – transportowane w zawiesinie przez spływ powierzchniowy. Natomiast przy braku pokrywy śnieżnej w zimie, mroźne wiatry powodują wysychanie mroźne rozerwanych agregatów i ich bardzo dużą podatność na erozję wietrzną (Bullock i in. 1988).

Trwała struktura agregatowa zapewnia glebie korzystną zawartość porów kapilarnych dla retencjonowania wody użytecznej dla roślin i zawartość makroporów, które warunkują przepuszczalność wodną oraz pojemność i przepuszczalność powietrzną (Creswell i in. 1992, Crawford i in. 1995, Witkowska-Walczak 2000). Dzięki temu wodoodporna struktura wpływa na rozwój mikroorganizmów glebowych i zwiększa aktywność biologiczną gleby. Trwałość agregatów stwarza korzystne warunki dla kiełkowania, wschodów i rozwoju roślin, wpływa na gęstość i długość ich korzeni (Braunack i Dexter 1989, Kay 1998, Amézketa 1999). Ponadto wodoodporna struktura agregatowa chroni glebę przed zaskorupieniem powierzchniowym, zwiększa infiltrację wody opadowej, zmniejsza szybkość spływu powierzchniowego, rozbryzg gleby i erozję wodną powierzchniową (Dębicki i Rejman 1990, Rejman i in. 1994, 1998, Lehrsch i Brown 1995, Le Bissonnais 1996).

2.3.5. Właściwości wodne i powietrzne

Zerodowane gleby płowe wytworzone z lessu charakteryzowały się w znacznej części zróżnicowanymi właściwościami wodnymi i powietrznymi w porównaniu do gleb nieerodowanych. W badaniach prowadzonych w gospodarstwie

doświadczalnym w Elizówce na Wyżynie Lubelskiej wybrano po 6 pedonów z każdego stopnia zerodowania (Paluszek 2001e). Badania prowadzono w maju, a pole znajdowało się pod uprawą pszenicy ozimej w fazie strzelania w źdźbło.

Gęstość gleby w poziomach Ap gleb słabo i średnio zerodowanych była istotnie większa, w porównaniu z glebami nieerodowanymi o $0,07 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (tab. 6). Na podstawie wartości gęstości, układ gleb oceniono jako słabo zagęszczony. Gęstość gleby w poziomach Ap była skorelowana dodatnio z zawartością łu $<0,002 \text{ mm}$ ($r = 0,53$). Natomiast układ poziomów podpowierzchniowych był najczęściej bardziej zagęszczony ($1,42\text{-}1,54 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$).

Pełna pojemność wodna (przy potencjale wody glebowej $-0,1 \text{ kPa}$) nieznacznie zmniejszyła się w poziomach Ap gleb słabo, średnio i silnie zerodowanych, a wzrosła w glebach bardzo silnie zerodowanych w porównaniu z glebami nieerodowanymi (tab. 6) (Paluszek 2001e). Wykazywała ona ścisłą dodatnią korelację z zawartością frakcji pyłu ($r = 0,58$) oraz ujemną z gęstością gleby ($r = -0,99$).

Polowa pojemność wodna ($-15,5 \text{ kPa}$) istotnie zmniejszyła się w poziomach Ap gleb zerodowanych w stopniu słabym, średnim i silnym o $0,039\text{-}0,064 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (tab. 6). W poziomach Ap tych gleb była zbliżona do pojemności poziomów podpowierzchniowych (Paluszek 2001e). Wykazywała ona ścisłą dodatnią korelację z zawartością frakcji pyłu ($r = 0,76$) i zawartością wodoodpornych agregatów $1\text{-}10 \text{ mm}$ ($r = 0,62$). Pojemność wodna w zakresie potencjału od -196 do -1554 kPa kształtowała się odmiennie, w wyniku zerodowania jej wartości wzrosły. Wilgotność trwałego wędnięcia roślin (-1554 kPa) zwiększyła się istotnie w poziomach Ap gleb słabo, średnio i silnie zerodowanych (o $0,009\text{-}0,017 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) w porównaniu z glebami nieerodowanymi. Wilgotność wędnięcia była skorelowana dodatnio z zawartością łu $<0,002 \text{ mm}$ ($r = 0,83$).

Właściwości retencyjne gleb pogorszyły się najbardziej w glebach średnio zerodowanych. Retencja wody użytecznej dla roślin (w przedziale od $-15,5 \text{ kPa}$ do -1554 kPa) istotnie zmniejszyła się w poziomach Ap gleb słabo, średnio i silnie zerodowanych o $0,048\text{-}0,081 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (tab. 6). Retencja wody użytecznej była ściśle dodatnio skorelowana z zawartością frakcji pyłu ($r = 0,82$) i zawartością agregatów wodoodpornych $1\text{-}10 \text{ mm}$ ($r = 0,62$). Z poziomów podpowierzchniowych największą retencją wody użytecznej charakteryzowały się poziomy Eet i Cca, natomiast najmniejszą – poziom B1t, najsilniej wzbogacony w ił koloidalny. Retencja wody użytecznej dla roślin, obliczona dla warstwy $0\text{-}50 \text{ cm}$, w glebach nieerodowanych wynosiła średnio $155,9 \text{ mm}$, podczas gdy w glebach zerodowanych w stopniu słabym, średnim i silnym była istotnie mniejsza, odpowiednio o $31,8$; $36,8$ i $16,7 \text{ mm}$ (Paluszek 2001e).

Z poszczególnych kategorii dostępności wody glebowej, retencja wody łatwo dostępnej dla roślin (zawartej w przedziale potencjału od $-15,5$ do $-155,4 \text{ kPa}$) zmniejszyła się istotnie w glebach słabo, średnio i silnie zerodowanych (o $0,042\text{-}0,077 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Natomiast retencja wody trudno dostępnej (zawartej w przedziale od $-155,4$ do -1554 kPa) zmniejszyła się nieznacznie (tab. 6). Retencja wody łatwo dostępnej była dodatnio skorelowana z zawartością frakcji pyłu ($r = 0,53$) i zawartością wodoodpornych agregatów 1-10 mm ($r = 0,56$).

Tabela 6. Gęstość gleby i właściwości wodne gleb pływych (wartości średnie z 6 pedonów) (Paluszek 2001e)

Table 6. Bulk density and water properties of Luvisols (mean values from 6 pedons) (Paluszek 2001e)

Gleby – stopień zerodowania Soils – erosion class	Po- ziom Hori- zon	Gęstość gleby Bulk density ($\text{Mg} \cdot \text{m}^{-3}$)	Pojemność wodna Water capacity ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)			Retencja wody Water retention ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)		
			-0,1 kPa	-15,5 kPa	-1554 kPa	użyte- cznej useful	łatwo dostępnej easily available	trudno dostępnej with difficulty available
Nie erodowane Non-eroded	Ap	1,36	0,357	0,295	0,057	0,238	0,190	0,048
	Eet	1,42	0,327	0,292	0,047	0,245	0,195	0,050
	B1t	1,54	0,276	0,233	0,076	0,157	0,108	0,049
	B2t	1,52	0,287	0,242	0,079	0,163	0,121	0,042
Słabo zerodowane Slightly eroded	Ap	1,43	0,321	0,252	0,067	0,185	0,145	0,040
	B1t	1,53	0,278	0,235	0,090	0,145	0,101	0,044
	B2t	1,50	0,296	0,241	0,080	0,161	0,114	0,047
	BC	1,51	0,291	0,250	0,061	0,189	0,155	0,034
Średnio zerodowane Moderately eroded	Ap	1,43	0,322	0,231	0,074	0,157	0,113	0,044
	B2t	1,51	0,289	0,239	0,079	0,160	0,115	0,045
	BC	1,50	0,297	0,252	0,061	0,191	0,158	0,033
Silnie zerodowane Severely eroded	Ap	1,41	0,334	0,256	0,066	0,190	0,148	0,042
	BC	1,50	0,297	0,253	0,061	0,192	0,159	0,033
	Cca	1,49	0,301	0,263	0,045	0,218	0,187	0,031
Bardzo silnie erodowane Very severely eroded	Apc	1,36	0,359	0,288	0,057	0,231	0,189	0,042
	Cca	1,47	0,307	0,269	0,045	0,224	0,193	0,031
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)		0,07	0,033	0,021	0,006	0,024	0,029	0,009

Porowatość ogólna zmniejszyła się nieznacznie w poziomach Ap gleb słabo, średnio i silnie zerodowanych i była skorelowana dodatnio z zawartością frakcji pyłu ($r = 0,58$). W rozkładzie porów glebowych wszystkich badanych gleb mezopory (o średnicy równoważnej 20-0,2 μm) przeważały nad makroporami (o średnicy >20 μm) i mikroporami ($<0,2$ μm). Zawartość makroporów, odpowiadająca pojemności powietrznej gleb w stanie połowego nasycenia wodą, w poziomach Ap była niezbyt duża (Paluszek 2001e). W glebach zerodowanych objętość porów powietrznych

zwiększyła się nieznacznie w porównaniu z glebami nieerodowanymi (tab. 7). Zawartość mezoporów, utrzymujących wodę użyteczną dla roślin, zmniejszyła się istotnie w poziomach Ap gleb słabo, średnio i silnie zerodowanych o 0,049-0,096 cm³·cm⁻³. Objętość mezoporów była skorelowana z zawartością frakcji pyłu ($r = 0,76$). Większą zawartością mezoporów od poziomów Ap gleb słabo, średnio i silnie zerodowanych odznaczały się poziomy podpowierzchniowe Eet i Cca. Zawartość mikroporów o średnicy <0,2 μm, utrzymujących wodę niedostępną dla roślin, była największa w poziomach Ap gleb słabo i średnio zerodowanych, powstałych z poziomu Bt. Zawartość mikroporów korelowała dodatnio z zawartością łu <0,002 mm ($r = 0,84$).

Przepuszczalność powietrzna przy potencjale wody glebowej -15,5 kPa w poziomach Ap gleb nieerodowanych i zerodowanych była istotnie mniejsza niż w poziomach podpowierzchniowych B1t, B2t i BC (Paluszek 2001e). Wskazuje to na małą drożność makroporów zdolnych do wymiany gazowej (tab. 7). Przepuszczalność była dodatnio skorelowana z udziałem makroporów >20 μm ($r = 0,68$) i porowatością ogólną ($r = 0,44$).

Przeprowadzone badania wykazały istotne, niekorzystne zmiany w poziomach Ap gleb słabo, średnio i silnie zerodowanych, polegające na zmniejszeniu polowej pojemności wodnej i zawartości mezoporów, retencjonujących wodę użyteczną dla roślin, a zwiększeniu gęstości gleby i zawartości mikroporów, retencjonujących wodę niedostępną dla roślin. Natomiast gleby bardzo silnie zerodowane charakteryzowały się właściwościami wodno-powietrznymi zbliżonymi do gleb nieerodowanych. Pogorszenie właściwości gleb zerodowanych było przede wszystkim rezultatem zwiększenia zawartości łu <0,002 mm oraz zmniejszenia udziału frakcji pyłu (0,05-0,002 mm) w poziomach Ap, utworzonych w całości lub w części z poziomu Bt (Paluszek 2001e).

Decydujący wpływ zwiększenia zawartości łu w glebach zerodowanych na zmniejszenie retencji wody użytecznej i zwiększenie wilgotności trwałego wędnięcia roślin stwierdzili wcześniej m. in. Frye i in. (1982) oraz Ebeid i in. (1995). Według Thomasa i in. (1989) połowa pojemność wodna (przy -10 kPa) i wilgotność trwałego wędnięcia (przy -1500 kPa) zwiększały się wraz ze wzrostem stopnia zerodowania i zwiększeniem zawartości łu w poziomach Ap, natomiast zmiany retencji wody użytecznej były nieznaczne. Korzystny wpływ zawartości frakcji pyłu (0,05-0,002 mm) na zdolność retencyjną gleb polega na wytworzeniu największej ilości porów wewnątrzagregatowych o średnicy równoważnej 20-0,2 μm. Natomiast o retencjonowaniu dużej ilości wody niedostępnej dla roślin decyduje zdolność adsorbowania jej na powierzchni i wewnątrz pakietów minerałów ilastych charakteryzujących się największą powierzchnią właściwą.

Znacznie mniejszy wpływ na właściwości wodno-powietrzne gleb płowych zerodowanych wywarło zmniejszenie zawartości materii organicznej. Z przeprowadzonych badań wynika, że ilość materii organicznej tylko pośrednio wpływa

na połowę pojemność wodną i retencję wody użytecznej, poprzez polepszenie agregacji i zapobieganie nadmiernemu zagęszczeniu. Wpływ bezpośredni na zawartość wody niedostępnej dla roślin wywierają związki próchniczne adsorbując ją na powierzchni cząsteczek. Według Ebeida i in. (1995) w zerodowanych glebach wytworzonych z gliny pylastej (Typic Hapludalfs) retencja wody użytecznej dla roślin była dodatnio skorelowana z zawartością węgla organicznego, zawartością pyłu i porowatością ogólną oraz ujemnie z zawartością ilu.

Tabela 7. Porowatość i właściwości powietrzne gleb pływych (wartości średnie z 6 pedonów) (Paluszek 2001e)

Table 7. Porosity and air properties of Luvisols (mean values from 6 pedons) (Paluszek 2001e)

Gleby – stopień zerodowania Soils – erosion class	Poziom Horizon	Porowatość ogólna Total porosity (cm ³ ·cm ⁻³)	Zawartość porów o średnicy Pore-size content (cm ³ ·cm ⁻³)			Przepuszczalność powietrzna przy -15,5 kPa Air permeability at -15,5 kPa (10 ⁻⁸ ·m ² ·Pa ⁻¹ ·s ⁻¹)
			>20 μm	0,2-20 μm	<0,2 μm	
Nie erodowane Non-eroded	Ap	0,485	0,083	0,324	0,078	12,3
	Eet	0,464	0,050	0,347	0,067	11,1
	B1t	0,423	0,064	0,241	0,118	29,6
	B2t	0,435	0,068	0,247	0,120	44,6
Słabo zerodowane Slightly eroded	Ap	0,460	0,098	0,266	0,096	8,8
	B1t	0,426	0,065	0,223	0,138	39,7
	B2t	0,442	0,082	0,240	0,120	48,0
	BC	0,439	0,062	0,285	0,092	31,3
Średnio zerodowane Moderately eroded	Ap	0,461	0,120	0,225	0,106	14,1
	B2t	0,436	0,075	0,242	0,119	33,4
	BC	0,444	0,067	0,286	0,091	32,8
Silnie zerodowane Severe eroded	Ap	0,471	0,109	0,268	0,094	11,2
	BC	0,444	0,065	0,288	0,091	30,7
	Cca	0,447	0,057	0,324	0,066	10,8
Bardzo silnie zerodowane Very severely eroded	Apc	0,489	0,096	0,316	0,077	12,8
	Cca	0,452	0,056	0,329	0,067	9,6
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)		0,025	0,041	0,034	0,009	8,6

Zmiany w składzie agregatowym nie wywarły istotnego wpływu na właściwości wodno-powietrzne gleb zerodowanych, a zmniejszenie zawartości agregatów wodoodpornych spowodowało nieznaczne pogorszenie tych właściwości. Na ilość mezoporów, utrzymujących wodę użyteczną dla roślin, korzystnie oddziaływała zawartość trwałych agregatów o wymiarach 1-10 mm. Według Witkowskiej-Walczak (2000), badającej specjalnie przygotowane próbki gleb o różnym składzie granulometrycznym, najwięcej wody użytecznej retencjonują agregaty o wymiarach 0,25-0,5 mm i mikroagregaty <0,25 mm. Natomiast agregaty >1 mm

korzystnie wpływają na porowatość ogólną i zawartość porów powietrznych. Zwiększenie gęstości gleby, będącej miarą upakowania cząstek glebowych, zmniejsza zawartość porów powietrznych i mezoporów utrzymujących wodę użyteczną dla roślin, a zwiększa ilość mikroporów o średnicy równoważnej $<0,2 \mu\text{m}$, utrzymujących wodę bardzo silnie związaną z fazą stałą gleby.

W przeciwieństwie do gleb płowych, właściwości wodno-powietrzne zerodowanych czarnoziemów wytworzonych z lessu wykazywały tylko niewielkie różnice w porównaniu z czarnoziemami nieerodowanymi (Paluszek 1995). Badane gleby czarnoziemne w różnym stopniu zerodowane charakteryzowały się korzystną gęstością gleby, zbliżoną do czarnoziem nieerodowanego (tab. 8). W większości terminów badań w poziomach uprawnych stwierdzono układ normalnie zwięzły ($1,17-1,30 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Jedynie po zbiorze pszenicy ozimej występował w poziomach Ap układ słabo zbity ($1,30-1,36 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$), zbliżony do układu w poziomach podpowierzchniowych. Utrzymaniu niewielkiego zagęszczenia, mimo słabej wodoodporności agregatów glebowych, sprzyjał brak nadmiernego ugniatania (w warunkach niskiego poziomu zmechanizowania prac polowych).

Poziom Ap czarnoziem nieerodowanego charakteryzował się wysokimi wartościami pełnej ($-0,1 \text{ kPa}$) i połowej pojemności wodnej ($-15,5 \text{ kPa}$) oraz niskimi wartościami wilgotności całkowitego zahamowania wzrostu roślin (-490 kPa) i trwałego wędnięcia (-1554 kPa), typowymi dla gleb wytworzonych z lessu (tab. 8). W rezultacie poziom ten wykazywał bardzo dużą zdolność do retencji wody użytecznej dla roślin (od $-15,5$ do -1554 kPa) i małą retencję wody niedostępnej (Paluszek 1995).

Właściwości wodno-powietrzne poziomów Ap czarnoziemów zerodowanych były zbliżone do właściwości poziomu Ap czarnoziem nieerodowanego lub nawet nieco korzystniejsze (Paluszek 1995). Oprócz zabiegów spulchniających przyczyniły się do tego również małe różnice w zawartości frakcji iłu ($<0,002 \text{ mm}$).

We wszystkich badanych glebach czarnoziemnych dominowały pory kapilarne (mezopory) o średnicy równoważnej $0,2-20 \mu\text{m}$ ($0,260-0,325 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-3}$ w poziomach Ap), utrzymujące wodę dostępną dla roślin (Paluszek 1995). Zawartość makroporów o średnicy równoważnej $>20 \mu\text{m}$, utrzymujących powietrze glebowe ($0,085-0,126 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-3}$ w poziomach Ap) była mniejsza od zawartości mezoporów.

Przepuszczalność powietrzna, determinująca warunki wymiany gazowej między powietrzem glebowym a atmosferą, zależała od objętości drożnych porów. Poziomy Ap czarnoziemów zerodowanych i gleby deluwialnej miały przepuszczalność powietrzną zbliżoną do czarnoziem nieerodowanego (Paluszek 1995). Małe zróżnicowanie właściwości wodno-powietrznych czarnoziemów zerodowanych w porównaniu z czarnoziemami nieerodowanymi wynikało z niewielkich różnic w ich składzie granulometrycznym.

Tabela 8. Gęstość gleby i właściwości wodne czarnoziemów wytworzonych z lessu (Paluszek 1995)
Table 8. Bulk density and water properties of Chernozems developed from loess (Paluszek 1995)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Poziom Horizon	Gęstość gleby Bulk density (Mg·m ⁻³)	Pełna pojemność wodna Maximum moisture capacity (kg·kg ⁻¹)	Polowa pojemność wodna Field moisture capacity (kg·kg ⁻¹)	Punkt trwałego wiednięcia Wilting point (kg·kg ⁻¹)	Retencja wody użytecznej Retention of useful water (kg·kg ⁻¹)
Nieerodowana Non-eroded	Ap	1,25	0,415	0,328	0,069	0,259
	A	1,36	0,350	0,281	0,076	0,205
	ABbr	1,34	0,362	0,300	0,075	0,225
	Bbr	1,36	0,351	0,300	0,073	0,227
	Cca	1,35	0,361	0,306	0,063	0,243
Słabo zerodowana Slightly eroded	Ap	1,20	0,449	0,344	0,083	0,261
	A	1,38	0,342	0,275	0,087	0,188
Średnio zerodowana Moderately eroded	Ap	1,30	0,382	0,316	0,080	0,236
	ABbr	1,42	0,319	0,271	0,074	0,197
Silnie zerodowana Severely eroded	Ap	1,24	0,426	0,334	0,080	0,254
	Bbr	1,36	0,350	0,290	0,070	0,221
Bardzo silnie zerodowana Very severely eroded	Apc	1,23	0,434	0,328	0,064	0,264
	Cca	1,48	0,299	0,266	0,051	0,215
Deluwialna Colluvial	Ap	1,26	0,411	0,319	0,068	0,245
	C1	1,44	0,309	0,264	0,068	0,196

Istotne zmiany właściwości wodno-powietrznych stwierdził Licznar (1985) badając zerodowane gleby czarnoziemne Płaskowyżu Głubczyckiego. W wyniku zerodowania zwiększyła się gęstość gleby, zmniejszyła się ich porowatość ogólna i zawartość porów powietrznych. Z kolei właściwości wodno-powietrzne erodowanych gleb brunatnych na Pojezierzu Mazurskim nie zależały od ich stopnia zerodowania, ale od przestrzennej zmienności skały macierzystej i składu granulometrycznego (Bieniek i in. 2001). Porowatość ogólna wahała się od 0,346 m³·m⁻³ w glebach wytworzonych z piasków gliniastych i glin piaszczystych do 0,573 m³·m⁻³ w glebach wytworzonych z ilów. Gleby zerodowane miały mniej korzystną retencję wodną niż gleby deluwialne o tym samym uziarnieniu.

Zmianom właściwości wodno-powietrznych gleb pod wpływem erozji poświęcono również wiele innych prac. Najczęściej stwierdzono w glebach erodowanych istotne zmniejszenie pojemności wodnej i retencji wody użytecznej dla roślin (Andraski i Lowery, 1992, Lowery i in. 1995, Hussain i in. 1998, Jankauskas i Jankauskiene 2004, Shukla i Lal 2005) oraz zmniejszenie przewodnictwa wodnego (Van Es i in. 1991, Emmerich 2003).

Tabela 9. Porowatość i właściwości powietrzne czarnoziemów wytworzonych z lessu (Paluszek 1995)
Table 9. Porosity and air properties of Chernozems developed from loess (Paluszek 1995)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Poziom Horizon	Porowatość ogólna Total porosity (m ³ ·m ⁻³)	Zawartość porów o średnicy Pore-size content (m ³ m ⁻³)			Przepuszczalność powietrzna przy –15,5 kPa Air permeability at –15,5 kPa (10 ⁻⁸ ·m ² ·Pa ⁻¹ ·s ⁻¹)
			>20 μm	0,2-20 μm	<0,2 μm	
Nieerodowana Non-eroded	Ap	0,515	0,106	0,323	0,086	33,7
	A	0,473	0,092	0,278	0,103	63,4
	ABbr	0,485	0,083	0,302	0,100	218,0
	Bbr	0,477	0,069	0,309	0,099	67,8
	Cca	0,487	0,074	0,328	0,085	54,2
Słabo zerodowana Slightly eroded	Ap	0,534	0,123	0,311	0,100	64,8
	A	0,469	0,090	0,259	0,120	58,6
Średnio zerodowana Moderately eroded	Ap	0,496	0,085	0,306	0,105	29,6
	ABbr	0,452	0,068	0,280	0,104	28,1
Silnie zerodowana Severely eroded	Ap	0,521	0,110	0,312	0,099	44,3
	Bbr	0,476	0,081	0,300	0,095	39,8
Bardzo silnie zerodowana Very severely eroded	Apc	0,530	0,126	0,325	0,079	22,3
	Cca	0,441	0,049	0,317	0,075	18,6
Deluwialna Colluvial	Ap	0,512	0,113	0,306	0,093	75,4
	C1	0,445	0,064	0,282	0,099	54,3

2.3.6. Właściwości fizykochemiczne i chemiczne

Pod wpływem erozji następuje zróżnicowanie właściwości fizykochemicznych gleb oraz zawartości w nich makropierwiastków i pierwiastków śladowych. Badania prowadzone w gospodarstwie doświadczalnym Elizówka wykazały, że właściwości fizykochemiczne gleb płowych typowych wytworzonych z lessu mogą pod wpływem erozji ulec polepszeniu (Paluszek 2004a). Poziomy Ap gleb w różnym stopniu zerodowanych charakteryzowały się odczynem kwaśnym lub słabo kwaśnym, z wyjątkiem gleby całkowicie zerodowanej, w której stwierdzono odczyn obojętny. W glebie średnio i całkowicie zerodowanej objęcie uprawą poziomów Bt lub Cca zwiększyło wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami Ca²⁺ i Mg²⁺, natomiast zmniejszyło kwasowość hydrolityczną i wysycenie kationami K⁺ i Na⁺ w porównaniu z glebą nieerodowaną. W rezultacie gleby zerodowane charakteryzowały się większą sumą kationów zasadowych, pojemnością wymiany kationów i większym stopniem wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami

zasadowymi (tab. 10). Również gleba deluwialna charakteryzowała się większą sumą kationów zasadowych (w tym Ca^{2+} i Mg^{2+}), pojemnością wymiany kationów i większym stopniem wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami w porównaniu z glebą płową nieerodowaną.

Tabela 10. Właściwości sorpcyjne gleb płowych wytworzonych z lessu (Paluszek 2004a)

Table 10. Sorptive properties of Luvisols developed from loess (Paluszek 2004a)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Poziom Horizon	Hh	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	S	T	Vs
Nieerodowana Non-eroded	Ap	19,5	25,1	9,2	7,2	1,6	43,1	62,6	68,8
	Eet	12,0	47,9	11,1	2,5	2,9	64,4	76,4	84,3
	B1t	12,0	63,5	18,7	2,3	2,5	87,0	99,0	87,9
	B2t	9,0	51,6	15,1	2,0	1,8	70,5	79,5	88,7
	BC	9,0	42,4	12,2	1,9	1,6	78,1	67,1	86,6
	Cca	6,0	77,6	9,8	3,3	1,6	91,7	97,7	93,9
Słabo zerodowana Slightly eroded	Ap	24,0	45,7	20,9	4,5	1,0	72,1	96,1	75,0
	B1t	13,5	67,7	22,4	1,9	1,9	93,9	107,4	87,4
	B2t	9,0	53,6	17,0	2,0	1,8	74,4	83,4	89,2
	BC	7,5	41,6	13,9	1,8	1,7	59,0	66,5	88,7
	Cca	4,5	87,6	8,8	2,7	1,6	100,7	105,2	95,7
Średnio zerodowana Moderately eroded	Ap	18,0	51,7	22,3	3,7	1,2	78,9	96,9	81,4
	B2t	9,0	50,6	17,3	1,6	1,6	71,1	80,1	88,8
	BC	7,5	50,1	14,2	2,3	1,7	68,3	75,8	90,1
	Cca	4,5	73,6	9,5	3,4	1,7	88,2	92,7	95,1
Bardzo silnie zerodowana Very severely eroded	Apc	6,0	133,1	11,4	6,9	2,4	153,8	159,8	96,2
	Cca	3,0	81,6	9,3	3,0	1,8	95,7	98,7	97,0
Deluwialna Colluvial	Ap	16,5	41,6	15,5	4,0	2,3	63,4	79,9	79,3
	C	7,5	55,4	16,0	1,7	1,7	74,8	82,3	90,9

Hh – kwasowość hydrolityczna – hydrolytic acidity, S – suma kationów zasadowych – total exchangeable bases, T – pojemność wymiany kationów – cation exchange capacity, Vs – stopień wysycenia zasadami – base saturation.

W badaniach gleb płowych wytworzonych z lessu w Czesławicach na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska) stwierdzono, że w poziomach Ap gleby silnie i bardzo silnie zerodowanej zmniejszyła się kwasowość hydrolityczna (z 24 do 15-10 $\text{mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz zwiększyła się wartość pH (z 5,6 do 6,1-6,9) i stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (z 81,2 do 87,1-94,6%) (Paluszek 1996). Ponadto w poziomie Ap gleby średnio i bardzo silnie zerodowanej zwiększyła się suma kationów wymiennych o charakterze

zasadowym (ze 104 do 125-176 $\text{mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) i pojemność wymiany kationów (ze 128 do 149-186 $\text{mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) w porównaniu z glebą nieerodowaną.

W wyniku erozji gleb czarnoziemnych Płaskowyżu Głubczyckiego w poziomach Ap zwiększyła się wartość pH oraz suma kationów wymiennych o charakterze zasadowym i pojemność wymiany kationów (Licznar 1985, Licznar i in. 1998). Natomiast w erodowanych glebach płowych i brunatnych wytworzonych z glin zwałowych na stoku morenowym wartość pH wynosiła 6,4 i była niższa niż w glebach nieerodowanych na wysoczyźnie (Bieniek 1997). W składzie kationów wymiennych w kompleksie sorpcyjnym dominował wapń. Jego zawartość w poziomach powierzchniowych i podpowierzchniowych erodowanych gleb brunatnych i płowych wynosiła 70-129 $\text{mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$, co stanowiło 80,0-85,6% wysycenia kompleksu sorpcyjnego. Udział kationów magnezu był mniejszy i wynosił 4,1-6,8%. Zawartość kationów sodu i potasu była mało zróżnicowana – 1-3 $\text{mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$. Stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym zawierał się w przedziale 90,2-95,1%. Pojemność wymiany kationów w badanych erodowanych glebach brunatnych wynosiła 107-151 $\text{mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$, a w erodowanych glebach płowych 88-135 $\text{mmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$.

Przyczyną polepszenia się właściwości sorpcyjnych zerodowanych gleb płowych wytworzonych z lessu, w postaci zwiększenia sumy kationów zasadowych, pojemności wymiany kationów i stopnia wysycenia kationami zasadowymi w porównaniu z glebą nieerodowaną było zwiększenie zawartości ilu $<0,002$ mm. Natomiast zmniejszenie ilości materii organicznej w glebach zerodowanych oddziaływało na te właściwości niekorzystnie. W wyniku erozji różnicowały się również proporcje kationów w kompleksie sorpcyjnym, które były bardziej korzystne w glebach zerodowanych. Podobne wyniki uzyskali w swoich badaniach Thomas i in. (1989), Jones i in. (1994), Ebeid i in. (1995), Dechnik i Filipek (1996) oraz Licznar i in. (1998). Według danych z literatury optymalna proporcja wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami Ca^{2+} , Mg^{2+} i K^{+} wynosi odpowiednio 65, 10 i 5% (Kopittke i Menzies 2007).

Zawartość azotu ogólnego w poziomach Ap gleby płowej słabo, średnio i bardzo silnie zerodowanej była większa niż w poziomach Eet, Bt i Cca, ale mniejsza niż w poziomie Ap gleby nieerodowanej (Paluszek 2004a). W poziomach Ap gleb zerodowanych zmniejszyła się ilość ogólnych form Ca i Mg, zwiększyła się ilość ogólnego P, natomiast nie zmieniła się zawartość ogólnego K i Na w porównaniu z poziomami podpowierzchniowymi, z których powstały (tab. 11). Gleby zerodowane i gleba deluwialna zawierały w poziomie Ap więcej ogólnego Ca i Mg od gleby nieerodowanej. Zasobność w ogólne formy N i P była skorelowana dodatnio z ilością C org., ze współczynnikami korelacji $r = 0,99$ i $r = 0,91$, a zawartość ogólnego K z procentowym udziałem ilu $<0,002$ mm ($r = 0,52$) (Paluszek 2004a).

Duża zawartość $N-NH_4^+$ w badanych glebach była spowodowana nawożeniem mineralnym. W poziomie Ap gleby słabo i średnio zerodowanej była ona większa niż w glebie nieerodowanej, a w pozostałych glebach mniejsza (Paluszek 2004a). Wykazywała ona ścisłą korelację z ilością węgla organicznego ($r = 0,91$). Zawartość $N-NO_3$ w poziomach Ap gleb zerodowanych była większa niż w glebie nieerodowanej (tab. 11).

Tabela 11. Zawartość makropierwiastków w glebach płowych (Paluszek 2004a)
Table 11. Macronutrient content in Luvisols (Paluszek 2004a)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Po- ziom Hori- zon	Ogółem – Total ($g \cdot kg^{-1}$)						N mineralny Mineral N ($mg \cdot kg^{-1}$)		Przyswajalne Available ($mg \cdot kg^{-1}$)	
		N	P	K	Ca	Mg	Na	N- NH_4	N- NO_3	P	K
Nieerodowana Non-eroded	Ap	1,18	0,83	1,47	0,74	1,38	0,24	368,6	24,4	26,9	142,3
	Eet	0,53	0,72	1,59	1,24	2,26	0,26	28,8	27,7	15,6	42,4
	B1t	0,48	0,57	1,51	1,50	2,53	0,27	25,4	36,0	13,4	53,0
	B2t	0,44	0,59	1,56	1,33	2,86	0,28	20,1	28,9	14,9	40,6
	BC	0,33	0,45	1,50	1,31	2,36	0,27	12,7	25,0	11,1	32,6
Słabo zerodowana Slightly eroded	Cca	0,25	0,39	1,38	16,82	3,56	0,41	6,8	10,3	7,2	63,2
	Ap	1,12	0,99	1,71	0,91	2,21	0,28	483,4	38,6	27,7	113,5
	B1t	0,41	0,41	1,70	1,35	2,84	0,28	15,5	32,2	14,4	45,6
	B2t	0,35	0,53	1,55	1,24	2,75	0,26	20,7	28,3	11,4	42,3
	BC	0,31	0,50	1,41	1,18	2,28	0,25	14,3	21,7	9,2	34,6
Średnio zerodowana Moderately eroded	Cca	0,24	0,36	1,31	13,30	3,92	0,40	8,1	11,1	5,2	67,4
	Ap	1,00	0,74	1,69	1,48	2,37	0,26	371,6	36,0	24,4	106,9
	B2t	0,42	0,43	1,47	1,23	2,29	0,25	21,4	28,9	13,9	35,2
	BC	0,25	0,47	1,36	1,27	2,44	0,28	18,9	23,7	10,4	37,2
Bardzo silnie zerodowana Very severely eroded	Cca	0,18	0,32	1,24	11,42	4,75	0,35	10,1	22,5	6,3	72,9
	Apca	1,04	0,72	1,44	12,11	4,12	0,34	302,0	32,2	22,4	165,4
Deluwialna Colluvial	Cca	0,27	0,31	1,35	14,74	4,54	0,45	9,6	12,9	6,8	76,6
	Ap	1,20	0,96	1,40	1,29	1,87	0,23	275,2	27,0	29,2	101,2
	C	0,90	0,76	1,42	2,45	2,16	0,27	7,4	72,0	21,6	45,2

Zasobność w fosfor łatwo dostępny dla roślin w poziomach Ap badanych gleb była niska, a w poziomach podpowierzchniowych bardzo niska (tab. 11). Objęcie uprawą poziomów Bt i Cca zwiększyło zawartość P łatwo dostępnego dla roślin dwu- lub trzykrotnie (Paluszek 2004a). Pod wpływem nawożenia mineralnego poziomy Ap gleby słabo i średnio zerodowanej oraz deluwialnej uległy wzbogaceniu w P przyswajalny i były tylko nieznacznie mniej zasobne od gleby nieerodowanej.

Najmniejszą ilość przyswajalnych form fosforu stwierdzono w glebie bardzo silnie zerodowanej, zwłaszcza w poziomie Cca. Zasobność w przyswajalny fosfor była dodatnio skorelowana z zawartością węgla organicznego ($r = 0,96$).

Zasobność w potas łatwo dostępny dla roślin w poziomach Ap erodowanych gleb płowych można określić jako średnią, w poziomie Cca jako niską, a w poziomach Eet, Bt, BC i C jako bardzo niską (tab. 11). Poziomy Ap gleb zerodowanych w wyniku nawożenia mineralnego wykazywały dwu- lub trzykrotnie większą zawartość K przyswajalnego dla roślin w porównaniu z poziomami podpowierzchniowymi. Gleba bardzo silnie zerodowana zawierała więcej K łatwo dostępnego dla roślin niż gleba nieerodowana, natomiast słabo i średnio zerodowana oraz deluwialna – mniej. Ilość przyswajalnego potasu była dodatnio skorelowana z zawartością C org. ($r = 0,79$).

Zasobność w ogólne formy pierwiastków śladowych była w erodowanych glebach płowych niska, nie wykazując zanieczyszczenia antropogenicznego (Paluszek 2004a). Zawartość większości mikroelementów była największa w poziomach Bt i zmniejszała się w głąb profilu. Najbardziej zasobna w pierwiastki śladowe była gleba średnio zerodowana, a najmniej – bardzo silnie zerodowana. Gleba deluwialna w porównaniu z glebą płową nieerodowaną, charakteryzowała się większą zawartością Cr, Pb, Cd, Sr i Ba, mniejszą ilością B, Mn i Cu oraz zbliżoną ilością Co, Ni i Sr (tab. 12).

Analiza statystyczna wykazała dodatnią korelację pomiędzy ogólną zasobnością gleb w B, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Cd, Pb i Ba a zawartością ifu $<0,002$ mm. Ilość manganu była dodatnio skorelowana z zawartością węgla organicznego ($r = 0,70$). Badane gleby charakteryzowały się zawartością pierwiastków śladowych, zbliżoną do tła geochemicznego, jakim jest skała lessowa (Kabata-Pendias i in. 1995, Terelak i in. 1995, Kabata-Pendias i Pendias 1999). Nie stwierdzono zwiększonej akumulacji w badanych glebach metali ciężkich: Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Co, Cd i Ni. Zbliżoną zawartość pierwiastków śladowych w erodowanych czarnoziemach wytworzonych z lessu uzyskali Borowiec i Magierski (1988).

Zawartość makropierwiastków i pierwiastków śladowych w glebie zależy przede wszystkim od składu chemicznego skały macierzystej i procesów glebowo-typologicznych (Terelak i in. 1995, Kabata-Pendias i Pendias 1999). W warunkach skały lessowej i dominującego procesu płowienia działanie erozji wpływa na zróżnicowanie zawartości poszczególnych pierwiastków w glebach. Zmiany te zachodzą albo w wyniku wynoszenia pierwiastków w postaci zawiesiny mikroagregatów i cząstek glebowych, albo w wyniku rozpuszczania i wypłukiwania selektywnego w postaci roztworów rzeczywistych i koloidalnych. Wypłukiwanie selektywne obejmuje rozpuszczalne i przyswajalne dla roślin formy pierwiastków, powodując zubożenie gleb w składniki pokarmowe (Cihacek i Swan 1994, Żmuda 1994, Norton i in. 1999, Roy 2001, Elrashidi i in. 2007). W erodowanych glebach lessowych

najintensywniej wymywane są azotany, fosfor i potas, słabiej wapń, magnez i glin. Wymywaniu ulegają również pierwiastki śladowe (Gliński i Turski 1976).

Tabela 12. Ogólna zawartość pierwiastków śladowych w glebach płowych (Paluszek 2004a)
Table 12. Total content of trace element in Luvisols (Paluszek 2004a)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Poziom Horizon	(mg·kg ⁻¹)										
		B	Mn	Cu	Zn	Co	Cr	Ni	Pb	Cd	Sr	Ba
Nieerodowana Non-eroded	Ap	7,0	381	11,0	33,3	3,2	7,7	11,7	11,5	0,52	22,6	434
	Eet	9,4	335	9,3	32,6	4,2	7,8	16,4	10,7	0,90	24,0	496
	B1t	9,6	296	10,9	34,7	4,6	9,2	17,2	12,5	0,96	27,8	545
	B2t	7,4	239	10,1	30,1	3,7	7,6	16,4	10,0	0,94	27,4	524
	BC	6,5	235	8,6	26,5	3,3	6,6	13,0	8,7	0,83	31,8	407
	Cca	4,9	222	6,2	19,0	2,8	4,5	9,7	6,6	0,66	60,6	321
Słabo zerodowana Slightly eroded	Ap	8,2	294	11,2	35,8	3,7	8,5	14,6	14,5	0,89	22,8	478
	B1t	8,4	296	12,4	29,1	4,9	9,4	19,4	14,0	1,08	28,9	544
	B2t	8,2	262	9,9	28,7	3,9	8,4	16,9	11,3	1,06	27,0	519
	BC	6,9	241	8,1	25,7	3,4	6,3	15,0	9,6	0,81	31,2	439
	Cca	5,2	220	7,6	19,5	2,5	4,6	9,8	8,5	0,68	59,7	337
Średnio zerodowana Moderately eroded	Ap	8,2	281	11,0	36,2	4,1	8,5	14,9	12,3	0,67	24,1	488
	B2t	10,8	240	11,1	30,2	4,4	8,5	18,0	10,6	0,95	25,0	551
	BC	7,5	236	8,8	23,9	3,6	5,8	13,8	8,5	0,77	33,6	409
	Cca	4,1	219	6,9	20,4	2,7	4,9	9,4	7,0	0,62	57,5	315
Bardzo silnie zerodowana Very severely eroded	Apcā	6,5	259	8,2	29,0	3,0	6,5	10,9	8,3	0,57	48,1	321
	Cca	4,4	216	7,5	18,5	2,3	4,2	9,9	7,5	0,64	61,7	317
Deluwialna Colluvial	Ap	2,4	350	9,3	35,2	3,5	8,6	11,9	14,1	0,71	23,0	473
	C	5,3	391	8,4	31,4	4,0	7,5	13,6	13,4	0,94	24,5	520

Według Chudeckiej (2001) procesy erozji wodnej różnicują zawartość Cu, Zn, Pb i mniej wyraźnie Mn w glebach płowych wytworzonych z glin zwałowych, zależnie od ich usytuowania w rzeźbie terenu. Ogólnie można stwierdzić, że z gleb stoków wypukłych pierwiastki te są przemieszczane do gleb dolnych części stoków i obniżzeń, gdzie są w różnym stopniu zatrzymywane.

Odślonięcie przez procesy erozji głębszych poziomów i podpoziomów genetycznych Eet, B1t, B2t, BC i Cca oraz przekształcenie ich w poziomy Ap wpływa na zawartość poszczególnych pierwiastków. Erozja powoduje zubożenie gleb w składniki pokarmowe, jeśli ich skały macierzyste są w nie mało zasobne. Natomiast w przypadku gleb wytworzonych ze skał zawierających dużo tych składników erozja może nawet wzbogacać poziomy Ap erodowanych gleb w potrzebne roślinom

pierwiastki. Dotyczy to szczególnie gleb ukształtowanych pod wpływem czynników glebotwórczych sprzyjających przemywaniu produktów wietrzenia w głąb pedonu (Gliński i Turski 1976, Borowiec i Magierski 1988, Chudecka 2001, Licznar i Licznar 2001, Ni i Zhang 2007).

Gleby zerodowane charakteryzują się również zmienionymi właściwościami biologicznymi od gleb nieerodowanych w wyniku wynoszenia mikroorganizmów przez spływ powierzchniowy i wydobywanie na powierzchnię materiału glebowego z głębszych poziomów genetycznych (Garcia i Hernandez 1997, Franzluebbbers 1999).

2.4. Właściwości gleb deluwialnych

Materiał glebowy transportowany przez erodujące spływy powierzchniowe wód jest deponowany, kiedy energia kinetyczna wody ulega zmniejszeniu – głównie w dolnej części stoków, na dnie dolin suchych i dolin rzecznych, a w obszarach młodogłacjalnych również w zagłębieniach bezodpływowych i strefie brzegowej jezior. Osadzony materiał deluwialny tworzy pokrywy stokowe o miąższości od 0,3 do 3 m. Osady deluwialne przemieszczone w dół stoku na skutek erozji wodnej uaktywnionej rolniczą działalnością człowieka oraz przez narzędzia rolnicze określane są przez geomorfologów jako diamikton rolny (Niewiarowski i in. 1992, Sinkiewicz 1998). Ich budowa charakteryzuje się bezładnym ułożeniem, zróżnicowanym uziarnieniem i zmienną zawartością materii organicznej. W pokrywach osadów deluwialnych występują poziomy genetyczne gleby kopalnych, wytworzonych w okresach osłabienia procesów erozji gleb. Powstawaniu i klasyfikacji osadów deluwialnych w różnych jednostkach fizycznogeograficznych Polski poświęcono wiele prac (Niewiarowski i in. 1992, Teisseyre 1994, Twardy 1996, Stochlak 1996, Sinkiewicz 1998).

W gospodarce wodnej skutkiem procesów deluwialnych jest wzrost sedymentacji rzecznej, kolmatacja jezior, stawów i innych zbiorników wodnych oraz niszczenie urządzeń wodno-melioracyjnych (Szewrański i in. 2002). Powstające szkody powodują konieczność przeciwdziałania przyspieszonej erozji wodnej gleb.

Gleby deluwialne powstałe z namulów naniesionych przez wodę powierzchniową są zaliczane do gleb napływowych, które w Systematyce Gleb Polski (1989) wydzielone są w randze rzędu i typu. W czwartym wydaniu Systematyki gleb Polski (1989) jako kryterium wydzielenia gleb deluwialnych przyjęto dwa uwarunkowania:

- erozyjną akumulację mineralnych namulów deluwialnych w profilu glebowym,
- miąższość nagromadzonych deluwii wynoszącą co najmniej 30 cm.

Typ gleb deluwialnych dzieli się na trzy podtypy: gleby deluwialne właściwe, próchniczne i brunatne. Gleby deluwialne właściwe o układzie poziomów A-C są dominującym podtypem gleb deluwialnych powszechnie występującym na

wszystkich obszarach o urozmaiconej rzeźbie terenu. Jako podstawę wydzielenia gleb deluwialnych właściwych przyjęto zawartość materii organicznej <5%. Gleby deluwialne próchniczne o sekwencji poziomów A-C-G lub At-A-G powstają w wilgotnych dolinach z wysiakami wód gruntowych i zarastających jeziorach, w których duża wilgotność sprzyja akumulacji materii organicznej o charakterze darniowym (5-10%) lub torfowym (>10%) i powstawaniu gruntowego oglejenia. Gleby deluwialne brunatne o sekwencji poziomów A-Bbr-C tworzą się w wyniku zahamowania dopływu świeżego materiału deluwialnego i rozwoju procesu brunatnienia. W wyodrębnieniu tego podtypu uwzględniono występowanie pod-powierzchniowego poziomu diagnostycznego cambic (Systematyka Gleb Polski 1989).

Właściwościom gleb deluwialnym w różnych jednostkach fizycznogeograficznych Polski poświęconych jest wiele prac. Najlepiej przebadane zostały gleby deluwialne powstałe na obszarach lessowych (Licznar 1985, Licznar i in. 1993, Paluszek 2001a, 2001e) i morenowych (Bieniek i Gotkiewicz 1990, Bieniek 1997, Piaścik i Sowiński 2001), słabiej na obszarach węglanowych (Turski i in. 1997).

Gleby deluwialne występujące na wysoczyznach lessowych i morenowych wypełniają dawne drobne zagłębienia bezodpływowe (Maruszczak i Uziak 1978, Turski i in. 1991a, 1991b, 1992, Sinkiewicz 1998). Osadzanie deluwii na dolnych odcinkach stoków wiąże się z występowaniem szeregu nierówności różnego kształtu i wielkości, na których może się zatrzymać część niesionego materiału.

W krajobrazie lessowym na dnach dolin suchych i w dolnych częściach stoków dominują gleby deluwialne właściwe o sekwencji poziomów Ap-C1-C2-C3. Charakteryzują się one występowaniem kilku warstw deluwii o zróżnicowanej zawartości materii organicznej, pochodzących z erodowanych poziomów genetycznych gleb pierwotnych (Paluszek 1994, 1995, 2001a, 2001e). Pod glebami deluwialnymi znajdują się kopalne gleby płowe lub czarnoziemy.

Systematyczne badania gleb deluwialnych w krajobrazie młodoglacjalnym Pojezierza Mazurskiego przeprowadził Bieniek (1997). W morenowym krajobrazie rolniczym gleby deluwialne zlokalizowane są w zakłębieniach terenowych, takich jak rynny subglacjalne, wklęsłe stoki wzniesień morenowych i zagłębienia wytopiskowe, które warunkują spowolnienie spływu powierzchniowego. Wśród gleb je otaczających gleby deluwialne wyróżniają się głębokim i dobrze wykształconym poziomem próchnicznym. Zwykle jest to poziom mollic, rzadziej ochric. Jego miąższość w glebach deluwialnych usytuowanych na stokach nieznacznie przekracza 30 cm, a wzrasta wraz z obniżaniem się terenu. Od poziomu Ap gleb erodowanych wyróżnia go brak frakcji szkieletowych, większa równoziarnistość, zwiększona zawartość materii organicznej i podwyższona wilgotność aktualna.

2.4.1. Skład granulometryczny i materia organiczna

Gleby deluwialne właściwe wytworzone z deluwii lessowych charakteryzują się zróżnicowaniem składu granulometrycznego i niektórych właściwości w zależności od położenia w rzeźbie terenu. W Elizówce na Wyżynie Lubelskiej przeprowadzono badania porównawcze właściwości gleb deluwialnych właściwych wytworzonych z deluwii lessowych, położonych na dnie doliny suchej, w dolnej części zbocza doliny i w wypełnionych zagłębieniach na wysoczyźnie (Paluszek 2001e). Porównano je z właściwościami gleb płowych typowych nieerodowanych położonych na wysoczyźnie i płowych silnie zerodowanych położonych w środkowej części zbocza doliny suchej. Próbkę pobrano z poziomów Ap i poziomów podpowierzchniowych 25 pedonów pod uprawą pszenicy ozimej w fazie krzewienia. Badania wykazały, że gleby deluwialne położone na zboczu doliny zawierały istotnie więcej łu $<0,002$ mm, a nieco mniej materii organicznej, w porównaniu z glebami na wysoczyźnie i na dnie doliny (tab. 13).

Tabela 13. Skład granulometryczny, zawartość materii organicznej i odczyn gleb deluwialnych w zależności od położenia w rzeźbie terenu (średnie z 5 pedonów) (Paluszek 2001e)

Table 13. Texture, organic matter content and pH of colluvial soils in relation to its location in relief (mean values from 5 pedons) (Paluszek 2001e)

Położenie Location in relief	Poziom Horizon	Głębokość Depth (cm)	Procent frakcji o średnicy w mm Percent of fraction of diameter in mm				Materia organiczna Organic matter (%)	Odczyn pH KCl
			1-0,1	0,1-0,02	<0,02	<0,002		
Gleby deluwialne – Colluvial soils								
Dno doliny Valley bottom	Ap C	5-15 35-40	1,2 1,1	59,6 58,0	39,2 40,9	10,0 9,8	1,45 1,06	6,1 6,3
Zbocze Slope	Ap C	5-15 35-40	0,7 0,6	57,1 56,4	42,2 43,0	13,8 15,0	1,39 0,80	5,7 5,8
Wysoczyzna Interfluve	Ap C	5-15 35-40	0,8 0,6	59,2 59,6	40,0 39,8	9,6 9,2	1,52 0,98	5,4 5,3
Gleby płowe nieerodowane – Non-eroded Luvisols								
Wysoczyzna Interfluve	Ap Eet	5-15 30-35	0,7 0,4	58,7 60,4	40,6 39,2	9,8 8,8	1,53 0,48	5,7 5,5
Gleby płowe silnie zerodowane – Severely eroded Luvisols								
Zbocze Slope	Ap BC	5-15 35-40	0,6 0,3	56,8 55,7	42,6 44,0	14,6 15,2	1,20 0,28	5,9 6,1

Gleby deluwialne próchniczne wytworzone z zerodowanych poziomów genetycznych gleb czarnoziemnych charakteryzują się większą zasobnością w materię organiczną niż gleby deluwialne wytworzone z deluwii pochodzących z gleb brunatnych. Na obszarze występowania czarnoziemów wytworzonych z lessu na Płaskowyżu Głubczyckim gleby deluwialne zawierały 1,35-1,56% C org., a na obszarze zalegania gleb brunatnych – tylko 0,90-1,01% (Licznar i in. 1993).

Związki próchniczne gleb deluwialnych wytworzonych z deluwii czarnoziemnych charakteryzują się mniejszą zawartością połączeń niskocząsteczkowych ekstrahowanych 0,05M H₂SO₄. W ich składzie dominują zdecydowanie kwasy huminowe związane z Ca i niekrzemianowymi formami R₂O₃ (Licznar i in. 1993). W glebach deluwialnych powstałych po zerodowaniu poziomów genetycznych gleb brunatnych przeważają kwasy fulwowe, mniejsza jest natomiast zawartość związków próchnicznych wolnych i kwasów huminowych związanych z wapniem i niekrzemianowymi formami R₂O₃. Kwasy huminowe tych gleb wykazują również mniejszy stopień kondensacji jądra aromatycznego i większą ilość łańcuchów bocznych o charakterze alifatycznym.

W krajobrazie młodoglacjalnym uziarnienie gleb deluwialnych jest konsekwencją natężenia erozji wodnej i sortującej działalności wód erodujących. Pod wpływem erozji gleb wytworzonych z piasków gliniastych u podnóża wzniesień osadzone są piaski gliniaste, natomiast w zagłębieniach bezodpływowych deluwia wykazują uziarnienie glin lekkich (Bieniek 1997). Uziarnienie piasków gliniastych wykazują także osady deluwialne odłożone w rynnach podlodowcowych. Drobniejszym uziarnieniem wyróżniają się natomiast deluwia osadzone w zagłębieniach bezodpływowych. Jest w nich ponad dwukrotnie więcej łu, a mniej frakcji piaszczystej i pyłowej. Są to utwory bezszkieletowe o składzie granulometrycznym glin lekkich, średnich i ciężkich lub iłów. Na obszarze występowania czarnych ziem wytworzonych z łu, miększe warstwy deluwii wykazują skład glin ciężkich i iłów.

Gleby deluwialne próchniczne na Pojezierzu Mazurskim występują w najniższych miejscach zagłębień śródmorenowych. Tworzą je deluwia osadzone zwykle na utworach organicznych, przeważnie torfach (Bieniek (1997). Wyróżniają się one dużą zawartością materii organicznej w poziomach powierzchniowych (5-10%), której akumulacja zachodziła w warunkach dużej wilgotności. Takie gleby deluwialne morfologicznie są zbliżone do namurszowych gleb hydrogenicznych.

Gleby deluwialne Pojezierza Mazurskiego wyróżniają się zróżnicowaną zawartością materii organicznej. Najzasobniejsze są gleby deluwialne usytuowane w zagłębieniach bezodpływowych (3,7-10,2%). W obszarach piaszczystych gleby deluwialne w zagłębieniach bezodpływowych zawierały 2,2-3,2%, a gleby usytuowane w dolnych częściach stoków 1,6-2,5% materii organicznej. Gleby deluwialne są znacznie zasobniejsze w materię organiczną niż gleby erodowane, zawierając w zależności od podtypu od 125,1 do 931,6 Mg·ha⁻¹ w całym pedonie (Bieniek 1997).

W glebach deluwialnych krajobrazów młodoglacjalnych również zmienia się skład jakościowy związków próchnicznych w porównaniu z glebami erodowanymi. Dominującą grupę stanowi frakcja stabilna (II i III), której udział dochodzi do 2/3 ilości związków humusowych. W frakcji ruchliwej (I) i stabilnej (II i III) zdecydowanie dominują kwasy huminowe. Wartość stosunku kwasów huminowych (C_{KH}) do fulwowych (C_{KF}) w wydzielonych związkach zawiera się w przedziale od 0,6 do 7,8. Związki humin i ulmin stanowią 47,2-66,0% węgla organicznego ogółem (Bieniek 1997). W porównaniu do związków próchnicznych gleb erodowanych, materia organiczna gleb deluwialnych wyróżnia się nieco większym udziałem kwasów huminowych i wykazuje wyższy stopień polimeryzacji.

2.4.2. Struktura glebowa

Analiza mikromorfologiczna nieprzezroczystych szlifów glebowych wykazała, że w poziomie Ap gleby deluwialnej wytworzonej z deluwii lessowych po zabiegach uprawowych przeważały agregaty o wymiarach 1-10 mm oraz występowały również drobne bryły (10-50 mm) (Paluszek 1994). Tempo rozpadu agregatów pod wpływem opadów deszczu było wolniejsze niż w przypadku zerodowanych gleb płowych, do czego przyczyniła się większa zawartość węgla organicznego. Intensywna działalność mezofauny glebowej przejawiała się występowaniem gęstej sieci kanalików zoogenicznych, zwłaszcza w poziomie C.

W poziomie Ap gleby deluwialnej czarnoziemnej po zabiegach uprawowych stwierdzono również strukturę agregatową z dominującymi agregatami o wymiarach 3-10 mm i niewielkim udziałem brył o wymiarach 10-40 mm (Paluszek 1995). Dzięki aktywnej działalności mezofauny glebowej powstały liczne strefy o strukturze kopolitowej, z kulistymi kopolitami o wymiarach 600-2000 μm .

Porównanie agregacji gleb deluwialnych położonych na różnych formach rzeźby terenu wykazało, że najbardziej korzystny skład agregatowy poziomów Ap, zbliżony do składu gleb płowych nieerodowanych, stwierdzono w glebach położonych na wysoczyźnie lessowej (Paluszek 2001e). Dominowały w nich powietrznie suche agregaty o wymiarach 1-3 i 3-5 mm, najbardziej korzystne dla wzrostu roślin (tab. 14). Gleby deluwialne na zboczu, w porównaniu z glebami na wysoczyźnie, zawierały nieco więcej brył o wymiarach >10 mm a mniej mikroagregatów $<0,25$ mm, ale były to różnice nieistotne. Agregacja poziomów Ap gleb deluwialnych była jednak korzystniejsza, niż poziomów Ap gleb płowych silnie zerodowanych.

W krajobrazie młodoglacjalnym poziomy Ap gleb deluwialnych charakteryzują się strukturą agregatową, w której wymiary agregatów zależą od uziarnienia deluwii (Bieniek 1997). W deluwii o składzie granulometrycznym glin lekkich dominują agregaty o wielkości 0,25-10,0 mm. W deluwii o uziarnieniu glin ciężkich i ilów zdecydowanie przeważają bryły większe od 10 mm, co utrudnia mechaniczną uprawę roli.

Tabela 14. Skład agregatowy gleb deluwialnych w zależności od położenia w rzeźbie terenu (wartości średnie z 5 pedonów) (Paluszek 2001e)

Table 14. Aggregate size distribution of colluvial soils in relation to its location in relief (mean values from 5 pedons) (Paluszek 2001e)

Położenie Location in relief	Poziom Horizon	Agregaty powietrznie suche o wymiarach w mm Air-dry soil aggregates of dimension in mm (%)								Średnia ważona średnica agregatów MWD (mm)
		>10	7-10	5-7	3-5	1-3	0,5-1	0,25-0,5	<0,25	
Gleby deluwialne – Colluvial soils										
Dno doliny Valley bottom	Ap	22,5	8,3	8,2	13,7	22,6	8,9	5,3	10,5	6,1
	C	53,2	8,4	5,9	11,1	12,4	4,7	2,3	2,0	14,2
Zbocze Slope	Ap	22,8	8,8	8,3	13,6	22,0	9,7	5,7	9,1	6,2
	C	52,1	9,8	6,6	9,2	11,9	4,4	2,5	3,5	13,9
Wysoczyzna Interfluve	Ap	17,5	9,5	8,3	13,7	22,1	10,8	6,2	11,9	4,9
	C	40,7	7,7	7,6	13,6	16,9	5,9	2,9	4,7	10,3
Gleby płowe nieerodowane – Non-eroded Luvisols										
Wysoczyzna Interfluve	Ap	20,3	8,0	7,7	14,2	23,8	10,2	5,6	10,2	5,4
	Eet	25,4	9,9	7,6	13,4	21,0	9,6	6,2	6,9	6,5
Gleby płowe silnie zerodowane – Severely eroded Luvisols										
Zbocze Slope	Ap	30,7	8,3	7,5	11,0	18,2	10,0	5,5	8,8	7,5
	BC	44,0	10,1	6,5	9,6	13,6	6,4	5,4	4,4	12,1
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)		7,8	r. n.	1,3	3,1	4,3	2,4	1,2	3,7	1,8

r. n. – różnice nieistotne – not significant differences.

2.4.3. Wodoodporność agregatów glebowych

Zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm w poziomach Ap gleb deluwialnych wytworzonych z deluwii lessowych była zbliżona do zawartości w glebach płowych nieerodowanych i istotnie większa niż w glebach silnie zerodowanych. (Paluszek 2001e). Dominowała w nich frakcja agregatów o wymiarach 0,25-0,5 mm, co jest zjawiskiem charakterystycznym dla wszystkich gleb wytworzonych z lessu. Stąd też średnia ważona średnica agregatów wodoodpornych (MWD) nie przekraczała 0,6 mm (tab. 15). Wartości średniej ważonej średnicy <0,8 mm świadczą o słabej trwałości agregatów glebowych (Le Bissonnais 1996).

Poziomy C gleb deluwialnych zawierały znikome ilości wszystkich wodoodpornych frakcji o wymiarach powyżej 1 mm, choć nieco więcej niż poziomy Eet

i BC gleb płowych (Paluszek 2001e). Tylko udział wodoodpornej frakcji o średnicy 0,25-0,5 mm był zbliżony do jej zawartości w poziomach Ap (tab. 15). Zawartość wodoodpornych agregatów glebowych o wymiarach 0,25-10 mm była dodatnio skorelowana z zawartością materii organicznej ($r = 0,76$).

Wodoodporność agregatów w glebach deluwialnych, podobnie jak we wszystkich innych glebach, podlega wahaniom sezonowym (rys. 7) (Paluszek 2002). W badaniach prowadzonych w Elizówce na Płaskowyżu Nałęczowskim stopniowe zmniejszanie zawartości wodoodpornych agregatów trwało od października 1995 r. do lutego 1996 r.

W lutym 1996 r. w poziomie Ap zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm wynosiła tylko $0,348 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Szczególnie niekorzystny był bardzo mały udział wodoodpornych frakcji powyżej 1 mm, który w lutym spadł do $0,041 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Spływy roztopowe na początku kwietnia osadziły miejscami na dnie doliny świeże deluwia. Po zakończeniu roztopów wodoodporność agregatów w glebie deluwialnej wzrosła. Największa zawartość trwałych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm, stwierdzona w lipcu 1997 r., wynosiła $0,706 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Tabela 15. Zawartość wodoodpornych agregatów w glebach deluwialnych w zależności od położenia w rzeźbie terenu (wartości średnie z 5 pedonów) (Paluszek 2001e)

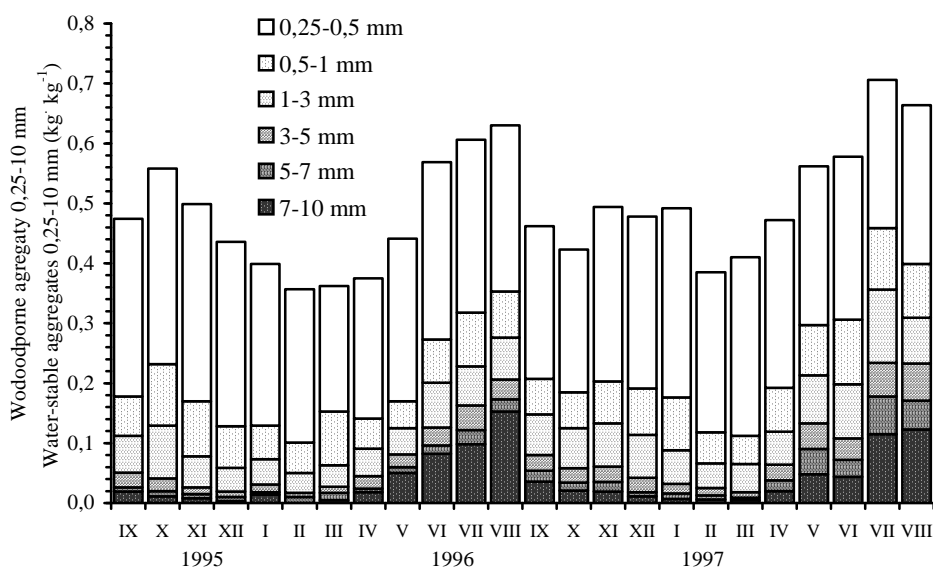
Table 15. Content of water-stable soil aggregates in colluvial soils in relation to its location in relief (mean values from 5 pedons) (Paluszek 2001e)

Położenie Location in relief	Poziom Horizon	Zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach w mm Water-stable aggregate content of dimension in mm (%)							Średnia ważona średnica agregatów MWD (mm)
		7-10	5-7	3-5	1-3	0,5-1	0,25-0,5	Σ0,25-10	
Gleby deluwialne – Colluvial soils									
Dno doliny Valley bottom	Ap	2,5	1,2	2,4	6,4	7,5	24,8	44,8	0,56
	C	0,0	0,1	0,6	2,2	5,1	24,0	32,0	0,28
Zbocze Slope	Ap	1,6	1,0	2,3	5,0	6,3	23,7	39,9	0,52
	C	0,0	0,0	0,3	2,1	4,0	22,4	28,8	0,26
Wysoczyzna Interfluve	Ap	2,2	0,9	2,9	6,2	7,3	24,5	44,0	0,56
	C	0,0	0,2	0,2	2,0	4,8	23,8	31,0	0,27
Gleby płowe nieerodowane – Non-eroded Luvisols									
Wysoczyzna	Ap	2,7	1,2	2,6	6,2	8,1	24,1	44,9	0,58
Interfluve	Eet	0,0	0,0	0,1	1,0	3,5	16,3	20,9	0,21
Gleby płowe silnie zerodowane – Severely eroded Luvisols									
Zbocze Slope	Ap	1,1	0,8	1,8	4,1	4,9	15,2	27,9	0,42
	BC	0,0	0,0	0,1	0,8	2,1	12,4	15,4	0,18
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)		0,8	0,6	0,8	1,4	1,5	3,5	4,2	0,08

2.4.4. Właściwości wodne i powietrzne

Porównanie gleb deluwialnych lessowych położonych na różnych formach rzeźby terenu wykazało, że gęstość w poziomach Ap osiągała wartości określające ich układ jako słabo zbity, a różnice w porównaniu z glebami płowymi były statystycznie nieistotne (Paluszek 2001e). Badane gleby deluwialne charakteryzowały się bardzo korzystnymi właściwościami wodnymi (tab. 16). Wartości pełnej pojemności wodnej ($-0,1$ kPa) w poziomach Ap i w poziomach podpowierzchniowych nie różniły się istotnie. Połowa pojemność wodna ($-15,5$ kPa) w glebach deluwialnych na wysoczyźnie i na zboczu doliny suchej była istotnie mniejsza w porównaniu z glebą płową nieerodowaną. Połowa pojemność wodna była skorelowana dodatnio z zawartością części pyłowych ($r = 0,41$), a ujemnie z zawartością ilu ($r = -0,44$).

Wilgotność punktu całkowitego zahamowania wzrostu roślin (-490 kPa) i trwałego wędnięcia (-1554 kPa) w glebach deluwialnych położonych na zboczu były istotnie większe, w porównaniu do gleb na wysoczyźnie i na dnie doliny suchej (tab. 16). Punkt trwałego wędnięcia roślin był skorelowany z zawartością materii organicznej ($r = 0,40$) i zawartością ilu ($r = 0,31$).



Rys. 7. Sezonowa zmienność zawartości wodoodpornych agregatów w glebie deluwialnej (Paluszek 2002)

Fig. 7. Seasonal variation of water-stable soil aggregate content in colluvial soil (Paluszek 2002).

Tabela 16. Gęstość i właściwości wodne w glebach deluwialnych w zależności od położenia w rzeźbie terenu (wartości średnie z 5 pedonów) (Paluszek 2001a)

Table 16. Bulk density and water properties in colluvial soils in relation to its location in relief (mean values from 5 pedons) (Paluszek 2001a)

Położenie Location in relief	Poziom Horizon	Gęstość stałej fazy Particle density (Mg·m ⁻³)	Gęstość gleby Bulk density (Mg·m ⁻³)	Pojemność wodna przy potencjale wody glebowej Water capacity at soil water potential (kg·kg ⁻¹)			Retencja wody użytecznej Retention of useful water (kg·kg ⁻¹)
				-0,1 kPa	-15,5 kPa	-1554 kPa	
Gleby deluwialne – Colluvial soils							
Dno doliny Valley bottom	Ap C	2,64 2,66	1,39 1,49	0,340 0,295	0,271 0,266	0,062 0,058	0,209 0,208
Zbocze Slope	Ap C	2,65 2,67	1,40 1,51	0,337 0,287	0,261 0,259	0,069 0,067	0,192 0,192
Wysoczyzna Interfluve	Ap C	2,64 2,66	1,37 1,48	0,351 0,300	0,262 0,264	0,062 0,056	0,200 0,208
Gleby płowe nieerodowane – Non-eroded Luvisols							
Wysoczyzna Interfluve	Ap Eet	2,64 2,67	1,35 1,43	0,362 0,324	0,283 0,271	0,060 0,051	0,223 0,220
Gleby płowe silnie zerodowane – Severely eroded Luvisols							
Zbocze Slope	Ap BC	2,67 2,69	1,42 1,50	0,330 0,295	0,262 0,257	0,065 0,054	0,197 0,203
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)	–	–	0,07	0,033	0,021	0,006	0,024

Retencja wody użytecznej dla roślin (od $-15,5$ do -1554 kPa) w glebach deluwialnych położonych na różnych formach rzeźby terenu była zbliżona, ale istotnie mniejsza niż w glebach płowych nieerodowanych (tab. 2). Retencja wody użytecznej była skorelowana dodatnio z zawartością części pyłowych ($r = -0,42$) oraz ujemnie z zawartością iłu ($r = -0,53$).

Porowatość ogólna, ze względu na podobne zagęszczenie gleby, nie wykazywała istotnych różnic między glebami deluwialnymi, położonymi na różnych formach rzeźby terenu i glebami płowymi. W rozkładzie porów glebowych dominowały mezopory o średnicy równoważnej $20-0,2$ μm , utrzymujące wodę dostępną dla roślin, co jest cechą charakterystyczną dla gleb wytworzonych z lessu (tab. 17). Natomiast zawartość makroporów o średnicy >20 μm (odpowiadająca pojemności powietrznej przy połowym nasyceniu wodą) była w glebach deluwialnych średnio korzystna – nieznacznie mniejsza niż w glebach płowych nieerodowanych. Zawartość mikroporów o średnicy $<0,2$ μm , utrzymujących wodę niedostępną dla

Tabela 17. Porowatość i przepuszczalność powietrzna w glebach deluwialnych w zależności od położenia w rzeźbie terenu (wartości średnie z 5 pedonów) (Paluszek 2001a)

Table 17. Porosity and air permeability in colluvial soils in relation to its location in relief (mean values from 5 pedons) (Paluszek 2001a)

Położenie Location in relief	Poziom Horizon	Porowatość ogólna Total porosity ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)	Zawartość porów o średnicy w μm Pore-size content in μm ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)			Przepuszczalność powietrzna przy -15,5 kPa – Air perme- ability at -15,5 kPa ($\cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$)
			>20	0,2-20	<0,2	
Gleby deluwialne – Colluvial soils						
Dno doliny Valley bottom	Ap	0,473	0,096	0,291	0,086	36,1
	C	0,440	0,044	0,310	0,086	13,9
Zbocze Slope	Ap	0,472	0,106	0,269	0,097	30,7
	C	0,434	0,043	0,290	0,101	16,0
Wysoczyzna Interfluve	Ap	0,481	0,122	0,274	0,085	33,4
	C	0,444	0,053	0,308	0,083	20,2
Gleby płowe nieerodowane – Non-eroded Luvisols						
Wysoczyzna Interfluve	Ap	0,489	0,107	0,301	0,081	35,3
	Eet	0,464	0,076	0,315	0,073	12,9
Gleby płowe silnie zerodowane – Severely eroded Luvisols						
Zbocze Slope	Ap	0,468	0,096	0,280	0,092	22,4
	BC	0,442	0,057	0,304	0,081	15,6
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)		0,025	0,030	0,034	0,009	10,8

roślin, wykazywała istotnie większe wartości w glebach deluwialnych położonych na zboczu. Zawartość makroporów była dodatnio skorelowana z zawartością materii organicznej ($r = 0,51$), natomiast zawartość mikroporów z iłem ($r = 0,45$) oraz słabiej z materią organiczną ($r = 0,29$).

Przepuszczalność powietrzna przy polowym nasyceniu wodą ($-15,5$ kPa) zależy od drożności makroporów, zdolnych do efektywnej wymiany gazowej. W poziomach Ap gleb deluwialnych i płowych nieerodowanych jej wartości były średnio korzystne, ale istotnie wyższe niż w glebach silnie zerodowanych (tab. 17).

Przedstawione wyniki badań potwierdzają dane z literatury o korzystnych właściwościach gleb deluwialnych wytworzonych z deluwiów lessowych. Podobieństwo właściwości gleb deluwialnych właściwych do gleb płowych, położonych w ich najbliższym sąsiedztwie, wynikało z warunków tworzenia się deluwiów na poszczególnych formach rzeźby terenu (Marszczak i Uziak 1978, Turcki i in. 1992, Teisseyre 1994). Płytke gleby deluwialne na wysoczyźnie powstały głównie z materiału pochodzącego z poziomu próchnicznego i poziomu Eet gleb płowych. Stąd też właściwości

poziomów Ap gleb deluwialnych i płowych nieerodowanych nie różniły się istotnie. Gleby deluwialne położone na zboczu powstały przy znacznym udziale mikroagregatów i cząstek glebowych pochodzących z poziomów Bt i BC, stąd ich właściwości były zbliżone do właściwości silnie zerodowanych gleb płowych położonych na zboczu. Gleby położone na dnie doliny suchej wytworzyły się z mikroagregatów i cząstek pochodzących z wszystkich poziomów genetycznych gleb płowych.

W krajobrazie młodoglacjalnym właściwości wodno-powietrzne gleb deluwialnych, a zwłaszcza ich zdolność do retencjonowania wody są dobrym miernikiem przydatności rolniczej gleb (Bieniek 1997). Gęstość stałej fazy utworów deluwialnych zawierała się w przedziale od 2,34 do 2,63 Mg·m⁻³, a gęstość gleby od 1,25 do 1,71 Mg·m⁻³. Były to wartości charakterystyczne dla deluwii próchnicznych i istotnie niższe w porównaniu z poziomami powierzchniowymi gleb erodowanych. Porowatość ogólna osadów deluwialnych zawierała się w przedziale od 0,383 m³·m⁻³ w utworach piaszczystych do 0,573 m³·m⁻³ w iłach. W porównaniu z glebami erodowanymi były to wartości zbliżone, natomiast odmienny był rozkład porów glebowych. W glebach deluwialnych o uziarnieniu glin lekkich i glin średnich pylastych, stosunek makro-, mezo- i mikroporów był zbliżony do jedności, z niewielką przewagą mezoporów. W deluwii o uziarnieniu piasków gliniastych, glin ciężkich i iłów, zawartość mezoporów była podobna i stanowiła około 1/3 porowatości ogólnej. W deluwii piaszczystych dominowały makropory stanowiące 2/3 porowatości ogólnej, a zawartość mikroporów nie przekraczała 1/10 porowatości. W deluwii ilastych przeważały mikro-pory, których udział przekraczał połowę porowatości ogólnej, a zawartość makroporów nie osiągała 1/10 porowatości.

2.4.5. Właściwości fizykochemiczne i chemiczne

Porównanie gleb deluwialnych lessowych położonych na różnych formach rzeźby terenu wykazało, że gleby położone na zboczu i dnie doliny suchej charakteryzowały się wyższymi wartościami pH (odczyn słabo kwaśny) niż gleby położone na wysoczyźnie (odczyn kwaśny) (Paluszek 2001e).

Badania właściwości fizykochemicznych i chemicznych wykazały, że gleba deluwialna wytworzona z lessu charakteryzowała się większym wysyceniem kationami Ca²⁺ i Mg²⁺ niż gleba płowa nieerodowana (Paluszek 2004a). Stwierdzono w niej również większą zawartość całkowitą P, Ca, Mg, Cr, Pb, Cd, Sr i Ba, natomiast mniejszą zawartością N-NH₄⁺, K łatwo dostępnego dla roślin oraz ogólnych form B, Mn i Cu.

Poziomy próchniczne gleb deluwialnych w krajobrazie młodoglacjalnym mają odczyn bardziej kwaśny niż gleby erodowane (Bieniek 1997). U podnóża wzniesień wartości pH mieszczą się w przedziale 4,1-7,3, a w zagłębieniach bezodpływowych

wynoszą 4,3-6,9. Najbardziej kwaśne są gleby wytworzone z deluwii piaszczystych. Gleby deluwialne wykazują dużą, ale zróżnicowaną pojemność wymiany kationów. Najwyższe jej wartości ($369-465 \text{ mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$) charakterystyczne są dla deluwii wytworzonych z glin ciężkich i ilów, zasobnych w materię organiczną. W glebach deluwialnych o uziarnieniu glin średnich pylastych pojemność wymiany kationów zmniejsza się do $203 \text{ mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, a w piaskach gliniastych do $77-137 \text{ mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. W porównaniu z poziomem próchnicznym gleb erodowanych są to wartości 1,5-2-krotnie większe.

Kationy o charakterze zasadowym stanowią 48,9-96,9% wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb deluwialnych (Bieniek 1997). Podobnie jak w glebach erodowanych w składzie kationów dominuje wapń, który stanowi 44-82%. Poziomy Ap gleb deluwialnych charakteryzują się znaczną kwasowością hydrolityczną ($19-55 \text{ mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$). Gleby deluwialne obniżen śródmorenowych są miejscem zatrzymywania składników pokarmowych przemieszczanych ze spływem powierzchniowym. Dotyczy to zwłaszcza kationów Ca, Mg, K i Na, które są wiązane przez koloidy organiczne a w mniejszym stopniu fosforanów. Udział wymiennego magnezu, potasu i sodu w kompleksie sorpcyjnym gleb deluwialnych nie jest duży. Udział magnezu ($2-55 \text{ mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$) dochodzi do 17% pojemności kompleksu sorpcyjnego. Najzasobniejsze w magnez są gleby deluwialne o składzie ilów, w których jest go zwykle dwukrotnie więcej niż w glebach erodowanych. Ilość potasu w kompleksie sorpcyjnym wynosi $0,1-1,1 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, a największe zasoby tego pierwiastka znajdują się w poziomach Ap. Na uwagę zasługuje korzystna wartość stosunku Ca:Mg w glebach deluwialnych wytworzonych z glin średnich pylastych (7,2-9,4).

Summaryczna zawartość ogólnych form P+K+Na+Ca+Mg+Fe w glebach deluwialnych piaszczystych waha się w granicach 0,8-2,0%, w glebach o składzie glin wynosi 1,1-9,7% a w glebach ilastych 4,4-13,4% (Bieniek 1997). Najwięcej jest wapnia (0,05-6,18%) i żelaza (0,27-4,86%) a najmniej sodu (0,01-0,05%). Ilość potasu wynosi 0,02-1,56%, fosforu 0,02-0,11% a magnezu 0,10-1,69%. Z ogólnych form tylko 1,6-9,4% magnezu, 1,2-15,5% potasu i 1,0-35,4% sodu znajduje się w formie wymiennej. Zawartość pierwiastków śladowych w glebach deluwialnych jest bardzo zróżnicowana i wynosi: cynku $7-77 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, miedzi $2-26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, chromu $2-107 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, niklu $5-46 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ a ołowiu $3-15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Są to wartości charakterystyczne dla gleb uprawnych Polski nie ulegających zanieczyszczeniom.

Wzbogacenie gleb deluwialnych zarówno w formy ogólne pierwiastków głównych i śladowych, jak też w ich formy rozpuszczalne stwierdzili również inni autorzy (Sharpley 1985, Borowiec i Magierski 1988, Ebeid i in. 1995, Chudecka 2001).

2.5. Plonowanie roślin uprawnych na glebach zerodowanych i deluwialnych

Wartość rolnicza gleb lessowych jest na ogół bardzo duża i zależy od ich typologii, przede wszystkim od głębokości poziomu próchnicznego, głębokości zasięgu procesów przemywania i ługowania oraz intensywności występowania procesów erozyjnych i warunków wilgotnościowych (Turski i in. 1991c, Licznar i in. 1995, Licznar i Licznar 2001). Czarnoziemy wytworzone z lessu nie ulegające erozji zaliczane są najczęściej do klasy RI-II, rzadziej do RIIIa i RIIIb, podobnie klasyfikowane są gleby brunatne. Gleby płowe nieerodowane najczęściej stanowią klasę RIIIa i RIIIb, rzadziej klasę RII. W klasyfikacjach użytkowych gleb Polski zerodowane gleby płowe i brunatne wytworzone z lessu, w zależności od nachylenia powierzchni stoku, są zaliczane najczęściej do klasy bonitacyjnej RIVa, RIVb lub wyjątkowo do klasy RV oraz do 3 (pszennego wadliwego) kompleksu rolniczej przydatności gruntów ornych (Strzemski i in. 1973). Gleby deluwialne wytworzone z lessu kwalifikują się w szerokim przedziale od klasy RI do RIVb w zależności od głębokości poziomu próchnicznego, uziarnienia, uwilgotnienia i innych cech morfologicznych.

W krajobrazie młodogłacjalnym gleby brunatne i czarne ziemie erodowane kwalifikowane są od średnio dobrych (klasa RIIIa) do słabych (RV), a gleby deluwialne do średnio dobrych (RIIIb) i średniej jakości (RIVa i RIVb). W grupie gleb wytworzonych z piasków najwyższą wartość mają gleby deluwialne w zagłębieniach bezodpływowych (RIVa). Wartość bonitacyjna gleb erodowanych i deluwialnych wytworzonych z glin zwałowych jest zbliżona (Bieniek 1997). Piaszczyste gleby deluwialne przydatne są do uprawy roślin charakterystycznych dla kompleksu żytniego dobrego i żytniego bardzo dobrego. Gleby deluwialne gliniaste i ilaste są nadmiernie wilgotne, co sprzyja uprawie roślin pastewnych (kompleksy zbożowo-pastewne).

Pogorszenie jakości gleb w wyniku zerodowania, w tym pogorszenie struktury glebowej, właściwości wodno-powietrznych i chemicznych oraz niszczenie zasiewów wskutek erozji wodnej powodują istotne obniżenie plonów roślin uprawnych i pogorszenie ich jakości (Daniels i in. 1989, Licznar i in. 1991a, Bruce i in. 1995, Cotching 2002, Heckrath 2005). Badania wykazały, że pod wpływem erozji ulegały obniżeniu plony ziarna pszenicy (Paluszek 1996, Olson i in. 1999, Rejman i in. 2001, Papiernik i in. 2005), kukurydzy (Schaffer i in. 1994, Schumacher i in. 1994, Timlin i in. 1998, Lal i in. 2000, Arriaga i Lowery 2003), soi (White i in. 1985, Thomas i in. 1989, Weessies i in. 1994, Ebeid i in. 1995, Papiernik i in. 2005), jęczmienia (Paluszek 1996), owsa (Olson i in. 1999) i innych roślin uprawnych.

Zmniejszenie plonów na glebach zerodowanych w porównaniu do gleb nieerodowanych jest bardzo zróżnicowane. Plony ziarna pszenicy według Papiernika

i in. (2005) zmniejszyły się o 50% lub więcej. Plony ziarna kukurydzy według Battistona i in. (1987) na glebach gliniastych średnio zerodowanych obniżyły się o 7-34%, na glebach silnie zerodowanych o 38-41%, a na glebach deluwialnych o 6-7%. Obniżenie plonów kukurydzy na zerodowanych czerwonoziemach (*Typic Paleudalfs*) w porównaniu z glebami nieerodowanymi według Frye i in. (1982) wyniosło 7-24%, w zależności od poziomu nawożenia. Langdale i in. (1979) stwierdzili, że zmniejszenie plonów ziarna kukurydzy na słabo zerodowanych czerwonoziemach wynosiło 26,5% a na silnie zerodowanych aż 65,6%. Badania Ebeida i in. (1995) wykazały, że plony ziarna soi na glebie płowej słabo zerodowanej (*Typic Hapludalfs*) o składzie gliny pylastej wynosiły $1,50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, na glebie średnio zerodowanej $1,40 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, na silnie zerodowanej $1,63 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ a na glebie deluwialnej $3,08 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Badania plonów roślin na zerodowanych w różnym stopniu glebach płowych wytworzonych z lessu i na glebie deluwialnej prowadzono w latach 1992-1995 na polu produkcyjnym gospodarstwa doświadczalnego Czesławice na Wyżynie Lubelskiej (Paluszek 1996). Uprawiane były następujące gatunki roślin: w 1992 r. pszenica ozima (Alba), w 1993 r. kukurydza pastewna na ziarno (Eviva), w 1994 r. pszenica jara (Sigma) i w 1995 r. jęczmień jary (Rudzik). Przedplonem pszenicy ozimej był rzepak ozimy (w 1991 r.), a przedplonem rzepaku – lucerna mieszańcowa (w latach 1988-1990). Uprawa roli, ilość i terminy siewu roślin mieściły się w normach poprawnej agrotechniki, zaś nawożenie i zabiegi pielęgnacyjne dostosowano do wymagań poszczególnych gatunków. Kierunek uprawy był prostopadły do spadku terenu. Corocznie w latach 1991-94 po zbiorze roślin rozdrabniano i przyorywano słomę. Pod kukurydzą zastosowano obornik w dawce $30 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Plony ziarna zbierano z poletek o powierzchni 6 m^2 . Badania wykazały istotny ujemny wpływ zerodowania na plonowanie uprawianych roślin (tab. 18-19). W porównaniu z plonami na glebie nieerodowanej plony ziarna na glebie słabo zerodowanej były o 12,6% niższe, na średnio zerodowanej o 11,0%, na silnie zerodowanej o 19,3%, a na bardzo silnie zerodowanej o 26,3%. Rośliną najbardziej wrażliwą na zerodowanie okazała się kukurydza, a najmniej wrażliwą – pszenica ozima.

Plony ziarna zbóż uzyskane na glebie deluwialnej były dość wysokie (tab. 18-19). Jedyne plonowanie kukurydzy było tam istotnie niższe (o 10,5%) w porównaniu do plonu na glebie nieerodowanej (Paluszek 1996).

Zerodowanie gleb wywarło również istotny wpływ na niektóre elementy struktury plonów roślin. Przy uprawie pszenicy ozimej na glebach zerodowanych stwierdzono mniejszą obsadę kłosów na m^2 , co było spowodowane słabszymi wschodami i słabszym krzewieniem produktywnym (Paluszek 1996). Masa ziaren z kłosa nie wykazywała jednoznacznej zależności, natomiast masa 1000 ziaren zwiększała się wraz ze stopniem zerodowania. W strukturze plonu kukurydzy zerodowanie i osadzenie deluwiów przyczyniły się do istotnego zmniejszenia

masy ziaren z kolby i masy 1000 ziaren. Najmniej dorodne nasiona stwierdzono na glebie bardzo silnie zerodowanej.

Tabela 18. Plon ziarna pszenicy ozimej i kukurydzy na glebach płowych (Paluszek 1996)

Table 18. Grain yield of winter wheat and maize on Luvisols (Paluszek 1996)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Plon ziarna pszenicy ozimej Grain yield of winter wheat		Plon ziarna kukurydzy Grain yield of maize	
	(Mg·ha ⁻¹)	(%)*	(Mg·ha ⁻¹)	(%)*
	Nieerodowana – Non-eroded	6,90	100,0	8,12
Słabo zerodowana – Slightly eroded	6,22	90,1	6,09	75,0
Średnio zerodowana – Moderately eroded	6,39	92,5	6,51	80,2
Silnie zerodowana – Severely eroded	5,74	83,2	5,71	70,3
Bardzo silnie zerodowana – Very severely eroded	5,48	79,4	4,90	60,3
Deluwialna – Colluvial	6,29	91,1	7,27	89,5
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)	0,66	–	0,78	–

* w stosunku do gleby nieerodowanej - relatively to non-eroded soil.

Tabela 19. Plon ziarna pszenicy jarej i jęczmienia jarego na glebach płowych (Paluszek 1996)

Table 19. Grain yield of spring wheat and spring barley on Luvisols (Paluszek 1996)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Plon ziarna pszenicy jarej Grain yield of spring wheat		Plon ziarna jęczmienia jarego Grain yield of spring barley	
	(Mg·ha ⁻¹)	(%)*	(Mg·ha ⁻¹)	(%)*
	Nieerodowana – Non-eroded	6,69	100,0	4,26
Słabo zerodowana – Slightly eroded	6,01	89,9	4,03	94,5
Średnio zerodowana – Moderately eroded	5,84	87,3	4,09	96,0
Silnie zerodowana – Severely eroded	5,53	82,6	3,69	86,6
Bardzo silnie zerodowana – Very severely eroded	5,21	77,9	3,29	77,2
Deluwialna – Colluvial	6,17	92,3	4,45	104,5
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)	0,62	–	0,41	–

* w stosunku do gleby nieerodowanej - relatively to non-eroded soil.

Uprawa pszenicy jarej wykazała istotne zmniejszenie się obsady kłosów na m² na glebie średnio, silnie i bardzo silnie zerodowanej, oraz masy 1000 ziaren na glebie słabo zerodowanej. Przy uprawie jęczmienia jarego stwierdzono istotny niekorzystny wpływ zerodowania na obsadę kłosów na m², co wynikało ze słabszego

krzewienia produktywnego. Natomiast wartości masy ziaren z kłosa i masy 1000 ziaren nie wykazywały istotnych różnic między glebą nieerodowaną a glebami topogenicznymi.

Badania wpływu zerodowania gleb płowych wytworzonych z lessu na plony pszenicy ozimej prowadzono również na dwóch polach w gospodarstwie doświadczalnym Elizówka na Wyżynie Lubelskiej (pole A w 1996 r. odmiana Kamila i pole B w 1999 r. odmiana Kobra) (Paluszek i Słowińska-Jurkiewicz 2004). Plon ziarna pszenicy był istotnie zróżnicowany i wahał się od 2,92-3,15 Mg·ha⁻¹ na glebach bardzo silnie zerodowanych do 5,44-5,63 Mg·ha⁻¹ na glebach deluwialnych (tab. 20). Obliczone współczynniki korelacji pomiędzy badanymi właściwościami gleb a plonami pszenicy tylko w niektórych przypadkach wykazały dodatnią zależność. Spośród badanych cech poziomów Ap gleb najwyższą dodatnią korelację z plonem ziarna pszenicy stwierdzono dla zawartości C org. ($r = 0,90$), wilgotności aktualnej ($r = 0,83$) i zawartości wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm ($r = 0,84$). Nie stwierdzono zależności między wielkością plonu z takimi cechami fizycznymi, jak gęstość gleby, porowatość ogólna, połowa pojemność wodna i retencja wody użytecznej.

Tabela 20. Plon ziarna pszenicy ozimej na glebach płowych (Paluszek i Słowińska-Jurkiewicz 2004)

Table 20. Grain yield of winter wheat on Luvisols (Paluszek and Słowińska-Jurkiewicz 2004)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class	Plon ziarna – Grain yield (Mg·ha ⁻¹)			
	Pole A – field A		Pole B – field B	
	(Mg·ha ⁻¹)	(%)*	(Mg·ha ⁻¹)	(%)*
Nieerodowana – Non-eroded	4,64	100,0	4,45	100,0
Słabo zerodowana – Slightly eroded	4,22	90,9	4,29	96,4
Średnio zerodowana – Moderately eroded	3,95	85,1	3,42	76,9
Bardzo silnie zerodowana – Very severely eroded	3,15	67,9	2,92	65,6
Deluwialna – Colluvial	5,63	121,3	5,44	122,2
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$)	0,67	–	0,75	–

* w stosunku do gleby nieerodowanej – relatively to non-eroded soil.

W porównaniu z wcześniejszymi badaniami (Paluszek 1996) uzyskane plony pszenicy były ogólnie niższe, co można wytłumaczyć niższym poziomem nawożenia organicznego i mineralnego w Elizówce w porównaniu z gospodarstwem doświadczalnym w Czesławicach. Czynnikiem bezpośrednio decydującym o warunkach wegetacji roślin w terenach urzeźbionych była zawartość wody w glebie. W przypadku małej wilgotności gleb nie miał znaczenia korzystny układ innych właściwości (Paluszek i Słowińska-Jurkiewicz 2004). Dotyczy to przede wszystkim

gleb bardzo silnie zerodowanych, o najlepszych właściwościach fizykochemicznych, bardzo korzystnej retencji wody użytecznej dla roślin i pojemności powietrznej. Jednak położenie tych gleb na nachylonych stokach utrudniające infiltrację wody, powodowało, że ich duże zdolności retencyjne w stosunku do wody użytecznej praktycznie nie mogły być wykorzystane. Największą wilgotnością charakteryzowały się gleby deluwialne i na nich uzyskano najwyższe plony ziarna pszenicy ozimej. Według Mazura (1996) plonowanie roślin na glebach deluwialnych w obszarach lessowych nie podlega skrajnym wahaniom w poszczególnych latach, a plony są szczególnie wysokie w latach suchych.

Licznar i in. (1995) stwierdzili, że istotne zmniejszanie urodzajności i wartości użytkowo-rolniczej gleb czarnoziemnych na stokach zachodzi dopiero w przypadku ich silnego zerodowania. Pierce i in. (1983) za główne czynniki powodujące obniżkę plonów na glebach zerodowanych uznali zmiany odczynu, połowej pojemności wodnej i gęstości gleby. Frye i in. (1982) stwierdzili, że najbardziej niekorzystnym następstwem zerodowania gleb dla plonów roślin było zmniejszenie retencji wody użytecznej w poziomach Ap, spowodowane zwiększeniem zawartości ilu. Zdaniem Orlika (1991, 1998) oraz Orlika i Popławskiego (1993) wyrównanie wielkości plonów na glebach zerodowanych, nieerodowanych i deluwialnych w terenach urzeźbionych można uzyskać przez zróżnicowanie nawożenia mineralnego.

Bieniek (1997) badał produktywność gleb deluwialnych w krajobrazie morenowym Pojezierza Mazurskiego w uprawach zbóż i łubinu, w których zastosowano standardową agrotechnikę i nawożenie mineralne na poziomie 210-300 kg NPK·ha⁻¹. Z badań wynikało, że najwyższe plony ziarna uzyskiwano u podnóża wzniesień a najniższe w zagłębieniach bezodpływowych (w wyniku wymakania upraw). W kompleksach gleb piaszczystych wysoka produktywność gleb deluwialnych kwalifikowała je do najżyźniejszych w krajobrazie. Podobnie wierny i wysoki plon uzyskiwano na glebach deluwialnych o składzie glin lekkich, ciężkich i ilów u podnóża wzniesień.

3. ULEPSZANIE STRUKTURY I WODNO-POWIETRZNYCH WŁAŚCIWOŚCI GLEB

Do gleb wymagających ulepszenia struktury i właściwości wodno-powietrznych można zaliczyć przede wszystkim:

- gleby wytworzone z piasków, zwłaszcza luźnych i słabogliniastych, charakteryzujące się strukturą rozdzielniczą, małą wilgotnością i retencją wody użytecznej dla roślin, nadmiernym przewodnictwem wodnym oraz nadmierną pojemnością i przepuszczalnością powietrzną,

- gleby wytworzone z ilów i glin ilastych o strukturze masywnej lub bryłowej, małym przewodnictwie wodnym oraz niewielkiej pojemności i przepuszczalności powietrznej,
- gleby zerodowane, zubożone w materię organiczną, charakteryzujące się słabą wodoodpornością agregatów, ulegające zamuleni, zaskorupieniu powierzchniowemu oraz przyspieszonej erozji wodnej powierzchniowej.

Aby ulepszyć strukturę agregatową i właściwości wodno-powietrzne gleb można stosować różne zabiegi agromelioracyjne, uzupełnione tradycyjnymi zabiegami agrotechnicznymi. Zabiegi agromelioracyjne wykonywane są raz na kilka lat i dzielą się na dwie grupy (Cieśliński i in. 1997, Miatkowski 2001, Durkowski 2002):

- nie naruszające budowy profilu glebowego – wzbogacające poziom Ap w duże dawki materii organicznej, organiczno-mineralnej lub mineralnej (kilkakrotnie większe niż w zabiegach agrotechnicznych), głębsze niż na 40 cm spulchnianie – głęboszowanie,
- powodujące przebudowę profilu glebowego o zasięgu poniżej 40 cm: orki specjalne pługiem z zapłuzkiem.

Nawozami naturalnymi według Ustawy z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu (Ustawa 2007), używanymi do ulepszania struktury i wodno-powietrznych właściwości gleb są obornik (w dawce $60 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) i gnojowica (Dębicki 1990, Pagliai i Vignozzi 1998, Arriaga i Lowery 2003). Z nawozów organicznych do ulepszania właściwości gleb nadają się komposty i wermikomposty (w dawkach do $300 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), torfy (w dawkach do $200 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), węgiel brunatny (w dawkach do $200 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), słoma, nawozy zielone i resztki poźniwne w dużych dawkach (Rząsa i Owczarzak 1986, Maciejewska 1998a, Sonnleitner i in. 2003, Celik i in. 2004, Annabi i in. 2007). Nawożenie organiczne powinno być uzupełnione wapnowaniem i nawożeniem mineralnym NPK (Cieśliński i in. 1997, Becher 2001). Do materiałów organiczno-mineralnych używanych do ulepszania gleb należą: gleba z poziomu próchnicznego, osady aluwialne uzyskiwane z odmulania i pogłębiania stawów rybnych oraz koryt rzecznych, które można nakładać warstwą 5-20 cm na powierzchnię gleby.

Materiałami mineralnymi używanymi do ulepszania struktury gleb bardzo lekkich i lekkich są: ility, gliny, utwory pyłowe, skały górnicze, odpady kopalniane, bentonity (skały ilaste składające się z montmorylonitu) w dawce $30 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ oraz zeolity (uwodnione glinokrzemiany sodu i wapnia, rzadziej baru, magnezu, manganu, potasu i strontu). Stosowanie iłków i odpadów kopalnianych musi być poprzedzone badaniem zawartości w nich metali ciężkich.

Do ulepszania struktury gleb wytworzonych z ilów i glin ilastych, często nadmiernie wilgotnych, służą: wapnowanie, piaskowanie, drenowanie krecie (na głębokość 50-70 cm), głębokie spulchnianie gleby (50-80 cm) i orka głęboka (40-80 cm) (Cieśliński i in. 1997, Norton i Zhang 1998, Kirkham i in. 2007).

3.1. Nawozy naturalne i organiczne

Najbardziej wartościowym nawozem naturalnym jest obornik. Korzystne oddziaływanie wieloletniego nawożenia obornikiem w dużych dawkach na strukturę, właściwości wodno-powietrzne, fizykochemiczne i chemiczne gleb stwierdzono w wielu badaniach (Kłossowski i Mercik 1980, Eck i Stewart 1995, Owczarzak i in. 1996, Pagliai i Vignozzi 1998, Arriaga i Lowery 2003). Znaczne obniżenie produkcji obornika w polskim rolnictwie w związku z ograniczeniem chowu zwierząt, powoduje, że stosowane obecnie dawki nawożenia są niewystarczające. Nawet po uwzględnieniu resztek poźniwnych i nawozów zielonych, występuje w glebach ujemny bilans materii organicznej. Obecna produkcja obornika w Polsce ogranicza także możliwości jego wykorzystania w dawkach agromelioracyjnych, stąd niezbędne do ulepszania właściwości gleb jest wykorzystanie innych źródeł materii organicznej.

Słoma jako nawóz stosowana jest w związku ze zbiorem kombajnowym zbóż, prowadzeniem produkcji zwierzęcej w oborach bezściółkowych i specjalizacją w produkcji roślinnej (Shock i Shock 1998, Cox i in. 2001, Sonnleitner i in. 2003, Blanco-Canqui i Lal 2006). Zawartość składników pokarmowych roślin jest w słomie kilkakrotnie niższa niż w oborniku, stąd nawożenie słomą wymaga zwiększonego nawożenia mineralnego NPK. Wysoka wartość stosunku C:N w słomie zbóż (80-100:1) sprawia, że po jej wprowadzeniu do gleby istnieje możliwość immobilizacji azotu mineralnego przez mikroorganizmy, które stają się konkurentami roślin uprawnych. To niekorzystne zjawisko można wyeliminować, stosując dodatkowe, ponad potrzeby nawozowe roślin, nawożenie azotowe.

Nawozami zielonymi są rośliny uprawne, głównie motylkowate, przyorwane w okresie niepełnej dojrzałości. Rośliny motylkowate, oprócz wzbogacania gleby w azot i węgiel organiczny, przyczyniają się do przemieszczania składników pokarmowych z warstw głębszych do poziomów akumulacyjnych, dzięki głębokiemu systemowi korzeniowemu (Wallace 1998a, Dabney i in. 2001, Ball i in. 2007, Sultani i in. 2007). Do roślin motylkowatych uprawianych na zielony nawóz zalicza się głównie łubiny, peluszkę, facelię, seradełę, nostrzyk biały i esparcetę. Wieloletnie stosowanie nawozów zielonych może w pewnym stopniu polepszyć trwałość agregatów glebowych, zmniejszyć gęstość gleby, zwiększyć wilgotność, retencję i dostępność wody dla roślin, zwiększyć przewodnictwo wodne, pojemność i przepuszczalność powietrzną oraz aktywność biologiczną gleb (MacRae i Mehuys 1985, Kordas i Zimny 1998).

Korzystnie na trwałość agregatów glebowych i właściwości wodno-powietrzne wpływa również zwiększony udział w zmianowaniu (2-3 lata) mieszanek roślin motylkowatych (zwłaszcza lucerny i koniczyny czerwonej) z trawami wieloletnimi (kostrzewą łąkową, życią trwałą, życią wielokwiatową i in.).

Odpadami przemysłowymi, które zostały przebadane jako przydatne do ulepszenia gleb są: popioły paleniskowe z węgla kamiennego z elektrowni, osady spławiakowe z cukrowni (w dawkach do $700 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), osady ściekowe komunalne (w dawce $30\text{-}60 \text{ Mg s. m.} \cdot \text{ha}^{-1}$ raz na 5 lat), osady garbarskie, przetworzone odpady przemysłu drobiarskiego i drzewnego (w dawce do $4 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), pył tytoniowy (w dawkach $10\text{-}80 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), wywar gorzelniany (w dawkach $65\text{-}105 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) i wiele innych (Rejman 1991, Łabętowicz i in. 1999, Mocek i in. 2000, Niedźwiecki i in. 2000, Baran i in. 2002). Wszystkie substancje odpadowe przed wprowadzeniem do gleby muszą być poddane szczegółowym badaniom. Powinny one obejmować nie tylko wskaźniki określające wartość nawozową i użyźniającą, ale także zawartość pierwiastków śladowych, zwłaszcza toksycznych metali ciężkich oraz możliwość wprowadzenia czynników chorobotwórczych. Odpady przemysłowe, takie jak osady ścieków komunalnych i granulaty keratyno-koro-mocznikowy mogą powodować akumulację w glebach związków fenolowych, wywierających bezpośredni szkodliwy wpływ na kiełkowanie nasion i na wzrost systemu korzeniowego roślin uprawnych, co przyczynia się do obniżenia plonów (Dechnik i Chmielewska 1989).

Wszystkie zabiegi mające na celu polepszenie struktury i fizycznych właściwości gleb zerodowanych, w tym zwiększenie wodoodporności agregatów glebowych, retencji i przewodnictwa wodnego, przyczyniają się równocześnie do zmniejszenia podatności gleb na erozję wodną i wietrzną (Dębicki i Rejman 1990, Rejman i in. 1994, Le Bissonnais 1996).

3.1.1. Zastosowanie kompostów

Komposty są nawozami organicznymi uzyskiwanymi w procesie kompostowania selektywnie zebranych odpadów organicznych, spełniających określone wymagania jakościowe. Wykorzystanie kompostów do nawożenia gleb uprawnych wymaga produktów wysokiej jakości, które nie ujawniają szkodliwego oddziaływania na zdrowie ludzi i zwierząt oraz na środowisko przyrodnicze (Epstein 1997, Jędrzak 2008).

Kompost jako nawóz organiczny powinien być materiałem jednorodnym, o jednolitym uziarnieniu i wilgotności poniżej 50%. Optymalna wilgotność powinna mieścić się w zakresie od 25 do 35% (Jędrzak 2008). Wyższa wilgotność ogranicza możliwość workowania, utrudnia rozrzucanie oraz zwiększa koszty transportu. Odczyn kompostu powinien mieścić się w zakresie pH od 6,0 do 7,8.

Zawartość materii organicznej w suchej masie kompostów zależy od składu kompostowanych odpadów i wynosi od 30 do 58%. Zawartość podstawowych składników pokarmowych (N, P, K, Ca, Mg) jest znacząca dla wartości nawozowej kompostu, natomiast zawartość metali ciężkich (ołowiu, kadmu, miedzi i cynku) powinna być znacznie niższa od liczb granicznych. Kompost nie powinien zawierać

tworzyw sztucznych, metali i innych materiałów twardych oraz nasion chwastów (Jędrszak 2008). Kompost uznany za bezpieczny musi charakteryzować się niską zawartością toksycznych związków organicznych, małym stężeniem soli rozpuszczalnych i brakiem organizmów chorobotwórczych.

Wartość nawozowa kompostów zależy od rodzaju materiałów organicznych użytych do kompostowania. Mogą nimi być:

- odpady z gospodarstw rolniczych: słoma, plewy, chwasty bez nasion, łęty ziemniaczane, łodygi kukurydzy, makowiny, złej jakości siano oraz odchody zwierząt, itd.,
- odpady z przemysłu rolno-spożywczego, drzewnego, farmaceutycznego, skórzanego, itd.,
- odpady komunalne, osady ścieków komunalnych i komunalno-przemysłowych, osady z oczyszczalni ścieków przemysłu rolno-spożywczego,
- trawa, liście i igliwie drzew, torfy, pył węgla brunatnego i inne (Baran i Martyn 1996, Siuta i Wasiak 2000, Foley i Cooperband 2002, Krzywy i in. 2002).

Dobry kompost powinien być stabilny i dojrzały. Stabilizacja kompostu określa stopień utlenienia materii organicznej do form bardziej trwałych. Dojrzałość kompostu określa jego przydatność do wykorzystania rolniczego (Gondek i Filipek-Mazur 2005, Annabi i in. 2007, Jędrszak 2008). Dojrzały kompost powinien mieć barwę od ciemnobrązowej do czarnej, gęstość nasypową od 500 do 900 kg·m⁻³ i wykazywać typowy zapach ziemi próchnicznej (powodowany przez promieniowce).

Najlepszej jakości komposty odpowiadające określonym normom uzyskuje się z kompostowania odpadów zieleni miejskiej (Aggelides i Londra 2000, Siuta i Wasiak 2000, Bresson i in. 2001, Annabi i in. 2007). Odpady roślinne pochodzące z aglomeracji miejskich oraz terenów przemysłowych stanowią ogromne zasoby materii organicznej oraz składników pokarmowych, które można racjonalnie wykorzystywać. Do kompostowania przeznaczają się trawy, liście, rozdrobione gałęzie drzew i krzewów, roślinne odpady z targowisk, popielegnacyjne części roślin z rabat i ogrodów (Siuta 1999, Wasiak i Mamełka 1999, Wasiak i in. 1999, Mazur i Filipek-Mazur 2001). Materiały te można uzupełniać dodatkiem trocin, pyłu tytoniowego, zdyskwalifikowanej żywności i pasz lub osadów ściekowych.

Badania wykazały, że komposty z odpadów organicznych mogą być w rolnictwie pełnowartościowym uzupełnieniem obornika. Dodatek kompostu zwiększa zawartość węgla organicznego w glebie i przyczynia się do polepszenia jej właściwości fizycznych, fizykochemicznych i chemicznych (Bazzoffi i in. 1998, Gonzalez i Cooperband 2002, Jarecki i Lal 2006, Wahba 2007, Jędrszak 2008).

Wprowadzenie do gleby kompostu polepsza jej strukturę przez tworzenie trwałych agregatów glebowych (Pagliai i in. 1981, Aggelides i Londra 2000, Edwards i in. 2000, Annabi i in. 2007). Według Pagliai i in. (1981) zauważalne zmiany w trwałości agregatów glebowych w przypadku nawożenia glin piaszczystych

zapewniały jedynie bardzo wysokie dawki kompostu ($230 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Aggelides i Londra (2000) uzyskali polepszenie składu agregatowego gleb oraz zwiększenie wodoodporności agregatów stosując kompost z odpadów miejskich i osadów ściekowych w dawkach melioracyjnych: 75, 150 i $300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Bresson i in. (2001) prowadząc badania metodą symulowanego opadu stwierdzili, że dodatek kompostu z odpadów komunalnych w dawce $15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ zwiększył wodoodporność agregatów w glebie o składzie gliny pylastej, zmniejszył powierzchniowe zaskorupienie, spływ powierzchniowy i erozję wodną. Badania Edwardsa i in. (2000) wykazały, że nawet stosowanie kompostu w dawce $15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ zwiększało trwałość agregatów glebowych o 7%, natomiast nie miało wpływu na zmniejszenie erozyjnych strat na glebie o składzie gliny piaszczystej.

Nawożenie kompostem powoduje zmniejszenie gęstości gleby oraz zwiększenie porowatości ogólnej, zwłaszcza gleb o składzie piasków gliniastych i glin (Pagliai i in. 1981, Tester 1990, Licznar i in. 2000). Aggelides i Londra (2000) badając wpływ kompostu w dawkach 75, 150 i $300 \text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ stwierdzili, że gęstość gleby gliniastej i ilastej zmniejszyła się pod największą dawką o 16,7-19,7%. Porowatość ogólna zwiększyła o 11,0-32,8% w glebie gliniastej i o 5,4-9,9% w glebie ilastej, proporcjonalnie do wniesionej dawki, a przewodnictwo wodne nasycone zwiększyło się o 32,5-95,2% w glebie gliniastej i o 55,3-168,4% w glebie ilastej. W mniejszym stopniu zwiększyła się retencja wody użytecznej dla roślin i zawartość mezoporów glebowych.

Tester (1990) badał zawartość wody w glebach na głębokości od 5 do 30 cm pięć lat po nawożeniu kompostem w dawkach: 60, 120 i $240 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Wilgotność gleby na głębokości 5 cm była dla tych dawek odpowiednio 1,9, 2,7 i 3,1 razy większa, a na głębokości 30 cm odpowiednio 1,3, 1,5 i 2,2 razy większa niż w obiekcie kontrolnym. Również Carter (2007) stwierdził zwiększenie połowej pojemności wodnej i retencji wody użytecznej dla roślin w uprawie jęczmienia i ziemniaka na użyźnionej kompostem glebie bielcowej wytworzonej z gliny piaszczystej. Dodatek kompostu z odpadów miejskich w dawkach 60 i $120 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ zwiększał wilgotność aktualną mady piaszczystej i jej połowę pojemność wodną (Jamroz i Drozd 1999, Licznar i in. 2000). W glebach piaszczystych kompost polepsza pojemność i retencję wodną, natomiast w glebach ciężkich zwiększa przewodnictwo wodne oraz pojemność i przepuszczalność powietrzną.

Korzystny wpływ kompostu na chemiczne i fizykochemiczne właściwości gleb polega na zwiększeniu zawartości makro- i mikroelementów, pojemności wymiany kationów i polepszeniu właściwości buforowych. Oddziaływanie kompostu na właściwości biologiczne gleb polega na przyspieszeniu rozwoju mikroorganizmów glebowych i zwiększeniu aktywności enzymatycznej (Guerrero i in. 2000, Crecchio i in. 2001, Debosz i in. 2002, Ros i in. 2006, Chang i in. 2007).

Korzystny wpływ kompostów na plonowanie roślin został potwierdzony w licznych badaniach (Avnimelech i in. 1993, Sikora i Azad 1993, Maynard 1995, Filipek-Mazur 1998). Powszechnie uważa się, że jednoczesne nawożenie gruntów kompostem i azotem w formie mineralnej zapewnia najwyższe plony. Również prowadzone przez wielu autorów badania nad wartością nawozową wermikompostów z różnych materiałów organicznych, także z udziałem osadów ściekowych, wykazały ich korzystne działanie na plony i skład chemiczny roślin (Kalembasa 1995, 2000, Baran i Martyn 1996 Mazur i in. 2000). Jeszcze bardziej efektywne było działanie kompostów i osadów z dodatkiem słomy i trocin. Wermikomposty z takich samych mieszanin oddziaływały lepiej od obornika, a także od nawożenia mineralnego NPK.

Istnieją duże możliwości szerszego wykorzystania kompostów i wermikompostów z odpadów roślinnych, w tym z odpadów stałych zieleni miejskiej do ulepszania struktury i właściwości wodno-powietrznych gleb. Powody wciąż małego wykorzystania kompostów w rolnictwie są następujące:

- dawki nawozowe są bardzo duże, co przy małej gęstości nasypowej kompostu może powodować wysokie ceny jego transportu,
- zawartość składników pokarmowych w kompoście jest mała w porównaniu z nawozami mineralnymi,
- rolnicy odnoszą się niechętnie do kompostu, szczególnie produkowanego ze zmieszanych odpadów komunalnych, ze względu na potencjalnie możliwą wysoką zawartość metali ciężkich (zawłaszcza ołowiu) i innych substancji szkodliwych (Jędrzak 2008).

Duże możliwości ma zastosowanie kompostów do poprawy jakości gleb zdegradowanych przez erozję, pozbawionych naturalnych poziomów próchnicznych, zubożonych w materię organiczną, charakteryzujących się nieagregatową strukturą i niekorzystnymi właściwościami wodno-powietrznymi (Cox i in. 2001, Singer i in. 2006). Agromelioracyjne użyźnianie gleb piaszczystych może poprawić znacząco warunki życia roślin przez zwiększenie zawartości materii organicznej, składników pokarmowych oraz retencji wody (Wanas i Omran 2006). Minimalna dawka melioracyjna kompostu powinna zawierać najmniej 25 Mg s. m. organicznej na hektar. Przy zawartości 30% materii organicznej w suchej masie stanowi to 83 Mg s. m. kompostu (Jędrzak 2008). Warunkami stosowania kompostu w większych ilościach do nawożenia i ulepszania gleb jest dostępność kompostu w wymaganych ilościach w odpowiednich okresach roku, stałość składu chemicznego, duża zawartość składników pokarmowych, małe stężenie składników potencjalnie toksycznych oraz niska cena.

Ceny brutto kompostu w Polsce w 2008 r. są zróżnicowane w zależności od miasta. Kompostownia ŁZUK w Łodzi sprzedaje kompost w cenie 53,50-64,20 zł·Mg⁻¹. Kompost z odpadów zieleni miejskiej Warszawy produkowany przez P.U.H. Botom

z Raszyna kosztuje 72,10 zł·Mg⁻¹. Ekokonsorcjum Efekt oferuje „Eko-kompost” wyprodukowany z odpadów zielonych w kompostowni Kraków-Płaszów w postaci luzem w cenie 97,85 zł·Mg⁻¹. Ceny kompostów są wyższe niż ceny rynkowe obornika, który kosztuje najczęściej od 20 do 65 zł·Mg⁻¹ (tylko obornik granulowany osiąga cenę 100-150 zł·Mg⁻¹).

W latach 2005-2006 w gospodarstwie indywidualnym w Bogucinie na Płaskowyzu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska) prowadzono badania bezpośredniego i następczego wpływu kompostu na właściwości zerodowanych gleb płowych wytworzonych z lessu pod uprawą pszenicy jarej (Nawra). W doświadczeniu poletkowym zastosowano kompost z odpadów roślinnych zieleni miejskiej (trawy, liści i rozdrobnionego drewna) o zawartości 50,95% suchej masy (PHU Botom). W suchej masie kompost zawierał: 19,4% C org., 1,3% N org., 1,0% P₂O₅, 0,5% K₂O. Kompost wprowadzono i wymieszano z glebą do głębokości 10 cm przed siewem pszenicy jarej w dawkach 10 i 20 g·kg⁻¹ (11 i 22 Mg·ha⁻¹). Relatywnie małe dawki wynikały z przyjętego założenia, aby nawożenie traktować jako dodatkowy zabieg agrotechniczny, a nie zabieg agromelioracyjny.

W pierwszym roku po zastosowaniu kompostu stwierdzono polepszenie składu agregatowego w warstwie 0-10 cm erodowanych gleb, w wyniku istotnego zmniejszenia się zawartości brył o wymiarach >10 mm (z 0,361 do 0,210-0,256 kg·kg⁻¹) oraz zwiększenia się zawartości powietrznie suchych agregatów 0,25-10 mm (z 0,545 do 0,683-0,639 kg·kg⁻¹) w porównaniu z poletkami kontrolnymi. Ponadto dodatek kompostu istotnie zmniejszył gęstość gleby (z 1,31 do 1,25-1,19 Mg·m⁻³) oraz istotnie zwiększył pełną pojemność wodną (z 0,388 do 0,424-0,468 kg·kg⁻¹), przewodnicztwo wodne nasycone (z 1,70 do 3,75-6,45 m·d⁻¹), porowatość ogólną (z 0,506 do 0,526-0,552 m³·m⁻³) i zawartość makroporów >20 μm (z 0,157 do 0,196-0,227 m³·m⁻³). Kompost w dawce 20 g·kg⁻¹ także zwiększył istotnie przepuszczalność powietrzną przy połowym nasyceniu wodą (z 21,3 do 168,5 m·d⁻¹). Natomiast zawartość wodoodpornych agregatów glebowych o wymiarach 0,25-10 mm w wyniku wprowadzenia kompostu zwiększyła się nieznacznie. Dodatek kompostu nie zmienił również wilgotności aktualnej, połowej pojemności wodnej i retencji wody użytecznej dla roślin.

W drugim roku po zastosowaniu stwierdzono następczy wpływ kompostu w dawce 20 g·kg⁻¹ na skład agregatowy gleb, w którym zawartość brył była nadal istotnie mniejsza (0,223 kg·kg⁻¹) w porównaniu z obiektem kontrolnym (0,299 kg·kg⁻¹), a zawartość agregatów 0,25-10 mm większa (0,666 kg·kg⁻¹) w porównaniu z kontrolą (0,605 kg·kg⁻¹). Natomiast ilość agregatów wodoodpornych o wymiarach 0,25-10 mm w glebach ulepszanych kompostem była tylko nieznacznie większa niż na poletkach kontrolnych. Zastosowane dawki kompostu z odpadów zieleni miejskiej okazały się zbyt małe, aby istotnie zwiększyć wodoodporność agregatów w glebach zerodowanych.

3.1.2. Zastosowanie węgla brunatnego

Węgiel brunatny jest organiczną skałą palną (kaustobiolitem) powstałą z materiału roślinnego osadzonego w lądowych basenach sedymentacyjnych. Roślinny materiał bagienny w wyniku diagenetycznego procesu karbonizacji (uwęglenia) został wzbogacony w pierwiastek C. Węgiel brunatny w genetycznym szeregu uwęglenia materiału roślinnego znajduje się pomiędzy torfem a węglem kamiennym.

Na obszarze Polski złoża węgla brunatnego pochodzą głównie z okresu neogenu, z epoki miocenu. Występują one w zachodniej i środkowej części kraju stanowiąc część wielkiego basenu Nizy Europejskiego, rozciągającego się od Wisły po Ren. Obejmują one 159 złóż o zasobach udokumentowanych i 43 dużych złóż nieudokumentowanych. Zasoby udokumentowane węgla brunatnego w Polsce wynoszą 36,9 mld t, a ogólne zasoby szacowane są na około 70 mld t (Maciejewska 1998a, Kalembasa i Tengler 2004). Poza zbilansowanymi złożami węgla jako surowca energetycznego znane i rozpoznane są małe złoża, niekiedy zalegające bardzo płytko, które mogą być lokalnie wykorzystywane jako surowiec do nawożenia gleb.

Badania nad możliwością wykorzystania węgla brunatnego jako nawozu organicznego prowadzone są od wielu lat. Do nawożenia gleb można wykorzystać różne odmiany węgla brunatnego: węgle ziemiste i ksylicytowe, węgle twarde matowe, błyszczące, pakowe i łupkowe. Najodpowiedniejszą z nich jest miękka odmiana ziemista, która charakteryzuje się wysoką zawartością kwasów huminowych. Odmiana ta występuje we wszystkich złożach węgla brunatnych w Polsce.

Przydatność węgla brunatnego do celów nawozowych wynika ze składu jego materii organicznej oraz specyficznych właściwości fizycznych, fizykochemicznych i chemicznych (Maciejewska 1998a, Kalembasa i Tengler 2004, Fong i in. 2006, Kwiatkowska i in. 2006). Głównymi składnikami grupowymi węgla brunatnych są kwasy huminowe (średnio 70%), hymatomelanowe, fulwowe, huminy, bituminy i in. W składzie elementarnym kwasów huminowych dominują węgiel (56-70%), tlen (24-33%), wodór (3,3-6,2%), azot (<3%) i siarka (najczęściej <2%).

Materia organiczna węgla brunatnego charakteryzuje się dużą zawartością tlenowych grup funkcyjnych i łatwo utleniających się postaci pierwiastka C z wydzielaniem dwutlenku węgla i pewnych ilości ciepła. Zawartość makro- i mikroelementów w węglu brunatnym wynosi: azotu w postaci amonowej i azotanowej 20-50 mg·dm⁻³, fosforu 10-20 mg·dm⁻³, potasu 10-100 mg·dm⁻³, magnezu 300-500 mg·dm⁻³, wapnia 1500-2500 mg·dm⁻³, siarki w postaci SO₄⁻ 10-20 mg·dm⁻³, żelaza 10-30 mg·dm⁻³, manganu 10-20 mg·dm⁻³, cynku 2-5 mg·dm⁻³, molibdenu 0,5-1,0 mg·dm⁻³ i boru 2-5 mg·dm⁻³ (Bereśniewicz i Nowosielski 1976).

Jedną ze specyficznych cech węgla brunatnego jest silnie rozwinięty układ porowaty, którego konsekwencją jest zdolność zatrzymywania wody, dwutlenku węgla i amoniaku, wymiany jonów między roztworem glebowym a fazą stałą

gleby oraz kompleksowania metali ciężkich (Maciejewska 1998a, Motowicka-Terelak i in. 1998, Kalembasa i Tengler 2004). Układ porowaty odgrywa ważną rolę w nawożeniu mineralnym – przyczynia się do zwiększenia współczynnika wykorzystania składników pokarmowych przez rośliny, ograniczając ich wymywanie do głębszych poziomów gleby i do wód gruntowych.

Zastosowanie węgla brunatnego do celów nawozowych w formie niezmięnionej jest zabiegiem najprostszym. Do nawożenia można stosować węgiel odpadowy, zwany powszechnie pospółką oraz węgiel wstępnie rozdrobniony do frakcji o średnicy ziaren poniżej 8 mm (Maciejewska 1998a). Dawki węgla brunatnego mogą być różne w zależności od składu granulometrycznego gleb, a także stanowić mogą samodzielne podłoże w uprawach roślin ogrodniczych (Nowosielski 1995). Jednakże węgiel brunatny zawiera niewystarczające ilości azotu, fosforu i potasu w stosunku do potrzeb pokarmowych roślin. W związku z tym opracowano receptury nawozów organiczno-mineralnych kompletnych pod względem zawartości składników pokarmowych, opartych na węglu brunatnym jako nośniku organicznym. Węgiel brunatny mieszano z nawozami mineralnymi, torfem i popiołem z węgla brunatnego, otrzymując nawozy o podwyższonej efektywności działania takie jak: Komplet R, Rekulter, Uno, Mono i inne (Nowosielski 1995, Maciejewska 1998a, Mazur i in. 1998, Kalembasa i Tengler 2004). Komplet R i Rekulter zostały kompleksowo przebadane w warunkach polowych przez Maciejewską (1993, 1994), Maciejewską i Kwiatkowską (1998, 2002, 2007) oraz innych autorów (Gonet i in. 1998, 1998, Skłodowski i Maciejewska 1998).

Komplet R jest przeznaczony do wzbogacania gleb piaszczystych w materię organiczną i składniki pokarmowe roślin. W jego skład wchodzi: węgiel brunatny o rozdrobnieniu cząstek <1 mm (62,9-63,3), torf (15,7-15,8%), popiół z węgla brunatnego (13-15%), superfosfat pojedynczy (7%) lub mączka fosforytowa (4,5%), saletra wapniowa (9%) i sól potasowa (5%). Maciejewska (1993, 1994) przeprowadziła dwa pięcioletnie statyczne doświadczenia łanowe na glebach rdzawych właściwych wytworzonych z piasków luźnych dodając jednorazowo Komplet R w dawkach 40, 80 i 160 Mg·ha⁻¹. Badania wykazały, że nawóz na bazie węgla brunatnego wpłynął na poprawę właściwości gleb:

- zwiększył wartość pH o 1-2 jednostki, co spowodowało spadek kwasowości czynnej i potencjalnej,
- zwiększył zawartość C org. proporcjonalnie do wprowadzonej dawki (z 0,69-0,81% w obiektach kontrolnych do 1,49-2,21% w obiektach z dawką 160 Mg·ha⁻¹),
- zwiększył udział frakcji lekkiej materii organicznej (nie związanej z mineralną częścią gleby) i korzystnie zmienił wartość stosunku C_{KH}:C_{KF} z 1,15 do 1,24,
- zwiększył sumę kationów zasadowych i wysycenie kompleksu sorpcyjnego zasadami,
- wpłynął na zwiększenie aromatyczności kwasów huminowych, ich odporności na termiczną destrukcję oraz zawartości grup karboksylowych i hydroksylowych,

- poprawił właściwości wodno-powietrzne: zmniejszył gęstość fazy stałej, gęstość gleby i pojemność powietrzną, zwiększył wilgotność aktualną i kapilarną pojemność wodną,
- zwiększył plon uprawianych roślin wskaźnikowych (pszenicy ozimej, ziemniaków, owsa i żyta) średnio o 42-168% w stosunku do pola kontrolnego.

W doświadczeniu polowym na glebie płowej właściwej wytworzonej z piasku gliniastego na glinie lekkiej Maciejewska i Kwiatkowska (1998) zastosowały nawóz z węgla brunatnego Rekulter w dawkach 66,5 i 133 Mg·ha⁻¹. Nawożenie spowodowało zmniejszenie gęstości gleby oraz zwiększenie porowatości ogólnej, wilgotności aktualnej i kapilarnej pojemności wodnej. Węgiel brunatny zawarty w nawozie zwiększył zawartość C org. w glebie i pojemność wymiany kationów (Gonet i in. 1998, Skłodowski i Maciejewska 1998). Materia organiczna gleb nawożonych Rekulterem charakteryzowała się większym udziałem frakcji kwasów huminowych i humin oraz ich korzystniejszymi właściwościami.

Dodatek drobno zmielonego węgla brunatnego istotnie zwiększył plon ziarna łubinu żółtego, natomiast słabo wpłynął na plony suchej masy kukurydzy i rzepaku ozimego (Maciejewska i Stępień 1998). Podczas stosowania dużych dawek węgla brunatnego należy również zwiększyć dawki stosowanych nawozów mineralnych, zwłaszcza azotu. Małe dawki nawozów mineralnych są sorbowane przez kompleks sorpcyjny gleby, wyraźnie zwiększony dodatkiem węgla i z tego powodu rośliny mogą odczuwać brak składników pokarmowych.

Węgiel brunatny jest wolny od czynników chorobotwórczych, a związki huminowe zawarte w większych ilościach niż w glebie, łagodzą toksyczne działanie wysokich stężeń soli, kwasów i metali ciężkich (Maciejewska 1998a). Słabo kwaśny odczyn węgla brunatnego oraz silnie rozwinięta powierzchnia właściwa mogą oddziaływać korzystnie na rozwój mikroorganizmów, odgrywających istotną rolę w procesach glebowych. Węgiel działa katalitycznie na rozwój bakterii, m. in. *Azotobacter*, *Clostridium* i na wiązanie przez nie azotu. Węgiel brunatny korzystnie wpływa na pobieranie przez rośliny z gleby azotu, fosforu i potasu oraz zwiększa przyswajalność związków żelaza. Stymulujące działanie węgla polega na tworzeniu kompleksowych połączeń związków huminowych z żelazem.

Węgiel brunatny wprowadzony do gleby poprawia jej właściwości buforowe. Wykazuje on obniżające działanie zarówno wysokiego stężenia jonów H⁺, jak i jonów OH⁻. Buforowe właściwości węgla brunatnego spowodowane są wysyceniem jonami wodoru, które z jednej strony reagują z jonami wodorotlenowymi roztworów zasadowych, z drugiej zaś z kationami metali prowadząc do zobojętnienia jonów wodorowych z roztworów kwaśnych (Maciejewska 1998a).

Istotną zaletą stosowania węgla brunatnego w celu poprawy jakości gleb jest jego powolne działanie, co ma znaczenie w utrzymaniu żyzności gleb na przestrzeni dłuższego czasu. Działanie dodatnie dużych dawek węgla może utrzymywać

się nawet przez 10 lat (Maciejewska 1998a, Maciejewska i Kwiatkowska 2002). Wymywanie składników pokarmowych, zwłaszcza typu kationowego (Ca, Mg, Fe, Na) z gleb nawożonych węglem brunatnym ulega istotnemu ograniczeniu, co może mieć duże znaczenie dla zapobiegania zanieczyszczeniu wód powierzchniowych i podziemnych. Następstwem tego jest efektywniejsze wykorzystanie składników pokarmowych z węgla brunatnego.

Rozdrobniony węgiel brunatny najskuteczniej działa na poprawę właściwości gleb piaszczystych o małej pojemności sorpcyjnej, silnie zakwaszonych oraz zawierających składniki toksyczne (Maciejewska 1994, 1998, Maciejewska i Kwiatkowska 1998, 2007). Węgiel brunatny i nawozy organiczno-mineralne z węgla brunatnego mogą być wykorzystane do rekultywacji gruntów pogórnich oraz detoksykacji gleb zanieczyszczonych siarką i metalami ciężkimi (Motowicka-Terelak i in. 1998, Maciejewska i Kwiatkowska 2002, Skłodowski i in. 2006).

Dodatek węgla brunatnego wpływa również na poprawę struktury agregatowej i właściwości wodno-powietrznych gleb gliniastych. Badania Kurbanli i in. (2002) wykazały istotne zwiększenie wodoodporności agregatów w glebie o składzie granulometrycznym gliny piaszczystej po dodaniu dwóch węgli brunatnych w dawkach 2 i 5%. W rezultacie zwiększenia trwałości agregatów w glebie ulepszonej węglami zmniejszyło się zaskorupienie i erozja wodna powierzchniowa. Sharma (1993) stwierdził, że w materiale glebowym z poziomów B i C gleb pogórnich o składzie gliny, gliny piaszczystej i gliny pylasto-ilastej z dodatkiem okruszków węgla brunatnego o wymiarach <2 mm (w dawkach 5, 10, 15, 25 i 50%) retencja wody użytecznej dla roślin była proporcjonalna do zawartości węgla. W doświadczeniu wazonowym Sharif (2002) stosował nawożenie gleby o składzie gliny pylasto-ilastej (Typic Calciustept) kwasami huminowymi pochodzącymi z węgla brunatnego w dawkach od 50 do 300 mg·kg⁻¹. Autor stwierdził, że dodatek kwasów w ilości 50 i 100 mg·kg⁻¹ istotnie zwiększył kiełkowanie, masę korzeni roślin i plon ziarna kukurydzy w porównaniu z kontrolą, natomiast dawki większe (150-300 mg·kg⁻¹) nie wywarły wpływu na badane cechy.

Ceny rozdrobnionego węgla brunatnego, nadającego się do nawożenia i ulepszenia gleb, są w Polsce w 2008 r. niewiele wyższe od ceny kompostów. Kopalnia Węgla Brunatnego Bełchatów S.A. oferuje odbiorcom rozdrobniony (0-10 mm) nawóz Eko-Lignite w cenie brutto 105,93 zł·Mg⁻¹, natomiast miał węglowy (0-40 mm) w cenie brutto 83,33 zł·Mg⁻¹. Kopalnia Węgla Brunatnego Turów S.A. sprzedaje miał węglowy (0-40 mm) w cenie brutto 98,82 zł·Mg⁻¹.

Badania wpływu rozdrobnionego węgla brunatnego na właściwości zerodowanych gleb pływowych wytworzonych z lessu pod uprawą pszenicy jarej (Nawra) prowadzono w latach 2005-2006 w gospodarstwie indywidualnym w Bogucinie na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska). W doświadczeniu poletkowym rozdrobniony (0-10 mm) węgiel brunatny wprowadzono do gleby jako dodatkowy

zabieg agrotechniczny w relatywnie małych dawkach 10 i 20 g·kg⁻¹ (11 i 22 Mg·ha⁻¹). Węgiel z KWB Bełchatów zawierał: 0,45% N, 4,1% Ca, 0,5% Mg, 62,0 mg·kg⁻¹ P, 36,5 mg·kg⁻¹ K, 400 mg·kg⁻¹ Fe, 25,5 mg·kg⁻¹ Mn, 4,0 mg·kg⁻¹ Zn i 0,9 mg·kg⁻¹ Cu. Jego sucha masa stanowiła 43,13%, a wartość pH wynosiła 7,3.

W pierwszym roku po zastosowaniu węgla brunatnego stwierdzono istotne polepszenie składu agregatowego w warstwie 0-10 cm gleb zerodowanych. Zmniejszyła się zawartość brył o wymiarach >10 mm (średnio z 0,361 do 0,259 kg·kg⁻¹ na poletkach z dawką 10 g·kg⁻¹ i do 0,245 kg·kg⁻¹ na poletkach z dawką 20 g·kg⁻¹). Równocześnie w porównaniu z kontrolą zwiększyła się istotnie zawartość powietrznie suchych agregatów 0,25-10 mm (z 0,545 do 0,645-0,654 kg·kg⁻¹). Zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm pod wpływem węgla brunatnego zwiększyła się nieznacznie (z 0,373 do 0,385-0,393 kg·kg⁻¹), co wskazuje na bardzo powolne oddziaływanie tego nawozu. Ponadto dodatek węgla brunatnego istotnie zmniejszył gęstość gleby (z 1,31 do 1,23 Mg·m⁻³), a istotnie zwiększył wilgotność aktualną (z 0,159 do 0,170-0,181 kg·kg⁻¹), pełną pojemność wodną (z 0,388 do 0,432-0,437 kg·kg⁻¹), przewodnictwo wodne nasycone (z 1,70 do 5,74-4,78 m·d⁻¹), porowatość ogólną (z 0,506 do 0,533-0,534 m³·m⁻³), zawartość makroporów >20 μm (z 0,157 do 0,208-0,199 m³·m⁻³) i przepuszczalność powietrzną przy połowym nasyceniu wodą (z 21,3 do 221,6-69,4 m·d⁻¹).

W drugim roku po zastosowaniu utrzymywał się korzystny wpływ węgla brunatnego w dawce 10 i 20 g·kg⁻¹ na skład agregatowy gleb, w którym zawartość brył była nadal istotnie mniejsza (średnio 0,248-0,151 kg·kg⁻¹ w porównaniu z 0,299 kg·kg⁻¹ w obiektach kontrolnych), a zawartość agregatów 0,25-10 mm większa (0,656-0,731 kg·kg⁻¹) w porównaniu z kontrolą (0,605 kg·kg⁻¹). Również zawartość agregatów wodoodpornych o wymiarach 0,25-10 mm w glebach z dodatkiem węgla była istotnie większa (0,336-0,319 kg·kg⁻¹) niż na poletkach kontrolnych (0,266 kg·kg⁻¹). Węgiel brunatny działał wolno, ale utrzymywał dłużej zwiększoną wodoodporność agregatów w poziomie Ap gleb zerodowanych niż kompost.

3.2. Podział i właściwości syntetycznych polimerów

Tradycyjne zabiegi agrotechniczne i agromelioracyjne jako metody poprawy struktury i właściwości wodno-powietrznych gleb należy uznać za niewystarczające, z uwagi na ich bardzo dużą pracochłonność, wymagania bardzo wysokich dawek i długiego okresu stosowania. We współczesnym rolnictwie brakuje dostatecznej ilości nawozów naturalnych i organicznych do ulepszania gleb, a występujące się w glebie związki utrwalające agregaty, czyli mikrobiologiczne i roślinne polisacharydy są szybko rozkładane przez mikroorganizmy glebowe. Dlatego od kilkudziesięciu lat prowadzi się badania nad znalezieniem bardziej efektywnych i odporniejszych na

rozkład mikrobiologiczny środków ulepszających strukturę i właściwości wodno-powietrzne gleb (De Boodt 1993).

Najbardziej efektywnymi i odporniejszymi na rozkład mikrobiologiczny środkami poprawiającymi właściwości gleby są syntetyczne wielkocząsteczkowe polimery. Polimery mają właściwości łączenia elementarnych cząstek gleby i mikroagregatów w wodoodporne makroagregaty (Dechnik i Dębicki 1977, Gabriels 1990, Letey 1994, Laird 1997, Wallace i Wallace 2003). Dzięki polepszeniu trwałości agregatów, można kształtować zagęszczenie gleby, właściwości wodno-powietrzne, właściwości fizykochemiczne, chemiczne i biologiczne, decydujące o żyzności i urodzajności gleb. Równocześnie zastosowanie tych substancji spełnia rolę zabiegu przeciwerozyjnego, zmniejszając podatność gleb na erozję wodną i wietrzną oraz straty erozyjne gleby (Shock i Shock 1998, Wallace 1998b, Flanagan i in. 2003, Ben-Hur 2006, Petersen i in. 2007).

Na podstawie kilkudziesięciu lat badań ustalono, że efektywne środki do ulepszania struktury glebowej powinny spełniać kilka podstawowych warunków. Muszą mieć dobre właściwości wiązania cząstek glebowych, być łatwe w stosowaniu i charakteryzować się długotrwałym oddziaływaniem w glebie. Równocześnie powinny być nietoksyczne dla roślin i organizmów zwierzęcych, biodegradowalne oraz relatywnie tanie, aby ich stosowanie było opłacalne (Dębicki 1990, De Boodt 1993, Wallace i Wallace 2003, Orts i in. 2007). Dotychczas nie spełniono równocześnie tych wszystkich wymagań, ale w niektórych krajach polimery znalazły zastosowanie w rolnictwie na mniejszą lub większą skalę.

Z bardzo dużej liczby syntetycznych polimerów, produkowanych przez przemysł chemiczny, najczęściej używane do ulepszania gleb były hydrofilowe polielektrolity rozpuszczalne w wodzie, polimery żelowe oraz polimery hydrofobowe tworzące emulsje lub dyspersje wodne.

Polielektrolity składają się z ogromnej ilości jednostkowych cząstek monomeru, tworzących łańcuch, wzdłuż którego rozmieszczone są grupy funkcyjne: COOH, NH₂, SH, OH, CONH₂. Nadają one związkowi charakter anionowy, kationowy lub amfoteryczny i powodują jego rozpuszczalność w wodzie (Laird 1997, Brandsma i in. 1999, Wallace i Wallace 2003, Flanagan i Canady 2006, McLaughlin i Bartholomew 2007). Łańcuch polielektrolitów jest najczęściej alifatyczny, heterocykliczny lub peptydowy, a masa cząsteczkowa wynosi od kilkudziesięciu tysięcy do kilku milionów. Polielektrolity mają zdolność flokulacji cząstek stałych w zawiesinach ilastych. Do polielektrolitów stosowanych do ulepszania gleb należą poliakryloamidy (PAM) i polialkohol winylu (PVAL).

Emulsje polimerów syntetycznych tworzą układ koloidalny, w którym mechanicznie rozdrobnione ciekłe cząstki zawieszone są w innej cieczy, będącej ośrodkiem dyspersji i utrwalone przez zastosowanie emulgatorów. Rodzaj emulgatora decyduje o anionowym, kationowym lub niejonowym charakterze emulsji.

Do ulepszenia gleb i ich ochrony przed erozją wypróbowano polistyren (PS), poliuretan (Uresol 310) i polibutadien (Terravest 801) (Callebaut i in. 1984, HÜLS 1985, De Boodt 1993). Zbliżone właściwości do polimerów emulsyjnych mają dyspersje wodne polimerów, będących ciałami stałymi, np. polioctan winylu (PVAc), polimetakrylan (PMA) i żywice akrylowe (De Boodt 1993, Pietkiewicz 1998, Sporysz i in. 1998).

Wymienione grupy syntetycznych polimerów były wprowadzane do gleby poprzez:

- opryski w formie roztworu, rozcieńczonej emulsji lub dyspersji bezpośrednio na powierzchnię pola, bez mieszania z glebą,
- siew wodny (hydroobsiew) rozcieńczonych emulsji polimerów, wspólnie z nasionami roślin (np. traw) i nawozami mineralnymi lub organicznymi, zalecany szczególnie na stromych stokach, do utrwalania skarp i poboczy drogowych oraz niestabilnych hałd,
- dodanie preparatu w formie roztworu o bardzo niskim stężeniu razem z nawadnianiem bruzdowym (Schering Agrochemicals 1985, Hüls 1985, De Boodt 1993, Wallace i Wallace 2003, Sojka i in. 2006).

Do wprowadzenia polielektrolitów i rozcieńczonych emulsji do gleby nadają się opryskiwacze używane do ochrony roślin. Aby równomiernie wykonać oprysk ciśnienie w opryskiwaczu powinno wynosić 300-1000 kPa. Większość polimerów wymaga nadania glebie odpowiedniej struktury agregatowej przed zabiegiem, ponieważ mogą one tylko utrwalić już istniejące agregaty. Skuteczność wprowadzenia polimerów zależy również od wilgotności aktualnej gleby w czasie wykonywania zabiegów i po ich zakończeniu. Optymalne efekty wprowadzania emulsji polimerów i polielektrolitów uzyskiwano przy wilgotności gleby równej polowej pojemności wodnej lub nieco mniejszej (80-90%). Natomiast po zabiegu wilgotność powinna mieścić się w przedziale potencjału wody glebowej pF 1,5-2,0 (Dechnik i Dębicki 1977, De Boodt 1993). Okresy suszy są niekorzystne dla stosowania polielektrolitów, emulsji i dyspersji wodnych, ze względu na szybkie parowanie wody, uniemożliwiające penetrację makrocząsteczek polimerów do wnętrza agregatów. Ulewne deszcze bezpośrednio po wprowadzeniu środków są również niepożądane, ponieważ mogą powodować wypłukiwanie roztworów i emulsji polimerów.

W zależności od rodzaju polimerów, celu i sposobu ich wprowadzania, stosuje się najczęściej dawki od 0,01 do 1% substancji czynnej, w stosunku do masy gleby suchej (Dechnik i Dębicki 1977, Dębicki 1990, De Boodt 1993). Wybranie optymalnej dawki polimeru jest bardzo istotne dla skuteczności zabiegu i opłacalności ekonomicznej jego zastosowania. Za optymalne uznano dawki od 0,1 do 0,5% (od 1 do 5 g·kg⁻¹) w stosunku do masy gleby suchej. Wprowadzanie większych dawek, ponad poziom optymalny dla danego polimeru, może nie przynieść poprawy agregacji z powodu

braku wolnych, aktywnych miejsc na powierzchni cząstek glebowych. Bardzo małe dawki poliakryloamidu mogą być stosowane w postaci silnie rozcieńczonych roztworów ($2,5-10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ roztworu) do nawadniania bruzdowego.

Wykorzystanie syntetycznych polimerów do ulepszenia struktury gleb w różnych warunkach klimatycznych ma bogatą literaturę. Liczne badania wykazały wyraźną poprawę agregacji i wodoodporności agregatów różnych gleb z dodatkiem polielektrolitów w ilości od $0,5$ do $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ w stosunku do masy gleby suchej. Następowaly korzystne zmiany w składzie agregatowym, polegające na zmniejszeniu lub zaniku zbrylenia na powierzchni gleby. Równocześnie zwiększała się wodoodporność różnych frakcji agregatów glebowych (Shainberg i in. 1992, Nadler i in. 1996, Brandsma i in. 1999, Mamedov i in. 2006, Busscher i in. 2007). Dzięki utrwaleniu struktury agregatowej gleby ulepszone polimerami wykazywały mniejsze zagęszczenie i większą porowatość ogólną. W rezultacie stwierdzono również korzystny wpływ polielektrolitów na właściwości wodno-powietrzne gleb (Nimah i in. 1983, Witkowska-Walczak 1984, Witkowska-Walczak i Sokołowska 2000, Wallace i Wallace 2003). Nastąpiło zwiększenie wilgotności aktualnej, retencji wody użytecznej dla roślin, zwiększenie szybkości infiltracji i przewodnictwa wodnego oraz zwiększenie pojemności powietrznej gleb. Mniej danych w literaturze dotyczy zmian odczynu i właściwości sorpcyjnych gleb ulepszanych. Ponieważ większość polimerów ma odczyn obojętny, ich wpływ na wartość pH w glebie jest niewielka. Niektórzy autorzy stwierdzili, że przy większych dawkach polielektrolitów może nastąpić pogorszenie właściwości sorpcyjnych, polegające na zablokowaniu powierzchni cząstek glebowych przez molekuły polimeru i utrudnienie dostępu do nich jonów wapnia (Szczypa i in. 1983).

W wyniku wniesienia syntetycznych polimerów zmieniała się zawartość i przyswajanie składników pokarmowych przez rośliny (Wallace i in. 1986). Badania wykazały korzystny wpływ polimerów na pobieranie przez rośliny potasu, fosforu, wapnia, magnezu, boru, miedzi i cynku. Niektóre polimery same są źródłem składników pokarmowych dla roślin (Young i Harris 1976, Schering Agrochemicals 1985).

W ostatnich kilkunastu latach ogromnie wzrosło zainteresowanie wykorzystaniem w rolnictwie hydrofilowych polimerów żelowych. Hydrofilowe żele są wielkocząsteczkowymi, usieciowanymi kopolimerami, zbudowanymi z polimerycznych łańcuchów połączonych ze sobą i tworzących trójwymiarową, usieciowaną strukturę. Ich wysuszone, ściśnięte kłębki mają postać krystalicznych ziaren lub granulatu, natomiast po nawilżeniu wodą wielokrotnie powiększają swą objętość i przyjmują postać żelu (Akhter i in. 2004, Geesing i Schmidhalter 2004, Sivapalan 2006, Taban i Movahedi Naeini 2006).

Polimery żelowe otrzymywane są z monomerów hydrofilowych, najczęściej z akryloamidu i jego pochodnych lub kwasu akrylowego z udziałem hydrofilowego środka sieciującego, którym jest N,N-metylenodiakryloamid w obecności lub

bez obojętnych rozpuszczalników albo z estrów akrylowych, poddawanych modyfikacji hydrolizującej. Mogą być otrzymywane różnymi metodami polimeryzacji: w masie, emulsyjnej, odwróconej polimeryzacji suspensyjnej, radiacyjnej lub innymi (Bouranis 1998, Kolarz 1998, Petka i in. 1998, Puig i in. 2001, Guilherme i in. 2005). Najczęściej wykorzystywane są metody polimeryzacji emulsyjnej i mikroemulsyjnej w obecności surfaktantów, które modyfikują właściwości hydrożeli. Ważną bazą surowcową stanowią monomery akrylowe, otrzymywane z akrylonitrylu i alkenów. Hydrożele można otrzymać także przez sieciowanie liniowych polimerów syntetycznych (np. PAM) lub naturalnych. Mogą być szczepione naturalnymi polimerami: skrobią, celulozą, chitozanem lub ligniną (El-Saied i in. 2004).

Najważniejszą właściwością polimerów żelowych jest chłonność wody, uzależniona od pH, siły jonowej i temperatury. W zależności od składu chemicznego i stopnia rozdrobnienia absorpcja wody dejonizowanej wynosi od 10 do 1400 cm³·g⁻¹ polimeru (Bereś i Kaładkowska 1992, Bouranis 1998, Kolarz 1998, Przygodzki i Włochowicz 2001, Puig i in. 2001). Decydujące znaczenie ma charakter grup funkcyjnych, stopień usieciowania polimeru oraz skład chemiczny pochłanianego roztworu.

Polimery żelowe są całkowicie nietoksyczne, niepalne, nieszkodliwe dla roślin, zwierząt i ludzi. Z tego powodu są one powszechnie stosowane jako tzw. superabsorbenty w medycynie i przemyśle kosmetycznym.

Hydrożele są niezastąpionym materiałem do uszczelniania w górnictwie, wierceniach geologicznych, służą do utrwalania gruntów przy pracach ziemnych, poboczy dróg, nasypów, skarp, brzegów kanałów, obwałowań rzek, wyrobisk, hałd kopalnianych, do gaszenia ognia i transportu palnych płynów (Orts i in. 2007). Zastosowanie hydrożeli w ochronie środowiska i leśnictwie obejmuje: rekultywację nieużytków przemysłowych i górniczych, rekultywację gleb zniszczonych przez pożary lasów, utrwalanie składowisk popiołów z elektrowni, oczyszczanie gleb i wód z zanieczyszczeń organicznych i metali ciężkich, przesadzanie drzew i krzewów, ukorzenianie i mikoryzowanie sadzonek drzew leśnych, otoczkowanie korzeni sadzonek podczas transportu i sadzenia (Hüttermann i in. 1999, Sarvaš 2003, Chen i in. 2004).

W ogrodnictwie hydrożele używane są do tworzenia podłoża o korzystnych właściwościach wodno-powietrznych, zaprawiania gleby przed sadzeniem drzewek, polepszenia warunków wschodu roślin, zakładania trawników, boisk i pól golfowych, produkcji trawników rolowanych oraz w uprawie pojemnikowej (Hetman i in. 1996, 1998, Martyn i Szot 2001, Syvertsen i Dunlop 2004, Arbona i in. 2005).

Stwierdzono również przydatność hydrożeli do ochrony terenów podlegających silnej erozji wietrznej, do utrwalania ruchomych wydym na obszarach pustynnych i półpustynnych i (De Boodt 1993, Akhter i in. 2004, Sivapalan 2001, 2006, Taban i Movahedi Naeini 2006).

Hydrofilowe żele, produkowane w postaci granulatu lub proszku odznaczają się łatwością wprowadzania do gleby. Mogą być rozsiewane ręcznie lub siewnikami do nawozów. Bardzo mała wilgotność gleby nie jest przeszkodą w ich stosowaniu, dlatego znalazły zastosowanie zwłaszcza w krajach o suchym i gorącym klimacie (Al-Darby 1996, Al-Omran i Al-Harbi 1998, Al-Humaid 2005, El-Hady i Abo-Sedera 2006, El-Kader i El-Fattah 2006).

Sposobami wniesienia hydrożeli do gleby są:

- wysiew preparatu na powierzchnię i wymieszanie z glebą do określonej głębokości (4-6 cm),
- wysiew preparatu bezpośrednio przed siewem roślin i wymieszanie z glebą do głębokości pracy narzędzi (5-10 cm),
- wprowadzenie preparatu na określoną głębokość w profilu glebowym (np. 10-20 cm).

W zależności od rodzaju polimerów żelowych, celu i sposobu ich wprowadzania, zalecane jest stosowanie małych dawek, od 0,03 do 10 g·kg⁻¹ w stosunku do masy gleby suchej (Choudhary 1995, Volkmar i Chang 1995, Akhter i in. 2004, Geesing i Schmidhalter 2004, Sivapalan 2006).

Badania laboratoryjne i wegetacyjne doswiadczenia wazonowe wykazały, że oddziaływanie hydrofilowych żeli na glebę polega na retencjonowaniu wody w pęczniących kłębkach. Polimery żelowe zmniejszają zagęszczenie gleby, zmniejszają zwięzłość gleb ciężkich, zwiększają zwięzłość gleb piaszczystych, zwiększają porowatość, zwiększają retencję wodną w glebach zbyt suchych i przepuszczalnych, zwiększają przewodnictwo wodne i przepuszczalność powietrzną, ograniczają parowanie nieproduktywne z gleb, zatrzymują nawozy i pestycydy chroniąc je przed wymywaniem (Bereś i Kaładkowska 1992, Akhter i in. 2004, Sivapalan 2006, Bhardwaj i in. 2007, Lentz 2007). Jednak występujące naturalnie w glebie kationy wapnia, magnezu i żelaza, jak również sole nawozowe znacznie zmniejszają zdolność hydrożeli do wchłaniania wody.

Hydrożele charakteryzują się bardzo dużą pełną i połową pojemnością wodną oraz retencją wody użytecznej dla roślin, ale równocześnie dużym udziałem wody adsorpcyjnej, niedostępnej dla roślin (Stevenson 1987, Choudhary 1995, Bouranis 1998, Martyn i Szot 2001, Słowińska-Jurkiewicz i Jaroszuk 2001). Dodatek hydrożeli do podłoża ogrodniczych zwiększa wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi i pojemność wymiany kationów (Hetman i in. 1996).

Polimery żelowe polepszają również właściwości biologiczne gleb, np. aktywność enzymatyczną. Šarapatka i in. (2004) stwierdzili, że żelowy TerraCottem stosowany w dawce 150 g·m⁻² z mieszanką traw i koniczyny do rekultywacji gleby piaszczystej spowodował zwiększenie aktywności dehydrogenaz o 72%, proteazy o 53%, ureazy o 11%, fosfatazy kwaśnej o 40%, a fosfatazy zasadowej o 14%. Także De Varennes i Queda (2005) stosując żelowy poliakrylan potasu w dawce

1 g·kg⁻¹ na glebie o składzie piasku gliniastego, zanieczyszczonej miedzią po wieloletnim stosowaniu fungicydów, stwierdzili istotne zwiększenie aktywności ureazy, kwaśnej fosfatazy, celulazy i innych enzymów.

W rezultacie polepszenia właściwości gleb wielu autorów stwierdziło w doświadczeniach wazonowych i poletkowych korzystny wpływ polimerów żelowych na wzrost i plony roślin uprawnych (Volkmar i Chang 1995, Rugoo i Govinden 1999, Sivapalan 2001, Geesing i Schmidhalter 2004).

Produkowane w wielu krajach polimery żelowe reklamowane są jako środki poprawiające właściwości gleb pod różnymi nazwami handlowymi, m. in.: Agra-Gel, Alcosorb 400, AquaGel, AquaLoc, Aqua-Soil, Aquasorb, Erisorb, Evergreen 500, Horta-Sorb, Jalma, MaxSorb, Soil Moist, Stockosorb, Superfloc A-836, TerraCottem, Terra-Sorb, Tramsorb, Viterra, Water Crystals, XeriGel i inne. W Polsce produkowane i dostępne są: AgroAquaGel, Fertigel, Agroprotekt, Starchsorb i Aquavit (firma ArtAgro w Krakowie), AgroHydroGel i AgroHydroFlor (Agroidea, Gdańsk), Aquanika (Unika Sp. J., Kraków), Akrygel K-14M (ICSO Chemical Production, Błachownia), Ekogel MI (Elektrownia Łaziska), Hidroplus (distributor Promex Sp. z o.o.). Wymienione hydrozele różnią się między sobą składem chemicznym, sposobem sieciowania, zdolnością do absorbowania wody i wielkością kłębków. Do utrwalania struktury agregatowej gleb najbardziej korzystna jest jak najdrobniejsza granulacja wysuszonych kłębków, ponieważ mikrocząstkowy hydrożel może łączyć najwięcej czastek i mikroagregatów glebowych.

Hydrozele dokładnie przykryte glebą są względnie odporne na działanie mikroorganizmów i promieniowania ultrafioletowego. Podawane przez producentów działanie polimerów żelowych w glebie trwa do 4 do 10 lat, czyli może być dłuższe od trwałości innych polimerów syntetycznych i znacznie dłuższe od naturalnych polisacharydów, które są rozkładane przez mikroorganizmy po kilku miesiącach. Wysuszone w okresach suchych kłębki polimerów żelowych zachowują zdolność do ponownego, wielokrotnego absorbowania wody, nie tracąc swoich korzystnych właściwości (Ebrahimi i Homae 2004). Zmniejszone oddziaływanie na gleby w następnych latach po zastosowaniu związane jest ze znacznym ich rozproszaniem w masie glebowej w wyniku zabiegów uprawowych. Kłębki hydrozeleli pozostające na powierzchni gleby ulegają degradacji w przeciągu kilku tygodni pod wpływem promieniowania ultrafioletowego. Po okresie aktywności polimery żelowe rozpadają się na proste związki – H₂O, CO₂ i NH₃ (Holliman i in. 2005).

Większość polimerów syntetycznych produkowanych jest z substancji chemicznych powstających z przetwarzania ropy naftowej i jej pochodnych. Wzrastające ceny ropy naftowej na rynkach światowych powodują, że cena jednostkowa brutto polimerów żelowych produkowanych w Polsce (obecnie 27-75 zł·kg⁻¹) jest wielokrotnie wyższa od ceny nawozów naturalnych i organicznych (Artagro® 2004, Unika 2004). Cena koncentratu polimeru emulsyjnego Terravest 801 wynosi

około $29 \text{ zł} \cdot \text{dm}^{-3}$, a ceny polioctanu winylu i klejów produkowanych na jego bazie $5\text{-}15 \text{ zł} \cdot \text{kg}^{-1}$. Tańsze są polimery rozpuszczalne w wodzie (np. poliakryloamidowy Terakryl firmy ArtAgro kosztuje $4,40 \text{ zł} \cdot \text{dm}^{-3}$).

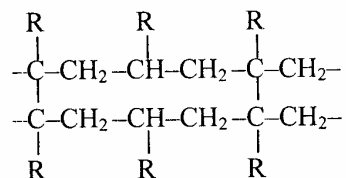
Wysokie ceny polimerów żelowych ograniczają ich powszechne wykorzystanie w praktyce rolniczej. Nawet w badaniach naukowych prowadzonych w różnych krajach nad wykorzystaniem hydrożeli do ulepszania gleb przeważają doświadczenia laboratoryjne (Al-Darby 1996, Bhardwaj i in. 2006, Lentz 2007) lub vegetacyjne doświadczenia wazonowe (Helalia i in. 1992, Akhter i in. 2004, Gesing i Schmidhalter 2004, Arbona i in. 2005, Sivapalan 2006). Tylko w niektórych pracach autorzy opierają wyniki swoich badań na doświadczeniach poletkowych (Moodley i in. 2004, El Hady i in. 2006). Wysokie koszty zabiegów wprowadzania polimerów do gleby są tylko częściowo równoważone dużą skutecznością ich działania i bardzo małymi dawkami tych preparatów. W badaniach prowadzonych w Instytucie Gleboznawstwa i Kształowania Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie wypróbowano w doświadczeniach poletkowych wiele syntetycznych polimerów produkowanych przez różne zakłady chemiczne.

3.3. Polimery hydrofilowe (żelowe)

Zastosowane do ulepszania gleb polimery żelowe różniły się między sobą metodą polimeryzacji, składem chemicznym, budową makrocząsteczki, wielkością absorpcji wody i wielkością kłębków, co wywarło niejednakowy wpływ na strukturę i właściwości wodno-powietrzne gleb erodowanych.

3.3.1. Zastosowanie Viterry

Viterra jest usieciowanym polimerem żelowym produkowanym w latach dziewięćdziesiątych przez niemiecką firmę Schering Agrochemicals w Düsseldorfie, a obecnie przez Amereq Inc. w New City (USA). Pod względem chemicznym stanowi kopolimer propionoamidu i propionianu potasu (Schering Agrochemicals 1985). Empiryczny wzór Viterry przedstawiany jest następująco (R oznacza grupę amidową):

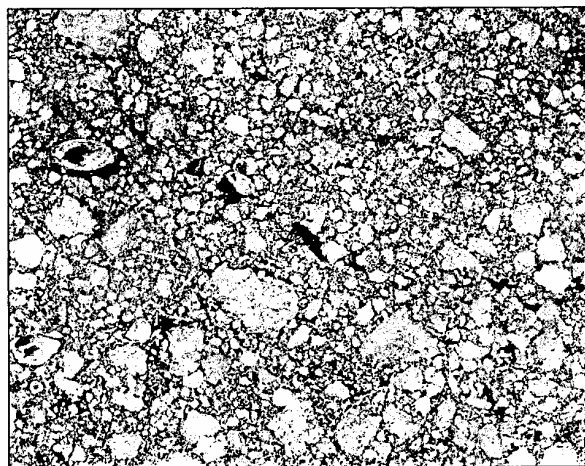


Połączone ze sobą polimeryczne łańcuchy tworzą trójwymiarową, usieciowaną strukturę. Viterra zawiera około 9,9% potasu przyswajalnego dla roślin oraz azot w formie grup amidowych (np. $-\text{CONH}_2$). Polimer ma postać białego granulatu,

o wielkości granulek 0,1-2 mm i gęstości $0,70 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Viterra ma odczyn 7,0-8,5 pH, a jej zdolność absorpcji wody wynosi $200\text{-}400 \text{ cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$ (zmniejsza się wraz ze zwiększeniem stężenia roztworu).

W badaniach prowadzonych w Czesławicach na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska) na zerodowanej glebie płowej wytworzonej z lessu pod uprawą kukurydzy zastosowano Viterę w dawce $0,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, którą wymieszano z glebą do głębokości 4 cm (Słowińska-Jurkiewicz i Paluszek 2001). Już po dwóch tygodniach struktura gleby ulepszonej Viterą przedstawiona na nieprzezroczystym szlifie wykazywała zanik agregatów typu okruchów, powstałych podczas uprawek przedsięwziętych i powstanie nowych agregatów o wymiarach 1-5 mm, najbardziej korzystnych dla wzrostu roślin (rys. 8).

W doświadczeniu poletkowym założonym we wrześniu 1995 r. w Elizówce na Wyżynie Lubelskiej stosowano Viterę na glebach wytworzonych z lessu: płowej nieerodowanej, słabo zerodowanej, średnio zerodowanej, bardzo silnie zerodowanej i deluwialnej. Na każdej glebie wytyczono po 4 poletka o powierzchni 15 m^2 , w tym jedno poletko kontrolne. Granulat wysiano i wymieszano z glebą do głębokości 5 cm (jako dodatkowy zabieg agrotechniczny) po siewie pszenicy ozimej (Kamila). Wniesione dawki Viterry stanowiły 0,2, 0,5 i $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ w stosunku do masy gleby suchej w warstwie 0-5 cm (Paluszek 2003). Wpływ hydrożelu na strukturę i właściwości gleb badano od października 1995 r. do sierpnia 1996 r.

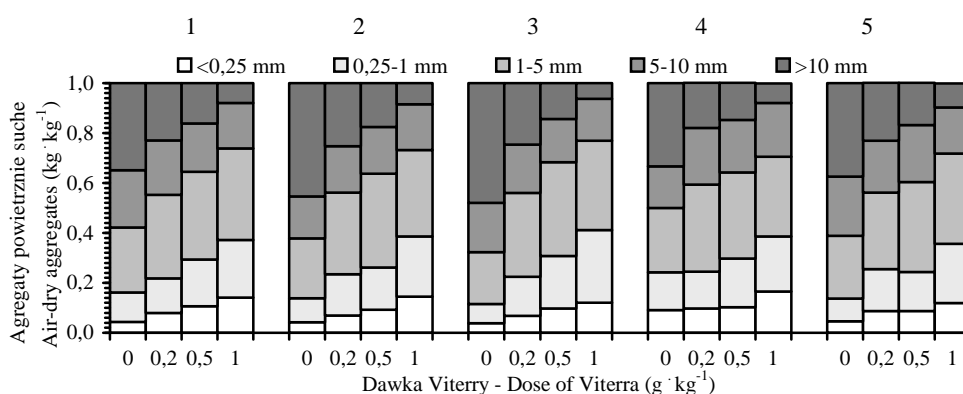


Rys. 8. Struktura gleby płowej średnio zerodowanej, ulepszonej Viterą w dawce $0,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ na głębokości 2 cm. Przekrój poziomy o wymiarach $8 \times 6,5 \text{ cm}$, barwa szara – faza stała, barwa czarna – pory glebowe (Słowińska-Jurkiewicz i Paluszek 2001)

Fig. 8. Soil structure of moderately eroded Luvisol improved by Viterra in dose of $0,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ on 2 cm of depth. Horizontal section of dimension $8 \times 6,5 \text{ cm}$, light colour – solid phase, black colour – soil pores (Słowińska-Jurkiewicz and Paluszek 2001)

Zastosowanie Viterry we wszystkich dawkach istotnie zmniejszyło zawartość brył w powierzchniowej warstwie poziomów Ap gleb (średnio o $0,170 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ pod dawką $0,2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $0,317 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ pod dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) oraz nieznacznie zmniejszyło zawartość agregatów 5-10 mm (rys. 9). Pod wpływem dodatku polimeru zwiększyła się istotnie zawartość najbardziej korzystnych dla wzrostu roślin agregatów o wymiarach 1-5 mm (o $0,088-0,118 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) i agregatów 0,25-1 mm (o $0,142-0,231 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Mniej korzystnym rezultatem oddziaływania Viterry było zwiększenie udziału mikroagregatów o wymiarach $<0,25 \text{ mm}$ (o $0,028-0,086 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Oddziaływanie Viterry na skład agregatowy było istotne na wszystkich glebach, ale największe zmiany stwierdzono na glebie średnio zerodowanej (Paluszek 2003).

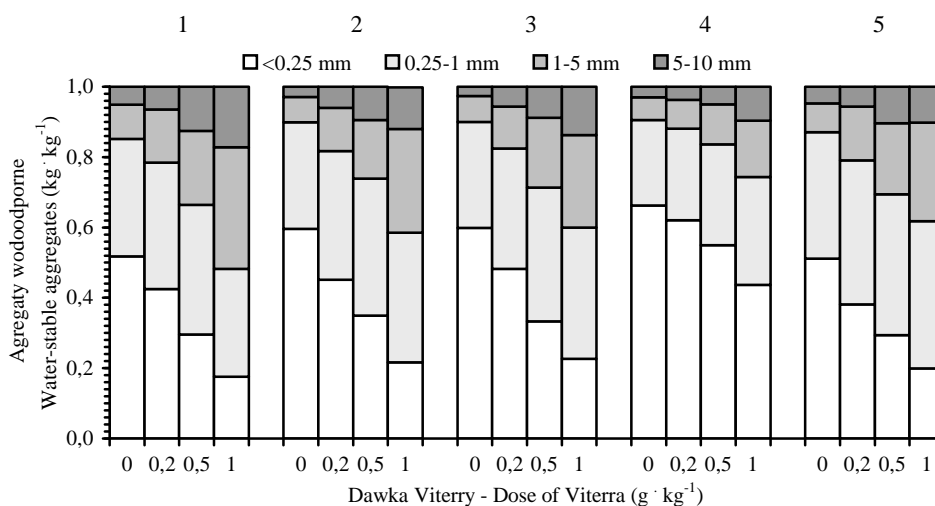
Podobnie jak w przypadku składu agregatowego, stwierdzono korzystne oddziaływanie Viterry na wodoodporność agregatów glebowych we wszystkich terminach badań (rys. 10). Hydrożel w dawkach $0,5$ i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ spowodował istotne zwiększenie zawartości agregatów wodoodpornych o wymiarach od $0,25$ do 10 mm (średnio o $0,212-0,325 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), w tym zwłaszcza frakcji 5-10 mm (o $0,056-0,088 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) i 1-5 mm (o $0,100-0,191 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Natomiast korzystny wpływ najmniejszej dawki $0,2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ Viterry stwierdzono głównie w sierpniu (Paluszek 2003).



Rys. 9. Skład agregatowy w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Viterrą (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – gleba deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 9. Aggregate size distribution in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra (mean values from 4 periods) 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Dzięki zwiększeniu trwałości agregatów gęstość gleby w warstwie 0-5 cm istotnie zmniejszyła się w porównaniu do gęstości gleby w obiektach kontrolnych (średnio o $0,09-0,20 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$). Mniejsze zagęszczenie gleb ulepszanych Viterrą



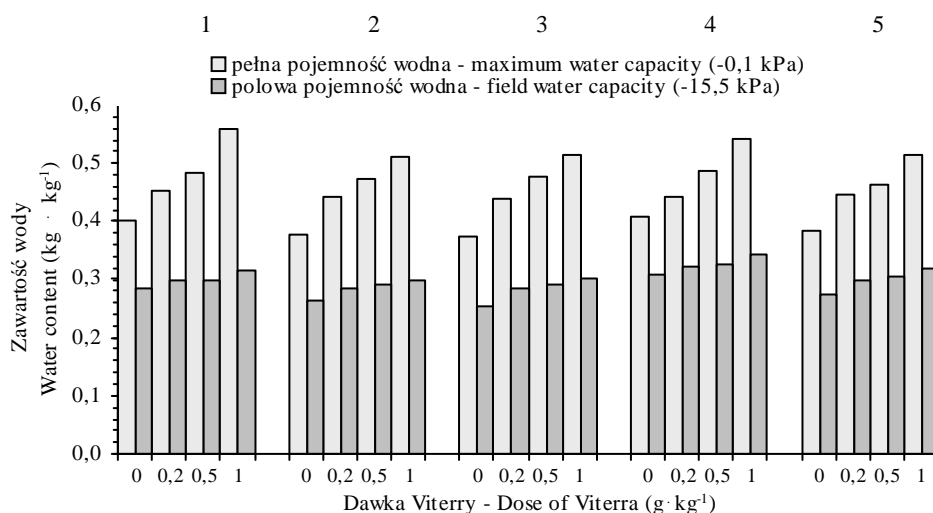
Rys. 10. Zawartość agregatów wodoodpornych w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Viterrą (wartości średnie z 6 terminów badań). 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – gleba deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 10. Water-stable aggregate content in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra (mean values from 6 periods) 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

w porównaniu z kontrolą stwierdzono już w terminie październikowym ($1,07-1,13 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ w zależności od dawki polimeru). Dodatek $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ żelowego polimeru zapewnił małe zagęszczenie gleby do końca sezonu wegetacyjnego (średnia $1,16 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$).

W mniejszych dawkach ($0,2$ i $0,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) preparat działał również skutecznie na rozluźnienie gleby, zapobiegając osiadaniu powierzchniowej warstwy w sezonie wegetacyjnym (Paluszek 2003). Pod wpływem Viterry średnie wartości wilgotności aktualnej w warstwie 0-5 cm gleb zwiększyły się istotnie (z $0,150 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w obiektach kontrolnych do $0,194 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ na poletkach z dawką $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Wprowadzenie Viterry istotnie zwiększyło pełną pojemność wodną w przypowierzchniowej warstwie badanych gleb. Właściwość ta najbardziej zwiększyła się w glebach z dodatkiem $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ hydrożelu (średnio o $0,138 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$), osiągając $0,527 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rys. 11). Połowa pojemność wodna w glebach ulepszanych Viterrą była istotnie większa w porównaniu z glebami nieulepszanymi (średnio od $0,021 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w obiektach z dawką $0,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ do $0,039 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w obiektach z dawką $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Punkt trwałego wędnięcia roślin (-1554 kPa) w przypowierzchniowej warstwie gleb kontrolnych wynosił od $0,048$ do $0,068 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Po wniesieniu Viterry wartości punktu wędnięcia zwiększyły się istotnie w porównaniu z glebami nieulepszanymi, osiągając średnio $0,071-0,090 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Paluszek 2003).



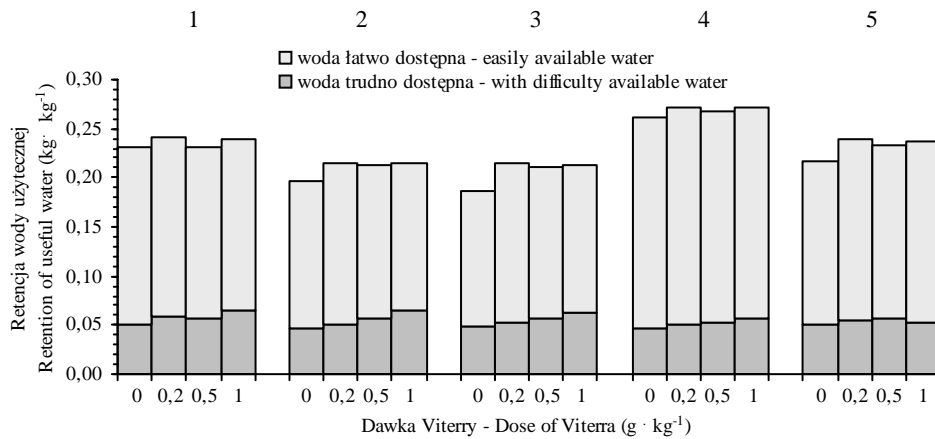
Rys. 11. Pełna i połowa pojemność wodna w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Viterrą (średnie z 4 terminów): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 11. Maximum and field water capacity in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra (mean values from 4 periods) 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Oznaczało to zwiększenie w glebach ilości wody silnie związanej siłami molekularnymi i niedostępnej dla roślin.

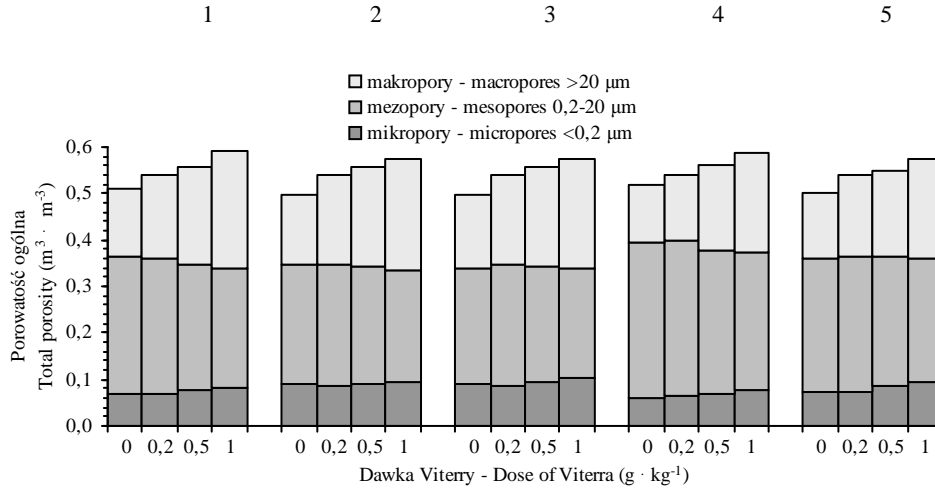
Wprowadzenie Viterry istotnie zwiększyło retencję wody użytecznej (w przedziale potencjału od $-15,5$ do -1554 kPa) w porównaniu z glebami nieulepszanymi, przy czym różnice były mniejsze niż w przypadku połowej pojemności wodnej (rys. 12). Największym przyrostem retencji wody użytecznej charakteryzowały się obiekty z dawką $0,2$ g·kg⁻¹ (średnio o $0,018$ kg·kg⁻¹). Zwiększyła się zarówno retencja wody łatwo jak i trudno dostępnej.

W glebach z dodatkiem Viterry porowatość ogólna była istotnie większa (średnio o $0,035$ - $0,077$ m³·m⁻³) w porównaniu z obiektami kontrolnymi (rys. 13). Zwłaszcza zawartość makroporów o średnicy równoważnej >20 μm była w glebach ulepszanych istotnie większa (o $0,033$ - $0,089$ m³·m⁻³) (Paluszek 2003). Zawartość mezoporów o średnicy równoważnej 20 - $0,2$ μm istotnie zwiększyła się w wyniku zastosowania Viterry w dawce $0,2$ g·kg⁻¹ (o $0,006$ m³·m⁻³), natomiast wprowadzenie większych dawek przyczyniło się do zmniejszenia zawartości tej grupy porów (o $0,013$ - $0,025$ m³·m⁻³). Zawartość mikroporów o średnicy równoważnej $<0,2$ μm istotnie zwiększyła się w obiektach z dawką $0,5$ i 1 g·kg⁻¹ polimeru (średnio o $0,006$ - $0,013$ m³·m⁻³).



Rys. 12. Retencja wody użytecznej dla roślin w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Viterrą (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 12. Retention of useful water in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra (mean values from 4 periods) 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

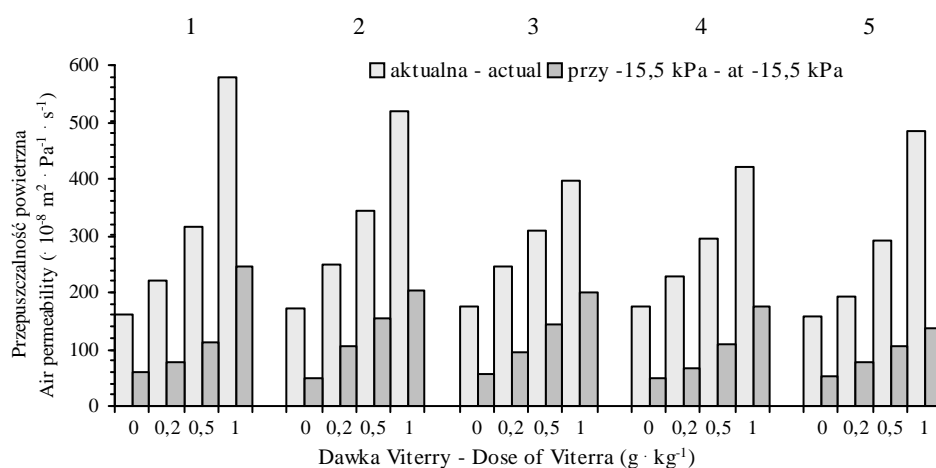


Rys. 13. Porowatość ogólna i rozkład poszczególnych porów w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Viterrą (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 13. Total porosity and pore-size content in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra (mean values from 4 periods) 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Wniesienie Viterry wywarło bardzo korzystny wpływ na aktualną przepuszczalność powietrzną gleb (rys. 14). Średnia wartość aktualnej przepuszczalności zwiększyła się w obiektach z dawką 0,2 g·kg⁻¹ Viterry o 59,3·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ a w obiektach z dawką 1 g·kg⁻¹ o 311,2·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ w porównaniu z kontrolą (Paluszek 2003).

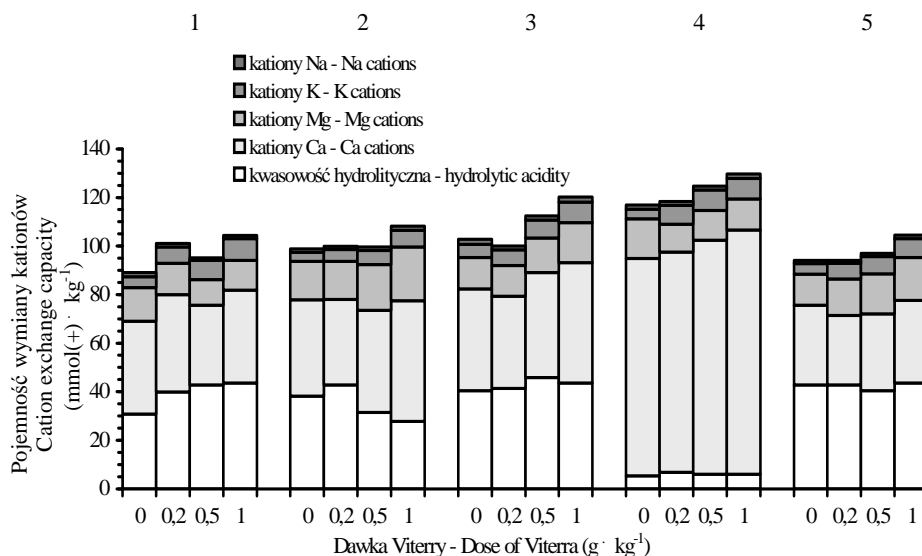
Viterra istotnie zwiększyła przepuszczalność powietrzną gleb przy połowym nasyceniu wodą, od 31,5·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ w przypadku dawki 0,2 g·kg⁻¹ do 139,7·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ w obiektach z dodatkiem 1 g·kg⁻¹ hydrożelu (rys. 14).



Rys. 14. Przepuszczalność powietrzna w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Viterrą (średnie z 4 terminów): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 14. Air permeability in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra (mean values from 4 periods) 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Zastosowanie Viterry nie wpłynęło na istotną zmianę odczynu gleby w górnej warstwie poziomów Ap. Gleby ulepszone hydrożelem miały nieznacznie większą kwasowość hydrolityczną (średnio o 1,4-3,2 mmol(+).kg⁻¹). W wyniku wprowadzenia dawki 1 g·kg⁻¹ Viterry w kompleksie sorpcyjnym gleb istotnie zwiększyła się zawartość wapnia wymiennego (średnio o 5,9 mmol(+).kg⁻¹) i magnezu (o 2,0 mmol(+).kg⁻¹). Zawartość wymiennego potasu zwiększyła się proporcjonalnie do dawki preparatu (średnio o 2,1-3,7 mmol(+).kg⁻¹) (Paluszek 2003). Suma kationów zasadowych w powierzchniowej warstwie gleb ulepszanych dawką 1 g·kg⁻¹ Viterry była istotnie większa (średnio o 11,7 mmol(+).kg⁻¹) niż w obiektach kontrolnych (rys. 15). Pojemność wymiany kationów w powierzchniowej warstwie gleb istotnie zwiększyła



Rys. 15. Pojemność wymiany kationów, kwasowość hydrolytyczna i wysycenie kationami zasadowymi w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Viterra: 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – całkowicie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

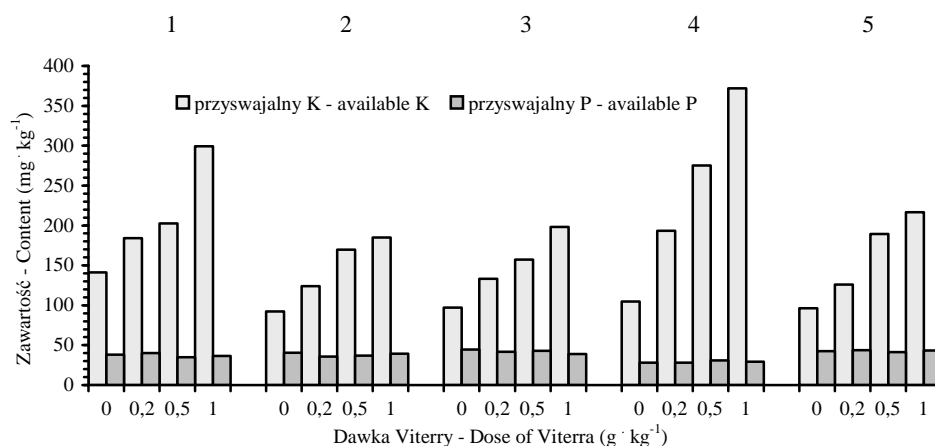
Fig. 15. Cation exchange capacity, hydrolytic acidity and total exchangeable bases in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra: 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

się w obiektach z dawką 0,5 i 1 g·kg⁻¹ Viterry (średnio o 5,5-13,1 mmol(+)·kg⁻¹) w porównaniu z obiektami kontrolnymi.

W wyniku wprowadzenia Viterry zawartość potasu łatwo dostępnego dla roślin zwiększyła się istotnie (średnio o 45,9-147,9 mg·kg⁻¹), proporcjonalnie do dawki preparatu (rys. 16). Gleby z dodatkiem 0,2 g·kg⁻¹ hydrożelu charakteryzowały się średnią zawartością K przyswajalnego, obiekty z dawką 0,5 g·kg⁻¹ – wysoką zawartością, a obiekty z dawką 1 g·kg⁻¹ – bardzo wysoką (Paluszek 2003).

Viterra w dawce 1 g·kg⁻¹ oddziaływała również pośrednio na polepszenie składu agregatowego, zwiększenie wodoodporności agregatów, zmniejszenie gęstości gleby i zwiększenie zawartości makroporów w dolnej części (15-20 cm) poziomu Ap gleb zerodowanych (Paluszek 2003).

W innym doświadczeniu założonym jesienią 1997 r. w Elizówce na glebach w różnym stopniu zerodowanych stwierdzono istotne następcze działanie polimeru żelowego Viterra na polepszenie składu agregatowego i zwiększenie zawartości wodoodpornych agregatów glebowych o wymiarach 0,25-10 mm w drugim i trzecim roku po ich wprowadzeniu do gleby (Paluszek 2003).



Rys. 16. Zawartość przyswajalnych form potasu i fosforu w warstwie 0-5 cm gleb ulepszonych Viterrą: 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – całkowicie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 16. Content of available forms of P and K in 0-5 cm layer of soils improved by Viterra: 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

W doświadczeniu przeprowadzonym w 1999 r. w Elizówce ulepszano glebę płową słabo, średnio oraz bardzo silnie zerodowaną. Po siewie pszenicy jarej (Sigma), na każdej glebie wytyczono w drugiej dekadzie kwietnia poletka (o powierzchni 15 m²), wprowadzono Viterrę w dawkach 0,5 i 1 g·kg⁻¹ oraz wymieszano z glebą (Paluszek 2004b, 2005a). Zastosowanie Viterry istotnie zmniejszyło udział brył o wymiarach >10 mm w warstwie 0-5 cm gleb (średnio o 0,132-0,220 kg·kg⁻¹ w zależności od dawki) oraz zwiększyło istotnie zawartość najbardziej korzystnych dla wzrostu roślin agregatów powietrznie suchych 1-5 mm (o 0,056-0,129 kg·kg⁻¹), agregatów 0,25-1 mm (o 0,046-0,077 kg·kg⁻¹) i mikroagregatów <0,25 mm (o 0,020-0,034 kg·kg⁻¹).

Wniesienie hydrożelu w dawce 0,5 i 1 g·kg⁻¹ spowodowało istotne zwiększenie zawartości agregatów wodoodpornych o wymiarach od 0,25 do 10 mm (o 0,134-0,246 kg·kg⁻¹), głównie frakcji 5-10 mm (o 0,058-0,108 kg·kg⁻¹) i 1-5 mm (o 0,053-0,081 kg·kg⁻¹). Pod wpływem Viterry w warstwie 0-5 cm istotnie zmniejszyła się gęstość gleby (o 0,14-0,25 Mg·m⁻³), istotnie zwiększyła się pełna pojemność wodna (o 0,081-0,163 kg·kg⁻¹), połowa pojemności wodna (tylko w obiektach z dawką 1 g·kg⁻¹ o 0,041 kg·kg⁻¹), retencja wody użytecznej dla roślin (z dawką 1 g·kg⁻¹ średnio o 0,021 kg·kg⁻¹), porowatość ogólna (o 0,051-0,093 m³·m⁻³) i zawartość makroporów o średnicy >20 μm (o 0,075-0,114 m³·m⁻³) w porównaniu z obiektami kontrolnymi (Paluszek 2004b).

Przedstawione wyniki badań wykazały, że Viterry w dawce $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ była najbardziej skuteczna dla ulepszenia właściwości gleb w różnym stopniu zerodowanych pod uprawą pszenicy ozimej i pszenicy jarej (Paluszek 2003, 2004b, 2005a).

3.3.2. Zastosowanie Stockosorbu

Stockosorb (Stockhausen GmbH, Greensboro, USA) stanowi kopolimer poliakryloamidu i poliakrylanu potasu o zdolności absorpcji wody dejonizowanej $300 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ (Singh 1997, Diener i Hey 2005). Tworzy białe drobnokrystaliczne ziarna o średnicy $0,25\text{-}0,5 \text{ mm}$, jest nietoksyczny i bezpieczny dla środowiska.

W 2005 r. zastosowano Stockosorb jako dodatkowy zabieg agrotechniczny na glebie płowej słabo i silnie zerodowanej wytworzonej z lessu w Bogucinie na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska). W doświadczeniu poletkowym pod uprawą pszenicy jarej (Nawra) wysiano go w dawkach $0,5$ i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ oraz wymieszano z glebą do głębokości 5 cm (Paluszek i Żembrowski 2006a).

Wprowadzenie Stockosorbu spowodowało polepszenie składu agregatowego w warstwie $0\text{-}5 \text{ cm}$ gleb zerodowanych. Istotnie zmniejszyła się niekorzystna zawartość brył o wymiarach $>10 \text{ mm}$ (średnio o $0,188 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ pod wpływem dawki $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $0,176 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ w przypadku dawki $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), zwiększyła się zawartość agregatów $1\text{-}5 \text{ mm}$ (średnio o $0,066\text{-}0,077 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) i agregatów $0,25\text{-}1 \text{ mm}$ (o $0,069\text{-}0,072 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). W rezultacie istotnie zmniejszyła się średnia ważona średnica agregatów powietrznie suchych (z $12,5\text{-}14,6 \text{ mm}$ w obiektach kontrolnych do $5,4\text{-}8,2 \text{ mm}$ w glebach ulepszanych) (Paluszek i Żembrowski 2006a).

Zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach $0,25\text{-}10 \text{ mm}$ zwiększyła się istotnie o $0,043 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ na poletkach z dawką $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $0,132 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ na poletkach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Pod wpływem hydrożelu zwiększył się zwłaszcza udział trwałych agregatów o wymiarach $5\text{-}10 \text{ mm}$ (średnio o $0,027\text{-}0,035 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) i $1\text{-}5 \text{ mm}$ (średnio o $0,022\text{-}0,052 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Średnia ważona średnica agregatów wodoodpornych wzrosła średnio o $0,28\text{-}0,44 \text{ mm}$, osiągając najwyższe wartości $1,17\text{-}1,29 \text{ mm}$ w obiektach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ polimeru. Polepszenie składu agregatowego i zwiększenie trwałości agregatów pod wpływem Stockosorbu było zbliżone na obu glebach (Paluszek i Żembrowski 2006a).

Gęstość gleby w warstwie $0\text{-}5 \text{ cm}$ poziomów Ap pod wpływem Stockosorbu zmniejszyła się istotnie (średnio o $0,07 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ i o $0,15 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$) w porównaniu do gęstości w obiektach kontrolnych. Wilgotność aktualna gleb podczas pobierania próbek zwiększyła się istotnie tylko pod wpływem dawki hydrożelu $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (o $0,017 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Pełna pojemność wodna gleb (przy potencjale wody glebowej $-0,1 \text{ kPa}$) zwiększyła się istotnie w wyniku wprowadzenia obu dawek hydrożelu (o $0,039 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $0,098 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Połowa pojemność wodna (przy $-15,5 \text{ kPa}$) tylko na obiektach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ Stockosorbu była istotnie większa (średnio

o $0,016 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) w porównaniu z glebami poletek kontrolnych (tab. 2). Wniesienie hydrożelu zwiększyło nieznacznie wartości wilgotności silnego hamowania wzrostu roślin (przy $-155,4 \text{ kPa}$) o $0,002\text{-}0,005 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ oraz ich trwałego wędnięcia (przy -1554 kPa) o $0,007\text{-}0,009 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Paluszek i Żembrowski 2006b).

Tabela 21. Skład powietrznie suchych agregatów glebowych w poziomach Ap gleb płowych ulepszanych Stockosorbem (wartości średnie z 4 terminów) (Paluszek i Żembrowski 2006a)

Table 21. Air-dry soil aggregate distribution in Ap horizons of Luvisols improved by Stockosorb (mean values from 4 periods) (Paluszek and Żembrowski 2006a)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class (G)	Dawka Stockosorbu Dose of Stockosorb ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) (D)	Powietrznie suche agregaty o średnicy w mm Air-dry aggregates of diameter in mm ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)					Średnia ważona średnica MWD (mm)
		>10	5-10	1-5	0,25-1	<0,25	
Słabo zerodowana Slightly eroded	0	0,377	0,117	0,243	0,158	0,106	12,5
	0,5	0,250	0,152	0,313	0,176	0,108	8,2
	1	0,229	0,143	0,301	0,200	0,127	7,6
Silnie zerodowana Severely eroded	0	0,396	0,141	0,256	0,119	0,089	14,6
	0,5	0,145	0,130	0,341	0,244	0,140	5,4
	1	0,192	0,141	0,331	0,214	0,121	6,8
Średnia Mean	0	0,386	0,129	0,250	0,138	0,097	13,6
	0,5	0,198	0,141	0,327	0,210	0,124	6,8
	1	0,210	0,142	0,316	0,207	0,124	7,2
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$):	dawki – doses D	0,059	r. n.	0,029	0,022	0,014	1,7
	interakcja – interaction D·G	0,084	r. n.	0,040	0,032	0,020	2,5

r. n. – różnice nieistotne – non significant differences.

Retencja wody użytecznej dla roślin (w przedziale potencjału od $-15,5 \text{ kPa}$ do -1554 kPa) zwiększyła się istotnie tylko w obiektach z dodatkiem $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ polimeru (średnio o $0,006 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Pod wpływem tej dawki w glebach zwiększyła się retencja wody łatwo dostępnej dla roślin (od $-15,5$ do $-155,4 \text{ kPa}$) średnio o $0,011 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$, natomiast retencja wody trudno dostępnej (od $-155,4$ do -1554 kPa) zmniejszyła się nieznacznie. Przewodnictwo wodne nasycone w powierzchniowej warstwie gleb ulepszanych Stockosorbem zwiększyło się istotnie (średnio o $3,24 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ na poletkach z dawką $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $4,90 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ na poletkach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Paluszek i Żembrowski 2006b).

Porowatość ogólna w glebach z dodatkiem 0,5 i 1 g·kg⁻¹ Stockosorbu była istotnie większa (średnio o 0,025 m³·m⁻³ i o 0,058 m³·m⁻³) niż w obiektach kontrolnych (tab. 25). Zastosowany hydrożel zwiększył istotnie zawartość makroporów o średnicy równoważnej >20 μm, określającą pojemność powietrzną gleby przy połowym wysyceniu wodą (średnio o 0,036 m³·m⁻³ i o 0,080 m³·m⁻³).

Zawartość mezoporów (o średnicy 0,2-20 μm, utrzymujących wodę dostępną dla roślin) w glebach ulepszanych Stockosorbem zmniejszyła się istotnie (średnio o 0,012 i o 0,024 m³·m⁻³) a zawartość mikroporów o średnicy <0,2 μm wykazywała niewielkie wahania (od 0,087 do 0,094 m³·m⁻³). Średnie wartości aktualnej przepuszczalności powietrznej zwiększyły się istotnie (o 91,7·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ pod dawką 0,5 g·kg⁻¹ i o 115,1·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ pod dawką 1 g·kg⁻¹).

Tabela 22. Zawartość wodoodpornych agregatów glebowych w poziomach Ap gleb płowych ulepszanych Stockosorbem (wartości średnie z 4 terminów) (Paluszek i Żembrowski 2006a)

Table 22. Water-stable soil aggregate content in Ap horizons of Luvisols improved by Stockosorb (mean values from 4 periods) (Paluszek and Żembrowski 2006a)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class (G)	Dawka Stockosorbu Dose of Stockosorb (g·kg ⁻¹) (D)	Wodoodporne agregaty o średnicy w mm Water-stable aggregates of diameter in mm (kg·kg ⁻¹)					Średnia ważona średnica MWD (mm)
		5-10	1-5	0,25-1	Σ0,25-10	Σ1-10	
Słabo zerodowana Slightly eroded	0	0,017	0,070	0,312	0,398	0,086	0,51
	0,5	0,029	0,084	0,324	0,437	0,113	0,67
	1	0,045	0,119	0,361	0,525	0,163	0,89
Silnie zerodowana Severely eroded	0	0,017	0,050	0,291	0,358	0,067	0,47
	0,5	0,059	0,080	0,266	0,405	0,139	0,88
	1	0,059	0,106	0,330	0,495	0,165	0,97
Średnia Mean	0	0,017	0,060	0,302	0,378	0,077	0,49
	0,5	0,044	0,082	0,295	0,421	0,126	0,77
	1	0,052	0,112	0,346	0,510	0,164	0,93
NIR – LSD (α = 0,05):	dawki – doses D	0,013	0,010	0,019	0,025	0,016	0,11
	interakcja – interaction D·G	0,019	0,014	0,027	0,035	0,023	0,16

Przepuszczalność powietrzna przy połowym wysyceniu wodą również zwiększyła się istotnie (średnio o 63,8·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ na poletkach z dodatkiem 0,5 g·kg⁻¹ Stockosorbu i o 95,7·10⁻⁸ m²·Pa⁻¹·s⁻¹ z dawką 1 g·kg⁻¹).

Wpływ Stockosorbu na pojemność i retencję wodną w warstwie 0-5 cm zerodowanych gleb płowych wytworzonych z lessu był w czerwcu nieznacznie większy niż w sierpniu. Natomiast jego oddziaływanie na wilgotność aktualną, przewodnictwo

wodne nasycone, zawartość makroporów i przepuszczalność powietrzną było w sierpniu istotnie większe niż w czerwcu. Z dwu badanych gleb nieznacznie większe polepszenie badanych właściwości wodno-powietrznych stwierdzono na glebie silnie zerodowanej.

Tabela 23. Gęstość gleby i pojemność wodna poziomów Ap gleb pługowych ulepszanych Stockosorbem (Paluszek i Żembrowski 2006b)

Table 23. Bulk density and water capacity of Ap horizons of Luvisols improved by Stockosorb (Paluszek and Żembrowski 2006b)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class (G)	Miesiąc Month (M)	Dawka Stockosorbu Dose of Stockosorb (g·kg ⁻¹) (D)	Gęstość Bulk density (Mg·m ⁻³)	Wilgotność aktualna Actual moisture content (kg·kg ⁻¹)	Zawartość wody Water content (kg·kg ⁻¹)			
					-0,1 kPa	-15,5 kPa	-155,4 kPa	-1554 kPa
Słabo zerodowana Slightly eroded	Czerwiec June	0	1,32	0,190	0,380	0,277	0,119	0,066
		0,5	1,26	0,194	0,415	0,277	0,123	0,074
		1	1,22	0,195	0,444	0,298	0,125	0,075
	Sierpień August	0	1,29	0,136	0,399	0,290	0,119	0,066
		0,5	1,23	0,169	0,434	0,297	0,123	0,074
		1	1,18	0,148	0,472	0,297	0,125	0,075
	średnia mean	0	1,30	0,163	0,390	0,284	0,119	0,066
		0,5	1,25	0,181	0,425	0,287	0,123	0,074
		1	1,20	0,172	0,458	0,297	0,125	0,075
Silnie zerodowana Severely eroded	Czerwiec June	0	1,35	0,186	0,366	0,250	0,123	0,069
		0,5	1,26	0,165	0,414	0,260	0,123	0,071
		1	1,14	0,204	0,499	0,274	0,127	0,075
	Sierpień August	0	1,37	0,129	0,355	0,262	0,123	0,069
		0,5	1,30	0,132	0,393	0,268	0,123	0,071
		1	1,17	0,160	0,479	0,274	0,127	0,075
	średnia mean	0	1,36	0,157	0,360	0,270	0,123	0,069
		0,5	1,28	0,148	0,404	0,281	0,123	0,071
		1	1,16	0,182	0,489	0,293	0,127	0,075
Średnia Mean	0	1,33	0,160	0,375	0,270	0,121	0,068	
	0,5	1,26	0,165	0,414	0,275	0,123	0,073	
	1	1,18	0,177	0,473	0,285	0,126	0,075	
NIR – LSD	dla dawek – for doses D		0,03	0,006	0,023	0,008	r. n.	r. n.
(α = 0,05):	interakcja – interaction D·G		0,05	0,008	0,033	0,012	r. n.	r. n.
	interakcja – interaction D·G·M		0,10	0,016	0,066	r. n.	r. n.	r. n.

r. n. – różnice nieistotne – non-significant differences.

Tabela 24. Retencja i przewodnictwo wodne nasycone w poziomach Ap gleb pływowych ulepszanych Stockosorbem (Paluszek i Żembrowski 2006b)

Table 24. Water retention and saturated hydraulic conductivity in Ap horizons of Luvisols improved by Stockosorb (Paluszek and Żembrowski 2006b)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class (G)	Miesiąc Month (M)	Dawka Stockosorbu Dose of Stockosorb (g·kg ⁻¹) (D)	Retencja wody Water retention (kg·kg ⁻¹)			Przewodnictwo wodne nasycone Saturated hydraulic conductivity (m·d ⁻¹)
			użyte- cznej useful	łatwo dostępnej easily available	trudno dostępnej with difficulty available	
Słabo zerodowana Slightly eroded	Czerwiec June	0	0,211	0,158	0,053	0,95
		0,5	0,203	0,154	0,049	0,37
		1	0,223	0,173	0,050	2,46
	Sierpień August	0	0,224	0,171	0,053	1,20
		0,5	0,223	0,174	0,049	9,32
		1	0,222	0,172	0,050	7,97
	średnia mean	0	0,218	0,165	0,053	1,08
		0,5	0,213	0,164	0,049	4,85
		1	0,222	0,172	0,050	5,21
Severely eroded Silnie zerodowana	Czerwiec June	0	0,181	0,127	0,054	0,17
		0,5	0,189	0,137	0,052	5,01
		1	0,199	0,147	0,052	4,56
	Sierpień August	0	0,193	0,139	0,054	1,74
		0,5	0,197	0,145	0,052	2,29
		1	0,199	0,147	0,052	8,67
	średnia mean	0	0,187	0,133	0,054	0,95
		0,5	0,193	0,141	0,052	3,65
		1	0,199	0,147	0,052	6,62
Średnia Mean		0	0,202	0,149	0,054	1,01
		0,5	0,203	0,152	0,051	4,25
		1	0,210	0,160	0,051	5,91
NIR – LSD (α = 0,05):	dla dawek – for doses		0,008	0,009	0,002	1,32
	interakcja – interaction D·G		0,012	r. n.	r. n.	1,87
	interakcja – interaction D·G·M		r. n.	r. n.	r. n.	3,73

r. n. – różnice nieistotne – non-significant differences.

Tabela 25. Porowatość i przepuszczalność powietrzna w poziomach Ap gleb pływowych ulepszanych Stockosorbem (Paluszek i Żembrowski 2006b)

Table 25. Porosity and air permeability in Ap horizons of Luvisols improved by Stockosorb (Paluszek and Żembrowski 2006b)

Gleba – stopień zerodowania Soil – erosion class (G)	Miesiąc Month (M)	Dawka Stockosorbu Dose of Stockosorb (g·kg ⁻¹) (D)	Porowatość ogólna Total porosity (m ³ ·m ⁻³)	Zawartość porów o średnicy w µm Pore-size content in µm (m ³ ·m ⁻³)			Przepuszczalność powietrzna Air permeability (·10 ⁻⁸ m ² ·Pa ⁻¹ ·s ⁻¹)	
				>20	0,2-20	<0,2	aktualna actual	-15,5 kPa
Słabo zerodowana Slightly eroded	Czerwiec June	0	0,501	0,135	0,278	0,087	87,4	30,3
		0,5	0,523	0,174	0,255	0,093	144,9	38,4
		1	0,539	0,177	0,270	0,091	159,2	49,9
	Sierpień August	0	0,513	0,140	0,288	0,085	35,5	13,4
		0,5	0,534	0,168	0,274	0,091	272,8	203,7
		1	0,555	0,206	0,261	0,088	173,5	124,2
	średnia mean	0	0,507	0,138	0,283	0,086	61,5	21,8
		0,5	0,528	0,171	0,265	0,092	208,9	121,1
		1	0,547	0,192	0,265	0,090	166,4	87,0
Silnie zerodowana Severely eroded	Czerwiec June	0	0,492	0,155	0,244	0,093	12,1	6,5
		0,5	0,523	0,195	0,239	0,090	96,1	45,9
		1	0,568	0,255	0,228	0,086	177,1	128,0
	Sierpień August	0	0,484	0,127	0,263	0,094	50,4	10,5
		0,5	0,510	0,163	0,255	0,092	38,6	27,7
		1	0,557	0,236	0,233	0,088	136,1	141,7
	średnia mean	0	0,488	0,141	0,254	0,094	31,3	8,5
		0,5	0,517	0,179	0,247	0,091	67,3	36,8
		1	0,563	0,246	0,230	0,087	156,6	134,9
Średnia Mean		0	0,497	0,139	0,268	0,090	46,4	15,2
		0,5	0,522	0,175	0,256	0,092	138,1	79,0
		1	0,555	0,219	0,248	0,088	161,5	110,9
NIR – LSD	dla dawek – for doses		0,013	0,022	0,011	0,002	45,5	48,3
(α = 0,05):	interakcja – interaction D·G		0,018	0,031	0,015	0,003	64,3	68,3
	interakcja – interaction D·G·M		r. n.	r. n.	r. n.	r. n.	128,6	136,5

r. n. – różnice nieistotne – non-significant differences.

Owczarzak i in. (2006) stwierdzili korzystny wpływ Stockosorbu w dawkach 0,33, 0,66, 1,32 i 2,64 g·kg⁻¹ na statyczną wodoodporność modelowanych agregatów z gleby płowej o składzie piasku gliniastego i czarnej ziemi o składzie gliny piaszczystej. Zastosowane dawki polimeru żelowego zmniejszyły gęstość gleby, zwiększyły porowatość i pojemność wodną agregatów. Bhardwaj i in. (2007) w badaniach laboratoryjnych stwierdzili, że polimery żelowe Stockosorb HCMG, Stockosorb 500 Medium i Stockosorb 500 Micro w dawkach 0,5, 2,5 i 5 g·kg⁻¹ zwiększyły przewodnictwo wodne w piaszczystej glebie pustynnej.

3.3.3 Zastosowanie Hidroplus

Hidroplus (dystrybutor Promex Sp. z o.o.) jest usieciowanym polimerem żelowym o składzie chemicznym poliakrylanu sodu. Jego wysuszone, szczelnie zwinięte kłębki mają postać krystalicznego, białego granulatu o średnicy ziaren 1-3 mm i zdolności adsorpcji wody 100 cm³·g⁻¹ (Hua i Qian 2001, Słowińska-Jurkiewicz i Jaroszuk 2001). Po nawilżeniu kłębki powiększają swą objętość i przyjmują postać żelu.

W doświadczeniu założonym w 2005 r. w Bogucinie na Wyżynie Lubelskiej badano wpływ poliakrylanu sodu na strukturę i właściwości wodno-powietrzne silnie zerodowanej gleby płowej wytworzonej z lessu. Rośliną uprawną była pszenica jara (Nawra) na stanowisku po buraku cukrowym. Polimer wysiano w dawkach 0,5 i 1 g·kg⁻¹ w stosunku do masy gleby suchej w warstwie 0-5 cm, po czym wymieszano z glebą do głębokości 5 cm (Paluszek i Żembrowski 2007a, 2007b).

Badania wykazały, że Hidroplus istotnie zmniejszył w porównaniu z kontrolą, zawartość brył o wymiarach >10 mm (w zależności od dawki o 0,174-0,214 kg·kg⁻¹) oraz zwiększył zawartość powietrznie suchych agregatów 5-10 mm (o 0,053-0,035 kg·kg⁻¹), 1-5 mm (o 0,053 kg·kg⁻¹) i 0,25-1 mm (o 0,038-0,053 kg·kg⁻¹). W rezultacie średnia ważona średnica agregatów powietrznie suchych zmniejszyła się o 6,9-8,1 mm (Paluszek i Żembrowski 2007a).

Zawartość wodoodpornych agregatów glebowych o wymiarach 0,25-10 mm zwiększyła się pod wpływem Hidroplus średnio o 0,281 kg·kg⁻¹ w przypadku dawki 0,5 g·kg⁻¹ i o 0,351 kg·kg⁻¹ w przypadku dawki 1 g·kg⁻¹ (Paluszek i Żembrowski 2007a). Najbardziej zwiększył się udział trwałych agregatów o wymiarach 5-10 mm (średnio o 0,173-0,200 kg·kg⁻¹) i 1-5 mm (o 0,129-0,181 kg·kg⁻¹), natomiast zawartość agregatów 0,25-1 mm uległa zmniejszeniu. Średnia ważona średnica agregatów odpornych na działanie wody zwiększyła się o 1,72-2,05 mm (tab. 27).

Pod wpływem polimeru Hidroplus gęstość gleby w warstwie 0-5 cm, w porównaniu do gęstości na poletku kontrolnym, zmniejszyła się istotnie (o 0,07 Mg·m⁻³ na poletku z dawką 0,5 g·kg⁻¹ i o 0,16 Mg·m⁻³ z dawką 1 g·kg⁻¹). Wilgotność aktualna gleby z dawką 1 g·kg⁻¹ hydrożelu była istotnie większa (o 0,011 kg·kg⁻¹) niż

w obiekcie z dawką $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Pełna pojemność wodna (przy potencjale $-0,1 \text{ kPa}$) zwiększyła się istotnie (o $0,102 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) w wyniku wprowadzenia dawki $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ poliakrylanu, natomiast połowa pojemność wodna (przy potencjale $-15,5 \text{ kPa}$) na poletkach ulepszanych polimerem zwiększyła się nieznacznie. Pod wpływem hydrożelu zwiększyła się istotnie wilgotność silnego hamowania wzrostu roślin przy potencjale wody $-155,4 \text{ kPa}$ (odpowiednio o $0,008$ i o $0,016 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) oraz punktu trwałego więdnięcia przy potencjale -1554 kPa (odpowiednio o $0,010$ i o $0,020 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Tabela 26. Skład powietrznie suchych agregatów glebowych w poziomie Ap gleby płowej ulepszonej hydrożelem Hidroplus (Paluszek i Żembrowski 2007a)

Table 26. Air-dry soil aggregate distribution in Ap horizon of Luvisol improved by Hidroplus hydrogel (Paluszek and Żembrowski 2007a)

Miesiąc Month (T)	Dawka Hidroplus Dose of Hidroplus ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) (D)	Powietrznie suche agregaty o średnicy w mm Air-dry aggregates of diameter in mm ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)					Średnia ważona średnica MWD (mm)
		>10	5-10	1-5	0,25-1	<0,25	
Maj May	0	0,243	0,178	0,347	0,172	0,060	9,1
	0,5	0,224	0,244	0,309	0,157	0,066	8,5
	1	0,175	0,222	0,337	0,146	0,119	7,1
Czerwiec June	0	0,414	0,167	0,282	0,090	0,047	11,4
	0,5	0,224	0,165	0,333	0,158	0,120	7,9
	1	0,188	0,177	0,324	0,178	0,134	6,1
Lipiec July	0	0,341	0,094	0,206	0,162	0,198	15,9
	0,5	0,160	0,172	0,298	0,178	0,193	5,8
	1	0,260	0,177	0,261	0,137	0,166	8,0
Sierpień August	0	0,585	0,124	0,191	0,052	0,048	22,0
	0,5	0,280	0,197	0,298	0,133	0,092	8,7
	1	0,107	0,128	0,314	0,227	0,223	4,6
Średnia Mean	0	0,396	0,141	0,256	0,119	0,089	14,6
	0,5	0,222	0,194	0,309	0,157	0,118	7,7
	1	0,182	0,176	0,309	0,172	0,160	6,5
NIR – LSD	dawki – doses D	0,103	0,036	0,052	0,043	0,025	3,1
$(\alpha = 0,05)$: interakcja – interaction D·T		0,207	0,072	0,105	0,086	0,051	6,1

Retencja wody użytecznej dla roślin (w przedziale potencjału od $-15,5$ do -1554 kPa pod wpływem Hidroplus nie zmieniła się (tab. 29). Nie stwierdzono także istotnych różnic w retencji wody łatwo dostępnej (w przedziale od $-15,5$ do $-155,4 \text{ kPa}$) i trudno dostępnej (od $-155,4$ do -1554 kPa). Przewodnictwo

wodne w strefie nasyconej w warstwie 0-5 cm gleby ulepszonej poliakrylanem sodu w dawce $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ zwiększyło się istotnie (średnio o $2,96 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$) w porównaniu z poletkiem kontrolnym (Paluszek i Żembrowski 2007b).

Tabela 27. Zawartość wodoodpornych agregatów glebowych w poziomie Ap gleby płowej ulepszonej hydrożelem Hidroplus (Paluszek i Żembrowski 2007a)

Table 27. Water-stable soil aggregate content in Ap horizon of Luvisol improved by Hidroplus hydrogel (Paluszek and Żembrowski 2007a)

Miesiąc Month (T)	Dawka Hidroplus Dose of Hidroplus ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) (D)	Wodoodporne agregaty o średnicy w mm Water-stable aggregates of diameter in mm ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)					Średnia ważona średnica MWD (mm)
		5-10	1-5	0,25-1	$\Sigma 0,25-10$	$\Sigma 1-10$	
		Maj May	0	0,004	0,033	0,238	
	0,5	0,052	0,134	0,321	0,508	0,186	0,97
	1	0,274	0,263	0,246	0,783	0,537	3,01
Czerwiec June	0	0,010	0,042	0,261	0,313	0,052	0,37
	0,5	0,181	0,180	0,281	0,643	0,362	2,15
	1	0,169	0,215	0,298	0,682	0,384	2,11
Lipiec July	0	0,016	0,053	0,334	0,403	0,069	0,49
	0,5	0,263	0,248	0,227	0,738	0,511	2,96
	1	0,247	0,201	0,251	0,699	0,448	2,74
Sierpień August	0	0,047	0,077	0,331	0,455	0,124	0,77
	0,5	0,273	0,155	0,253	0,681	0,428	2,75
	1	0,188	0,248	0,254	0,690	0,436	2,32
Średnia Mean	0	0,019	0,051	0,291	0,362	0,070	0,49
	0,5	0,192	0,180	0,271	0,643	0,372	2,21
	1	0,219	0,232	0,262	0,713	0,451	2,54
NIR – LSD	dawki – doses D	0,025	0,019	0,022	0,025	0,030	0,20
($\alpha = 0,05$):	interakcja – interaction D·T	0,050	0,038	0,043	0,051	0,059	0,41

Porowatość ogólna w glebie z dodatkiem hydrożelu była istotnie większa (odpowiednio o $0,026$ i o $0,060 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) niż w obiekcie kontrolnym (tab. 30). Poliakrylan sodu zwiększył istotnie zawartość makroporów o średnicy równoważnej $>20 \mu\text{m}$, odpowiadającą pojemności powietrznej gleby przy połowym nasyceniu wodą (o $0,030$ i o $0,093 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$). Udział mezoporów o średnicy $0,2-20 \mu\text{m}$, utrzymujących wodę dostępną dla roślin, w glebie z dodatkiem polimeru $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$

zmniejszył się istotnie (o $0,047 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), natomiast udział mikroporów o średnicy $<0,2 \mu\text{m}$ (utrzymujących wodę niedostępną dla roślin) pod jego wpływem zwiększył się (o $0,014 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$).

Tabela 28. Gęstość gleby i pojemność wodna w poziomie Ap gleby płowej ulepszonej hydrożelem Hidroplus (Paluszek i Żembrowski 2007b)

Table 28. Bulk density and water capacity in Ap horizon of Luvisol improved by Hidroplus hydrogel (Paluszek and Żembrowski 2007b)

Miesiąc Month (M)	Dawka Hidroplus Dose of Hidroplus ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) (D)	Gęstość Bulk density ($\text{Mg} \cdot \text{m}^{-3}$)	Wilgotność aktualna content ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Pojemność wodna Water capacity ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)			
				-0,1 kPa	-155 kPa	-1554 kPa	-1554 kPa
Czerwiec June	0	1,35	0,186	0,366	0,250	0,119	0,066
	0,5	1,37	0,166	0,354	0,266	0,127	0,076
	1	1,16	0,198	0,489	0,277	0,135	0,086
Sierpień August	0	1,37	0,129	0,355	0,262	0,119	0,066
	0,5	1,21	0,138	0,453	0,267	0,127	0,076
	1	1,23	0,128	0,435	0,252	0,135	0,086
Średnia Mean	0	1,36	0,157	0,360	0,256	0,119	0,066
	0,5	1,29	0,152	0,403	0,267	0,127	0,076
	1	1,20	0,163	0,462	0,264	0,135	0,086
NIR – LSD	dawki – doses D	0,07	0,009	0,046	0,019	0,006	0,009
($\alpha = 0,05$):	interakcja – interaction D·M	0,10	0,013	0,066	0,027	r. n.	r. n.

r. n. – różnice nieistotne – non-significant differences.

Aktualna przepuszczalność powietrzna (podczas pobierania próbek) w glebie ulepszonej poliakrylanem sodu zwiększyła się tylko nieznacznie (o $3,5 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ pod wpływem dawki $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $10,3 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ pod wpływem dawki $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). Również nieznacznie zwiększyła się przepuszczalność powietrzna przy połowym wysyceniu wodą, o $24,2 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ na poletkach z dodatkiem $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ polimeru Hidroplus i o $6,4 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Słowińska-Jurkiewicz i Jaroszuk (2001) badały pojemność i retencję wodną polimeru Hidroplus w warunkach laboratoryjnych, nasączając go wodą destylowaną. Autorki stwierdziły, że w pełnej pojemności wodnej hydrożelu największy udział stanowiła woda adsorpcyjna, niedostępna dla roślin (odpowiadająca potencjałowi poniżej -1554 kPa). W retencji wody użytecznej dla roślin znaczny udział stanowiła woda bardzo trudno dostępna dla roślin (zawarta w przedziale potencjału od $-490,3$ do -1554 kPa).

3.3.4. Zastosowanie AgroHydroGelu

AgroHydroGel (Agroidea, Gdańsk) jest usieciowanym, poliakryloamidowym polimerem żelowym, którego wysuszone kłębki mają postać krystalicznych białych ziaren o średnicy 0,1-4 mm, a ich zdolność do absorpcji wody wynosi $300-500 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ (Agroidea 2004).

Badania nad zastosowaniem AgroHydroGelu do ulepszania gleb prowadzono w latach 2005-2006 w doświadczeniu poletkowym w gospodarstwie indywidualnym w Bogucinie na Wyżynie Lubelskiej. Doświadczenie zlokalizowano na stoku o nachyleniu 11-15% na słabo, średnio i silnie zerodowanej glebie płowej wytworzonej z lessu. Rośliną uprawną była pszenica jara (odmiana Nawra) na stanowisku po buraku cukrowym. AgroHydroGel wprowadzono do gleby jako dodatkowy zabieg agrotechniczny w dawkach 1 i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ w stosunku do masy gleby suchej w warstwie 0-5 cm. Bezpośredni wpływ AgroHydroGelu na właściwości gleb badano w czterech terminach w 2005 r., a wpływ następczy w roku 2006.

Tabela 29. Retencja wodna i przewodnictwo wodne nasycone w poziomie Ap gleby płowej ulepszonej hydrożelem Hidroplus (Paluszek i Żembrowski 2007b)

Table 29. Water retention and saturated hydraulic conductivity in Ap horizon of Luvisol improved by Hidroplus hydrogel (Paluszek and Żembrowski 2007b)

Miesiąc Month (M)	Dawka Hidroplus Dose of Hidroplus ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) (D)	Retencja wody Water retention ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)			Przewodnictwo wodne nasycone Saturated hydraulic conductivity ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)
		użytecznej dla roślin useful for plants	łatwo dostępnej easily available	trudno dostępnej with difficulty available	
Czerwiec June	0	0,184	0,131	0,053	0,17
	0,5	0,190	0,139	0,051	0,36
	1	0,191	0,142	0,049	1,94
Sierpień August	0	0,196	0,143	0,053	1,74
	0,5	0,191	0,140	0,051	5,04
	1	0,166	0,117	0,049	5,88
Średnia Mean	0	0,190	0,137	0,053	0,95
	0,5	0,191	0,140	0,051	2,70
	1	0,178	0,129	0,049	3,91
NIR – LSD	dawki – doses D	r. n.	r. n.	r. n.	2,59
($\alpha = 0,05$):	interakcja – interaction D·M	0,026	0,026	r. n.	3,67

r. n. – różnice nieistotne – non-significant differences.

Tabela 30. Porowatość i przepuszczalność powietrzna w poziomie Ap gleby płowej ulepszonej hydrożelem Hidroplus (Paluszek i Żembrowski 2007b)

Table 30. Porosity and air permeability in Ap horizon of Luvisol improved by Hidroplus hydrogel (Paluszek and Żembrowski 2007b)

Miesiąc Month (M)	Dawka Hidroplus Dose of Hidroplus (g·kg ⁻¹) (D)	Porowatość ogólna Total porosity (m ³ ·m ⁻³)	Zawartość porów o średnicy w μm Pore-size content in μm (m ³ ·m ⁻³)			Przepuszczalność powietrzna Air permeability (·10 ⁻⁸ m ² ·Pa ⁻¹ ·s ⁻¹)	
			>20	0,2-20	<0,2	aktualna actual	-15,5 kPa
Czerwiec June	0	0,492	0,155	0,248	0,089	12,1	6,5
	0,5	0,483	0,119	0,260	0,104	7,3	3,1
	1	0,562	0,243	0,219	0,100	32,4	14,4
Sierpień August	0	0,484	0,127	0,268	0,090	50,4	10,5
	0,5	0,545	0,223	0,230	0,091	62,4	62,3
	1	0,535	0,225	0,204	0,106	50,8	15,3
Średnia Mean	0	0,488	0,141	0,258	0,089	31,3	8,5
	0,5	0,514	0,171	0,245	0,097	34,8	32,7
	1	0,548	0,234	0,211	0,103	41,6	14,9
NIR – LSD	dawki – doses D	0,026	0,027	0,016	0,010	r. n.	r. n.
(α = 0,05):	interakcja – interaction D·M	0,037	0,038	0,023	0,014	r. n.	r. n.

r. n. – różnice nieistotne – non-significant differences.

Badania wykazały, że dodatek AgroHydroGelu zmniejszył istotnie zawartość brył o wymiarach >10 mm (średnio o 0,165 kg·kg⁻¹ na poletkach z dawką 1 g·kg⁻¹ i o 0,214 kg·kg⁻¹ na poletkach z dawką 2 g·kg⁻¹). Równocześnie w porównaniu z poletkami kontrolnymi zwiększyła się istotnie zawartość powietrznie suchych agregatów 5-10 mm (o 0,019-0,023 kg·kg⁻¹), 1-5 mm (o 0,074-0,084 kg·kg⁻¹) i 0,25-1 mm (o 0,048-0,063 kg·kg⁻¹). W rezultacie średnia ważona średnica agregatów zmniejszyła się o 6,7-5,7 mm (Paluszek i Żembrowski 2008a). W 2006 roku w składzie agregatowym gleb ulepszanych AgroHydroGelem w dawce 1 g·kg⁻¹ stwierdzono istotnie większą zawartość agregatów o wymiarach 0,25-1 mm (o 0,058 kg·kg⁻¹) w porównaniu z glebą nieulepszoną (tab. 31).

Równocześnie z polepszeniem składu agregatowego pod wpływem AgroHydroGelu zwiększyła się istotnie zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm (średnio o 0,116 kg·kg⁻¹ w glebach z dawką 1 g·kg⁻¹ i o 0,242 kg·kg⁻¹ w glebach z dawką 2 g·kg⁻¹). Najbardziej zwiększyła się w porównaniu z poletkami kontrolnymi ilość trwałych agregatów 5-10 mm (o 0,046-0,073 kg·kg⁻¹) i 1-5 mm (o 0,058-0,120 kg·kg⁻¹) (tab. 32). W rezultacie także średnia ważona średnica agregatów wodoodpornych zwiększyła się istotnie (o 0,51 mm w glebach z dawką 1 g·kg⁻¹ i o 0,88 mm z dawką 2 g·kg⁻¹) (Paluszek i Żembrowski 2008a).

Tabela 31. Skład powietrznie suchych agregatów glebowych w poziomach Ap gleb płowych ulepszanych AgroHydroGelem (wartości średnie z 3 gleb) (Paluszek i Żembrowski 2008a)

Table 31. Air-dry soil aggregate distribution in Ap horizons of Luvisols improved by AgroHydroGel (mean values for 3 soils) (Paluszek and Żembrowski 2008a)

Termin badań Sampling date (T)	Dawka AgroHydroGelu Dose of AgroHydroGel (g·kg ⁻¹) (D)	Zawartość powietrznie suchych agregatów o średnicy w mm Air-dry aggregate content of diameter in mm (kg·kg ⁻¹)						Średnia ważona średnica MWD (mm)
		>10	5-10	1-5	0,25-1	<0,25	Σ0,25-10	
23.05.2005	0	0,293	0,145	0,296	0,186	0,080	0,627	9,3
	1	0,131	0,175	0,375	0,216	0,103	0,766	5,6
	2	0,135	0,165	0,375	0,212	0,113	0,752	5,5
14.06.2005	0	0,336	0,154	0,286	0,158	0,066	0,598	10,1
	1	0,169	0,156	0,362	0,221	0,092	0,739	5,6
	2	0,122	0,172	0,369	0,221	0,116	0,762	5,1
11.07.2005	0	0,352	0,101	0,209	0,177	0,161	0,487	15,1
	1	0,185	0,130	0,313	0,215	0,157	0,658	6,4
	2	0,161	0,140	0,283	0,227	0,189	0,650	5,8
8.08.2005	0	0,462	0,125	0,235	0,110	0,068	0,470	16,4
	1	0,300	0,140	0,270	0,169	0,121	0,579	9,3
	2	0,171	0,136	0,336	0,224	0,133	0,696	6,4
Średnia Mean	0	0,361	0,131	0,256	0,158	0,094	0,545	12,7
	1	0,196	0,150	0,330	0,206	0,118	0,685	6,7
	2	0,147	0,154	0,340	0,221	0,138	0,715	5,7
NIR – LSD (α = 0,05):	dawki – doses D	0,063	0,016	0,031	0,031	0,021	0,056	1,9
	interakcja – interaction D·T	0,126	r.n.	0,061	0,061	0,041	0,112	3,9
20.06.2006	0	0,299	0,157	0,289	0,159	0,096	0,605	8,8
	1	0,189	0,132	0,276	0,217	0,187	0,624	5,2
	2	0,260	0,138	0,281	0,180	0,141	0,599	7,0
NIR – LSD (α = 0,05):	dawki – doses D	r. n.	r. n.	r. n.	0,042	0,065	r. n.	1,9

r. n. – różnice nieistotne – non significant differences.

Następczy wpływ AgroHydroGelu na wodoodporność agregatów w 2006 r. utrzymał się w glebach z dawką 2 g·kg⁻¹, w których stwierdzono istotnie większą zawartość trwałych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm (o 0,064 kg·kg⁻¹), w tym agregatów 5-10 mm (o 0,020 kg·kg⁻¹) i 1-5 mm (o 0,022 kg·kg⁻¹).

W obiektach z dodatkiem AgroHydroGelu gęstość gleby w warstwie 0-5 cm była istotnie mniejsza o (0,08-0,11 Mg·m⁻³) niż w obiektach kontrolnych. Wilgotność

aktualna gleb w czasie pobierania próbek nie wykazywała istotnych różnic pomiędzy obiektami (tab. 33). Wprowadzenie AgroHydroGelu istotnie zwiększyło pełną pojemność wodną (przy potencjale wody glebowej $-0,1$ kPa) o $0,050-0,068$ $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Połowa pojemność wodna (przy potencjale $-15,5$ kPa) tylko w obiektach z dawką 2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ istotnie zwiększyła się o $0,012$ $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ w porównaniu z poletkami kontrolnymi (Paluszek i Żembrowski 2008b). Wilgotność silnego hamowania wzrostu roślin przy potencjale $-155,4$ kPa nie wykazywała istotnych różnic spowodowanych dodatkiem AgroHydroGelu, natomiast wilgotność trwałego wędnięcia roślin (przy -1554 kPa) zwiększyła się istotnie o $0,007$ $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pod dawką 2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Tabela 32. Zawartość wodoodpornych agregatów glebowych w poziomach Ap gleb pługowych ulepszanych AgroHydroGelem (wartości średnie z 3 gleb) (Paluszek i Żembrowski 2008a)

Table 32. Water-stable soil aggregate content in Ap horizons of Luvisols improved by AgroHydroGel (mean values for 3 soils) (Paluszek and Żembrowski 2008a)

Termin badań Sampling date (T)	Dawka AgroHydroGelu Dose of AgroHydroGel ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) (D)	Zawartość wodoodpornych agregatów o średnicy w mm Water-stable aggregate content of diameter in mm ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$)					Średnia ważona średnica MWD (mm)
		5-10	1-5	0,25-1	$\Sigma 0,25-10$	$\Sigma 1-10$	
23.05.2005	0	0,004	0,037	0,265	0,306	0,041	0,33
	1	0,036	0,080	0,294	0,410	0,116	0,68
	2	0,088	0,184	0,361	0,633	0,273	1,37
14.06.2005	0	0,008	0,044	0,273	0,325	0,052	0,37
	1	0,045	0,106	0,303	0,454	0,151	0,81
	2	0,112	0,175	0,320	0,607	0,287	1,53
11.07.2005	0	0,018	0,066	0,364	0,448	0,084	0,53
	1	0,081	0,147	0,369	0,597	0,228	1,23
	2	0,081	0,173	0,361	0,615	0,254	1,28
8.08.2005	0	0,032	0,071	0,312	0,415	0,103	0,64
	1	0,088	0,113	0,295	0,496	0,201	1,20
	2	0,074	0,162	0,369	0,605	0,236	1,22
Średnia Mean	0	0,016	0,054	0,303	0,373	0,070	0,47
	1	0,062	0,112	0,315	0,489	0,174	0,98
	2	0,089	0,174	0,352	0,615	0,263	1,35
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$):	dawki – doses D	0,017	0,018	0,024	0,037	0,029	0,16
	interakcja – interaction D·T	0,034	0,036	0,048	0,074	0,058	0,31
20.06.2006	0	0,004	0,043	0,219	0,266	0,047	0,32
	1	0,016	0,046	0,230	0,292	0,062	0,43
	2	0,024	0,065	0,244	0,333	0,089	0,54
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$):	dawki – doses D	0,015	0,009	r. n.	0,035	0,020	0,12

r. n. – różnice nieistotne – non significant differences.

Tabela 33. Gęstość gleby i pojemność wodna w poziomach Ap gleb płowych ulepszanych AgroHydroGelem (wartości średnie z 3 gleb) (Paluszek i Żembrowski 2008b)**Table 33.** Bulk density and water capacity in Ap horizons of Luvisols improved by AgroHydroGel (mean values for 3 soils) (Paluszek and Żembrowski 2008b)

Termin badań Sampling date (T)	Dawka AgroHydroGelu Dose of AgroHydroGel (g·kg ⁻¹) (D)	Gęstość gleby Bulk density (Mg·m ⁻³)	Wilgotność aktualna Actual moisture (kg·kg ⁻¹)	Pojemność wodna przy Water content at (kg·kg ⁻¹)			
				-0,1 kPa	-15,5 kPa	-155,4 kPa	-1554 kPa
14. 06. 2005	0	1,31	0,184	0,389	0,262	0,122	0,069
	1	1,31	0,176	0,388	0,265	0,118	0,071
	2	1,20	0,174	0,457	0,271	0,121	0,077
	średnia – mean	1,27	0,178	0,411	0,266	0,120	0,072
8. 08. 2005	0	1,31	0,134	0,387	0,273	0,123	0,069
	1	1,16	0,145	0,487	0,275	0,120	0,071
	2	1,20	0,147	0,455	0,286	0,124	0,075
	średnia – mean	1,22	0,142	0,443	0,278	0,122	0,071
Średnia Mean	0	1,31	0,159	0,388	0,267	0,122	0,069
	1	1,23	0,160	0,438	0,270	0,119	0,071
	2	1,20	0,160	0,456	0,279	0,123	0,076
	średnia – mean	1,25	0,160	0,427	0,272	0,121	0,072
NIR – LSD	dawki – doses D	0,04	r. n.	0,026	0,009	r. n.	0,004
(α = 0,05):	terminy – sampling dates T	0,03	0,006	0,018	0,006	r. n.	r. n.
	interakcja – interaction D·T	0,06	0,013	0,037	r. n.	r. n.	r. n.

r. n. – różnice nieistotne – non significant differences.

Retencja wody użytecznej dla roślin (w przedziale potencjału wody od –15,5 do –1554 kPa) nie zmieniła się istotnie pod wpływem AgroHydroGelu (Paluszek i Żembrowski 2008b). Retencja wody łatwo dostępnej (od –15,5 do –155,4 kPa) również nie różniła się istotnie pomiędzy obiektami badań, natomiast retencja wody trudno dostępnej (od –155,4 do –1554 kPa) zmniejszyła się pod wpływem polimeru o 0,005-0,006 kg·kg⁻¹. Przewodnictwo wodne nasycone w powierzchniowej warstwie gleb istotnie zwiększyło się o 2,13 m·d⁻¹ w obiektach z dawką 1 g·kg⁻¹ i o 3,52 m·d⁻¹ w obiektach z dawką 2 g·kg⁻¹ (tab. 34).

Porowatość ogólna w glebach ulepszanych AgroHydroGelem zwiększyła się istotnie (o 0,028-0,040 m³·m⁻³) w porównaniu z obiektami kontrolnymi (tab. 35). Dodatek polimeru zwiększył istotnie zawartość makroporów o średnicy równoważnej

$>20 \mu\text{m}$ (o $0,045 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ w obiektach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $0,054 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ w obiektach z dawką $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). Zawartość mezoporów o średnicy $0,2\text{-}20 \mu\text{m}$ w glebach z dodatkiem hydrożelu zmniejszyła się istotnie (o $0,015 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) w porównaniu z kontrolą, natomiast zawartość mikroporów o średnicy $<0,2 \mu\text{m}$ wykazywała jedynie nieznaczne różnice pomiędzy obiektami (Paluszek i Żembrowski 2008b).

Pod wpływem AgroHydroGelu aktualna przepuszczalność powietrzna zwiększyła się istotnie w porównaniu z glebami nieulepszanymi (o $91,9 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ na poletkach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $79,9 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ na poletkach z dawką $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). Również istotnie zwiększyła się przepuszczalność powietrzna przy polowym nasyceniu wodą (przy $-15,5 \text{ kPa}$), o $86,9 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ w obiektach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i o $94,0 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ w obiektach z dawką $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (tab. 35).

Tabela 34. Retencja wodna i przewodnictwo wodne nasycone w poziomach Ap gleb płowych ulepszanych AgroHydroGelem (wartości średnie z 3 gleb) (Paluszek i Żembrowski 2008b)

Table 34. Water retention and saturated hydraulic conductivity in Ap horizons of Luvisols improved by AgroHydroGel (mean values for 3 soils) (Paluszek and Żembrowski 2008b)

Termin badań Sampling date (T)	Dawka AgroHydroGelu Dose of AgroHydroGel ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) (D)	Retencja wody Retention of water ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$)			Przewodnictwo wodne nasycone Saturated hydraulic conductivity ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)
		użytecznej useful	łatwo dostępnej easily available	trudno dostępnej with difficulty available	
14. 06. 2005	0	0,193	0,140	0,053	2,00
	1	0,194	0,147	0,047	2,05
	2	0,193	0,150	0,043	4,62
	średnia – mean	0,193	0,146	0,048	2,89
8. 08. 2005	0	0,204	0,151	0,053	1,40
	1	0,204	0,154	0,050	5,61
	2	0,212	0,162	0,050	5,83
	średnia – mean	0,207	0,156	0,051	4,28
Średnia Mean	0	0,199	0,145	0,053	1,70
	1	0,199	0,151	0,048	3,83
	2	0,203	0,156	0,047	5,22
	średnia – mean	0,200	0,151	0,049	3,58
NIR – LSD ($\alpha = 0,05$):	dawki – doses D	r. n.	r. n.	0,004	0,90
	terminy – sampling dates T	0,006	0,007	0,002	0,61
	interakcja – interaction D·T	r. n.	r. n.	r. n.	1,28

r. n. – różnice nieistotne – non significant differences.

3.3.5. Zastosowanie TerraCottem

TerraCottem (Manufacturer Terracottem N. V., Zulte, Belgia) stanowi mieszaninę granulatów o średnicy ziaren 1-4 mm i biało-żółto-brązowo-niebieskiej barwie. W skład mieszaniny wchodzi żelowe kopolimery propionoamidu i kwasu propionowego (39,5%), nawozy mineralne (10,5%), stymulatory wzrostu (0,25%) oraz rozdrobniona skała piroklastyczna (49,75%). TerraCottem zawiera: 5% N, 1% P₂O₅, 4% K₂O oraz B, Cu, Fe, Mn, Mo i Zn (Deweever i Ottevaere 2003, Mridha i in. 2004). Jego gęstość objętościowa wynosi 0,81 Mg·m⁻³, pH 7,0 a zdolność absorpcji wody 50 kg·kg⁻¹.

Tabela 35. Porowatość i właściwości powietrzne w poziomach Ap gleb płowych ulepszanych AgroHydroGelem (wartości średnie z 3 gleb) (Paluszek i Żembrowski 2008b)

Table 35. Porosity and air permeability in Ap horizons of Luvisols improved by AgroHydroGel (mean values for 3 soils) (Paluszek and Żembrowski 2008b)

Termin badań Sampling date (T)	Dawka AgroHydroGelu Dose of AgroHydroGel (g·kg ⁻¹) (D)	Porowatość ogólna Total porosity (m ³ ·m ⁻³)	Zawartość porów o średnicy w μm Pore-size content in μm (m ³ ·m ⁻³)			Przepuszczalność powietrzna Air permeability (·10 ⁻⁸ m ² ·Pa ⁻¹ ·s ⁻¹)	
			>20	0,2-20	<0,2	aktualna actual	-15,5 kPa
14. 06. 2005	0	0,506	0,165	0,252	0,089	61,8	23,8
	1	0,505	0,159	0,253	0,093	60,8	23,3
	2	0,546	0,221	0,232	0,093	101,8	52,8
	średnia	0,519	0,182	0,246	0,092	74,8	33,3
8. 08. 2005	0	0,505	0,148	0,267	0,091	49,7	18,9
	1	0,562	0,245	0,236	0,082	234,6	193,1
	2	0,545	0,201	0,255	0,089	169,5	177,7
	średnia	0,538	0,198	0,252	0,087	151,3	129,9
Średnia	0	0,506	0,157	0,259	0,090	55,8	21,3
	1	0,534	0,202	0,244	0,087	147,7	108,2
	2	0,546	0,211	0,244	0,091	135,7	115,3
	średnia	0,529	0,190	0,249	0,089	113,0	81,6
NIR – LSD (α = 0,05):	dawki – doses D	0,015	0,024	0,012	r. n.	71,8	55,5
	terminy – sampling dates T	0,010	0,016	r. n.	0,003	48,8	37,7
	interakcja – interaction D·T	0,021	0,033	0,017	0,007	101,6	78,4

r. n. – różnice nieistotne – non significant differences.

W doświadczeniu założonym w kwietniu 2004 r. badano wpływ zastosowania preparatu TerraCottem na strukturę i właściwości wodno-powietrzne powierzchniowej warstwy poziomów Ap średnio i silnie zerodowanej gleby płowej wytworzonej z lessu, znajdującej się pod uprawą mieszanki jarej (jęczmienia z owsem). TerraCottem wysiano i wymieszano z glebą jako dodatkowy zabieg agrotechniczny w dawkach $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Próbkę gleb pobrano w maju, lipcu i sierpniu 2004 r. (Paluszek 2005b).

Pod wpływem dodatku TerraCottem w dawkach $0,5$ i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ w składzie agregatowym warstwy 0-5 cm gleb zerodowanych istotnie zmniejszyła się zawartość brył o wymiarach $>10 \text{ mm}$ (średnio z $0,268$ do $0,152$ - $0,158 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), a zwiększyła się istotnie zawartość agregatów o wymiarach 1-5 mm (proporcjonalnie do dawki – z $0,288$ do $0,315$ - $0,329 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) i $0,25$ - 1 mm (z $0,197$ do $0,217$ - $0,259 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Paluszek 2005b). Dodatek TerraCottem spowodował istotne zwiększenie zawartości wodoodpornych agregatów glebowych o wymiarach 1-10 mm (z $0,221 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $0,294$ - $0,336 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Ponadto w obiektach z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ zmniejszyła się gęstość gleby w porównaniu z poletkami kontrolnymi (średnio z $1,24$ do $1,14 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$), istotnie zwiększyła się pełna pojemność wodna (z $0,441$ do $0,506 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), połowa pojemności wodnej (z $0,261$ do $0,284 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), retencja wody użytecznej dla roślin (z $0,187$ do $0,203 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), porowatość ogólna (średnio z $0,534$ do $0,570 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) i zawartość makroporów o średnicy $>20 \mu\text{m}$ (z $0,212$ do $0,248 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$). Natomiast oddziaływanie mniejszej dawki $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ TerraCottem na gęstość gleby i właściwości wodno-powietrzne było nieznaczne.

Także De Oliveira i in. (2004) stwierdzili istotne zwiększenie pojemności wodnej w zakresie potencjału wody glebowej od $-0,1$ do -1000 kPa pod wpływem preparatu TerraCottem zastosowanym w dawkach od $0,1$ do $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ na glebie gliniastej i ilastej. W obiekcie z dodatkiem $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ pojemność wodna gleb przy -30 kPa zwiększyła się odpowiednio o 41 i 37%, natomiast retencja wody użytecznej o 23 i 35%.

Porównując skuteczność działania poszczególnych polimerów żelowych należy stwierdzić, że najbardziej polepszyło skład agregatowy i wodoodporność agregatów zastosowanie Viterry (kopolimeru propionoamidu i propionianu potasu) w dawkach $0,5$ i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Nieco mniej skuteczny był Hidroplus (poliakrylanu sodu) wprowadzony do gleb w takich samych dawkach. W następnej kolejności należy ocenić skuteczność Stockosorbu (kopolimeru poliakryloamidu i poliakrylanu potasu). Znacznie mniejsze ulepszenie struktury i właściwości wodno-powietrznych osiągnięto stosując AgroHydroGel w dwukrotnie większych dawkach (1 i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). Korzystne oddziaływanie Viterry wynikało z jej składu chemicznego, a przede wszystkim z zawartości potasu. Kationy K^+ po uwolnieniu do gleby neutralizują niekorzystne oddziaływanie kationów dwuwartościowych wapnia, magnezu i żelaza, które redukują zdolność wchłaniania roztworu glebowego

przez kłębki polimeru i ich pęcznienie (Kolarz 1998). Także w Stockosorbie zawartość potasu oddziaływała korzystnie na zdolność absorpcji wody w glebie. W przypadku polimeru Hidroplus taką samą rolę spełniała zawartość sodu. Mniej korzystne właściwości ma AgroHydroGel, który nie zawiera tych pierwiastków. Słabiej działał w glebach zerodowanych również Terracottem, co wskazuje na zbyt małe zastosowane dawki tego preparatu ($0,5$ i $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), będącego mieszaniną hydrożeli, skały wulkanicznej i nawozów mineralnych.

Badania innych autorów (Helalia i in. 1992, Al-Darby 1996, Akhter i in. 2004, De Oliveira i in. 2004, Sivapalan 2006) wykazały, że niewielkie dawki polimerów żelowych zwiększają skutecznie pojemność wodną gleb o różnym składzie granulometrycznym. Al-Darby (1996) stwierdził, że wzbogacenie gleby piaszczystej dawkami 2 , 4 i $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ hydrożelu Jalma spowodowało zwiększenie pojemności wodnej w zakresie potencjału wody glebowej od $-0,1$ do -1554 kPa , proporcjonalnie do dawki polimeru. Połowa pojemność wodna (przy -33 kPa) zwiększyła się odpowiednio o 54 , 130 i 250% , a retencja wody użytecznej o 46 , 70 i 91% . Natomiast przewodnictwo wodne pod wpływem wymienionych dawek hydrożelu zmniejszyło się o 46 , 92 i 99% . Za najbardziej korzystną dawkę autor uznał $4 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, natomiast dawka $8 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ nadmiernie zmniejszyła przewodnictwo wodne. Sivapalan (2006) stwierdził, że w glebie piaszczystej wzbogaconej żelowym poliakryloamidem Alcosorb 400 w dawkach $0,3$ i $0,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ pojemność wodna gleby przy -10 kPa zwiększyła się odpowiednio o 23 i 95% . Ponieważ istotnie zwiększyła się także wilgotność trwałego wędnięcia roślin, retencja wody użytecznej zwiększyła się tylko nieznacznie. Także Helalia i in. (1992) wykazali, że hydrożele Acryhope i Aquastore-B w dawkach $2,5$ - $15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ spowodowały zwiększenie porowatości ogólnej i retencji wody użytecznej w glebach wytworzonych z piasku. Z kolei Akhter i in. (2004) wzbogacali żelowym poliakryloamidem w dawkach 1 , 2 i $3 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ glebę o składzie gliny i gliny piaszczystej. Stwierdzili, że połowa pojemność wodna i retencja wody użytecznej dla roślin zwiększyły się proporcjonalnie do dawki hydrożelu, a wilgotność trwałego wędnięcia roślin zmniejszyła się istotnie w porównaniu z kontrolą.

Stosowanie polimerów przyczynia się również do zwiększenia populacji mikroorganizmów glebowych i zwiększenia aktywności enzymatycznej gleb (Śarapatka i in. 2004). W przypadku niektórych mikroorganizmów może zachodzić współdziałanie z dawkami polimerów, zwiększające trwałość struktury agregatowej gleb, inne natomiast mogą przyczynić się do rozpadu agregatów glebowych.

Proces biodegradacji polimerów hydrofilowych w glebie polega na ich bardzo powolnym rozkładzie pod wpływem działania mikroorganizmów, takich jak bakterie, promieniowce, grzyby, drożdże i glony, w warunkach sprzyjających ich rozwojowi (w obecności wody, tlenu, substancji odżywczych, temperatury $>20^\circ\text{C}$ i odpowiedniego dla nich odczynu). Na działanie mikroorganizmów podatne są

polimery zawierające grupy hydroksylowe, karboksylowe, estrowe, eterowe, amidowe i uretanowe. Biodegradacja początkowo odbywa się na zewnątrz komórek mikroorganizmów poprzez wydzielanie enzymów i powoduje częściową depolimeryzację. Produktami tego etapu rozpadu biochemicznego wielkocząsteczkowych polimerów są małowcząsteczkowe związki chemiczne. Produktami końcowymi procesu biodegradacji jest powstanie biomasy mikroorganizmów oraz wydzielenie H_2O , CO_2 , CH_4 lub NH_3 (Holliman i in. 2005).

Hydrożele są polimerami, które mogą mieć większe zastosowanie głównie w ochronie gleb przed erozją wodną i wietrzną, rekultywacją gruntów zdewastowanych przez górnictwo i pożary lasów oraz w przywracaniu żyzności glebom piaszczystym (Whitbread-Abrutat 1997, Hüttermann i in. 1999, Al-Humaid 2005).

Natomiast ze względu na bardzo wysokie koszty stosowania polimerów żelowych ich powszechne wykorzystanie w praktyce rolniczej naszego kraju należy uznać za nieopłacalne ekonomicznie. Tylko w szczególnych przypadkach wysokotowarowej produkcji roślinnej mogą być uzupełnieniem tradycyjnych metod ulepszenia gleb.

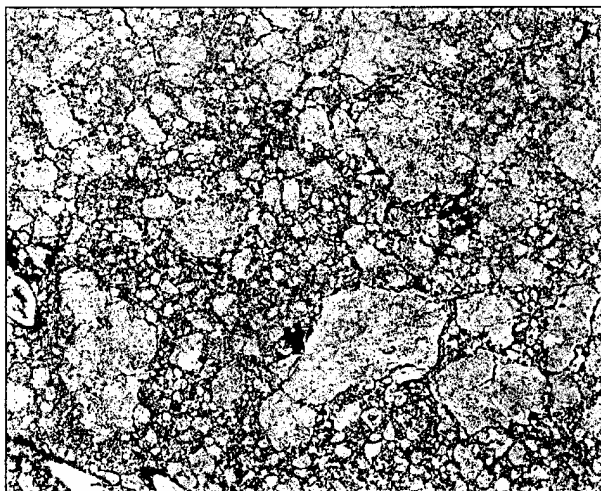
3.4. Polimery hydrofobowe

3.4.1. Zastosowanie Terravestu

Terravest 801 (Chemische Werke Hüls AG, Marl, Niemcy) jest wielkocząsteczkowym, emulsyjnym polimerem liniowym sprzedawanym w postaci ciekłego koncentratu, o gęstości $0,91 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ i lepkości $790 \pm 10\% \text{ mPa} \cdot \text{s}$. Terravest jest polibutadienem-1,4 o wzorze chemicznym $[-CH_2-CH=CH-CH_2-]_n$, z dodatkiem emulgatorów i aktywatorów (Hüls AG 1985). W stanie rozcieńczonej wodnej emulsji może on penetrować w glebie do głębokości 2-3 cm. Polibutadien reagując z tlenem znajdującym się w powietrzu przechodzi w formę stałą, nierozpuszczalną w wodzie, tworząc trwałą, nitkowatą siateczkę. Umacnianie gleby Terravestem polega na trójkierunkowym połączeniu cząstek i agregatów glebowych bez tworzenia błony na powierzchni. Terravest zapobiega wymywaniu gleby przez erozję wodną w czasie intensywnych opadów deszczu i wywiewaniu przez erozję wietrzną. Umocniona warstwa gleby jest całkowicie przepuszczalna dla wody i powietrza, co umożliwi infiltrację wody opadowej. Polymer nie wpływa ujemnie na zdolności kiełkowania nasion, natomiast jego hydrofobowy charakter powoduje opóźnienie wschodów roślin.

W doświadczeniu założonym w 1993 r. na średnio zerodowanej glebie płowej wytworzonej z lessu pod uprawą kukurydzy w Czesławicach na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska) używano 35% wodnej emulsji Terravestu. Polymer zastosowano w dawce $35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, czyli $0,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ polibutadienu w stosunku do

masy gleby suchej w warstwie 0-2 cm (Słowińska-Jurkiewicz i Paluszek 2001). Emulsję rozcieńczono wodą w proporcji 1:10 i wykonano oprysk ręcznym opryskiwaczem na powierzchnię gleby. Działanie Terravestu polegało na utrwaleniu agregatów sztucznie wytworzonych podczas uprawek przedsięwziętych i siewu kukurydzy. Strukturę średnio zerodowanej gleby płowej wytworzonej z lessu po ulepszeniu Terravestem w dawce $0,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ przedstawia rysunek 17.

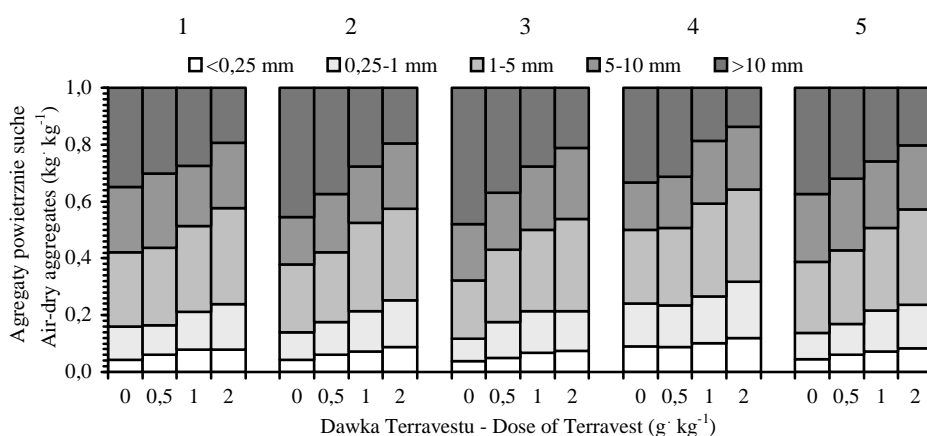


Rys. 17. Struktura gleby płowej średnio zerodowanej, ulepszonej Terravestem 801 w dawce $0,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ na głębokości 2 cm. Przekrój poziomy o wymiarach $8 \times 6,5 \text{ cm}$, barwa jasna – faza stała, barwa czarna – pory glebowe (Słowińska-Jurkiewicz i Paluszek 2001)

Fig. 17. Soil structure of moderately eroded Luvisol improved by Terravest 801 in dose of $0,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ on 2 cm of depth. Horizontal section of dimension $8 \times 6,5 \text{ cm}$, light colour – solid phase, black colour – soil pores (Słowińska-Jurkiewicz and Paluszek 2001)

W doświadczeniu założonym we wrześniu 1995 r. w Elizówce na Wyżynie Lubelskiej zastosowano Terravest 801 na glebach wytworzonych z lessu: płowej typowej nieerodowanej, słabo zerodowanej, średnio zerodowanej, bardzo silnie zerodowanej (pararędzinie inicjalnej) i deluwialnej. Wprowadzone dawki koncentratu po siewie pszenicy ozimej (Kamila) stanowiły $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ polibutadienu w stosunku do masy gleby suchej w warstwie 0-5 cm. Koncentrat Terravestu 801 rozcieńczono wodą w proporcji 1:30 w celu ułatwienia wchłaniania go przez glebę, a następnie zastosowano oprysk na jej powierzchnię. Wodoodporność agregatów glebowych badano w sześciu terminach od października 1995 r. do sierpnia 1996 r., a skład agregatowy i właściwości wodno-powietrzne w czterech terminach.

W glebach ulepszanych Terravestem w dawkach $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ stwierdzono istotne zmniejszenie zawartości brył $>10 \text{ mm}$ (średnio o $0,147\text{-}0,210 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), oraz istotne zwiększenie zawartości agregatów powietrznie suchych $0,25\text{-}10 \text{ mm}$ (o $0,117\text{-}0,173 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), w tym agregatów $1\text{-}5 \text{ mm}$ (o $0,060\text{-}0,086 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Terravest w dawce $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ nie oddziaływał na skład agregatowy gleb.



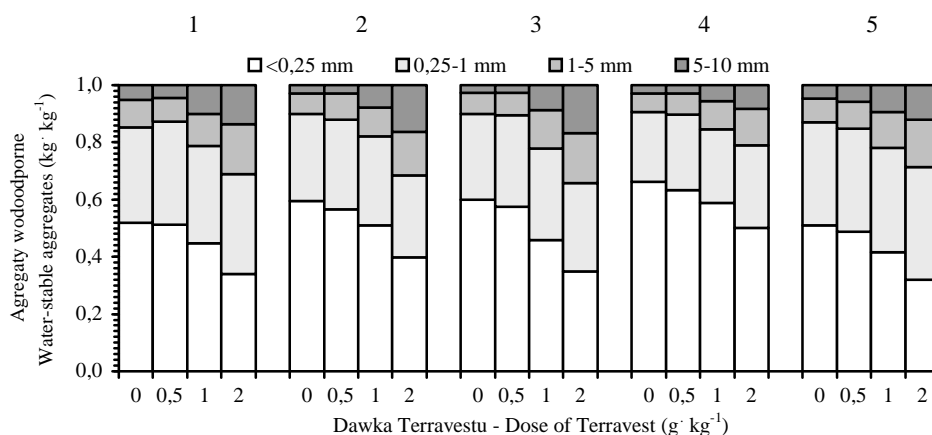
Rys. 18. Skład agregatowy w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Terravestem (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – gleba deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 18. Aggregate size distribution in 0-5 cm layer of soils improved by Terravest (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Wpływ Terravestu w dawce $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ na wodoodporność agregatów był istotny już w październiku i utrzymał się do sierpnia. Zwiększyła się zawartość wodoodpornych agregatów o wymiarach $0,25\text{-}10 \text{ mm}$ (średnio o $0,195 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), w tym agregatów $5\text{-}10 \text{ mm}$ (o $0,097 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) i $1\text{-}5 \text{ mm}$ (o $0,081 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Paluszek 2003). Terravest w dawce $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ również zwiększył istotnie zawartość trwałych agregatów $0,25\text{-}10 \text{ mm}$ (średnio o $0,093 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), natomiast dawka $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ była zbyt mała, aby zwiększyć wodoodporność agregatów (rys. 19).

Gęstość gleby w obiektach z dawką Terravestu $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ była istotnie mniejsza o $0,04 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$, a z dawką $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ o $0,02 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ niż w obiektach kontrolnych. Natomiast polimer w dawce $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ substancji czynnej nie wpłynął istotnie na zmniejszenie zagęszczenia warstwy 0-5 cm gleb (Paluszek 2003).

Wprowadzenie Terravestu w dawkach 1 i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ zwiększyło istotnie wilgotność aktualną warstwy powierzchniowej gleb, jednak w poszczególnych terminach badań różnice w porównaniu z poletkami kontrolnymi były minimalne (o $0,003\text{-}0,006 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Paluszek 2003).



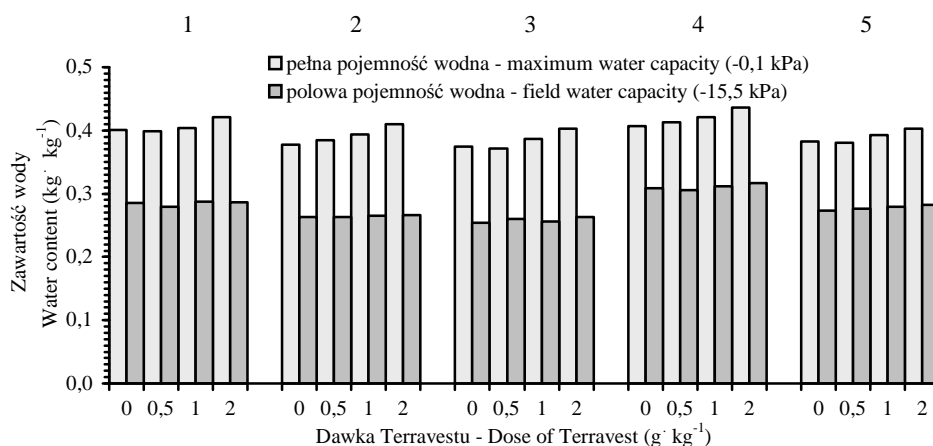
Rys. 19. Zawartość agregatów wodoodpornych w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Terravestem (wartości średnie z 6 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – gleba deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 19. Water-stable aggregate content in 0-5 cm layer of soils improved by Terravest (mean values from 6 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Oddziaływanie Terravestu na zwiększenie pełnej pojemności wodnej było istotne w dawkach 1 g·kg⁻¹ i 2 g·kg⁻¹ substancji czynnej (średnio o 0,011-0,026 kg·kg⁻¹). Także istotny wpływ wykazywał Terravest w dawkach 1 g·kg⁻¹ i 2 g·kg⁻¹ na zwiększenie połowej pojemności wodnej, aczkolwiek różnice były niewielkie (0,003-0,006 kg·kg⁻¹) (rys. 20).

Wniesienie emulsji Terravestu w dawkach 1 g·kg⁻¹ i 2 g·kg⁻¹ zwiększyło istotnie retencję wody użytecznej dla roślin (średnio o 0,004-0,007 kg·kg⁻¹), w szczególności retencję wody łatwo dostępnej (o 0,004-0,007 kg·kg⁻¹) (rys. 21).

Porowatość ogólna istotnie zwiększyła się pod wpływem Terravestu stosowanego w dawkach 1 i 2 g·kg⁻¹ (odpowiednio o 0,007 m³·m⁻³ i o 0,015 m³·m⁻³). Istotne było zwiększenie zawartości makroporów o średnicy równoważnej >20 μm, odpowiadającej pojemności powietrznej przy połowym nasyceniu wodą (odpowiednio o 0,007 i 0,018 m³·m⁻³). Natomiast nie stwierdzono wpływu Terravestu na zawartość mezoporów o średnicy równoważnej 0,2-20 μm (Paluszek 2003). Z kolei udział mikroporów o średnicy <0,2 μm pod wpływem zastosowanych dawek Terravestu istotnie zmniejszył się, ale różnice w porównaniu z obiektami kontrolnymi były niewielkie (rys. 22).



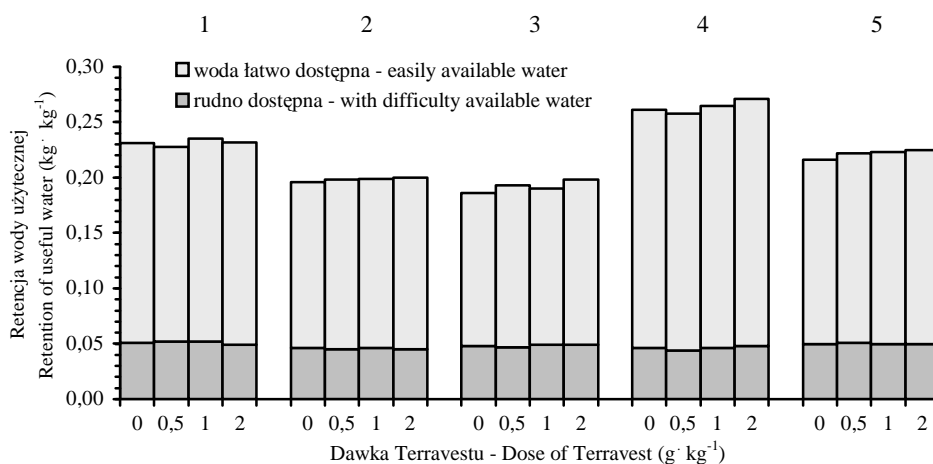
Rys. 20. Pełna i połowa pojemność wodna w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Terravestem (średnie z 4 terminów): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 20. Maximum and field water capacity in 0-5 cm layer of soils improved by Terravest (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Wprowadzenie Terravestu w dawce 2 g·kg⁻¹ istotnie zwiększyło aktualną przepuszczalność powietrzną gleb, średnio o $28,9 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ (rys. 23). Dodatek polimeru w dawce 2 g·kg⁻¹ istotnie zwiększył także przepuszczalność powietrzną gleb przy połowym nasyceniu wodą (przy -15,5 kPa), średnio o $19,1 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ (Paluszek 2003).

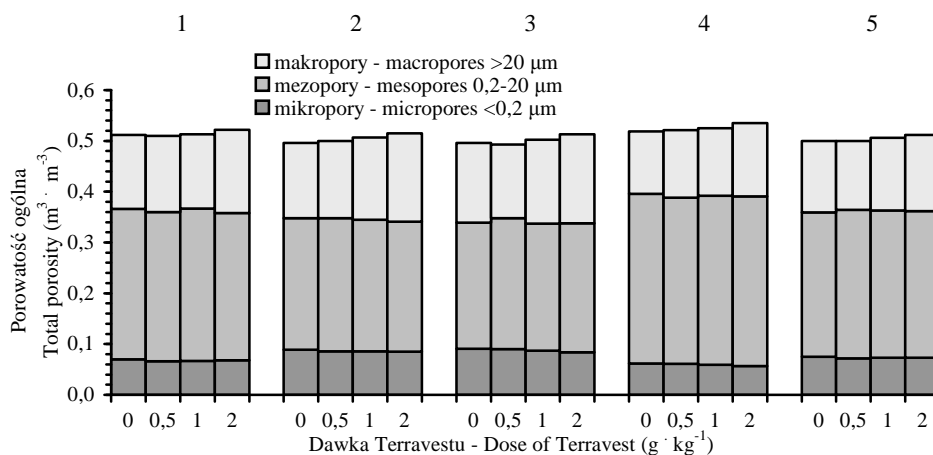
Ulepszanie gleb Terravestem w dawce 2 g·kg⁻¹ zwiększyło wartości pH w 1 mol·dm⁻³ KCl o 0,1-0,2 jednostki. Natomiast kwasowość hydrolityczna w obiektach ulepszanych Terravestem nie zmieniała się istotnie (Paluszek 2003). W obiektach z dodatkiem dawki 2 g·kg⁻¹ istotnie zwiększyło się wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami wapnia – o 3,0 mmol(+)·kg⁻¹ oraz kationami potasu – o 0,4 mmol(+)·kg⁻¹. Wprowadzenie Terravestu nie spowodowało istotnych różnic w wysyceniu kompleksu sorpcyjnego jonami Mg²⁺ w porównaniu z obiektami kontrolnymi (rys. 24). Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic w oddziaływaniu Terravestu w zastosowanych dawkach na pojemność wymiany kationów w badanych glebach

Wniesienie polimeru emulsyjnego w dawce 2 g·kg⁻¹ zwiększyło istotnie zawartość potasu łatwo przyswajalnego dla roślin (o 26 mg·kg⁻¹), natomiast zawartość łatwo przyswajalnego dla roślin fosforu nie zmieniała się i pozostała niska, jak w glebach nieulepszanych (Paluszek 2003).



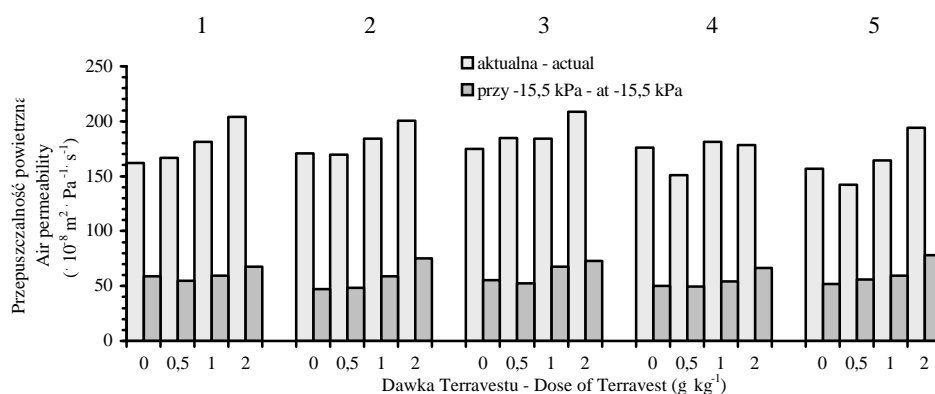
Rys. 21. Retencja wody użytecznej dla roślin w warstwie 0-5 cm gleb ulepszonych Terravestem (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 21. Retention of useful water in 0-5 cm layer of soils improved by Terravest (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)



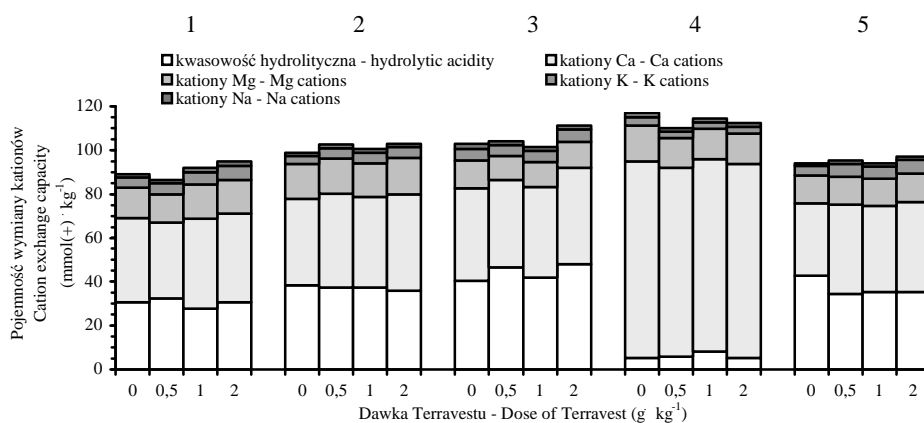
Rys. 22. Porowatość ogólna i rozkład porów w warstwie 0-5 cm gleb ulepszonych Terravestem (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 22. Total porosity and pore-size content in in 0-5 cm layer of soils improved by Terravest (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)



Rys. 23. Przepuszczalność powietrzna w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Terravestem (średnie z 4 terminów): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 23. Air permeability in 0-5 cm layer of soils improved by Terravest (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)



Rys. 24. Pojemność wymiany kationów, kwasowość hydrolytyczna i wysycenie kationami zasadowymi w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych Terravestem: 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – całkowicie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

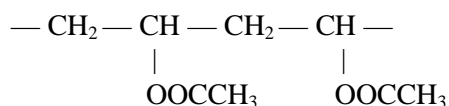
Fig. 24. Cation exchange capacity, hydrolytic acidity and total exchangeable bases in 0-5 cm layer of soils improved by Terravest: 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Wpływ następczy Terravestu w drugim i trzecim roku po zastosowaniu przejawiał się istotnie większą zawartością wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm w porównaniu z kontrolą, natomiast nie stwierdzono oddziaływania polimeru na skład agregatowy gleb erodowanych (Paluszek 2003).

W przypadku stosowania Terravestu niekorzystną właściwością jest przedłużenie kiełkowania i opóźnienie wschodów roślin uprawnych, które może wynosić od trzech dni do dwóch tygodni, w zależności od dawki polimeru (Hüls 1985). Ma to ścisły związek z hydrofobowym charakterem emulsji polibutadienu, utrudniającej dostęp wody do wysianych nasion. W omówionym doświadczeniu z pszenicą ozimą nie mieszano Terravestu z glebą, dlatego opóźnienie wschodów wynosiło tylko 3-4 dni.

3.4.2. Zastosowanie PVAC Borwinyli

Borwinyli (Boryszew S.A., Sochaczew) jest handlową nazwą polioctanu winylu (PVAC), syntetycznego polimeru rozgałęzionego o budowie makrocząsteczki:

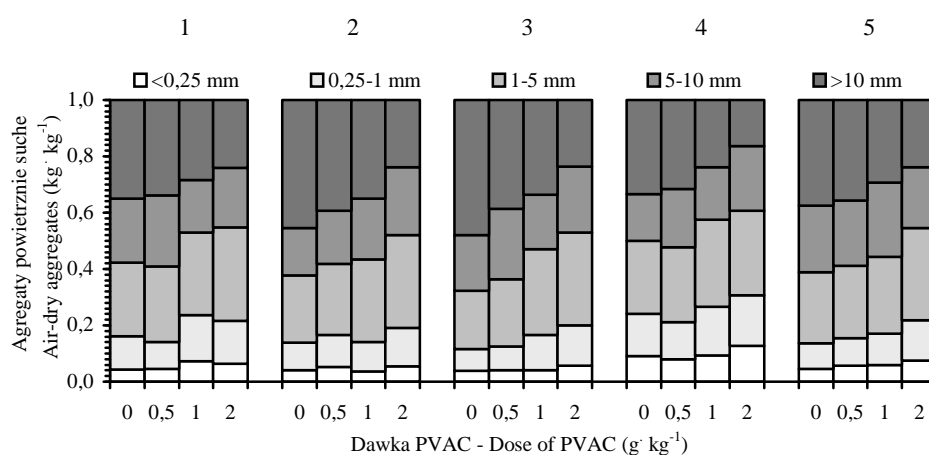


PVAC otrzymywany jest z merów octanu winylu metodą polimeryzacji emulsyjnej, przy użyciu polialkoholu winylu jako koloidu ochronnego z dodatkiem ftalanu dwubutyłu jako plastyfikatora (Sęk i Włochowicz 1996, Pietkiewicz 1997, Sporysz i in. 1998). Borwinyli jest dostępny w postaci 50% drobnoziarnistej dyspersji wodnej (wielkość cząstek 0,1-1 μm i gęstość 1,19 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Jest on używany głównie do produkcji klejów, farb dyspersyjnych, mas tynkarskich i impregnatów dla włókiennictwa. Główne zalety PVAC to bardzo dobra przyczepność do materiałów porowatych i odporność na starzenie się. Wodna dyspersja polioctanu padając na powierzchnię gleby tworzy cienką błonkę, o grubości zależnej od stopnia rozcieńczenia wodą. Błonka przytwierdza się do cząstek gleby dzięki siłom adhezji (Young i Harris 1976, Sporysz i in. 1998). Zapewnia to obecność w makrocząsteczce PVAC silnie polarnych grup hydroksylowych —OH , estrowych —COOR i karboksylowych —COOH .

W doświadczeniu poletkowym założonym we wrześniu 1995 r. w Elizówce na Wyżynie Lubelskiej ulepszano gleby wytworzone z lessu: płową nieerodowaną, słabo zerodowaną, średnio zerodowaną, bardzo silnie zerodowaną (pararędzinę inicjalną) i deluwialną. Zastosowane w doświadczeniu dawki wynosiły 0,5; 1 i 2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ substancji czynnej, w stosunku do masy gleby suchej w warstwie 0-5 cm (Paluszek 2003). Dyspersję rozcieńczono wodą w stosunku 1:10 i zastosowano oprysk ręcznym opryskiwaczem na powierzchnię poletek, bez mieszania z glebą po siewie

pszenicy ozimej (Kamila). Wodoodporność agregatów glebowych badano w 6 terminach od października 1995 r. do sierpnia 1996 r., a skład agregatowy i właściwości wodno-powietrzne w czterech terminach.

W składzie agregatowym zerodowanych gleb płowych ulepszanych polioctanem winylu w dawkach 1 i 2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ wystąpiło istotne zmniejszenie zawartości brył o wymiarach >10 mm (średnio o $0,098\text{-}0,174 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$) oraz zwiększenie udziału agregatów powietrznie suchych $0,25\text{-}10$ mm (o $0,088\text{-}0,151 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$), w tym agregatów $1\text{-}5$ mm (o $0,051\text{-}0,080 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Paluszek 2003). Skład agregatowy gleb z dodatkiem $0,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ PVAC nie uległ zmianie (rys. 25).

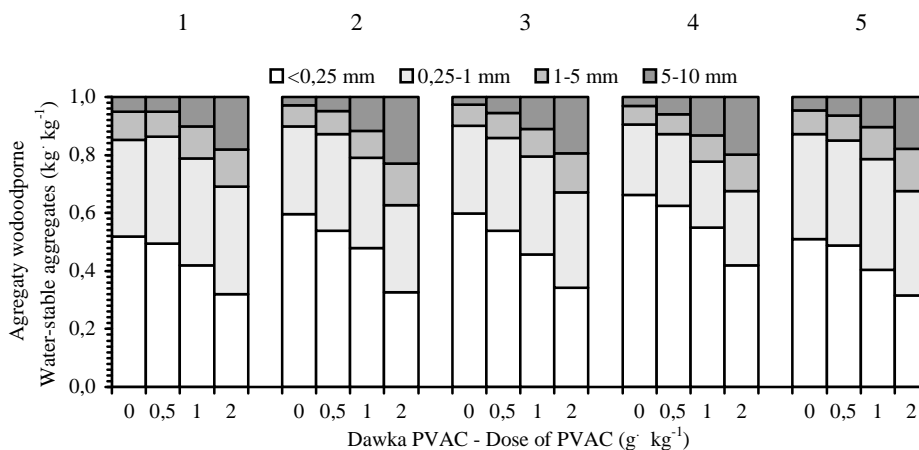


Rys. 25. Skład agregatowy w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych PVAC (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – gleba deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 25. Aggregate size distribution in 0-5 cm layer of soils improved by PVAC (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Polioctan winylu w dawkach 1 i 2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ wywarł istotny wpływ na zwiększenie zawartości wodoodpornych agregatów o wymiarach $0,25\text{-}10$ mm (średnio o $0,115\text{-}0,232 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$), w tym agregatów $5\text{-}10$ mm (o $0,141\text{-}0,159 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i $1\text{-}5$ mm (o $0,022\text{-}0,058 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (rys. 26). Natomiast wniesienie dawki $0,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ PVAC w badanych glebach ujawniło się zwiększeniem ilości trwałych agregatów o wymiarach $5\text{-}10$ mm jedynie w terminie sierpniowym (Paluszek 2003).

Oddziaływanie PVAC w dawkach 1 i 2 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ zmniejszyło istotnie gęstość gleby w powierzchniowej warstwie poziomów Ap (o $0,01\text{-}0,03 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$). Stopniowe zagęszczanie gleb ulepszanych PVAC następowało w okresie od października do sierpnia nieco wolniej niż w obiektach kontrolnych (Paluszek 2003).



Rys. 26. Zawartość agregatów wodoodpornych w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych PVAC (wartości średnie z 6 terminów badań). 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – gleba deluwialna (Paluszek 2003)

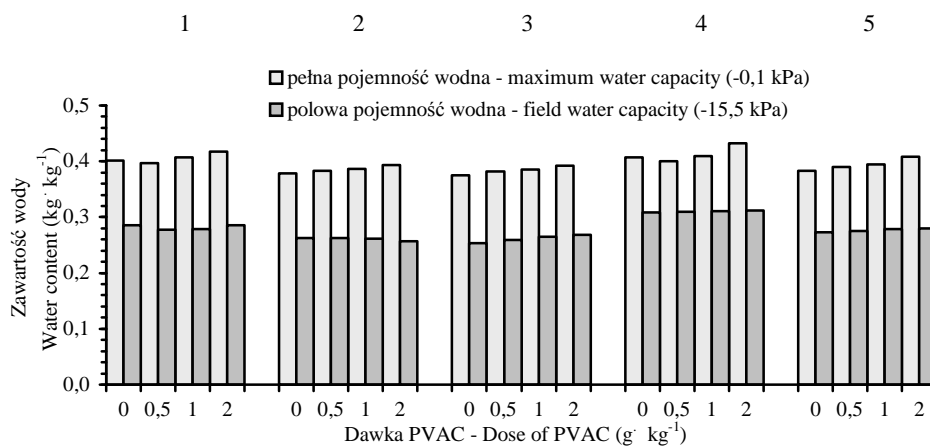
Fig. 26. Water-stable aggregate content in 0-5 cm layer of soils improved by PVAC (mean values from 6 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Wprowadzenie polioctanu w trzech dawkach zwiększyło istotnie wilgotność aktualną warstwy powierzchniowej gleb, jednak różnice w porównaniu z poletkami kontrolnymi były niewielkie ($0,003-0,005 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Dodatek PVAC w dawkach $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ substancji czynnej istotnie zwiększył pełną pojemność wodną (o $0,007-0,019 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$), a w dawce $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ także zwiększył połowę pojemność wodną, aczkolwiek zmiany były niewielkie (o $0,004 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (rys. 27). W glebach ulepszanych PVAC nie wystąpiły istotne różnice w wartościach wilgotności trwałego więdnięcia roślin (Paluszek 2003).

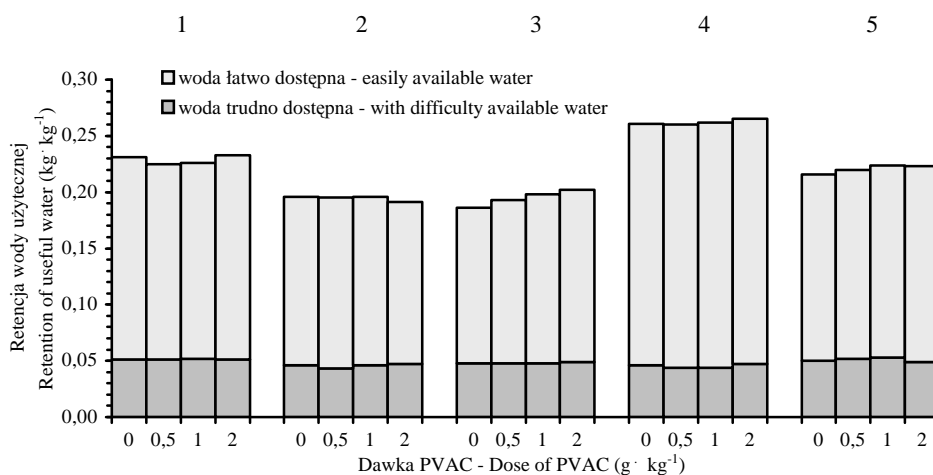
Wniesienie polioctanu winylu w dawkach $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ zwiększyło istotnie retencję wody użytecznej dla roślin w porównaniu z obiektami kontrolnymi, jednak zmiany były niewielkie (średnio o $0,003-0,005 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$) (Paluszek 2003). Jeszcze mniejszy był wpływ PVAC na retencję wody łatwo dostępnej dla roślin (rys. 28).

Pod wpływem PVAC w dawkach $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ porowatość ogólna badanych gleb istotnie zwiększyła się – średnio o $0,005-0,012 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ (rys. 29). Dodatek polioctanu w dawce $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ istotnie zwiększył objętość makroporów o średnicy równoważnej $>20 \mu\text{m}$, utrzymujących powietrze (o $0,016 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$). Natomiast nie stwierdzono wpływu PVAC na zawartość w glebach mezoporów o średnicy równoważnej $0,2-20 \mu\text{m}$, retencjonujących wodę dostępną dla roślin oraz na zawartość mikroporów o średnicy $<0,2 \mu\text{m}$ (Paluszek 2003).



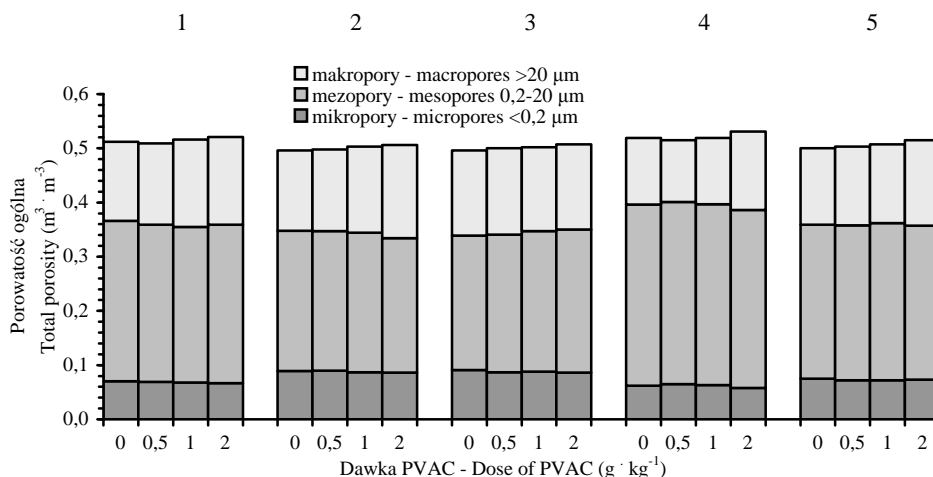
Rys. 27. Pełna i połowa pojemność wodna w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych PVAC (średnie z 4 terminów): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 27. Maximum and field water capacity in 0-5 cm layer of soils improved by PVAC (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)



Rys. 28. Retencja wody użytecznej dla roślin w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych PVAC (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 28. Retention of useful water in 0-5 cm layer of soils improved by PVAC (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)



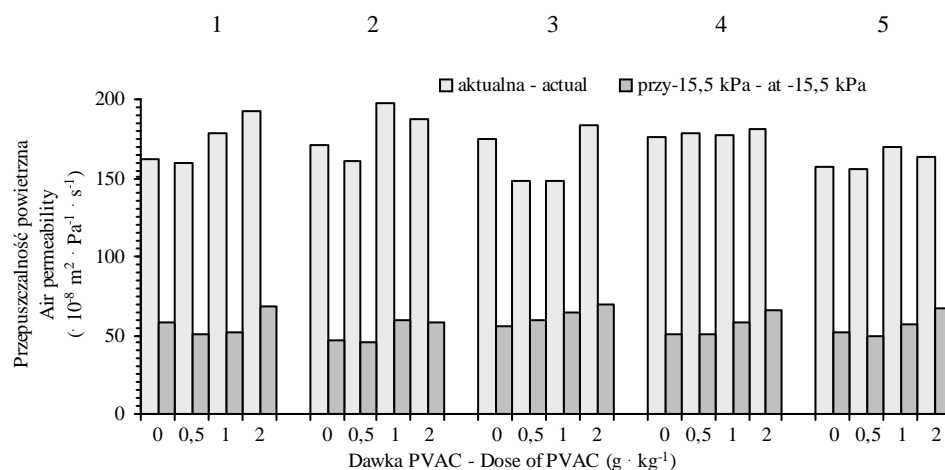
Rys. 29. Porowatość ogólna i rozkład porów w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych PVAC (wartości średnie z 4 terminów badań): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 29. Total porosity and pore-size distribution in 0-5 cm layer of soils improved by PVAC (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Zastosowanie PVAC nie wpłynęło istotnie na wartości aktualnej przepuszczalności powietrznej w warstwie 0-5 cm gleb w różnym stopniu zerodowanych (rys. 30). Istotne zwiększenie przepuszczalności powietrznej przy połowym nasyceniu wodą ($-15,5$ kPa) stwierdzono tylko w obiektach z dawką $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $12,9 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) (Paluszek 2003).

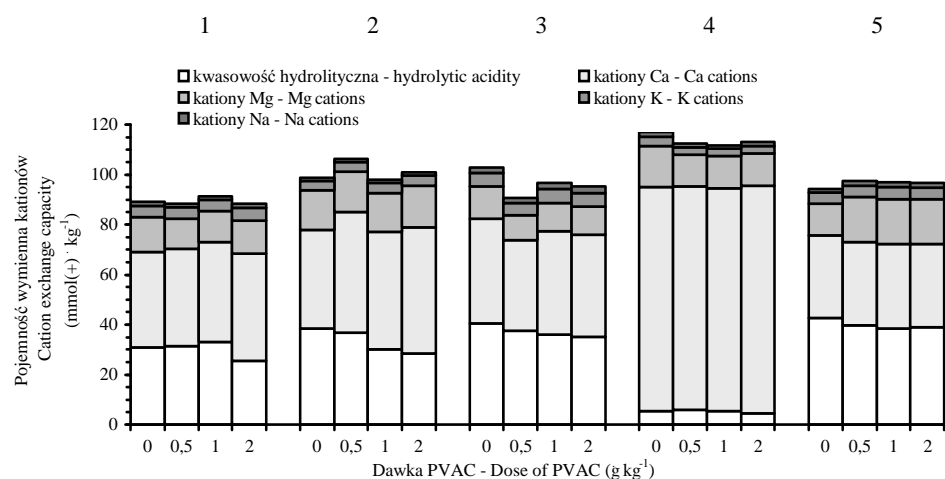
Ulepszanie gleb zerodowanych przy pomocy PVAC w dawce $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ zwiększyło o $0,1-0,2$ jednostki wartości pH w $1 \text{ mol} \cdot \text{dcm}^{-3}$ KCl (Paluszek 2003). Równocześnie w glebach zmniejszyła się istotnie kwasowość hydrolityczna – średnio o $4,9 \text{ mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$, a zwiększyło się wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami wapnia o $3,1 \text{ mmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. Nie uległy natomiast zmianom wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami magnezu i potasu, suma kationów zasadowych i pojemność wymiany kationów (rys. 31). Wniesienie polioctanu winylu nie miało także istotnego wpływu na zawartość w badanych glebach łatwo przyswajalnych dla roślin form potasu i fosforu.

Wprowadzony PVAC w dawce $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ oddziaływał również pośrednio na poprawę składu agregatowego i wodoodporności agregatów, zmniejszenie gęstości gleby oraz zwiększenie połowej pojemności powietrznej w dolnej części (15-20 cm) poziomu Ap gleb zerodowanych (Paluszek 2003).



Rys. 30. Przepuszczalność powietrzna w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych PVAC (średnie z 4 terminów): 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – bardzo silnie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 30. Air permeability in 0-5 cm layer of soils improved by PVAC (mean values from 4 periods): 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)



Rys. 31. Pojemność wymiany kationów, kwasowość hydrolytyczna i wysycenie kationami zasadowymi w warstwie 0-5 cm gleb ulepszanych PVAC: 1 – gleba nieerodowana, 2 – słabo zerodowana, 3 – średnio zerodowana, 4 – całkowicie zerodowana, 5 – deluwialna (Paluszek 2003)

Fig. 31. Cation exchange capacity, hydrolytic acidity and total exchangeable bases in 0-5 cm layer of soils improved by PVAC: 1 – non-eroded soil, 2 – slightly eroded, 3 – moderately eroded, 4 – very severely eroded, 5 – colluvial soil (Paluszek 2003)

Badania innych autorów również wykazały, że emulsje i dyspersje wodne polimerów zwiększały wodoodporność agregatów i skutecznie chroniły gleby przed powierzchniową erozją wodną (Callebaut i in. 1984, De Boodt 1993, Levy i Agassi 1995).

Czas oddziaływania polimerów hydrofobowych w glebie ma istotne znaczenie dla efektywności ekonomicznej ich stosowania w praktyce rolniczej. W drugim i trzecim roku po zastosowaniu wpływ PVAC na skład agregatowy gleb był nieistotny, natomiast wpływ na wodoodporność agregatów był istotny, ale znacznie słabszy niż wpływ bezpośredni (Paluszek 2003).

Zmniejszone oddziaływanie emulsji i dyspersji wodnej w następnych latach po zastosowaniu związane było z mechaniczną, chemiczną lub termiczną destrukcją polimerów i ich rozkładem przez mikroorganizmy glebowe. Zabiegi spulchniające glebę powodują zerwanie większej części wiązań pomiędzy cząstkami gleby a molekułami polimerów. Destrukcyjne może być również zamrażanie i rozmarzanie silnie nawilżonych agregatów. Po mechanicznym zniszczeniu agregatów utrwalonych polimerami hydrofobowymi podczas zabiegów uprawowych, zdolność tych polimerów do ponownej agregacji jest bardzo mała.

Rozkład mikrobiologiczny polimerów hydrofobowych jest zróżnicowany i zależy od ich indywidualnych cech. Większość polimerów stosowanych w rolnictwie jest odporna przez kilka lat na rozkład mikrobiologiczny. Według producenta biologiczna degradacja Terravestu w glebie może trwać do 10 lat (Hüls 1985). Young i Harris (1976) stwierdzili, że powolny rozkład PVAC stanowił dla bakterii i grzybów glebowych źródło azotu i węgla, dlatego czas jego oddziaływania w glebie ulegał skróceniu do kilku miesięcy. Silny rozwój bakterii i wzrost aktywności biologicznej gleby po wprowadzeniu polimerów, może powodować osłabienie zdolności wiążących polimerów i zanik skutków ulepszania gleb już po pierwszym roku.

3.5. Plonowanie roślin uprawnych na glebach ulepszanych polimerami

Jednym z głównych kryteriów oceny skuteczności poprawy struktury glebowej, właściwości wodno-powietrznych, fizykochemicznych i chemicznych, decydujących o żyzności gleb jest plonowanie roślin uprawnych. O wysokości plonu ziarna pszenicy ozimej w doświadczeniu prowadzonym w sezonie 1995/96 w Elizówce decydowały przede wszystkim takie czynniki, jak nawożenie organiczno-mineralne, zabiegi uprawowe, zabiegi ochrony roślin i warunki meteorologiczne w sezonie wegetacyjnym. Ważnym czynnikiem plonotwórczym było też zróżnicowanie właściwości gleb w zależności od stopnia zerodowania. Dodatek polimerów jako dodatkowy zabieg agrotechniczny nie tylko polepszył strukturę, właściwości wodno-powietrzne, niektóre właściwości fizykochemiczne i chemiczne gleb, ale również zwiększył plon ziarna pszenicy ozimej (Kamila).

Plon ziarna pszenicy na obiektach kontrolnych był znacznie zróżnicowany i wahał się od $3,15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ na glebie całkowicie zerodowanej do $5,63 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ na glebie deluwialnej (Paluszek 2003). Po wprowadzeniu Viterry plon ziarna pszenicy istotnie zwiększył się na wszystkich glebach, proporcjonalnie do wielkości zastosowanej dawki (tab. 36).

Tabela 36. Plon ziarna pszenicy ozimej i elementy struktury plonu na glebach ulepszanych syntetycznymi polimerami (wartości średnie z 5 gleb) (Paluszek 2003)

Table 36. Grain yield of winter wheat and the elements of yield structure on soils improved by the synthetic polymers (mean values from 5 soils) (Paluszek 2003)

Polimer Polymer	Dawka Dose ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Plon ziarna Grain yield ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Obsada kłosów na 1 m^2 Number of ears per 1 m^2	Masa ziaren z kłosa Mass of grain per ear (g)	Liczba ziaren w kłosie Number of grain in ear	Masa 1000 ziaren Mass of 1000 grains (g)
Kontrola – Control	0	4,32	644	0,67	19,6	34,0
Viterra	0,2	4,83	665	0,72	20,5	35,4
	0,5	5,26	676	0,78	21,0	37,1
	1	5,59	680	0,82	22,3	36,9
	0,5	4,31	628	0,68	19,7	34,6
Terravest	1	4,60	661	0,69	19,7	35,3
	2	5,07	661	0,77	21,3	36,0
	0,5	4,15	651	0,63	18,3	34,7
PVAC	1	4,39	634	0,69	19,5	35,3
	2	4,78	676	0,70	19,3	36,6

Zwiększenie plonu ziarna w obiekcie z dawką $0,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ Viterry wynosiło średnio $0,51 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, a z dawką $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ – $1,27 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Przyrost ten stanowił od 11,8 do 29,4% plonu ziarna uzyskanego na obiektach kontrolnych (Paluszek 2003). Zwiększenie plonu było nierównomierne, największe stwierdzono na glebie całkowicie zerodowanej (26,3-50,5% w zależności od dawki) i średnio zerodowanej (13,2-45,1%).

Obsada kłosów pszenicy na 1 m^2 istotnie zwiększyła się w obiektach z wprowadzoną dawką $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ Viterry (średnio o 36 kłosów – 5,6%). Natomiast masa ziaren z kłosa istotnie zwiększyła się pod wpływem hydrożelu we wszystkich dawkach (średnio o 0,05-0,15 g, co stanowiło 7,5-22,4%). Liczba ziaren w kłosie była istotnie większa w obiektach z dawką $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (średnio o 2,7-13,8%), a masa 1000 ziaren była istotnie większa na poletkach z dawkami 0,5 i $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ Viterry, średnio o 3,1-2,9 g (9,1-8,5%).

Pod wpływem dodatku Terravestu w dawkach $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ plon ziarna pszenicy ozimej nie zmienił się lub wzrósł nieznacznie. Natomiast wprowadzenie dawki $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ istotnie zwiększyło plon ziarna pszenicy, średnio o $0,75 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (o 17,4%). Największy wzrost plonu ziarna, stwierdzony na glebie średnio zerodowanej wynosił $1,00 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (25,3%). Zastosowanie dawek Terravestu nie warło istotnego wpływu na obsadę kłosów pszenicy na 1 m^2 (Paluszek 2003). Masa ziaren z kłosa była istotnie większa w obiektach z dawką $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ Terravestu (średnio o $0,10 \text{ g}$ – 14,9%). Również liczba ziaren w kłosie zwiększyła się istotnie na glebach z dawką 0,2% Terravestu – średnio o 1,7 (8,7%). Masa 1000 ziaren zwiększyła się istotnie na poletkach z dawką 1 i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio o 1,3-2,0 g, co stanowiło 3,8-5,9%).

Wniesienie PVAC w dawkach 0,5 i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ nie zmieniło istotnie plonu ziarna pszenicy ozimej. Istotne zwiększenie plonu uzyskano natomiast stosując dawkę $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ PVAC w stosunku do masy gleby. W porównaniu z obiektami kontrolnymi plon pszenicy zwiększył się średnio o $0,46 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (10,6%). Najbardziej skuteczny był PVAC na glebie słabo i średnio zerodowanej, odpowiednio o $0,64 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (15,2%) i $0,62 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (15,7%). W obiektach z dawką $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ PVAC istotnie zwiększyła się obsada kłosów na 1 m^2 (średnio o 32 kłosa, czyli o 5,0%), a na poletkach z dodatkiem 1 i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ PVAC istotnie wzrosła masa 1000 ziaren (średnio o 1,3-2,6 g, co stanowiło 3,8-7,6%).

Uzyskany w doświadczeniu polowym najbardziej korzystny wpływ hydrożelu Viterry na plonowanie pszenicy ozimej wynikał z jej największego oddziaływania na kształtowanie struktury oraz właściwości wodno-powietrznych, fizykochemicznych i chemicznych gleb. Viterra zawiera potas w postaci łatwo przyswajalnej, który był pobierany z żelowych agregatów i wykorzystywany efektywnie przez rośliny (Schering Agrochemicals 1985). Korzystny wpływ Terravestu i dyspersji PVAC, nie zawierających składników pokarmowych dla roślin, na plony ziarna pszenicy ujawnił się tylko w obiektach z największą zastosowaną dawką – $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Obiekty te charakteryzowały się istotnym polepszeniem struktury i wodno-powietrznych właściwości gleb

Plony ziarna pszenicy były skorelowane dodatnio z wilgotnością aktualną ($r = 0,90$), zawartością wodoodpornych agregatów o wymiarach 0,25-10 mm ($r = 0,80$), zawartością makroporów o średnicy $>0,20 \mu\text{m}$ ($r = 0,60$), przepuszczalnością powietrzną przy $-15,5 \text{ kPa}$ ($r = 0,47$), zawartością agregatów powietrznie suchych o wymiarach 0,25-10 mm ($r = 0,45$), pełną pojemnością wodną ($r = 0,37$) oraz porowatością ogólną ($r = 0,34$). Z właściwości fizykochemicznych i chemicznych dodatnią korelację z plonem pszenicy wykazywało wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami K^+ ($r = 0,63$) i Mg^{2+} ($r = 0,29$) oraz zawartość przyswajalnego P ($r = 0,54$) i K ($r = 0,39$).

Uzyskane plony ziarna pszenicy ozimej na glebach ulepszanych są potwierdzeniem doniesień niektórych autorów o korzystnym wpływie syntetycznych polimerów na plony roślin uprawnych (De Boodt 1993). Stwierdzono, że syntetyczne polimery w różnorodnych warunkach klimatycznych i glebowych dawały zwwyżki plonów roślin od kilku do kilkudziesięciu procent, jeżeli czynnikiem ograniczającym plonowanie były właściwości fizyczne gleby. Inni autorzy nie stwierdzili istotnego wpływu polimerów lub uzyskali nieznaczną obniżkę plonów (m.in. Callebaut i in. 1984, Volkmar i Chang 1995, Rughoo i Govinden 1999). Volkmar i Chang (1995) badali wpływ polimerów żelowych Transorb i Grogel w dawkach: $0,03 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (rekomendowanej przez producentów), $0,12$; $0,47$ i $1,87 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ na wzrost oraz plonowanie jęczmienia i rzepaku modyfikowanego genetycznie na glebie o składzie gliny piaszczystej. Zastosowanie polimery w dawce $1,87 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ wywarły korzystny wpływ na biomasę roślin, natomiast nie miały istotnego wpływu na plon ziarna. Rughoo i Govinden (1999) stwierdzili, że wniesienie poliakryloamidowych hydrożeli w dawce $15 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ nie wywarło istotnego wpływu na przetrwanie sadzonek i plon owoców pomidorów w odróżnieniu od zastosowania obornika i osadu ściekowego.

Wpływ polimerów na plonowanie roślin zależy także od współdziałania z głównymi czynnikami plonotwórczymi: zabiegami uprawowymi, poziomem nawożenia, zmianowaniem i warunkami meteorologicznymi w sezonie wegetacyjnym.

3.6. Zastosowanie polimerów w ochronie gleb przed erozją

Zrównoważone wykorzystanie zasobów glebowych, w celu zachowania ich w możliwie niezmienionym stanie dla przyszłych pokoleń, wymaga takiego ograniczania procesów erozji, aby były one w równowadze z procesami tworzenia się gleb. Sposób użytkowania powinien zapewnić i wspomagać urodzajność gleb w celu zapewnienia produkcji żywności, dostarczenia zasobów odnawialnych oraz spełnianie ekologicznych funkcji gleb w środowisku przyrodniczym i rozwoju gospodarczo-społecznym (Lal 1998, Wallace i Terry 1998, Várallyay 2000).

W warunkach naturalnej roślinności leśnej geomorfologiczne procesy denudacyjne na stokach zachodziły bardzo powoli. Obecne użytkowanie rolnicze obszarów o urozmaiconej rzeźbie terenu nie daje możliwości całkowitego wyeliminowania problemu erozji gleb. Można jedynie w ograniczonym stopniu zmniejszyć natężenie procesów przyspieszonej erozji, które zostały wyzwolone przez rolniczą działalność człowieka. Do tradycyjnych metod ochrony przed erozją wodną i wietrzną zaliczane są m.in.: poprzecznostokowa uprawa roli, pozostawianie na zimę resztek poźniwnych bez orki zimowej, wysiew ochronnych poplonów ozimych, płodozmiany ze zwiększonym udziałem wieloletnich roślin motylkowatych (koniczyny, lucerny) i traw bez roślin okopowych, mulczowanie słomą, zakładanie

trwałych użytków zielonych, tarasowanie zboczy, sady z zadarnieniem międzyrzędzi, zadrzewienia i zalesienia (Józefaciuk i Józefaciuk 1998, Kuś i Nawrocki 1998, Lipski i Kostuch 2005, Morgan 2005, Kostuch i in. 2006). Znaczące zmniejszenie nasilenia erozji wodnej powierzchniowej można uzyskać poprzez zmianę układu pól w zlewni na prostopadły do spadku (równoległy do poziomic). Wymaga to przeprowadzenia kompleksowych scaleń gruntów wsi, wytyczenia nowych działek pól oraz wytyczenia i utwardzenia dróg dojazdowych. Zmniejszenie nasilenie erozji uprawowej można uzyskać poprzez ograniczenie tradycyjnej uprawy płużnej i wprowadzenie siewu bezpośredniego lub uprawy bezodkładnicowej (np. kultywatorami). Silnie nachylone stoki ($>10^\circ$) powinny być zalesione (Mozoła i in. 1977) lub przekształcone w użytki zielone (trwałe pastwiska), które chronią przed erozją wodną lepiej niż wielopiętrowy las. Rolę ochronną przed erozją gleb spełniają również sady pielęgnowane za pomocą murawy (koszonej i ściółkowanej) w rzędach drzew i międzyrzędziach lub za pomocą ściółkowania w rzędach materiałami organicznymi (np. słomą zbóż lub rzepaku, korą, trocinami i in.) (Józefaciuk i Józefaciuk 1998).

Zastosowanie syntetycznych polimerów do ochrony gleb przed erozją wodną i wietrzną jest obecnie jednym z wiodących kierunków ich wykorzystania w wielu krajach. Powierzchniowo stosowane polielektrolity i emulsje polimerów utrwalające ciekłą warstwę gleby, zapobiegają jej zamulaniu, powstawaniu skorupy powierzchniowej oraz zmniejszają rozbryzg, erozję żłobinowej i międzyżłobinową (Wallace i Wallace 1986, Shock i Shock 1998, Wallace 1998b, Heinrich 2006, Faucette i in. 2007). Oprysk nie musi obejmować całej powierzchni pola, lecz może być stosowany w formie równoległych pasów o różnej szerokości, ukierunkowanych prostopadłe do kierunku nachylenia stoku. Często na silnie erodowanych zboczach wprowadzanie polimerów metodą hydroobsiewu z nasionami traw i nawozami chroni glebę do czasu wytworzenia zwartej pokrywy roślinnej (Hüls 1985). Do ochrony gleb przed erozją wodną w różnych regionach zagrożonych tym zjawiskiem, stosowano najczęściej poliakryloamidy (Trout i in. 1995, Zhang i Miller 1996, Flanagan i in. 2002, 2006, Ben-Hur 2006), polialkohol winylu (Wood i Oster 1985) oraz polyDADMAC (polichlorek etanowo-amonowy) (Bernas i in. 1995).

Przeciwerozyjne oddziaływanie syntetycznych polimerów polega nie tylko na utrwalaniu struktury agregatowej w powierzchniowej warstwie gleby, ale również na zwiększeniu przewodnictwa wodnego i ograniczeniu spływów powierzchniowych. Smith i in. (1990) stwierdzili wzrost infiltracji i zmniejszenie erozji w wyniku uderzenia kropel deszczu z symulatora opadu na glebie piaszczysto-gliniastej traktowanej anionowym poliakryloamidem i fosfogipsem. Agassi i Ben-Hur (1992) stosowali fosfogips, polisacharyd i poliakryloamid na powierzchnię gleby uzyskując zmniejszenie spływu powierzchniowego i zmywu gleby. Fox i Bryan (1992) badając wpływ niskiej koncentracji poliakryloamidowego polielektrolitu

stwierdzili zwiększenie infiltracji, zmniejszenie spływu i erozji wodnej. Bernas i in. (1995) stosowali hydrofilowy poly-DADMAC w dawkach od $0,25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ do $5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ na glebach czerwono-burzych i czarnych ziemiach gliniastych. Badali wodoodporność agregatów po poddaniu gleb symulowanym opadom deszczu. Uzyskali zwiększenie wodoodporności agregatów o wymiarach $>2 \text{ mm}$ i uznali poly-DADMAC za doskonały środek do ochrony przed erozją wodną. Korzystne zmiany przyniosły wszystkie dawki polimeru, ale najbardziej skuteczna była dawka $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Trout i in. (1995) stosowali anionowy poliakryloamid Superfloc A-836 do ochrony nawadnianej gleby gliniasto-pyłastej. Dodatek polielektrolitu zwiększył wodoodporność agregatów i zmniejszył erozję żłobinową o 85-99%. Zhang i Miller (1996) stwierdzili korzystny wpływ dawki $1,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ powierzchniowo stosowanego poliakryloamidu anionowego (Magnifloc 836A) na zmniejszenie zaskorupienia i erozji podczas symulowanych opadów deszczu na glebie o składzie gliny piaszczystej. W porównaniu z kontrolą wzrosła trwałość agregatów, istotnie zmniejszył się spływ powierzchniowy a straty gleby zmniejszyły się o 48-66%.

Wiele prac poświęconych jest również wykorzystaniu polielektrolitów i hydrożeli do ochrony terenów podlegających silnej erozji wietrznej, do utrwalaenia ruchomych wydm na obszarach piaszczystych, pustynnych i półpustynnych (Schering Agrochemicals 1985, Hüls 1985, De Boedt 1993).

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Krajobrazy lessowe zaliczane są do najintensywniej użytkowanych obszarów rolniczych na świecie, ze względu na występowanie żyznych i urodzajnych gleb. Gleby płowe i czarnoziemy wytworzone z lessów ze względu na duży udział cząstek pyłowych ($0,05\text{-}0,002 \text{ mm}$) charakteryzują się dość trwałą strukturą agregatową, umiarkowanym zagęszczeniem, korzystną porowatością i rozkładem porów glebowych, bardzo dużą retencją wody dostępnej dla roślin, dobrym przewodnictwem wodnym, dość dobrą pojemnością i przepuszczalnością powietrzną, dużą zasobnością w potas i azot ogółem, rozległą penetracją przez korzenie roślin i łatwością uprawy poziomu Ap. Jednocześnie pokrywy lessowe charakteryzują się specyficzną, drobnopromienną rzeźbą terenu: stromymi, wypukłymi i krótkimi stokami oraz dużymi deniwelacjami. Te cechy geomorfologiczne w połączeniu z dużą podatnością lessów na wymywanie i wywiewanie powodują, że krajobrazy lessowe należą do obszarów najsilniej degradowanych przez procesy erozyjne.

Erozja gleb obejmuje: rozbryzg gleby przez spadające krople deszczu, erozję wodną żłobinową i międzyżłobinową, powierzchniowe ruchy masowe, erozję wąwozową, sufozję, denudację chemiczną, erozję wietrzną, erozję uprawową, erozję powodowaną przez koła ciągników i maszyn rolniczych oraz straty gleby wynoszonej z plonami roślin okopowych. Poszczególne procesy mają zróżnicowany

wpływ na zmiany rzeźby terenu i pokrywy glebowej w różnych częściach świata, a także na produkcję rolniczą, w zależności od warunków środowiska przyrodniczego i warunków społeczno-gospodarczych. W niektórych krajobrazach lessowych najbardziej spektakularne formy rzeźby terenu tworzy erozja wąwozowa, ale największe natężenie wykazuje powszechnie występująca erozja uprawowa.

Dotychczasowe badania wykazały, że erozja gleb jest głównym procesem fizycznej degradacji pokrywy glebowej w silnie urzeźbionych obszarach lessowych. Degradacyjny charakter erozji polega na stopniowym skracaniu pedonów aż do całkowitego zniszczenia w górnych, wypukłych częściach stoków i akumulacji materiału glebowego w obniżeniach terenu. W rezultacie powstają skrócone w różnym stopniu gleby zerodowane oraz nadbudowane gleby deluwialne. Równocześnie z niszczeniem poziomów genetycznych następuje selektywne zubożenie gleb w związki próchniczne i składniki pokarmowe roślin. Poziomy Ap gleb płowych zerodowanych, wytworzone z poziomu iluwialnego lub skały macierzystej, charakteryzują się małą zawartością materii organicznej, znacznie gorszą agregacją i bardzo małą wodoodpornością agregatów glebowych. Ponadto gleby słabo i średnio zerodowane, których obecne poziomy Ap wytworzyły się z poziomu Bt, mają gorsze właściwości wodno-powietrzne od gleb nieerodowanych: większe zagęszczenie, mniejszą porowatość ogólną, pełną i połową pojemność wodną, retencję wody użytecznej dla roślin oraz pojemność i przepuszczalność powietrzną. Procesy erozyjne powodują również wypłukiwanie lub zamulanie roślin uprawnych, wymywanie nawozów mineralnych i środków ochrony roślin, stwarzając zagrożenie dla wód powierzchniowych i podziemnych. W rezultacie niszczenia zasiewów i pogorszenia żyzności gleb, erozja przyczynia się do znacznego obniżenia plonowania roślin uprawnych i pogorszenia jakości plonów. Bardzo mała trwałość agregatów w glebach zerodowanych przyczynia się do ich zaskorupiania powierzchniowego, utrudnionego kiełkowania roślin i dalszego zwiększenia podatności gleb na erozję wodną i wietrzną.

Na dnach dolin suchych i w dolnych partiach stoków powstały pokrywy gleb deluwialnych charakteryzujące się występowaniem kilku warstw deluwii, o zróżnicowanej zawartości materii organicznej, pochodzących z erodowanych pierwotnych poziomów genetycznych. Gleby deluwialne wytworzone z deluwii lessowych mają korzystną strukturę agregatową, dużą wodoodporność agregatów glebowych, dobre właściwości wodne i powietrzne oraz są zasobne w materię organiczną i składniki pokarmowe roślin. Niekorzystna dla praktyki rolniczej jest możliwość zamulania zasiewów roślin uprawnych podczas spływów erozyjnych i często występująca w glebach deluwialnych nadmierna koncentracja składników pokarmowych, sprzyjająca wyleganiu roślin zbożowych.

Przywrócenie glebom zerodowanym wodoodpornej struktury agregatowej i korzystnych właściwości wodno-powietrznych wymaga stosowania różnych

zabiegów agrotechnicznych i agromelioracyjnych Tradycyjne metody ulepszenia struktury i właściwości wodno-powietrznych gleb polegają na zwiększeniu w nich zawartości materii organicznej. Służą temu nawożenie nawozami naturalnymi i organicznymi w bardzo dużych dawkach: obornikiem (w dawce $60 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), gnojowicą, kompostami i wermikompostami (w dawkach do $300 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), węglem brunatnym (do $200 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), torfem (do $200 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), słomą, nawozami zielonymi z roślin motylkowatych i resztkami poźniwnymi. Nawożenie organiczne powinno być uzupełnione wapnowaniem i nawożeniem mineralnym NPK.

Tradycyjne zabiegi agrotechniczne i agromelioracyjne jako metody poprawy struktury i właściwości wodno-powietrznych gleb można uznać za niewystarczające, ponieważ są bardzo pracochłonne, wymagają bardzo wysokich dawek i długiego okresu stosowania. We współczesnym rolnictwie brakuje dostatecznej ilości nawozów naturalnych i organicznych do ulepszenia gleb, a występujące w glebie związki utrwalające agregaty, czyli mikrobiologiczne i roślinne polisacharydy są szybko rozkładane przez mikroorganizmy glebowe. Dlatego od kilkadziesiąt lat prowadzone są badania nad znalezieniem bardziej efektywnych i odporniejszych na rozkład mikrobiologiczny środków ulepszających strukturę i właściwości wodno-powietrzne gleb.

Na podstawie kilkadziesiąt lat badań ustalono, że efektywne środki do ulepszenia struktury glebowej powinny spełniać kilka podstawowych warunków. Winny mieć dobre właściwości wiązania cząstek glebowych, być łatwe w stosowaniu i charakteryzować się długotrwałym oddziaływaniem w glebie. Równocześnie muszą być nietoksyczne dla roślin i organizmów zwierzęcych, biodegradowalne oraz relatywnie tanie, aby ich stosowanie było opłacalne. Dotychczas nie spełniono równocześnie tych wszystkich wymagań, ale w niektórych krajach syntetyczne wielkocząsteczkowe polimery znalazły zastosowanie w rolnictwie na mniejszą lub większą skalę.

Z bardzo dużej liczby syntetycznych polimerów, produkowanych przez przemysł chemiczny, najczęściej używane do ulepszenia gleb były hydrofilowe polielektrolity rozpuszczalne w wodzie, polimery żelowe oraz polimery hydrofobowe tworzące emulsje lub dyspersje. Polimery mają właściwości łączenia elementarnych cząstek gleby i mikroagregatów w wodoodporne makroagregaty. Dzięki polepszeniu trwałości agregatów, można kształtować zagęszczenie gleby i właściwości wodno-powietrzne, a pośrednio również niektóre właściwości fizykochemiczne i chemiczne decydujące o żyzności i urodzajności gleb. Równocześnie zastosowanie tych substancji spełnia rolę zabiegów przeciwoerozyjnych, zmniejszając podatność gleb na erozję wodną i wietrzną oraz straty gleby.

Wyniki wieloletnich doświadczeń prowadzonych w gospodarstwach rolnych w Czesławicach, Elizówce i Bogucinie na Płaskowyżu Nałęczowskim (Wyżyna Lubelska) nad ulepszaniem właściwości zerodowanych w różnym stopniu gleb

plowych typowych wytworzonych z lessu i gleb deluwialnych pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Wprowadzenie polimerów żelowych: Viterry, Stockosorbu, Hidroplus, AgroHydroGelu i Terracottem polepszyło zdecydowanie skład agregatowy w warstwie 0-5 cm gleb w różnym stopniu zerodowanych. W porównaniu z obiektami kontrolnymi zwiększył się istotnie udział agregatów o wymiarach 0,25-10 mm, w tym najbardziej korzystnych dla wzrostu roślin agregatów 1-5 mm, a zmniejszył udział brył o wymiarach >10 mm. Zastosowane hydrożele istotnie zwiększyły zawartość wodoodpornych agregatów glebowych o wymiarach 0,25-10 mm, w tym zwłaszcza agregatów 1-5 mm i 5-10 mm.

2. Skuteczność poszczególnych polimerów żelowych w ulepszaniu składu agregatowego i zwiększeniu trwałości agregatów glebowych była proporcjonalna do zastosowanych dawek. Z badanych hydrożeli najbardziej polepszyły strukturę glebową Viterra i Hidroplus w dawce 1 g·kg⁻¹. Zdecydowanie słabsze było oddziaływanie Stockosorbu i Terracottem w analogicznej dawce oraz AgroHydroGelu w dawkach 1 i 2 g·kg⁻¹. Skuteczność wniesienia hydrożeli w dawce 0,5 g·kg⁻¹ na strukturę agregatową gleb erodowanych była również największa w przypadku Viterry i Hidroplus.

3. Viterra w dawkach od 0,2 do 1 g·kg⁻¹ oddziaływała najkorzystniej na skład agregatowy i wodoodporność agregatów w glebie słabo i średnio zerodowanej. Jej wpływ był nieco słabszy na glebie nieerodowanej i deluwialnej, a najslabszy na glebie bardzo silnie zerodowanej, charakteryzującej się wysokim stężeniem kationów Ca²⁺ i Mg²⁺ w kompleksie sorpcyjnym, które ograniczają absorpcję wody glebowej przez kłębki hydrożelu. Oddziaływanie Stockosorbu, AgroHydroGelu i Terracottem na poprawę agregacji i wodoodporności agregatów w glebach różniących się stopniem zerodowania było jednakowo skuteczne.

4. Z przebadanych polimerów żelowych najbardziej korzystny wpływ na gęstość gleby w warstwie 0-5 cm, wilgotność aktualną, pełną i połową pojemność wodną, retencję wody użytecznej dla roślin, porowatość ogólną oraz pojemność i przepuszczalność powietrzną wywarła Viterra w dawkach 1 i 0,5 g·kg⁻¹. Wniesienie Stockosorbu, Hidroplus, AgroHydroGelu i TerraCottem w zastosowanych dawkach w niewielkim stopniu poprawiło właściwości wodno-powietrzne. Stockosorb i AgroHydroGel istotnie zwiększyły w glebach zerodowanych przewodnictwo wodne w strefie nasyconej.

5. Wprowadzenie Viterry spowodowało korzystne zwiększenie wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb w wymienny potas i sumy kationów wymiennych o charakterze zasadowym oraz zwiększenie zawartości potasu łatwo przyswajalnego dla roślin.

6. Wpływ polimerów hydrofobowych – emulsji Terravestu i dyspersji PVAC w dawkach 0,5; 1 i 2 g·kg⁻¹ na skład agregatowy i wodoodporność agregatów był zbliżony do wpływu AgroHydroGelu, natomiast słabszy niż oddziaływanie Viterry i pozostałych polimerów żelowych stosowanych w takich samych dawkach.

7. Oddziaływanie Terravestu i PVAC na gęstość gleby i właściwości wodno-powietrzne w warstwie 0-5 cm było słabsze niż badanych hydrożeli. Polimery hydrofobowe w dawce 2 g·kg⁻¹ istotnie zwiększyły jedynie przepuszczalność powietrzną przy przy połowym nasyceniu gleby wodą (-15,5 kPa).

8. Teravest i PVAC podobnie jak Viterra najefektywniej ulepszały skład agregatowy i wodoodporność agregatów w glebie słabo i średnio zerodowanej, a najslabiej na bardzo silnie zerodowanej.

9. Korzystny wpływ Viterry i polimerów hydrofobowych na wodoodporność agregatów glebowych pod uprawą pszenicy ozimej był najmniejszy w zimie i wczesną wiosną a najbardziej zwiększał się w okresie letnim. Skuteczność hydrożeli zastosowanych pod uprawą pszenicy jarej na trwałość agregatów glebowych stopniowo zwiększała się od maja do sierpnia.

10. Dodatek Viterry w dawkach od 0,2 do 1 g·kg⁻¹ przyczynił się do istotnego zwiększenia plonu ziarna pszenicy ozimej i niektórych elementów struktury plonu. Korzystny wpływ Terravestu i PVAC na plon ziarna pszenicy był istotny tylko w dawce 2 g·kg⁻¹.

11. Badania wykazały istotny następczy wpływ Viterry na polepszenie składu agregatowego i zwiększenie zawartości wodoodpornych agregatów glebowych o wymiarach 0,25-10 mm w drugim i trzecim roku po jej wprowadzeniu do gleby. Następczy wpływ Terravestu i PVAC był istotny tylko w przypadku wodoodporności agregatów, natomiast następczy wpływ pozostałych badanych polimerów na strukturę glebową był nieznaczny.

12. Wpływ kompostu z odpadów zieleni miejskiej w dawkach 10 i 20 g·kg⁻¹ na skład agregatowy i wodoodporność agregatów glebowych był mniejszy niż syntetycznych polimerów, natomiast na właściwości wodne i powietrzne gleb – mniejszy niż polimerów żelowych, ale większy od wpływu Terravestu i PVAC.

13. Oddziaływanie bezpośrednie węgla brunatnego w dawkach 10 i 20 g·kg⁻¹ na strukturę i właściwości wodno-powietrzne gleb zerodowanych było zbliżone do wpływu kompostu w analogicznych dawkach. Węgiel brunatny miał korzystny następczy wpływ nie tylko na skład agregatowy, ale również na wodoodporność agregatów w drugim roku po jego zastosowaniu.

14. Wysokie ceny ropy naftowej na rynkach światowych powodują, że ceny jednostkowe hydrożeli i innych polimerów są wielokrotnie wyższe od ceny nawozów naturalnych i organicznych. To ogranicza ich zastosowanie w powszechnej

praktyce rolniczej naszego kraju i tylko w przypadku wysokotowarowej produkcji ogrodniczej może być uzupełnieniem tradycyjnych metod ulepszenia gleb. Wysokie koszty zabiegów wprowadzania polimerów żelowych do gleby są tylko częściowo równoważone dużą skutecznością ich działania i bardzo małymi dawkami tych preparatów.

15. W ochronie gleb przed przyspieszoną erozją wodną można osiągnąć większą opłacalność stosowania syntetycznych polimerów poprzez ich wprowadzanie strefowe, ograniczone do gleb średnio, silnie i bardzo silnie zerodowanych położonych na wypukłych częściach stoków. Gleby nieerodowane i deluwialne są bardziej odporne na erozję wodną i nie wymagają ulepszenia.

5. PIŚMIENNICTWO

- Agassi M., Ben-Hur M., 1992. Stabilizing steep slopes with soil conditioners and plants. *Soil Technol.*, 5, 249-256.
- Aggelides S.M., Londra P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technol.*, 71, 253-259.
- Agroidea 2004. AgroHydroGel® – zastosowanie, otoczkowanie, dawkowanie, korzyści. ><http://www.agroidea.com.pl/><
- Akhter J., Mahmood K., Malik K.A., Mardan A., Ahmad M., Iqbal M.M., 2004. Effects of hydrogel amendment on water storage of sandy loam and loam soils and seedling growth of barley, wheat and chickpea. *Plant Soil Environ.*, 50, (10), 463-469.
- Al-Darby A.M., 1996. The hydraulic properties of a sandy soil treated with gel-forming soil conditioner. *Soil Technol.*, 9, 15-28.
- Al-Humaid A.I., 2005. Effect of hydrophilic polymer on the survival of bottomwood (*Conocarpus erectus*) seedlings grown under drought stress. *Europ. J. Hort. Sci.*, 70, 283-288.
- Al-Omran A.M., Al-Harbi A.R., 1998. Improvement of sandy soils with soil conditioners. W: *Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil* (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 363-384.
- Amézketa E., 1999. Soil aggregate stability: a review. *J. Sustain. Agricult.*, 14, 2/3, 82-151.
- Andraski B.J., Lowery B., 1992. Erosion effects on soil water storage, plant water uptake, and corn growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56, 1911-1919.
- Annabi M., Houot S., Francou C., Poitrenaud M., Le Bissonnais Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71, 413-423.
- Arbona V., Iglesias D.J., Jacas J., Primo-Millo E., Talon M., Gómez-Cadenas A., 2005. Hydrogel substrate amendments alleviates drought effects on young citrus plants. *Plant Soil*, 270, 73-82.
- Arriaga F.J., Lowery B., 2003. Soil physical properties and crop productivity of an eroded soil amended with cattle manure. *Soil Sci.*, 168, 888-899.
- Artagro® 2004. AgroAquaGel®. ><http://www.artagro.pl><
- Avnimelech Y., Cohen A., Shkedi D., 1990. The effect of municipal solid waste compost on the fertility of clay soils. *Soil Technol.*, 3, 275-284.
- Avnimelech Y., Cohen A., Shkedi D., 1993. Can we expect a consistent efficiency of municipal waste compost application. *Compost Sci. Utiliz.*, 1, 7-14.
- Bajracharya R.M., Lal R., Kimble J.M., 1998. Soil organic carbon distribution in aggregates and primary particle fractions as influenced by erosion phases and landscape position. W: *Soil*

- processes and the carbon cycle (red. R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett, B.A. Stewart), CRC Press, Boca Raton, 353-367.
- Ball B.C., Watson C.A., Baddeley J.A., 2007. Soil physical fertility, soil structure and rooting conditions after ploughing organically managed grass/clover swards. *Soil Use Manag.*, 23, 20-27.
- Baran S., Martyn W., 1996. Transformacja odpadów organicznych w komposty. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 429, 33-36.
- Baran S., Oleszczuk P., Żukowska G., 2002. Zasoby i gospodarka odpadami organicznymi w Polsce. *Acta Agrophysica*, 73, 17-34.
- Battiston L.A., Miller M.H., Shelton I.J., 1987. Soil erosion and corn yield in Ontario. I. Field evaluation. *Can. J. Soil Sci.*, 67, 731-745.
- Bazzoffi P., Pellegrini S., Rocchini A., Morandi M., Grasselli O., 1998. The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield. *Soil Till. Res.*, 48, 275-286.
- Becher H.H., 2001. Influence of long-term liming on aggregate stability of a loess-derived soil. *Int. Agrophysics*, 15, 2, 67-72.
- Ben-Hur M., 2006. Using synthetic polymers as soil conditioners to control runoff and soil loss in arid and semi-arid regions – a review. *Aust. J. Soil Res.*, 44, 191-204.
- Bereś J., Kałędowska M., 1992. Superabsorbenty. *Chemik*, 45 (3), 59-61.
- Bereśniewicz A., Nowosielski O., 1976. Możliwości rolniczego wykorzystania węgla brunatnego. *Post. Nauk Rol.*, 1, 69-84.
- Bernas S.M., Oades J.M., Churchman G.J., 1995. Effects of latex and poly-DADMAC on erosion, hydrophobicity and water retention on two different soils. *Austr. J. Soil Res.*, 33, 805-816.
- Bhardwaj A.K., Shainberg I., Goldstein D., Warrington D.N., Levy G.J., 2007. Water retention and hydraulic conductivity of cross-linked polyacrylamides in sandy soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71, 406-412.
- Bieniek B., 1997. Właściwości i rozwój gleb deluwialnych Pojezierza Mazurskiego. *Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Agricultura* 64, Suppl. B., 1-81.
- Bieniek B., Gotkiewicz J., 1990. Badania nad właściwościami i troficznością gleb deluwialnych terenów młodoglacjalnych Pojezierza Mrągowskiego. *Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Geodaesia*, 20, 109-119.
- Bieniek B., Wójciak H., 1998. Substancja organiczna w erodowanych glebach Pojezierza Mazurskiego. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4B/98, 251-259.
- Bieniek B., Orzechowski M., Bieniek A., 2001. Właściwości powietrzno-wodne i redukcyjne gleb terenów urzeźbionych Pojezierza Mazurskiego. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 15-20.
- Blanco-Canqui H., Lal R., 2006. Impacts of long-term wheat straw management on soil hydraulic properties under no-tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71, 1166-1173.
- Bork H.R., 1994. Soil erosion during the younger holocene in Germany. *Rocz. AR w Poznaniu* 266, *Melior. Inż. Środ.*, 14, 7-19.
- Borowiec J., 1982. Aktualny obraz i tendencje rozwojowe czarnoziemów zamojskich ze szczególnym uwzględnieniem wpływu erozji wodnej. W: *Czarnoziemy zamojskie. Mat. Konf. Nauk., Zamość*, 29-47.
- Borowiec J., 1986. Morfologiczna i chemiczna charakterystyka relikтового czarnoziemu w rejonie Grabowca. *Folia Soc. Sci. Lublinensis*, 28, *Geogr.* 2, 17-32.
- Borowiec J., 2002. Znaczenie lasu w ochronie gleby przed erozją na przykładzie ewolucji polskich czarnoziemów. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 487, 45-55.
- Borowiec J., Magierski J., 1988. Distribution of trace elements in eroded chernozems of the Lublin Upland as an index of anthropogenetic degradation of the soil environment. *Pol. J. Soil Sci.*, 21, 2, 89-99.

- Bouranis D.L., 1998. Designing synthetic soil conditioners via postpolymerization reactions. W: Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 333-362.
- Brandsma R.T., Fullen M.A., Hocking T.J., 1999. Soil conditioner effects on soil structure and erosion. *J. Soil Water Conserv.*, 54, 485-489.
- Braunack M.V., Dexter A.R., 1989. Soil aggregation in the seedbed: a review. II. Effect of aggregate size on plant growth. *Soil Tillage Res.*, 14, 281-298.
- Bresson L.M., Koch C., Le Bissonnais Y., Barriuso E., Lecomte V., 2001. Soil surface structure stabilization by municipal waste compost application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65, 1804-1811.
- Bronick C.J., Lal R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.
- Bruce R.R., Langdale G.W., West L.T., Miller W.P., 1995. Surface soil degradation and soil productivity restoration and maintenance. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 654-660.
- Bullock M.S., Kemper W.D., Nelson S.D., 1988. Soil cohesion as affected by freezing, water content, time and tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52, 770-776.
- Buraczyński J., 1989/90. Rozwój wąwozów na Równinie Gorajskim w ostatnim tysiącleciu. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, B*, 54/55, 95-104.
- Busscher W.J., Novak J.M., Caesar-TonThat T.C., Sojka R.E., 2007. Amendments to increase aggregation in United States southeastern Coastal Plain soils. *Soil Sci.*, 172, 651-658.
- Calatrava-Leyva J., Gonzalez-Roa M.C., 2001. Approaches to the economic analysis of erosion and soil conservation: a review. W: Proc. Int. Symp. Soil Erosion Research for the 21 st Century (red. J.S. Ascough II, D.C. Flanagan) 3-5 January 2001, Honolulu, Hi, USA, St. Joseph, Mi, 202-205.
- Callebaut F., Gabriels D., De Boodt M., 1984. Erodofix, a polystyrene-butadien copolymer emulsion, used as soil conditioner. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent*, 49, 53-61.
- Canada Soil Survey Committee, Subcommittee on Soil Classification, 1978. The Canadian system of soil classification. Agriculture Canada, Supply and Services Canada, Ont. Publ. 1646, Ottawa.
- Carter M.R., 2007. Long-term influence of compost on available water capacity of a fine sandy loam in potato rotation. *Can. J. Soil Sci.*, 87, 535-539.
- Catt J.A., 2001. The agricultural importance of loess. *Earth-Sci. Reviews*, 54, 213-229.
- Celik I., Ortas I., Kilic S., 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil Till. Res.*, 78, 59-67.
- Chan K.Y., Heenan D.P., Ashley R., 1994. Seasonal changes in surface aggregate stability under different tillage and crops. *Soil Till. Res.*, 28, 301-314.
- Chang E.H., Chung R.S., Tsai Y.H.: 2007. Effect of different application rates of organic fertilizers on enzyme activity and microbial population. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53, 132-140.
- Chen S., Zomporodi M., Fritz E., Wang S., Hüttermann A., 2004. Hydrogel modified uptake of salt ions and calcium in *Populus euphratica* under saline conditions. *Trees*, 18, 175-183.
- Choudhary M.I., 1995. Water holding capacity and evaporation of calcareous soils as affected by four synthetic polymers. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 26, 2205-2215.
- Chudecka J., 2001. Zawartość Cu, Zn, Pb i Mn w erodowanych glebach strefy czołowo-morenowej Pomorza Zachodniego. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 21-26.
- Cieśliński Z., Kostrzewa S., Miatkowski Z., Sobków C., Szafranski C., 1997. Agromelioracje w kształtowaniu środowiska rolniczego. Wyd. AR, Poznań.
- Cihacek L.J., Swan J.B., 1994. Effect of erosion on soil chemical properties in the north central region of the United States. *J. Soil Water Conserv.*, 49, 259-265.
- Ciupa T., 2001. Zmiany w rzeźbie lessowej Wyżyny Miechowskiej wywołane nawałnymi opadami deszczu w latach 1995 i 2000. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 27-32.

- Coote D.R., Malcolm-McGovern C.A., Wall G.T., Dickinson W.T., Rudra R.P. 1988. Seasonal variation of erodibility indices based on shear strength and aggregate stability in some Ontario soils. *Can. J. Soil Sci.*, 68, 405-416.
- Cotching W.E., Hawkins K., Sparrow L.A., McCorkell B.E., Rowley W., 2002. Crop yields and soil properties on eroded slopes of red ferrosols in north-west Tasmania. *Aust. J. Soil Res.*, 40, 625-642.
- Cox D., Bezdicek D., Fauci M., 2001. Effects of compost, coal ash, and straw amendments on restoring the quality of eroded Palouse soil. *Biol. Fertil. Soils*, 33, 365-372.
- Crawford J.W., Matsui N., Young I.M., 1995. The relation between the moisture-release curve and the structure of soil. *Europ. J. Soil Sci.*, 46, 369-375.
- Crecchio C., Curci M., Mininni R., Ricciuti P., Ruggiero P., 2001. Short-term effects on municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity. *Biol. Fertil. Soil*, 34, 311-318.
- Cresswell H.P., Smiles D.E., Williams J., 1992. Soil structure, soil hydraulic properties and soil water balance. *Aust. J. Soil Res.*, 30, 265-283.
- Dabney S.M., Delgado J.A., Reeves D.W., 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 32, 1221-1250.
- Dabney S.M., Wilson G.V., McGregor K.C., Foster G.R., 2004. History, residue, and tillage effects on erosion of loessial soil. *Trans. ASABE*, 47, 767-775.
- Daniels R.B., Giliam J.W., Cassel D.K., Nelson L.A., 1989. Soil erosion has limited effect on scale crop productivity in the Southern Piedmont. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 53, 917-920.
- De Boodt M.F., 1993. Soil conditioning, a modern procedure for restoring physical soil degradation. *Pedologie, Gent*, 43, 157-195.
- De Boodt M.F., 1995. Models of particle aggregation and their usefulness. *Int. Agrophysics*, 9, 11-17.
- De Oliveira R.A., Rezende L.S., Martinez M.A., Miranda G.V., 2004. Influencia de um polímero hidroabsorvente sobre a retenção de água no solo. *Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambiental*, 8, (1), 160-163.
- De Varennes A., Queda C., 2005. Application of an insoluble polyacrylate polymer to copper-contaminated soil enhances plant growth and soil quality. *Soil Use and Manag.*, 21, 410-414.
- Debosz K., Petersen S.O., Kure L.K., Ambus P., 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Appl. Soil Ecol.*, 19, 237-248.
- Dechnik I., Dębicki R., 1977. Wykorzystywanie syntetycznych środków do ulepszenia gleb. *Probl. Agrofizyki*, 23, 1-201.
- Dechnik I., Chmielewska B., 1989. Wpływ nawożenia obornikiem i odpadami organicznymi stosowanymi w monokulturze żyta na zawartość związków fenolowych w glebie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 370, 49-55.
- Dechnik I., Filipek T., 1996. Dynamika wysycenia kationami gleb ukształtowanych przez erozję wodną. *Rocz. Glebozn.*, 47, 3/4, 47-52.
- Degens B.P., 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factor affecting these: a review. *Aust. J. Soil Res.*, 35, 431-459.
- Deweever F., Ottevaere D., 2003. TerraCottem in growing media. *Proceedings of the International Peat Symposium in Horticulture. Additives in Growing Media. Amsterdam*, 39-47.
- Dexter A.R., 1988. Advances in characterisation of soil structure. *Soil Till. Res.*, 11, 199-238.
- Dębicki R., 1990: Kształtowanie podstawowych elementów żyzności gleby niekonwencjonalnymi środkami nawozowymi. *Probl. Agrofizyki*, 62, 1-107.
- Dębicki R., Rejman J., 1990. Przewidywanie strat gleby w wyniku erozji wodnej. *Probl. Agrofizyki*, 59.

- Diener B., Hey S., 2005. Toxicological and environmental safety data Stockosorb®. Degussa AG – Stockhausen GmbH, Krefeld.
- Domżał H., Słowińska-Jurkiewicz A., 1988. Wpływ składu granulometrycznego i próchnicy na ilość agregatów glebowych i ich odporność na działanie wody. *Rocz. Glebozn.*, 39, 3, 5-19.
- Dotterweich M., 2005. Gullyng under human influence during the last 1300 years in northern Bavaria, Germany: a basis for modelling long term landscape evolution. W: *Human impact on sensitive geosystems* (red. J. Rejman, W. Zgłobicki). Maria Curie-Skłodowska University Press, Lublin, 9-21.
- Durkowski T., 2002. Skuteczność zabiegów agromelioracyjnych i drenowania wybranych gleb Pomorza Zachodniego. Wyd. IMUZ Falenty.
- Ebeid M.M., Lal R., Hall G.F., Miller E., 1995. Erosion effects on soil properties and soybean yield of a Miamian soil in Western Ohio in a season with below normal rainfall. *Soil Technol.*, 8, 97-108.
- Ebrahimi S., Homae M., 2004. Cyclic wetting-drying behavior of superabsorbent for water holding in soil. *Abstr. Eurosoil 2004*, Freiburg, Germany, 4-12 September 2004, 1033.
- Eck H.V., Stewart B.A., 1995. Manure. W: *Soil amendments and environmental quality* (red. J.E. Rechcigl). CRC Press, Boca Raton, Florida, 169-198.
- Edwards L., Burney J.R., Richter J.R., MacRae A.H., 2000. Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 81, 217-222.
- El-Hady O.A., Abo-Sedera S.A., 2006. Conditioning effect of composts and acrylamide hydrogels on a sandy calcareous soil. II. Physico-biochemical properties of the soil. *Int. J. Agric. Biol.*, 8, 6, 876-884.
- El-Kader A., El-Fattah A., 2006. Effect of organic manure and hydrogel and their mixtures on the nutritional and botanical properties of tomato. 18th World Congress of Soil Science, 9-15 July 2006, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Elrashidi M.A., Hammer D., Mays M.D., Seybold C.A., Peaslee S.D., 2007. Loss of alkaline earth elements by runoff from agricultural watersheds. *Soil Sci.*, 172, 313-332.
- El-Saied H., Waley A.I., Basta A.H., El-Hadi O., 2004. High water absorbents from lignocelluloses. II. Novel soil conditioners for sandy soil from lignocellulosic wastes. *Polymer-Plastics Technology and Engineering*, 43, 779-795.
- Emmerich W.E., 2003. Season and erosion pavement influence on saturated soil hydraulic conductivity. *Soil Sci.*, 168, 637-645.
- Epstein E., 1997. *The science of composting*. Technomic Publishing Com. Inc., Lancaster, USA.
- Erpul G., Norton L.D., Gabriels D., 2005. Sand detachment by wind driven raindrops. *Earth Surf. Proc. Landforms*, 30, 241-250.
- Faucette L.B., Governo J., Jordan C.F., Lockaby B.G., Carino H.F., Governo R., 2007. Erosion control and storm water quality from straw with PAM, mulch, and compost blankets of varying sizes. *J. Soil Water Conserv.*, 62, 404-413.
- Filipek-Mazur B., 1998. Plonowanie roślin nawożonych osadem garbarskim surowym i przekompostowanym z torfem i zawartość w nich metali ciężkich. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie. Rolnictwo*, 340 (35): 11-21.
- Flanagan D.C., Chaudhari K., Norton L.D., 2002. Polyacrylamide soil amendment effects on runoff and sediment yield on steep slopes: Part I. Simulated rainfall conditions. *Trans. ASAE*, 45, 1327-1337.
- Flanagan D.C., Norton L.D., Peterson J.R., Chaudhari K., 2003. Using polyacrylamide to control erosion on agricultural and disturbed soils in rainfed areas. *J. Soil Water Conserv.*, 58, 5, 301-311.

- Flanagan D.C., Canady N.H., 2006. Use of polyacrylamide in simulated land application of lagoon effluent. Part I. Runoff and sediment loss. *Trans. ASABE*, 49, 1361-1369.
- Foley B.J., Cooperband L.R., 2002. Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. *J. Environ. Qual.*, 31, 2086-2095.
- Fong S.S., Seng L., Chong W.N., Asing J., Md Nor M.F., Mohd Pauzan A.S., 2006. Characterization of the coal derived humic acids from Mukah, Sarawak as soil conditioner. *J. Braz. Chem. Soc.*, 17, 582-587.
- Fox D., Bryan R.B., 1992. Influence of a polyacrylamide soil conditioner on runoff generation and soil erosion: field tests in Baringo District, Kenya. *Soil Technol.*, 5, 101-119.
- Franzluebbers A.J., 1999. Microbial activity in response to water-filled pore space of eroded southern Piedmont soils. *App. Soil Ecol.*, 11, 91-101.
- Frye W.W., Ebelhar S.A., Murdock L.W., Blevins R.L., 1982. Soil erosion effects on properties and productivity of two Kentucky soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 1051-1055.
- Fryrear D.W., 1995. Soil losses by wind erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 668-672.
- Fullen M.A., Brandsma R.T., 1995. Property changes by erosion of loamy sand soils in east Shropshire – UK. *Soil Technol.*, 8, 1-15.
- Gabriels D., 1990. Application of soil conditioners for agriculture and engineering. In: *Soil colloids and their associations in aggregates* (red. M.F. De Boodt, M. Hayes, A. Herbillon), NATO ASI Series, Ser. B: Physics, Plenum Press, New York, 215, 557-565.
- Garcia C., Hernandez T., 1997. Biological and biochemical indicators in derelict soils subject to erosion. *Soil Biol. Biochem.*, 29, 171-177.
- Gawrysiak L., 2005. Estimation of soil erosion dynamics in arable loess catchment using the LISEM model. W: *Human impact on sensitive geosystems* (red. J. Rejman, W. Zglobicki). Maria Curie-Skłodowska Univ. Press, Lublin, 23-37.
- Geesing D., Schmidhalter U. 2004. Influence of sodium polyacrylate on the water-holding capacity of three different soils and effects on growth of wheat. *Soil Use Manag.*, 20, 207-209.
- Giegużyńska E., Gołębiowska D., Koćmit A., Sasim S., 2001. Zawartość i skład frakcyjny próchnicy w erodowanych glebach uprawnych wsi Brwice (Zachodniopomorskie). *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 43-48.
- Gliński J., Turski R., 1976. Rozwój procesów erozji gleb w zależności od sposobów zagospodarowania oraz uprawy mechanicznej i ich wpływ na kształtowanie pokrywy glebowej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 177, 47-71.
- Golchin A., Oades J.M., Skjemstad J.O., Clarke P., 1994. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.*, 32, 1043-1068.
- Gollany H.T., Schumacher T.E., Evenson P.D., Lindstrom M.J., Lemme G.D., 1991. Aggregate stability of an eroded and desurfaced Typic Argiustoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 811-816.
- Gondek K., Filipek-Mazur B., 2005. Agrochemiczna ocena wartości nawozowej kompostów różnego pochodzenia. *Acta Agrophysica*, 5(2), 271-282.
- Gonet S.S., Dębska B., Maciejewska A., Pakuła J., 1998. Wpływ nawożenia węglem brunatnym na właściwości materii organicznej gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 455, 85-98.
- Gonzalez R.F., Cooperband L.R., 2002. Compost effects on soil physical properties and field nursery production. *Compost Science and Utilization*, 10, 226-237.
- Govers G., Vandaele K., Desmet P., Poesen J., Bunte K., 1994. The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. *Europ. J. Soil Sci.*, 45, 469-478.
- Guerrero C., Gómez I., Mataix Solera J., Moral R., Mataix Beneyto J., Hernández M.T., 2000. Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biol. Fertil. Soils*, 32, 410-414.

- Guilherme M.R., Reis A.V., Takahashi S.H., Rubira A.F., Feitosa J.P.A., Muniz E.C., 2005. Synthesis of a novel superabsorbent hydrogel by co-polymerization of acrylamide and cashew gum modified with glycidyl methacrylate. *Carbohydrate Polymers*, 61, 464-471.
- Heckrath G., Djurhuus J., Quine T.A., Van Oost K., Govers G., Zhang Y., 2005. Tillage erosion and its effect on soil properties and crop yield in Denmark. *J. Environ. Qual.*, 34, 312-324.
- Heinrich A., 2006. Control of rainfall-induced soil erosion with various type of polyacrylamide. *J. Soils and Sediments*, 6, 3, 137-144.
- Helalia A.M., El-Amir S., Shawky M.E., 1992. Effect of Acryhope and Aquastore polymers on water regime and porosity in sandy soil. *Int. Agrophysics*, 6, 19-25.
- Hetman J., Martyn W., Misztal M., Ligęza S., 1996. Wpływ hydrożeli na właściwości sorpcyjne podłoża szklarniowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 429, 137-141.
- Hetman J., Martyn W., Szot P., 1998. Możliwość wykorzystania hydrożeli w produkcji ogrodniczej pod osłonami. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 461, 31-45.
- Holliman P.J., Clark J.A., Williamson J.C., Jones D.L., 2005. Model and field studies of the degradation of cross-linked polyacrylamide gels used during the revegetation of slate waste. *Sci. Total Environ.*, 336, 13-24.
- Hua F., Qian M. 2001. Synthesis of self-crosslinking sodium polyacrylate hydrogel and water absorbing mechanism. *J. Materials Sci.* 36, 731-738.
- Hüls AG, 1985. A new hydroseeding process Terravest 801/Biosol. Marl.
- Hussain I., Olson K.R., Siemens J.C., 1998. Long-term tillage effects on physical properties of eroded soil. *Soil Sci.*, 163, 970-981.
- Hüttermann A., Zomorodi M., Reise K., 1999. Addition of hydrogels to soil for prolonging the survival of *Pinus halepensis* seedlings subjected to drought. *Soil Till. Res.*, 50, 295-304.
- Jamroz E., Drozd J., 1999. Influence of applying compost from municipal wastes on some physical properties of the soil. *Int. Agrophysics*, 13, 167-170.
- Jankauskas B., Jankauskiene G., 2004. Soil erosion and changes of physical soil properties under different land use systems on the slopes of Western Lithuania. *Abstr. Eurosoil 2004*, Freiburg, Germany, 4-12 September 2004, 347, 1-10.
- Jarecki M.K., Lal R., 2006. Compost and mulch effects on gaseous flux from an Alfisol in Ohio. *Soil Sci.*, 171, 249-260.
- Jary Z., Kida J., 2002. Erozja wąwozowa na obszarach lessowych południowo-zachodniej Polski. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 487, 79-86.
- Jastrow J.D., Miller R.M., 1998. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: feedbacks through organomineral associations. W: *Soil processes and the carbon cycle* (red. R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett, B.A. Stewart), CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 207-223.
- Jędrzak A., 2008. *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Jones A.J., Oztas T., Mielke L.N. 1994. Soil chemical properties of an eroded hillslope. W: *Proc. 13th Intern. Conf. ISTRO*, Aalborg, Denmark, 1, 371-376.
- Józefaciuk A., Józefaciuk C., 1995. *Erozja agroekosystemów*. Państw. Insp. Ochr. Środ., Warszawa.
- Józefaciuk A., Józefaciuk C., 1996a. Mechanizm i wskazówki metodyczne badania procesów erozji. Państw. Insp. Ochr. Środ., Warszawa.
- Józefaciuk C., Józefaciuk A., 1996b. *Erozja wąwozowa i metody zagospodarowania wąwozów*. Państw. Insp. Ochr. Środ., Warszawa.
- Józefaciuk C., Józefaciuk A., 1998. Erozja gleb i melioracje przeciwoerozyjne w regionie Wyżyn południowo-wschodniej Polski. Cz. 2. Melioracje przeciwoerozyjne na gruntach rolnych. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4A/98, 169-195.

- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T. Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb – metale ciężkie, siarka i WWA. *Bibl. Monit. Środ.*, Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kalembasa D., 1995. Vermikompost – nawóz do rekultywacji gleb zdegradowanych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 418, 2, 591-596.
- Kalembasa D., 2000. Charakterystyka wermikompostów i ich przemiany w utworach piaszczystych. *Rozpr. hab.*, Wyd. Akad. Podlaskiej, Siedlce.
- Kalembasa S., Tengler S., 2004. Wykorzystanie węgla brunatnego w nawożeniu i ochronie środowiska. *Monografie Akad. Podlaskiej w Siedlcach*, 52, 1-175.
- Kay B.D., 1998. Soil structure and organic carbon: a review. W: *Soil processes and the carbon cycle* (red. R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett, B.A. Stewart), CRC Press, Boca Raton, Florida, 169-197.
- Każmierowski C., 2001. Szczegółowa kartografia zerodowanych gleb płowych w mikrozelewni rolniczej na Pojezierzu Poznańskim. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 87-92.
- Kimble J.M., Lal R., Mausbach M., 2001. Erosion effects on soil organic carbon pool in soils of Iowa. W: *Sustaining the global farm* (red.: D.E. Stott, R.H. Mohtar, G.C. Steinhardt). *Selected Papers 10th International Soil Conservation Organization Meeting, May 24-29 1999*, Purdue University, 472-475.
- Kirby P.C., Mehuys G.R. 1987. Seasonal variation of soil erodibilities in southwestern Quebec. *J. Soil Water Conserv.*, 42, 211-215.
- Kirkham J.M., Rowe B.A., Doyle R.B., 2007. Persistent improvements in the structure and hydraulic conductivity of a Ferrosol due to liming. *Aust. J. Soil Res.*, 45, 218-223.
- Klatkova H., 1996. Zróżnicowanie przebiegu procesów erozji/denudacji gleb zależne od przyrodniczych warunków środowiska (przykłady z okolic Łodzi i Gór Świętokrzyskich). W: *Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją* (red. A. Józefaciuk), *Prace Nauk. Ogólnopol. Symp., IUNG, K 11/2, Puławy*, 307-320.
- Klimowicz Z., 1993. Zmiany pokrywy glebowej w obszarze utworów lessowych i lessowatych w zależności od okresu użytkowania i rzeźby terenu. *Rozpr. Wydz. BiNoZ UMCS*, 47, 1-90.
- Kłossowski W., Mercik S., 1980. Wpływ wieloletniego stosowania obornika, wapnowania, nawożenia potasem i zmianowania na niektóre właściwości fizyczne i plonowanie roślin. *Rocz. Glebozn.*, 31, 2, 53-64.
- Koćmit A., 1998. Erozja wodna w obszarach młodogłacialnych Pomorza i możliwości jej ograniczenia. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4B/98, 83-99.
- Koćmit A., Chudecka J., Podlasiński M., Raczkowski B., Roy M., Tomaszewicz T., 2001a. Przemienność pokrywy glebowej na erodowanym zboczu w obszarze morenowym Pomorza Zachodniego. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 97-102.
- Koćmit A., Raczkowski B., Podlasiński M., 2001b. Typologiczna przynależność erodowanych gleb wytworzonych z glin morenowych wybranego obiektu na Pomorzu Zachodnim. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 103-108.
- Kolarz B., 1998. Usieciowane kopolimery winylowe. W: *Chemia polimerów* (red. Z. Florjańczyk i S. Penczek), 3, Ofic. Wyd. Polit. Warszawskiej, 219-248.
- Kopittke P.M., Menzies N.W., 2007. A review of the use of the basic cation saturation ratio and the “ideal soil”. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71, 259-265.
- Kordas L., Zimny L., 1998. Wpływ międzyplonów ścierniskowych stosowanych w systemie siewu bezpośredniego na strukturę roli. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4B/98, 313-319.

- Kostuch R., Lipski C., Maślanka K., 2006. Zabiegi agrotechniczne ograniczające procesy erozyjne gleb w terenach górzystych. Roczn. AR w Poznaniu, 375, Rolnictwo 65, 55-61.
- Kruk J., Alexandrowicz S.W., Milisauskas S., Śnieszko Z., 1996. Osadnictwo i zmiany środowiska naturalnego wyżyn lessowych. Inst. Arch. i Etnogr. PAN, Kraków.
- Krzywy E., Wołoszyk Cz., Iżewska A., Krzywy J., 2002. Badania nad możliwością wykorzystania komunalnego osadu ściekowego z dodatkiem różnych komponentów do produkcji kompostów. Acta Agrophysica, 70, 217-223.
- Kurbanli R., Gür K., Pehlivan E., Bayramov D., Kurbanli S., Zengin M., Ozcan S., Yilmaz Z., 2002. A case study on the production of humic acid substances from the low grade lignites and their effects upon the improvement of some physical conditions of a coarse sandy loam soil. Intern. Conf. on Sustainable Land Use and Management, 2002, Çanakkale, Turkey, >http://www.toprak.org.tr/isd/can_29htm<
- Kuś J., Nawrocki S., 1998. Współczesne rozwiązania w agrotechnice przeciwoerozyjnej. Bibl. Fragm. Agron., 4B/98, 273-283.
- Kwiatkowska J., Sokołowska Z., Maciejewska A., 2006. Selected physical and chemical properties for evaluating brown coals used for soil reclamation. Int. Agrophysics, 20, 121-128.
- Lafren J.M., Moldehauer W.C., 2003. Pioneering soil erosion prediction. The USLE story. World Ass. Soil Water Conserv., Spec. Publ., 1, Beijing, China, 1-43.
- Laird D.A., 1997. Bonding between polyacrylamide and clay mineral surfaces. Soil Sci., 162, 826-832.
- Lal R., 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. Critical Rev. Plant Sci., 15, 319-464.
- Lal R., 2005. Soil erosion and carbon dynamics. Soil Till. Res., 81, 137-142.
- Lal R., Ahmadi M., Bajracharya R.M., 2000. Erosional impacts on soil properties and corn yield on Alfisols in central Ohio. Land Degrad. Develop., 11, 575-585.
- Langdale G.W., Box J.E.Jr., Leonard R.A., Barnett A.P., Fleming W.G., 1979. Corn yield reduction on eroded Southern Piedmont soils. J. Soil Water Conserv., 34, 226-228.
- Langdale G.W., West L.T., Bruce R.R., Miller W.P., Thomas A.W., 1992. Restoration of eroded soil with conservation tillage. Soil Technol., 5, 81-90.
- Le Bissonnais Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. Europ. J. Soil Sci., 47, 425-437.
- Leguédois S., Le Bissonnais Y., Legout C., 2004. Mechanisms of interrill soil erosion: modelling the transfer and size distribution of eroded size fragments. Abstr. Eurosoil 2004, Freiburg, Germany, 4-12 September 2004, 765.
- Lehrsch G.A., 1998. Freeze-thaw cycles increase near-surface aggregate stability. Soil Sci., 163, 63-70.
- Lehrsch G.A., Brown M.J., 1995. Furrow erosion and aggregate stability variation in a Portneuf silt loam. Soil Technol., 7, 327-341.
- Lentz R.D., 2007. Inhibiting water infiltration into soils with cross-linked polyacrylamide: seepage reduction for irrigated agriculture. Soil Sci. Soc. Am. J., 71, 1352-1362.
- Letey J., 1994. Adsorption and desorption of polymers on soil. Soil Sci., 158, 244-248.
- Levy G.J., Agassi M., 1995. Polymer molecular weight and degree of drying effects on infiltration and erosion of three different soils. Austr. J. Soil Res., 33, 1007-1018.
- Levy G.J., Shainberg I., Letey J., 2001. Temporal changes in soil erodibility. W: Proc. Int. Symp. Soil Erosion Research for the 21 st Century (red. J.S. Ascough II, D.C. Flanagan) 3-5 January 2001, Honolulu, Hi, USA, St. Joseph, Mi, 5-8.
- Licznar M., 1985. Właściwości gleb i kierunki ich ewolucji na terenach erodowanych Płaskowyżu Głubczyckiego. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, Rozpr. 48, 1-79.
- Licznar M., 1995. Erozja gleb w Polsce. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 1995, 418, 1, 91-100.

- Licznar M., Drozd J., Licznar S.E., 1991a. Rola procesów erozji w kształtowaniu żyzności i urodzajności gleb topogenicznych na obszarze występowania gleb płowych. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie* (red. Z. Mazur, S. Pałys, W. Grodzieński). Wyd. AR, Lublin, 7-20.
- Licznar M., Chodak T., Licznar S.E., 1991b. Wpływ procesów erozji na skład ilościowy i jakościowy fazy stałej niektórych gleb lessowych Dolnego Śląska. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie* (red. Z. Mazur, S. Pałys, W. Grodzieński). Wyd. AR, Lublin, 21-30.
- Licznar M., Drozd J., Licznar S.E., 1993. Skład ilościowy i jakościowy związków próchnicznych gleb deluwialnych Płaskowyżu Głubczyckiego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 411, 139-147.
- Licznar M., Drozd J., Licznar S.E., 1995. Próba wyceny wartości użytkowo-rolniczej gleb zbrocza na podstawie urodzajności rośliny wskaźnikowej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 418, 135-140.
- Licznar M., Licznar S.E., Zawerbny T., 1998. Wpływ erozji na niektóre właściwości fizykochemiczne gleb lessowych Dolnego Śląska. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4A/98, 29-39.
- Licznar M., Weber J., Drozd J., Licznar S.E., Jamroz E., 2000. Właściwości fizyczne gleby piaszczystej nawożonej kompostami z odpadów miejskich – pierwszy rok po nawożeniu. *Folia Univ. Agric. Stetin.* 211, *Agricultura* (84), 223-228.
- Licznar M., Licznar S.E., 2001. Waloryzacja właściwości poziomów orno-próchnicznych gleb kształtowanych w rzeźbie zboczy obszarów lessowych. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 129-134.
- Lipiec J., Dębicki R., 1989. Zależność między strukturą gleb a ich właściwościami. *Rocz. Glebozn.*, 40, 2, 5-19.
- Lipski C., Kostuch R., 2005. Kształtowanie krajobrazów terenów erodowanych. *Acta Agrophysica*, 5(2), 245-252.
- Lobo D., Lozano Z., Delgado F., 2005. Water erosion risk assessment and impact on productivity of a Venezuelan soil. *Catena*, 64, 297-306.
- Lowery B., Swan J., Schumacher T., Jones A., 1995. Physical properties of selected soils by erosion class. *J. Soil Water Conserv.*, 50, 306-311.
- Łabętowicz J., Stępień W., Gutowska A., 1999. Porównanie wartości nawozowej trzech wywarów gorzelnianych: ziemniaczanego, żytniego i melasowego w doświadczeniach mikropoletkowych. *Folia Univ. Agric. Stetin.* 200, *Agricultura* (77), 213-218.
- Maciejewska A., 1993. Wpływ „Kompletu R” na niektóre właściwości fizykochemiczne gleby bardzo lekkiej. *Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Agricultura*, 56, 131-138.
- Maciejewska A., 1994. Badanie właściwości i żyzności gleby piaszczystej po zastosowaniu niekonwencjonalnego nawozu otrzymanego z węgla brunatnego. *Acta Acad. Agricult. Tech. Olst., Agricultura*, 56, Suppl. D, 1-67.
- Maciejewska A., 1998a. Węgiel brunatny jako źródło substancji organicznej i jego wpływ na właściwości gleb. *Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej*, Warszawa.
- Maciejewska A., 1998b. Kierunki dalszych badań nad wykorzystaniem węgla brunatnego w rolnictwie i ochronie środowiska. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 455, 223-232.
- Maciejewska A., Kwiatkowska J., 1998. Wpływ nawozu organiczno-mineralnego na właściwości powietrzno-wodne gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 455, 17-22.
- Maciejewska A., Stępień W., 1998. Wpływ węgla brunatnego na niektóre właściwości gleby, plony roślin i ich jakość. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 455, 133-140.
- Maciejewska A., Kwiatkowska J., 2002. Przydatność preparatów z węgla brunatnego do rekultywacji gruntów pogórnich. *Inż. Ochr. Środ.*, 5, 1, 55-66.
- Maciejewska A., Kwiatkowska J., 2007. Wykorzystanie węgla brunatnego do użyźniania gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 520, 339-343.

- MacRae R.J., Mehuys G.R., 1985. The effect of green manuring on the physical properties of temperate-area soils. *Adv. Soil Sci.*, 3, 71-94.
- Mamedov A.I., Beckmann S., Huang C., Levy G.J., 2006. Aggregate stability as affected by polyacrylamide molecular weight, soil texture, and water quality. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71, 1909-1918.
- Marcinek J., 1994. Rozmiary erozji wodnej gleb w Wielkopolsce. *Rocz. AR w Poznaniu* 266, *Melior. Inż. Środ.*, 14, 63-73.
- Marcinek J., Komisarek J., 2001. Przekształcenia pokrywy glebowej na skutek przyspieszonej erozji wodnej falistych i pagórkowatych terenów Niziny Wielkopolski. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 135-146.
- Martyn W., Szot P., 2001. Influence of superabsorbent on the physical properties of horticultural substrates. *Int. Agrophysics*, 15, 87-94.
- Maruszczak H., 1960. Le relief de terrains de loess sur le Plateau de Lublin. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska*, B, 15, 93-122.
- Maruszczak H., 1973. Erozja wąwozowa we wschodniej części pasa wyżyn południowopolskich. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 151, 15-30.
- Maruszczak H., 1986. Tendencje sekularne i zjawiska ekstremalne w rozwoju rzeźby małopolskich wyżyn lessowych w czasach historycznych. *Czas. Geogr.*, 57, 271-281.
- Maruszczak H., 1988. Zmiany środowiska przyrodniczego kraju w czasach historycznych. W: *Przemiany środowiska przyrodniczego kraju w czasach historycznych* (red. L. Starkel), 109-135.
- Maruszczak H., 1998. Naturalne tendencje zmian krajobrazu Polski w ciągu ostatnich piętnastu stuleci. *Acta Geogr. Lodz.*, 74, 149-159.
- Maruszczak H., 1999. Denudacja chemiczna. W: *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze* (red. L. Starkel). *Wyd. Nauk. PWN, Warszawa*, 397-400.
- Maruszczak H., 2000. Definicja i klasyfikacja lessów oraz utworów lessopodobnych. *Przeł. Geol.*, 48, 7, 580-586.
- Maruszczak H., Uziak S., 1978. Wpływ mikrorzeźby obszarów lessowych na zróżnicowanie procesów glebotwórczych (na przykładzie okolic Lublina). *Rocz. Glebozn.*, 29, 3, 159-173.
- Maruszczak H., Rodzik J., Świeca A., 1992. Denudacja mechaniczna i chemiczna we wschodniej części pasa wyżyn południowopolskich. *Pr. IGiPZ PAN*, 155, 105-131.
- Maynard A.A., 1995. Increasing tomato yields with MSW compost. *BioCycle*, 36, 104-106.
- Mazur K., Filipek-Mazur B., Gondek K., 2000. Badania nad wartością nawozową wermikompostów. I. Skład chemiczny wermikompostów i ich wpływ na plon roślin. *Folia Univ. Agricult. Stetinensis, Agricultura*, 211 (84), 289-296.
- Mazur K., Filipek-Mazur B., 2001. Produkcja i wartość nawozowa kompostów z terenu miasta Krakowa. W: *Produkcja i wykorzystanie kompostów z terenu miasta Krakowa. Mat. Konf. Nauk., Kraków. 23.03. 2001.*, 28-32.
- Mazur T., Wojtas A., Mazur Z., Maciejewska A., 1998. Rolnicza wartość nawozów organiczno-mineralnych produkowanych na bazie węgla brunatnego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 455, 141-147.
- Mazur Z., 1996. Plonowanie roślin w urzeźbionym terenie lessowym w świetle wieloletnich badań. W: *Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją* (red. A. Józefaciuk), *Prace Nauk. Ogólnopol. Symp., IUNG, Puławy*, R 11/1, 17-27.
- McLaughlin R.A., Bartholomew N., 2007. Soil factors influencing suspended sediment flocculation by polyacrylamide. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71, 537-544.
- Miatkowski Z., 2001. Wpływ zabiegów agromelioracyjnych na właściwości fizyczno-wodne gleb związanych oraz ukorzenie i plon roślin. *Wyd. IMUZ Falenty*.
- Migoń P., 2006. *Geomorfologia*. *Wyd. Nauk. PWN, Warszawa*.

- Mocek A., Owczarzak W., Czekala J., 2000. Wpływ dodatku pyłu tytoniowego na zmianę właściwości fizycznych gleby w modelowanych warunkach wilgotności i zagęszczenia. *Folia Univ. Agric. Stetin.* 211, *Agricultura* (84), 323-328.
- Mokma D.F., Fenton T.E., Olson K.R., 1996. Effect of erosion on morphology and classification of soils in the North Central United States. *J. Soil Water Conserv.* 51, 171-175.
- Moodley M., Johnston M.A., Hughes J.C., Titshal L.W., 2004. Effects of a water treatment residue, lime, gypsum, and polyacrylamide on the water retention and hydraulic conductivity of two contrasting soils under field conditions in KwaZulu-Natal, South Africa. *Aust. J. Soil Res.*, 42, 273-282.
- Morgan R.P.C., 2005. *Soil erosion and conservation*. Blackwell Publ., Oxford.
- Motowicka-Terelak T., Terelak H., Maciejewska A., 1998. Przydatność „Rekultera” do detoksykacji chemicznego skażenia gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 455, 123-131.
- Mozola R., Turski R., Paluszek J., 1977. Geomorfologiczno-glebowe podstawy leśnego zagospodarowania wąwozów lessowych. *Mater. Międzynar. Symp.: Ochrona gleb przed erozją, IUNG, Puławy*, 1, 90-97.
- Mridha M.A.U., Alreja V., Dhar P.P., Sengupta J., Bhuiyan M.K., 2004. Influence of Terracottem® soil conditioner on growth and drought resistance of a medicinal plant (*Aegle mermalos*). *Abstr. Second Global Summit on Medicinal and Aromatic Plants, 25-29 October 2004, New Delhi, India*, 29.
- Nachtergaele J., Poesen J., 1999. Assessment of soil losses by ephemeral gully erosion using high-altitude (stereo) aerial photographs. *Earth Surf. Proc. Landforms*, 24, 693-706.
- Nadler A., Perfect E., Kay B.D., 1996. Effect of polyacrylamide application on the stability of dry and wet aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, 555-561.
- Ni S.J., Zhang J.H., 2007. Variation of chemical properties as affected by soil erosion on hillslopes and terraces. *Europ. J. Soil Sci.*, 58, 1285-1292.
- Niedźwiecki E., Janowicz E., Meller E., Malinowski R., Sammel A., 2000. Przydatność osadów sflawiakowych z cukrowni województwa zachodniopomorskiego do użyźniania i rekultywacji gleb. *Folia Univ. Agric. Stetin.* 211, *Agricultura* (84), 351-356.
- Niewiarowski W., Celmer T., Marciniak K., Pietrucień C., Proszek P., Sinkiewicz M., 1992. Przebieg współczesnych procesów denudacyjnych na młodoglacjalnej wysoczyźnie morenowej intensywnie użytkowanej rolniczo, na przykładzie okolic Koniczynki, na północny wschód od Torunia. *Prace Geogr. IGiPZ PAN*, 155, 47-67.
- Nimah M.N., Ryan J., Chaudhry M.A., 1983. Effect of synthetic conditioners on soil water retention, hydraulic conductivity, porosity, and aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47, 742-745.
- Norton D., Shainberg I., Cihacek L., Edwards J.H., 1999. *Erosion and soil chemical properties*. W: *Soil quality and soil erosion* (red. R. Lal), CRC Press, Boca Raton, Florida, 39-56.
- Norton L.D., Zhang X.C., 1998. Liming to improve chemical and physical properties of soils. W: *Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil* (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 309-331.
- Nowocień E., Podolski B., Wawer R., 2003. Podział różnych gatunków gleb polskich pod względem podatności na erozję wodną w warunkach symulowanego deszczu. *Pam. Puławski*, 133, 135-146.
- Nowocień E., Wawer R., Podolski B., 2004. Estimating the soil susceptibility to wind erosion in conditions of simulated wind. *J. Water Land Develop.*, 8, 137-146.
- Nowosielski O., 1995. Węgiel brunatny jako podłoże i nawóz oraz surowiec do wytwarzania podłoży i nawozów. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 422, 87-92
- Oades J.M., Waters A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.*, 29, 815-828.

- Olson K.R., 2007. Soil organic carbon storage in southern Illinois woodland and cropland. *Soil Sci.*, 172, 623-630.
- Olson K.R., Mokma D.L., Lal R., Schumacher T.E., Lindstrom M.J., 1999. Erosion impact on crop yield for selected soils of the North Central United States. W: *Soil quality and soil erosion* (red. R. Lal), CRC Press, Boca Raton, Florida, 259-283.
- Olson K.R., Gennadiyev A.N., Jones R.L., Chernyanskii S., 2002. Erosion pattern on cultivated and reforested hillslopes in Moscow Region, Russia. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66, 193-201.
- Olson K.R., Jones R.L., 2005. Soil organic carbon and fly-ash distribution in eroded phases of soils in Illinois and Russia. *Soil Till. Res.*, 81, 143-153.
- Orlik T., 1991. Plonowanie roślin w czteropolowym płodozmianie na erodowanej glebie lessowej. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie* (red. Z. Mazur, S. Pałys, W. Grodzieński). Wyd. AR, Lublin, 205-215.
- Orlik T., 1998. Zadania agrotechniki jako metody przeciwdziałania degradacji gleb na obszarach erodowanych. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4A/98, 315-337.
- Orlik T., Popławski E., Marzec M., 2001. Wpływ zróżnicowanych dawek azotu na plonowanie niektórych roślin w lessowym terenie erodowanym. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 163-166
- Orts W.J., Roa-Espinosa A., Sojka R.E., Glenn G.M., Imam S.H., Erlacher K., Pedersen J.S., 2007. Use of synthetic polymers and biopolymers for stabilization in agricultural, construction, and military applications. *J. Mat. Civ. Engineering*, 19, 58-66.
- Owczarzak W., Kaczmarek Z., Rybczyński P., 1996. Wpływ wieloletniego nawożenia obornikiem na stan struktury warstwy ornej gleby płowej pod różnymi roślinami zbożowymi. *Zesz. Nauk. AR Szczecin*, 172, Rol. 62, 443-449.
- Owczarzak W., Kaczmarek Z., Szukała J., 2006. Wpływ hydrożelu Stockosorb na wybrane właściwości strukturotwórcze gleby płowej i czarnej ziemi. *J. Res. Appl. Agric. Engineering*, 51, 3, 55-61.
- Pagliai M., Guidi G., La Marca M., Giachetti M., Lucamante G., 1981. Effects of sewage sludge and composts on soil porosity and aggregation, *J. Environ. Qual.*, 4, 556-561.
- Pagliai M., Vignozzi N., 1998. Use of manures for soil improvement. W: *Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil* (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 119-140.
- Pagliai M., Vignozzi N., Pellegrini S., 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil Till. Res.*, 79, 131-143.
- Paluszek J., 1994. Wpływ erozji wodnej na strukturę i wodoodporność agregatów gleb płowych wytworzonych z lessu. *Rocz. Glebozn.*, 45, 3/4, 21-31.
- Paluszek J., 1995. Zmiany struktury i właściwości fizycznych czarnoziemów pod wpływem erozji wodnej. *Rocz. Glebozn.*, 46, 1/2, 21-35.
- Paluszek J., 1996. Plonowanie roślin na obszarze erodowanych gleb płowych wytworzonych z lessu. W: *Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją* (red. A. Józefaciuk), *Prace Nauk. Ogólnopol. Symp., IUNG, K 11/1, Puławy*, 123-131.
- Paluszek J., 2001a. Porównanie fizycznych właściwości gleb deluwialnych z właściwościami gleb w różnym stopniu zerodowanych. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 175-178.
- Paluszek J., 2001b. Przydatność wskaźników agregacji i wodoodporności agregatów jako cech rozpoznawczych występowania erozji wodnej. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 171-174.
- Paluszek J., 2001c. Sezonowe zmiany zawartości wodoodpornych agregatów w erodowanych glebach płowych wytworzonych z lessu. *Acta Agrophysica*, 56, 219-231.

- Paluszek J., 2001d. Właściwości wodno-powietrzne erodowanych gleb pływych wytworzonych z lessu. *Acta Agrophysica*, 56, 233-245.
- Paluszek J., 2001e. Wpływ położenia w rzeźbie terenu na agregację i wodoodporność agregatów gleb deluwialnych wytworzonych z lessu. *Acta Agrophysica*, 48, 99-105.
- Paluszek J., 2002. Sezonowa zmienność wodoodporności agregatów w glebach wytworzonych z lessu w aspekcie ich podatności na erozję wodną. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 487, 213-221.
- Paluszek J., 2003. Kształtowanie syntetycznymi polimerami właściwości gleb erodowanych terenów lessowych. *Rozpr. Nauk. AR w Lublinie*, 277, 1-153.
- Paluszek J., 2004a. Wpływ erozji wodnej na chemiczne właściwości gleb pływych wytworzonych z lessu. *Rocz. Glebozn.*, 55, 4: 103-113.
- Paluszek J., 2004b. Wpływ hydrożelu Viterra na właściwości gleb erodowanych. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, E*, 59, 1, 149-156.
- Paluszek J., 2005a. Zastosowanie hydrożelu Viterra do ulepszania i ochrony gleb przed erozją wodną. *Acta Agrophysica*, 5(1), 103-110.
- Paluszek J., 2005b. Ulepszanie zerodowanych gleb pływych wytworzonych z lessu za pomocą preparatu TerraCottem. *Ogólnopol. Konf. Nauk.: Rekultywacja środowisk zdegradowanych* (red. A. Mazur), Lublin, 30-31.08. 2005, 74-75.
- Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A., 2004. Problematyka jakości gleb wytworzonych z lessu. *Acta Agrophysica*, 108, 89-100.
- Paluszek J., Żembrowski W., 2006a. Wpływ hydrożelu Stockosorb na strukturę agregatów gleb erodowanych. *Rocz. AR w Poznaniu*, 375, Roln. 65, 115-122.
- Paluszek J., Żembrowski W., 2006b. Wpływ polimeru żelowego Stockosorb na właściwości wodno-powietrzne erodowanych gleb pływych. *Acta Agrophysica*, 8(4), 903-913.
- Paluszek J., Żembrowski W., 2007a. Wpływ polimeru Hydroplus na strukturę agregatów erodowanej gleby pływowej wytworzonej z lessu. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 520, 663-668.
- Paluszek J., Żembrowski W., 2007b. Oddziaływanie poliakrylanu sodu na właściwości wodne i powietrzne erodowanej gleby pływowej wytworzonej z lessu. *Rocz. Glebozn.*, 58, 3/4, 102-109.
- Paluszek J., Żembrowski W., 2008a. Ocena przydatności polimeru AgroHydroGel do ulepszania struktury erodowanych gleb lessowych. *Rocz. Glebozn.*, 59, 1, 176-182.
- Paluszek J., Żembrowski W., 2008b. Improvement of water-air properties of eroded soils in a loess landscape after the application of AgroHydroGel. *Ann. Warsaw Univ. Life Sci. – SGGW, Land Reclam. Ser.*, 39, 85-94.
- Papiernik S.K., Lindstrom M.J., Schumacher J.A., Farenhorst A., Stephens K.D., Schumacher T.E., Lobb D.A., 2005. Variation in soil properties and crop yield across an eroded prairie landscape. *J. Soil Water Coserv.*, 60, 388-395.
- Perfect E., Kay B.D., van Loon W.K.P., Sheard R.W., Pojasok T., 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 173-179.
- Petersen A.L., Thompson A.M., Baxter C.A., Norman J.M., Roa-Espinosa A., 2007. A new polyacrylamide (PAM) formulation for reducing erosion and phosphorus loss in rainfall agriculture. *Trans. ASABE*, 50, 2091-2101.
- Petka W.A., Harden J.L., McGrath K.P., Wirtz D., Tirrell D.A., 1998. Reversible hydrogels from self-assembling artificial proteins. *Science*, 281, 389-392.
- Piaścik H., Sowiński P., 2001. Wpływ denudacji antropogenicznej na rozwój gleb obniżen śródmorenowych w krajobrazie Pojezierza Mazurskiego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 487, 249-257.
- Pierce F.J., Larson W.E., Dowdy R.H., Graham W.A.P., 1983. Productivity of soils: assessing long-term changes due to erosion. *J. Soil Water Coserv.*, 38, 39-44.

- Pierson F.B., Mulla D.J., 1990. Aggregate stability in the Palouse Region of Washington: effect of landscape position. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 1407-1412.
- Pietkiewicz H., 1998. Poli(octan winylu) i jego pochodne. W: *Chemia polimerów* (red. Z. Florjańczyk i S. Penczek), 2, Ofic. Wyd. Polit. Warszawskiej, 165-174.
- Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurz D., McNair M., Crist S., Shpritz L., Fitton L., Saffouri R., Blair R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267, 1117-1123.
- Podlasiński M., 2006. Przydatność wskaźników granulometrycznych i niektórych właściwości chemicznych materiału glebowego na stoku do określenia udziału erozji wodnej i uprawowej w przekształcaniu gleb w warunkach Pomorza. *Rocz. AR w Poznaniu*, 375, Roln. 65, 139-148.
- Podsiadłowski S., 1995. Rola uprawy mechanicznej w stymulacji procesu erozji eolicznej gleb lekkich. *Rocz. AR w Poznaniu, Rozpr. Nauk.*, 246, 1-47.
- Przygodzki W., Włochowicz A., 2001. *Fizyka polimerów*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Puig L.J., Sánchez-Díaz J.C., Villacampa M., Mendizábal E., Puig J.E., Aguiar A., Katime I., 2001. Microstructured polyacrylamide hydrogels prepared via inverse microemulsion polymerization. *J. Coll. Interf. Sci.*, 235, 278-282.
- Rejman J., 1991. Wpływ Solakrolu i granulatu keratyno-koro-mocznikowego na proces zmywu powierzchniowego w glebie brunatnoziemnej wytworzonej z lessu. Pr. doktorska. Inst. Agrofizyki PAN, Lublin.
- Rejman J., 2004. Crop growth on loess soil of various erosion class. W: *Plant growth in relation to soil physical conditions* (red. J. Lipiec, R. Walczak, G. Józefaciuk), Inst. of Agrophysics PAS, Lublin, 103-110.
- Rejman J., 2006. Wpływ erozji wodnej i uprawowej na przekształcenie gleb i stoków lessowych. *Acta Agrophysica, Rozpr. i Monogr.*, 136, 1-91.
- Rejman J., Pawłowski M., Dębicki R., 1994. Stability of aggregates and erodibility of loess soil. *Pol. J. Soil Sci.*, 27, 87-91.
- Rejman J., Turski R., Paluszek J., 1998. Spatial and temporal variations in erodibility of loess soil. *Soil Till. Res.*, 46, 61-68.
- Rejman J., Usowicz B., 1998. Zastosowanie modelu USLE do prognozowania natężenia erozji wodnej gleb pływowych Wyżyny Lubelskiej: teoria i praktyka. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4A/98, 231-244.
- Rejman J., Dębicki R., Paluszek J., 2001. Soil loss and crop yields in eroded loess area under soil conservation practices. *Berichte ZALF Müncheberg*, 47, 53-58.
- Rejman J., Paluszek J., 2005. Ocena przemieszczenia gleby pod wpływem orki głębokiej. *Acta Agrophysica*, 5(1), 129-135.
- Rejman J., Brodowski R., Iglík I., 2008. Annual variations of soil erodibility of silt loam developed from loess based on 10-years runoff plot studies. *Ann. Warsaw Univ. of Life Sci. – SGGW, Land Reclam.*, 39, 77-83.
- Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C., 1997. Predicting soil erosion by water – a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agric. Handbook 703*, US Gov. Print, Office Washington, DC, 1-404.
- Repelewska-Pękałowa J., Pękała K., 1991. Natężenie erozji eolicznej gleb na Lubelszczyźnie. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie* (red. Z. Mazur, S. Pałys, W. Grodzieński). Wyd. AR, Lublin, 293-302.
- Rodzik J., 1999. Nieporozumienia wokół erozji gleb w Polsce. W: *Rola gleby w funkcjonowaniu ekosystemów* (red. R. Dębicki, J. Chodorowski). *Mat. Kongr. PTG oraz Międz. Konf. Nauk.*, Lublin 7-10 września 1999, 333-334.
- Rodzik J., 2001. Wpływ rozczłonkowania stoku na zróżnicowanie erozji gleb uprawnych. *Folia Univ. Agric. Stetinensis*, 217, *Agricultura* 87, 201-204.

- Rodzik J., Janicki G., 2002. Rozwój i funkcjonowanie lessowej skarpy uprawowej w okresie zwiększonej częstości wysokich opadów. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 487, 315-325.
- Rodzik J., Schmitt A., Zgłobicki W., 2004. Warunki rozwoju wąwozów Roztocza Szczepieszynskiego. W: Stan i zmiany środowiska geograficznego wybranych regionów wschodniej Polski (red. R. Dobrowolski, S. Terpiłowski). Wyd. UMCS, Lublin, 117-123.
- Rodzik J., Furtak T., Paluszek J., Rejman J., 2005. Ocena zastosowania przekrojów niwelacyjno-glebowych do badań nasilenia erozji gleb. Acta Agrophysica, 5(2), 401-407.
- Rodzik J., Terpiłowski S., 2005. Human influence on gully erosion in a sandy side of the Bug river valley (E Poland). W: Human impact on sensitive geosystems (red. J. Rejman, W. Zgłobicki). Maria Curie-Skłodowska Univ. Press, Lublin, 95-104.
- Ros M., Klammer S., Knapp B., Aichberger K., Insam H., 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. Soil Use Manag., 22, 209-218.
- Roy M., 2001. Zasoby fosforu i jego podatność na migrację w erodowanych glebach obszaru moreny czołowej na Pomorzu Zachodnim. Folia Univ. Agric. Stetin., 217 Agricultura 87, 205-208.
- Rugoo M., Govinden N., 1999. Effects of two water-retentive chemicals on seedling survival and yield of transplanted tomato. AMAS, Food and Agric. Res. Council, Réduit, Mauritius.
- Ruysschaert G., Poesen J., Verstaeten G., Govers G., 2004. Soil loss due to crop harvesting: significance and determining factors. Progr. Phys. Geogr., 28, 4, 467-501.
- Ruysschaert G., Poesen J., Verstaeten G., Govers G., 2006. Soil losses due to mechanized potato harvesting. Soil Till. Res., 86, 52-72.
- Rytelewski J., Mirowski Z., Nożyński A., 1998. Wpływ deszczów nawalnych na degradację gleb lekkich w terenie urzeźbionym Pojezierza Mazurskiego. Bibl. Fragm. Agron., 4B/98, 221-227.
- Rzasa S., Owczarzak W., 1986. Wpływ dodatku próchnicy i torfu na stan fizyczny agregatów glebowych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 315, 167-188.
- Rzasa S., Owczarzak W., 2004. Struktura gleb mineralnych. Wyd. AR, Poznań.
- Santana R.R., Martinez G., Macchiavelli R., Rodriguez J.E., Guzman J.L., 2003. Potential of trees, grasses and turf legumes for restoring eroded soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 34, 2149-2162.
- Šarapatka B., Rak L., Bubenikova I., 2004. Effects of hydroabsorbent used on extremely sandy soils on soil biological and biochemical characteristics. Eurosoil 2004, Freiburg, Germany, 4-12 September 2004, 702, 1-6.
- Sarvaš M., 2003. Effect of desiccation on the root system of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) seedlings and possibility of using hydrogel Stockosorb® for its protection. J. Forest Sci., 49, 531-536.
- Schaffer M.J., Schumacher T.E., Ego C.L., 1994. Long-term effects of erosion and climate interaction on corn yield. J. Soil Water Conserv., 49, 272-275.
- Schering Agrochemicals, 1985. Vitera product data sheet. Düsseldorf.
- Schmitt A., Zgłobicki W., Schmidtchen G., Rodzik J., Dotterweich M., Zamhofer S., Bork H.-R., 2005. Phases of gully erosion in the Kazimierz Dolny area (case study: Doly Podmularskie, SE Poland). W: Human impact on sensitive geosystems (red. J. Rejman, W. Zgłobicki). Maria Curie-Skłodowska Univ. Press, Lublin, 121-128.
- Schrader S., Zhang H., 1997. Earthworm casting: stabilization or destabilization of soil structure? Soil Biol. Biochem., 29, 469-475.
- Schumacher T.E., Lindstrom M.J., Mokma D.L., Nelson W.W., 1994. Corn yields: erosion relationships of representative loess and till soils in the North Central United States. J. Soil Water Conserv., 49, 77-81.

- Sęk D., Włochowicz A., 1996. Chemia polimerów i polimery biodegradowalne. Polit. Łódzka, Filia w Bielsku-Białej, Bielsko-Biała.
- Shainberg I., Levy G.J., Rengasamy P., Frenkel H., 1992. Aggregate stability and seal formation as affected by drops' impact energy and soil amendments. *Soil Sci.*, 154, 113-119.
- Shainberg I., Mamedov A.I., Levy G.J., 2003. Role of wetting rate and rain energy in seal formation and erosion. *Soil Sci.*, 168, 54-62.
- Sharif M., 2002. Effect of different levels of lignitic coal acid on growth of maize plants. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 33, 3567-3580.
- Sharma P.P., 1993. Water retention by soils containing coal. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 311-316.
- Sharma P.P., Gupta S.C., Foster G.R., 1995. Raindrop induced soil detachment and sediment transport from interrill areas. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 727-734.
- Sharpley A.N., 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49, 1527-1534.
- Shock C.C., Shock B.M., 1998. Comparative effectiveness of polyacrylamide and straw mulch to control erosion and enhance water infiltration. W: *Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil* (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 429-444.
- Shukla M.K., Lal R., 2005. Erosional effects on soil physical properties in an on-farm study on Alfisols in West Central Ohio. *Soil Sci.*, 170, 445-456.
- Sikora L.J., Azad M.I., 1993. Effect of compost-fertilizer combinations on wheat yields. *Compost Sci. Utiliz.*, 1, 93-96.
- Singer J.W., Malone R.W., Tomer M.D., Meade T.G., Welch J., 2006. Compost effect on water retention and native plant establishment on a construction embankment. *J. Soil Water Conserv.*, 61, 268-273.
- Singh J., 1997. Physical behavior of superabsorbent hydrogels in sand. *Phil. Dr. Thesis*, McGill Univ., Montreal, 115 s.
- Sinkiewicz M., 1998. Rozwój denudacji antropogenicznej w środkowej części Polski północnej. *Wyd. UMK, Toruń.*
- Siuta J., 1999. Kompostowanie i wartości użytkowe kompostów. W: *Kompostowanie i użytkowanie kompostu. Mat. I Konf. Nauk.-Tech.*, Wyd. Ekoinżynieria, Lublin, 7-20.
- Siuta J., Wasiak G., 2000. Kompostowanie odpadów i użytkowanie kompostu. *Inst. Ochr. Środ.*, Warszawa.
- Sivapalan S., 2001. Effect of a polymer on growth and yield of soybeans (*Glycine max*) grown in a coarse textured soil. *Proc. of the Irrigation Association of Australia Conf.*, Toowoomba, 11-12 July 2001, 28-32.
- Sivapalan S., 2006. Benefits of treating a sandy soil with a crosslinked-type polyacrylamide. *Aust. J. Experim. Agric.*, 46, 579-584.
- Skłodowski P., Maciejewska A., 1998. Przemiany substancji organicznej w glebie po zastosowaniu nawozów z węgla brunatnego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 455, 23-31.
- Skłodowski P., Maciejewska A., Kwiatkowska J., 2006. The effect of organic matter from brown coal on bioavailability of heavy metals in contaminated soils. W: *Soil and water pollution monitoring, protection and remediation* (red. I. Twardowska, H.E. Allen, M.M. Häggblom, S. Stefaniak). Springer, NATO Sci. Ser., 69, 299-307.
- Słowińska-Jurkiewicz A., 1989. Struktura i wodno-powietrzne właściwości gleb wytworzonych z lessu. *Rocz. Nauk Rol.*, D, Monografie, 218, 1-76.
- Słowińska-Jurkiewicz A., Jaroszuk M., 2001. Hydrofizyczna charakterystyka superabsorbentu Hidroplus. *Acta Agrophysica* 57, 93-100.

- Słowińska-Jurkiewicz A., Paluszek J., 2001. Morfologiczna i morfometryczna analiza zmian struktury erodowanej gleby lessowej ulepszonej syntetycznymi polimerami. *Acta Agrophysica*, 56, 259-270.
- Smeck N.E., Balduff D., 2002. Contrasting approaches for the classifications of eroded soil in the USA. Pap. 17th World Congress of Soil Science, 14-21 August 2002, Bangkok, CD, 616, 1-10.
- Smith H.J.C., Levy G.J., Shainberg I., 1990. Water droplet energy and soil amendments: effect on infiltration and erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 1084-1087.
- Soil Survey Division Staff, 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18, D.C. Washington.
- Sojka R., Bjorneberg D., Entry J., Lentz R., Orts W., 2006. Polyacrylamide (PAM) in agriculture and environmental land management. *Advances in Agronomy*, 92, 75-162.
- Sonnleitner R., Lorbeer E., Schinner F., 2003. Effects of straw, vegetable oil and whey on physical and microbiological properties of chernozem. *App. Soil Ecol.*, 22, 195-204.
- Sowiński P., Piaścik H., 1998. Procesy stokowe w świetle badań geomorfologicznych. *Bibl. Fragm. Agron.*, 4B/98, 213-219.
- Sporysz W., Mikołajewicz P., Kowalczyk A., 1998. Produkcja i zużycie polimerów i kopolimerów octanu winylu oraz kopolimerów akrylowych. W: *Otrzymywanie, zastosowanie i analiza wodnych dyspersji i roztworów polimerów* (red. E.T. Knypl). *Mat. IV Konf. w Szczyrku 9-11.X.1997, OBR Kauczuków i Tworzyw Winylowych, Oświęcim*, 87-91.
- Stach A., 2006. Erozja uprawowa w trakcie orki i pozyskiwania plonów. *Rocz. AR w Poznaniu*, 375, Roln. 65, 163-179.
- Stach A., Podsiadłowski S., 2001. Wpływ erozji eolicznej na teksturę lekkich gleb Niziny Wielkopolskiej. *Wyd. Nauk. UAM, Ser. Geogr.*, 64, 359-379.
- Staricka J.A., Benoit G.R., 1995. Freeze-drying effects on wet and dry soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 218-223.
- Stevenson D.S., 1987. Effects of three soils conditioners on water contents in two soils at three pressure-plate matric potentials. *Can. J. Soil Sci.*, 67, 395-397.
- Stochlak J., 1996. Osady deluwialne nieodłączny efekt procesu splukiwania i propozycja ich podziału. W: *Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją* (red. A. Józefaciuk), *Prace Nauk. Ogólnopol. Symp., IUNG, K 11/2, Puławy*, 111-132.
- Stratton M.L., Rechcigl J.E., 1998. Organic mulches, wood products, and composts as soil amendments and conditioners. W: *Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil* (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 43-95.
- Strzemski M., Siuta J., Witek T., 1973. *Przydatność rolnicza gleb Polski*. PWRiL, Warszawa.
- Sultani M.I., Gill M.A., Anwar M.M., Athar M., 2007. Evaluation of soil physical properties as influenced by various green manuring legumes and phosphorus fertilization under rain fed conditions. *Int. J., Environ. Sci. Tech.*, 4 (1) 109-118.
- Systematyka Gleb Polski*. Wydanie 4, 1989. *Rocz. Glebozn.*, 40, 3/4.
- Syvertsen J.P., Dunlop J. M., 2004. Hydrophilic gel amendments to sand soil can increase growth and nitrogen uptake efficiency of citrus seedlings. *HortScience*, 39 (2), 267-271.
- Szczypa J., Sokołowska Z., Szymula M., 1983. Investigations of the dynamics of ion sorption in modified soils. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 220, 61-67.
- Szewrański S., Sasik J., Żmuda R., 2002. Ocena zamulania małych zbiorników wodnych zlokalizowanych w silnie erodowanej zlewni lessowej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 487, 345-352.
- Szewrański S., Jawecki B., 2006. Wstępne porównanie wielkości rozbryzgu lessu i piasku w warunkach eksperymentu polowego. *Rocz. AR w Poznaniu*, 375, Roln. 65, 193-198.

- Szpikowski J., 1998. Wielkość i mechanizm erozji wodnej gleb na stokach użytkowanych rolniczo w zlewni młodoglacjalnej (górną Parsętą, Chwalimski Potok). *Bibl. Fragm. Agron.*, 4B/98, 113-124.
- Śnieszko Z., 1995. Ewolucja obszarów lessowych Wyżyn Polskich w czasach ostatnich 15 000 lat. *Pr. Nauk. Uniw. Śląskiego*, 1107, 1-124.
- Śnieszko Z., 1997. Stan badań nad historyczną erozją gleb nalessowych w Polsce. W: Rola gwałtownych ulew w ewolucji rzeźby Wyżyny Miechowskiej (na przykładzie ulewy w dniu 15 września 1995 roku) (red. L. Starkel). *Dokumentacja Geogr. IGiPZ PAN*, 8, Wrocław, 10-14.
- Świeca A., 1994. Natężenie erozji wodnej na Roztoczu w świetle hydrometrycznych badań Poru i górnego Wieprza. *Rocz. AR w Poznaniu* 266, *Melior. Inż. Środ.*, 14, 163-170.
- Taban M., Movahedi Naeini S.A.R., 2006. Effect of Aquasorb and organic compost amendments on soil water retention and evaporation with different evaporation potentials and soil texture. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 37, 2031-2055.
- Teisseyre A.K., 1992. Epizodyczne koryta a rozwój suchych dolin w krajobrazie rolniczym. *Acta Univ. Wratisl., Prace Geol.-Mineralog.*, 31, 1-67.
- Teisseyre A.K., 1994. Spływ stokowy i współczesne osady deluwialne w lessowym regionie Henrykowa na Dolnym Śląsku. *Acta Univ. Wratisl. 1586, Pr. Geol.-Mineralog.*, 43, 1-188.
- Terelak H., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Stuczyński T., Budzyńska K., 1995. Zawartość metali ciężkich i siarki w glebach użytków rolnych Polski oraz ich zanieczyszczenie tymi składnikami. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 418, 45-59.
- Tester C.F., 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 827-831.
- Thomas P.J., Simpson T.W., Baker J.C., 1989. Erosion effect on productivity of Cecil soils in the Virginia Piedmont. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53, 928-933.
- Timlin D.J., Pachepsky Ya., Snyder V.A., Bryant R.B., 1998. Spatial and temporal variability of corn grain yield on a hillslope. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 764-773.
- Trout T.J., Sojka R.E., Lentz R.D., 1995. Polyacrylamide effect on furrow erosion and infiltration. *Trans. ASAE*, 38, 761-765.
- Turski R., 1971. Substancja organiczna gleb terenów erodowanych. *Rocz. Glebozn.*, 22, 1, 19-57.
- Turski R., 1985. Geneza i właściwości czarnoziemów Wyżyny Zachodniowołyńskiej i Lubelskiej. *Rocz. Nauk Rol.*, D, Monografie, 202.
- Turski R., Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A., 1987a. Wpływ erozji na właściwości fizyczne gleb wytworzonych z lessu. *Rocz. Glebozn.*, 38, 1, 37-49.
- Turski R., Słowińska-Jurkiewicz A., Hodara J., Paluszek J., 1987b. Zmiany właściwości fizykochemicznych erodowanych gleb lessowych w zależności od potencjału wody glebowej. *Rocz. Glebozn.*, 38, 4, 5-22.
- Turski R., Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A., 1991a. Wpływ stopnia zerodowania i intensywnego ugniatania na zróżnicowanie właściwości fizycznych gleb lessowych. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie* (red. Z. Mazur, S. Pałys, W. Grodzieński). *Wyd. AR, Lublin*, 31-46.
- Turski R., Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A., 1991b. Wpływ rzeźby terenu na stopień zerodowania i właściwości fizyczne gleb lessowych. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie* (red. Z. Mazur, S. Pałys, W. Grodzieński). *Wyd. AR, Lublin*, 47-62.
- Turski R., Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A., 1991c. Próba waloryzacji gleb erodowanych terenów lessowych. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie* (red. Z. Mazur, S. Pałys, W. Grodzieński). *Wyd. AR, Lublin*, 253-259.
- Turski R., Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A., 1992. The effect of erosion on the spatial differentiation of the physical properties of Orthic Luvisols. *Int. Agrophysics*, 6, 123-136.

- Turski R., Słowińska-Jurkiewicz A., 1994. Gleby wytworzone z lessów. Lub. Tow. Nauk., Lublin.
- Turski R., Słowińska-Jurkiewicz A., Dębicki R., Rejman J., Paluszek J., 1996. Rolnicze i ogólnopryrodnicze problemy urzeźbionych terenów lessowych. W: Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją (red. A. Józefaciuk), Prace Nauk. Ogólnopol. Symp., IUNG, K 11/1, Puławy, 91-112.
- Turski R., Słowińska-Jurkiewicz A., Paluszek J., 1997. Struktura i właściwości wodno-powietrzne niektórych gleb Pagórów Chełmskich. Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, E, 52, 269-281.
- Twardy J., 1996. Wyniki badań tempa denudacji agrotechnicznej stoków użytkowanych rolniczo na przykładzie strefy krawędziowej Wyżyny Łódzkiej. W: Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją (red. A. Józefaciuk), Prace Nauk. Ogólnopol. Symp., IUNG, K 11/2, Puławy, 321-330.
- Twardy J., 2002. Przebieg erozji gleb w środkowej Polsce i jej związek z prehistorycznym osadnictwem i gospodarką. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 487, 371-379.
- Twardy J., 2005. Gully erosion in the Middle Poland. W: Human impact on sensitive geosystems (red. J. Rejman, W. Zglobicki). Maria Curie-Skłodowska Univ. Press, Lublin, 129-142.
- Unika Sp. J. 2004. Aquanika®. ><http://www.unika.pl/><
- Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu. Dz. U. 2007, nr 147, poz. 1033.
- Utomo W.H., Dexter A.R., 1982. Changes in soil aggregate water stability induced by wetting and drying cycles in non-saturated soil. J. Soil Sci., 33, 623-637.
- Van Es H.M., Cassel D.K., Daniels R.B., 1991. Infiltration variability and correlations with surface soil properties for an eroded Hapludult. Soil Sci. Soc. Am. J., 55, 486-492.
- Van Oost K., Govers G., de Alba S., Quine T.A., 2006. Tillage erosion: a review of controlling factors and implications for soil quality. Progress in Phys. Geogr., 30, 443-466.
- Várallyay G., 2000. Soil quality in relation to the concepts of multifunctionality and sustainable development. W: Soil quality, sustainable agriculture and environmental security in central and Eastern Europe (red. M.J. Wilson, B. Maliszewska-Kordecka), NATO Science Series, Series 2. Environmental Security, 69, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 17-33.
- Volkmar K.M., Chang C., 1995. Influence of hydrophilic gel polymers on water relations and growth and yield of barley and canola. Can. J. Plant Sci., 75, 605-611.
- Wahba M.M., 2007. Influence of compost on morphological and chemical properties of sandy soils, Egypt. J. Appl. Sci. Res., 3, 1490-1493.
- Wallace A., 1998a. Some living plants and some additional products useful as soil conditioners and in various technologies. W: Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 463-510.
- Wallace A., 1998b. Use of water-soluble polyacrylamide for control of furrow irrigation-induced soil erosion. W: Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 445-462.
- Wallace A., Wallace G.A., AbouZamzam A.M., 1986. Effects of excess levels of a polymer as a soil conditioner on yields and mineral nutrition of plants. Soil Sci., 141, 377-380.
- Wallace G.A., Wallace A., 1986. Control of soil erosion by polymeric soil conditioners. Soil Sci., 141, 363-367.
- Wallace A., Terry R.E., 1998. Introduction: soil conditioners, soil quality and soil sustainability. W: Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil (red. A. Wallace, R.E. Terry), Marcel Dekker Inc., New York, 1-41.
- Wallace A., Wallace G.A. (red.), 2003. Polyacrylamide (PAM) and micronized PAM soil conditioners – 50 years of progress. Wallace Laboratories, El Segundo, California.

- Wanas S.A., Omran W.M., 2006. Advantages of applying various compost to different layers of sandy soil: 1 – hydro-physical properties. *J. Appl. Sci. Res.*, 2, 1298-1303.
- Wasiak G., Mamełka D., 1999. Kompostowanie frakcji organicznej wyselekcjonowanej z odpadów komunalnych w Warszawie, W: Kompostowanie i użytkowanie kompostu. *Mat. I Konf. Nauk.-Tech.*, Wyd. Ekoinżynieria, Lublin, 55-60.
- Wasiak G., Mamełka D., Jaroszyńska J., 1999. Kompostowanie odpadów roślinnych z terenów zieleni miejskiej Warszawy, W: Kompostowanie i użytkowanie kompostu. *Mat. I Konf. Nauk.-Tech.*, Wyd. Ekoinżynieria, Lublin, 61-69.
- Weesies G.A., Livingston S.J., Hosteter W.D., Schertz D.L., 1994. Effect of soil erosion on crop yield in Indiana: results of a 10 year study. *J. Soil Water Conserv.*, 49, 597-600.
- Whitbread-Abrutat P.H., 1997. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. *Plant Soil*, 192, 199-217.
- White A.W., Bruce R.R., Thomas A.W., Langdale G.W., Perkins H.F., 1985. Characterizing productivity of eroded soils in the Southern Piedmont. W: *Proc. Nat. Symp. Erosion and soil productivity*. ASAE Pub., 8-85, 83-95.
- Witkowska-Walczak B., 1984. Water retention in soils of natural structure unstabilized and stabilized with a synthetic agent. *Pol. J. Soil Sci.*, 17, 1/2, 31-36.
- Witkowska-Walczak B., 2000. Wpływ struktury agregatowej gleb mineralnych na ich hydrofizyczne charakterystyki (badania modelowe). *Acta Agrophysica*, 30, 1-96.
- Witkowska-Walczak B., Sokołowska Z., 2000. Soil water potential – moisture characteristics of different aggregate fractions of Eutric Cambisol and Gleyic Phaeozem unstabilised and stabilised with soil conditioner (Solacrol). *Int. Agrophysics*, 14, 355-364.
- Wood J.D., Oster J.D., 1985. The effect of cellulose xanthate and polyvinyl alcohol on infiltration, erosion, and crusting at different sodium levels. *Soil Sci.*, 139, 243-249.
- Young A., Harris P.J., 1976. Preliminary investigation into the biodegradability of polyvinyl acetate. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent*, 41, 253-259.
- Zgłobicki W., 2002. Dynamika współczesnych procesów denudacyjnych w północno-zachodniej części Wyżyny Lubelskiej. *Wyd. UMCS, Lublin*.
- Zgłobicki W., Rodzik J., 2004. Naturalne i antropogeniczne uwarunkowania erozji wąwozowej w okolicach Kazimierza Dolnego. W: *Stan i zmiany środowiska geograficznego wybranych regionów wschodniej Polski* (red. R. Dobrowolski, S. Terpiłowski). *Wyd. UMCS, Lublin*, 41-46.
- Zgłobicki W., Baran-Zgłobicka B., 2005. The role of studies on present-day geomorphologic processes in landscape planning on loess areas. W: *Human impact on sensitive geosystems* (red. J. Rejman, W. Zgłobicki). *Maria Curie-Skłodowska Univ. Press, Lublin*, 143-155.
- Zhang X.C., Miller W.P., 1996. Polyacrylamide effect on infiltration and erosion in furrows. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, 866-872.
- Żmuda R., 1994. Wymywanie składników chemicznych z obszaru dwóch zlewni w Sudetach Wschodnich o różnorodnym użytkowaniu. *Rocz. AR w Poznaniu 266, Melior. Inż. Środ.*, 14, 171-176.

6. STRESZCZENIE

W monografii przedstawiono syntezę wyników wieloletnich badań wpływu przyspieszonej erozji na właściwości gleb w krajobrazie lessowym i sposoby ich ulepszenia za pomocą syntetycznych polimerów. Erozja gleb powoduje silne zróżnicowanie pokrywy glebowej, polegające na skróceniu lub nadbudowaniu naturalnych pedonów. Wytworzone gleby w różnym stopniu zerodowane i gleby deluwialne różnią się od gleb nieerodowanych nie tylko cechami morfologicznymi, ale również składem granulometrycznym, zawartością materii organicznej i składników pokarmowych roślin.

Zerodowanie w stopniu słabym, średnim i silnym powoduje pogorszenie właściwości fizycznych gleb pływych utworzonych z lessu. W poziomach Ap gleb zerodowanych utworzonych z poziomu Bt zwiększa się zawartość ilu i gęstość gleby, zmniejsza się zawartość materii organicznej, zawartość wodoodpornych agregatów glebowych, połowa pojemność wodna i retencja wody użytecznej dla roślin, pogarsza się porowatość, pojemność powietrzna i przepuszczalność powietrzna. Natomiast gleby bardzo silnie zerodowane, których poziomy Ap utworzyły się z lessu węglanowego, miały korzystną połowę pojemność wodną, retencję wody użytecznej dla roślin i rozkład porów, zbliżone do gleb nieerodowanych. Także gleby deluwialne charakteryzują się korzystnym składem granulometrycznym, zawartością materii organicznej, wodoodpornością agregatów, właściwościami wodnymi i powietrznymi zbliżonymi do gleb nie erodowanych lub nawet nieco lepszymi. W wyniku erozji gleb obniżyły się plony ziarna pszenicy ozimej, kukurydzy, pszenicy jarej i jęczmienia jarego o 5,5-39,7%. Natomiast na glebach deluwialnych plony ziarna roślin uprawnych były zbliżone do plonów na glebach nieerodowanych lub nawet większe.

Nietrwała struktura agregatowa gleb zerodowanych przyczynia się do powierzchniowego zaskorupienia i dalszej erozji wodnej w czasie intensywnych spływów. Jako potencjalnie zasobne w składniki pokarmowe dla roślin gleby te wymagają przywrócenia wodoodpornej struktury agregatowej oraz polepszenia właściwości wodnych i powietrznych. Tradycyjne metody ulepszenia właściwości fizycznych gleb obejmują nawożenie wysokimi dawkami nawozów organicznych, nawożenie NPK, wapnowanie oraz stosowanie zmianowania ze zwiększonym udziałem roślin motylkowatych i traw. Uzupełnieniem tradycyjnych metod może być dodanie do gleby syntetycznych polimerów, odpornych na rozkład mikrobiologiczny, nietoksycznych i bezpiecznych dla środowiska.

Badania polowe wykazały, że polimery żelowe: Viterra, Stockosorb, Hydroplus i AgroHydroGel oraz polimery hydrofobowe Terravest 801 i polioctan winylu spowodowały polepszenie składu agregatowego i wodoodporności agregatów w warstwie uprawnej erodowanych gleb pływych utworzonych z lessu. Najbar-

dziej skuteczne były dawki $0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ w stosunku do masy gleby suchej hydrożelu Viterra oraz dawki $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ pozostałych polimerów. Syntetyczne polimery wywarły również korzystny wpływ na gęstość gleby, porowatość ogólną, pojemność wodną, retencję wody użytecznej dla roślin, pojemność powietrzną i przepuszczalność powietrzną w glebach zerodowanych. Wniesienie Viterry wpłynęło korzystnie na zawartość wymiennego i przyswajalnego potasu w glebach. Zastosowanie polimerów spowodowało zwiększenie plonów ziarna pszenicy ozimej na glebach słabo, średnio i bardzo silnie zerodowanych. Jednak ze względu na wysokie koszty wytwarzania polimerów żelowych ich szersze stosowanie w praktyce rolniczej jest mało opłacalne.

Słowa kluczowe: erozja gleby, gleby lessowe, gleby erodowane, środki do ulepszenia gleb, hydrozele

7. SUMMARY

IMPROVEMENT OF THE SOILS EXPOSED TO EROSION IN A LOESSIAL LANDSCAPE

This monograph presents findings from a long-term study designed to explore an effect of accelerated erosion on soil properties in a loessial landscape and ways of soil amelioration with the use of synthetic polymers. Soil erosion results in heavy differentiation of a soil cover with natural pedons being reduced or overbuilt. Both eroded and colluvial soils differ from non-eroded soils not only in morphological features but also in particle-size distribution, organic matter content and plant nutrients.

Slight, moderate and severe erosion has an adverse effect on physical properties of Haplic Luvisols developed from loess. In Ap horizons of eroded soils developed from Bt horizon, clay content and bulk density are on the increase whereas the content of organic matter, content of water-stable aggregates, field water capacity and retention of water useful for plants decrease, and porosity, air capacity and air permeability deteriorate. By contrast, in very severely eroded soils whose Ap horizons developed from carbonate loess, pore-size distribution, field water capacity and retention of water useful for plants are favourable and comparable to those in non-eroded soils. Colluvial soils are also characterized by advantageous particle-size distribution, organic matter content, aggregate water stability, and by water-air properties similar to (or even somewhat better than) those of non-eroded soils.

As a result of soil erosion, grain yields of spring and winter wheat, corn and spring barley were lower by 5.5-39.7%. By comparison, grain yields from colluvial soils were close to (or even higher than) those from non-eroded soils.

Unstable aggregate structure of eroded soils contributes to surface crust forming and further water erosion during intense runoffs. As the soils potentially rich in nutrients for plants, they require restoration of water-stable aggregate structure and improvement in water and air properties. Traditional methods for ameliorating soil physical properties include application of high doses of organic fertilizers, NPK fertilization, liming and crop rotation with an increased share of papilionaceous plants and grasses. In order to supplement traditional methods, synthetic polymers, resistant to microbiological decomposition, non-toxic and environment-friendly, may be added to soil.

Field experiments showed that gel-forming polymers: Viterra, Stockosorb, Hidroplus and AgroHydroGel as well as hydrophobic polymers: Terravest 801 and PVAC improved aggregate size distribution and aggregate water stability in the arable layer of eroded Haplic Luvisols developed from loess. Viterra hydrogel applied in doses of $0,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ of dry soil mass and the other polymers applied in $1 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ of dry soil mass proved most effective. Synthetic polymers had also a positive impact on bulk density, total porosity, water capacity, retention of water useful to plants and air permeability in eroded soils. The use of Viterra had a beneficial effect on exchangeable and available potassium in soils. The polymer application caused increases in grain yields of spring wheat grown on slightly, moderately and very severely eroded soils. However, due to high costs of their production, the wider use of gel-forming polymers in agriculture is not economically viable.

Keywords: soil erosion, loess soils, eroded soils, soil conditioners, hydrogels

Procentowy udział Autorów w monografii:

Jan Paluszek 80%

Wojciech Żembrowski 20%

Adresy autorów:

Jan Paluszek
Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska
Uniwersytet Przyrodniczy
ul. S. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
e-mail: jan.paluszek@up.lublin.pl
tel.: 081 532 30 47 wew. 108

Wojciech Żembrowski
Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska
Uniwersytet Przyrodniczy
ul. S. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin

Institute of Environment Management
University of Life Science
ul. S. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin