ACTA AGROPHYSICA

EMISJA GAZÓW CIEPLARNIANYCH I AMONIAKU W ROLNICTWIE

Pod redakcją
Ewy A. Czyż, J. Lecha Jugowara
i Cezarego Sławińskiego

150

Instytut Agrofizyki
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN
w Lublinie

Rozprawy i Monografie
2007 (4)

Komitet Redakcyjny
Redaktor Naczelny – Józef Horabik
Zastępca Redaktora Naczelnego – Grzegorz Józefaciuk
Sekretarz Redakcji – Wanda Woźniak

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

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

Opiniował do druku
Prof. dr hab. Tadeusz Filipek

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

Praca finansowana z dotacji Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego na badania wspólne sieci naukowej „AGROGAS – Redukcja Gazów Cieplarnianych i Amoniaku w Rolnictwie" Nr 17/E-184/SN – 019/2006

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 2007

ISSN 1234-4125

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

Wydanie I. Nakład 350 egz. Ark. 10,6
Skład komputerowy: Wanda Woźniak, Kamila Sławińska
Druk: Drukarnia *ALF-GRAF*, ul. Kościuszki 4, 20-006 Lublin

SPIS TREŚCI

1. WPROWADZENIE 5

2. FIZYCZNE WŁAŚCIWOŚCI GLEB POD PSZENICĄ OZIMĄ W RÓŻNYCH SYSTEMACH UPRAWY ROLI 8
Ewa A. Czyż, Anthony R. Dexter

3. CHEMICZNE WŁAŚCIWOŚCI GLEB POD PSZENICĄ OZIMĄ W RÓŻNYCH SYSTEMACH UPRAWY ROLI 15
Ewa A. Czyż, Anthony R. Dexter

4. ZMIANY ZWIĘZŁOŚCI, WILGOTNOŚCI I TEMPERATURY W PROFILACH RÓŻNIE UŻYTKOWANYCH GLEB UPRAWNYCH 23
Cezary Sławiński, Barbara Witkowska-Walczak

5. WYDZIELANIE DWUTLENKU WĘGLA Z PÓL UPRAWIANYCH METODĄ TRADYCYJNĄ I UPROSZCZONĄ 29
Teresa Włodarczyk, Małgorzata Brzezińska, Aneta Borkowska, Urszula Kotowska, Magdalena Nosalewicz, Paweł Szarlip, Marek Pazur

6. WPŁYW WILGOTNOŚCI I TEMPERATURY GLEBY NA STĘŻENIE I EMISJĘ CO_2 PRZY SYTEMIE UPRAWY TRADYCYJNEJ I UPROSZCZONEJ 42
Małgorzata Brzezińska, Teresa Włodarczyk, Barbara Witkowska-Walczak, Cezary Sławiński, Aneta Borkowska, Urszula Kotowska, Magdalena Nosalewicz, Paweł Szarlip

7. WŁAŚCIWOŚCI MIKROBIOLOGICZNE GLEB POD PSZENICĄ OZIMĄ W RÓŻNYCH SYSTEMACH UPRAWY 54
Anna M. Gajda

8. BADANIE I OCENA PRZEBIEGU WEGETACJI ROŚLIN W DOŚWIADCZENIACH POLOWYCH 61
Anna Nieróbca, Jerzy Kozyra, Rafał Pudełko

9. OCENA WARUNKÓW METEOROLOGICZNYCH W DRUGIEJ POŁOWIE 2006 ROKU W GRABOWIE I ROGOWIE 67
Jerzy Kozyra, Leszek Purchała, Tomasz Jóźwicki

10. OCENA WPŁYWU RÓŻNYCH SYSTEMÓW PRODUKCJI ROŚLINNEJ NA POZIOM EMISJI PODTLENKU AZOTU I BILANS GLEBOWEJ SUBSTANCJI ORGANICZNEJ 73
Jarosław Stalenga, Andrzej Kawalec

11. OSZACOWANIE EMISJI PODTLENKU AZOTU I METANU Z ROLNICTWA W PRZEKROJU WOJEWÓDZTW ZA 2005 76
Andrzej S. Zaliwski, Leszek Purchała

12. SZACUNEK SEKWASTRACJI WĘGLA W UPRAWACH ROŚLIN ENERGETYCZNYCH (MISKANTA I WIERZBY KRZEWIASTEJ) 84
Antoni Faber, Robert Borek, Magdalena Borzęcka-Walker

13. ZASTOSOWANIE PREPARATÓW NANOKATALITYCZNYCH DO REDUKCJI EMISJI AMONIAKU I GAZÓW CIEPLARNIANYCH W CHOWIE ZWIERZĄT GOSPODARSKICH 90
J. Lech Jugowar, Renata Myczko, Tomasz Kołodziejczyk

14. REDUKCJA STĘŻĘNIA GAZÓW CIEPLARNIANYCH EMITOWANYCH Z OBORY POPRZEZ SZKLARNIOWA UPRAWĘ POMIDORÓW 108
Przemysław Grześkowiak, J. Lech Jugowar, Renata Myczko

15. WPŁYW KANAŁÓW PODRUSZTOWYCH NA WIELKOŚĆ EMISJI AMONIAKU I GAZÓW CIEPLARNIANYCH Z BUDYNKÓW INWENTARSKICH ... 116
J. Lech Jugowar, Robert Szulc, Renata Myczko

16. MIKORYZACJA GLEB W PRODUKCJI ROŚLINNEJ OGRANICZA ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA 124
Andrzej Kliber, J. Lech Jugowar

17. STRESZCZENIE 134

18. SUMMARY 135

1. WPROWADZENIE

Zmiany klimatyczne w różnych regionach Ziemi spowodowane globalnym ociepleniem wpływają na produkcję żywności, występowanie szkodników i chorób roślin uprawnych oraz koszty produkcji rolniczej.

Ciągle nie wiemy w jakim stopniu klimat Ziemi jest wrażliwy na wpływy antropogeniczne. Jednak stwierdzono już, że emisja gazów cieplarnianych, w tym z terenów wykorzystywanych rolniczo, podwyższa temperaturę na Ziemi. Zatem, aby opóźnić lub powstrzymać zmiany klimatu, należy ograniczać produkcję gazów szklarniowych do atmosfery także w rolnictwie.

Dwutlenek węgla jest ubocznym produktem spalania drewna i paliw kopalnych węgla, ropy naftowej i gazu ziemnego. Uzależnienie naszej cywilizacji od tych paliw jako podstawowego źródła energii, w połączeniu z eksplozją demograficzną, spowodowały wzrost ilości dwutlenku węgla emitowanego do atmosfery. Istotnym czynnikiem, wpływającym na ilość wydzielanego dwutlenku węgla do atmosfery jest sposób uprawy roli stosowany w rolnictwie. Ogromne ilości tego gazu powstają również przy wypalaniu lasów.

Metan wytwarzany w przewodzie pokarmowym zwierząt oraz w warunkach beztlenowego rozkładu odchodów stanowi 19% globalnej ilości metanu wprowadzanego do atmosfery. Metan, obok dwutlenku węgla, jest gazem mającym istotny udział w zwiększaniu efektu cieplarnianego Ziemi. Jednocześnie odgrywa jedną z głównych ról w katalitycznym niszczeniu ozonu w stratosferze przyczyniając się do powstawania tzw. dziury ozonowej.

Tlenek azotu (I) powstaje w wielu procesach zachodzących w glebie, wodzie i odchodach zwierzęcych. W ciągu ostatnich dwóch wieków w wyniku działalności człowieka stężenie N_2O w powietrzu wzrosło o 13%. Przyczyniło się do tego głównie spalanie paliw kopalnych, a także gospodarka rolna, przemysł i stosowanie nawozów azotowych

Amoniak, którego 90-95% całkowitej emisji w Europie pochodzi z działalności rolniczej powstaje w największych ilościach jako rezultat procesów bakteryjnych i enzymatycznych zachodzących w odchodach zwierząt. Amoniak nie jest gazem cieplarnianym, ale wraz z tlenkami azotu i dwutlenkiem siarki pochodzącymi przede wszystkim ze spalania paliw, ulega przemianom chemicznym, powoduje zakwaszenie wód i gleb oraz ma pośrednio ujemne skutki dla zdrowia ludzi, zwierząt, lasów i roślin.

W celu zbadania, jakie czynniki decydują o emisji gazów cieplarnianych i amoniaku z terenów użytkowanych rolniczo oraz w jaki sposób ją ograniczyć w 2006 roku zawiązano Sieć Naukową AGROGAS – REDUKCJA GAZÓW

CIEPLARNIANYCH I AMONIAKU W ROLNICTWIE, której główny temat badań wspólnych brzmi: „Możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa". W skład Sieci AGROGAS wchodzą: Instytut Agrofizyki Polskiej Akademii Nauk w Lublinie – koordynator Sieci, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach oraz Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa w Warszawie, Oddział w Poznaniu.

Niniejsza monografia zawiera opracowania wyników badań z pierwszego roku działalności Sieci Naukowej AGROGAS, tj. artykuły dotyczące wpływu wybranych czynników na emisję gazów cieplarnianych z gleb użytkowanych rolniczo oraz ocena możliwości redukcji tej emisji.

W 2006 roku badania wspólne przeprowadzono w trzech skalach na poziomie: pola, gospodarstwa, oraz poszczególnych województw.

Badania na poziomie pola prowadzono w gospodarstwie prywatnym w Rogowie (woj. lubelskie) na glebie o składzie granulometrycznym pyłu ilastego (2 profile) i w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Grabowie (woj. mazowieckie) na piasku gliniastym mocnym (2 profile). W badaniach tych stosowano dwa systemy uprawy roli:

- tradycyjny-płużny, z pożniwnym pozostawieniem słomy w postaci sieczki, oraz oparty na orce pługiem odkładnicowym z doprawianiem roli tradycyjnymi narzędziami, i
- uproszczony, z pożniwnym pozostawianiem słomy w postaci sieczki, oraz z zastosowaniem zestawu bazującego na narzędziach aktywnych kruszącospulchnia-jących i kultywatora o sztywnych łapach, następnie z doprawianiem roli tradycyjnymi narzędziami. Ta część badań realizowana była przez Instytut Agrofizyki PAN w Lublinie oraz Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach.

Badania IA PAN i IUNG-PIB realizowano na polach doświadczalnych pod pszenicą ozimą. Badano tu zmiany właściwości fizycznych, chemicznych i mikrobiologicznych gleb pod wpływem stosowanych systemów uprawy roli. W obiektach tych prowadzono również monitoring wilgotności, temperatury i zasolenia w wybranych warstwach profilu glebowego oraz akumulacji i emisji dwutlenku węgla.

Na poziomie gospodarstwa badania prowadzone przez IUNG PIB realizowano przy trzech systemach produkcji roślinnej: ekologicznym, konwencjonalnym i integrowanym. Dokonano oceny wielkości emisji tlenku azotu (I) i bilansu glebowej substancji organicznej. Oceniono również wpływ warunków klimatycznych na stan wegetacji roślin w polu. W gospodarstwie prowadzono również badania na uprawach polowych roślin specjalnych (miskanta i wierzby krzewiastej. Określono

w ich biomasie zawartość węgla i oszacowano, na podstawie plonów, jego sekwestrację w glebie pod tymi uprawami.

W gospodarstwie ekologicznym Zakładu Doświadczalnego IBMER w Poznaniu – Strzeszynie rozpoczęto doświadczenie, którego celem jest określenie, w jakim stopniu uprawa gleby systemem rolnictwa ekologicznego z jednoczesną jej mikoryzacją grzybami endomikoryzowyni ogranicza emisję gazów cieplarnianych, a zwłaszcza tlenku azotu (I), w porównaniu z emisjami występującymi przy tradycyjnych metodach uprawy gleby.

W skali województw badania obejmowały szacunek emisji metanu i tlenku azotu (I) dla danych z roku 2005 (w układzie poszczególnych województw, gdyż publikowane dotychczas szacunki były przeprowadzane dla skali kraju).

W opracowaniu przedstawiono także wyniki badań dotyczących metod redukcji amoniaku i gazów cieplarnianych wytwarzanych podczas chowu zwierząt, realizowanych w IBMER. Zaprezentowano wyniki badań laboratoryjnych nad zastosowaniem nanopreparatów zawierających cząsteczki srebra, krzemu i tytanu. Ich szczególne właściwości katalityczne pozwalają na uzyskanie efektu redukcji gazów szkodliwych w pomieszczeniach inwentarskich. Przedstawiono również wyniki badań nad wykorzystaniem szklarni do redukcji emisji amoniaku i gazów cieplarnianych pochodzących z budynku obory. Takie rozwiązanie techniczne pozwala nie tylko na znaczną redukcję gazów szkodliwych, ale umożliwia uzyskanie wysokiego plonu przy minimalnym nawożeniu.

W pracach składających się na tą monografię przedstawiono przede wszystkim metodykę badań oraz wstępne wyniki na podstawie, których w 2007 roku rozszerzono program działalności Sieci AGROGAS.

2. FIZYCZNE WŁAŚCIWOŚCI GLEB POD PSZENICĄ OZIMĄ W RÓŻNYCH SYSTEMACH UPRAWY ROLI

Ewa A. Czyż [1,2], *Anthony R. Dexter*[1,3,4]

Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów,
[1]Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: ewac@iung.pulawy.pl
[2]Wydział Biologiczno-Rolniczy, Uniwersytet Rzeszowski
Aleja Rejtana 16c, 35-959 Rzeszów
[3]Unité de Science du Sol, INRA Orléans, Ardon, 45160 Olivet
[4]Associate Scientist, le Studium, Orléans

W warunkach naszego kraju poszukuje się alternatywnych uproszczeń w uprawie roli zapewniających ograniczenie emisji gazów cieplarnianych i prawidłowy wzrost roślin. Systematycznie poszukuje się odpowiednich systemów uprawy roli zapewniających dobry i wierny plon roślin uprawnych oraz ochronę środowiska przyrodniczego. Zastępowanie systemu uprawy tradycyjnej-płużnej (orki) uprawą uproszczoną z wykorzystaniem mulczowania tzw. uprawą konserwującą nabiera w Polsce coraz większego znaczenia. Stosowanie uprawy konserwującej zapewnia zmniejszenie zagęszczenia podglebia; chroni glebę przed erozją i ogranicza spływ powierzchniowy przez cały rok (Dexter i in. 2004) zmniejsza parowanie i poprawia infiltrację (Niedźwiecki i in. 2006) ponadto zwiększa stabilność gleby (Czyż 2003, 2005, 2007, Dexter i Czyż 2000), zawartość substancji organicznej i aktywność biologiczną gleby (Gąte i in. 2004, 2006a, 2006b, Urbanek i Horn 2006, Schjønning i Rasmussen 1989). Pod wpływem uproszczeń uprawy roli istotnym zmianom ulegają właściwości fizyczne gleby, głównie gęstość, wilgotność i stabilność oraz jakość fizyczna gleby (Dexter 2004a,b,c).

Celem badań było określenie wpływu stosowanych dwóch systemów uprawy roli: tradycyjnej – płużnej i uproszczonej (tzw. konserwującej) na wybrane właściwości fizyczne gleb.

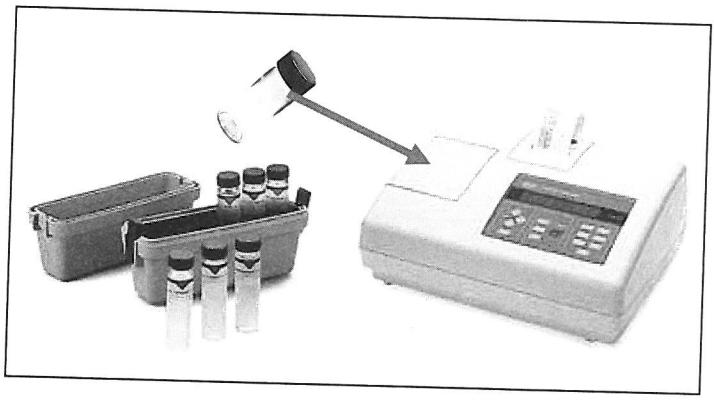
Badania właściwości fizycznych gleb prowadzono w roku 2006 w wieloletnich doświadczeniach polowych: w gospodarstwie prywatnym w miejscowości – Rogów (woj. lubelskie) na glebie o składzie granulometrycznym pyłu ilastego i w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Grabowie (woj. mazowieckie) na piasku gliniastym mocnym. W badaniach stosowano dwa systemy uprawy roli:

- tradycyjny-płużny, z pożniwnym pozostawieniem słomy w postaci sieczki, oraz oparty na orce pługiem odkładnicowym z doprawianiem roli tradycyjnymi narzędziami,

- uproszczony, z pożniwnym pozostawianiem słomy w postaci sieczki, oraz z zastosowaniem zestawu bazującego na narzędziach aktywnych kruszącospulchniających i kultywatora o sztywnych łapach, następnie z doprawianiem roli tradycyjnymi narzędziami.

Określono kształtowanie się podstawowych fizycznych właściwości gleby w czasie wegetacji roślin pszenicy ozimej. Wybrane właściwości fizyczne gleb oznaczono następująco: skład granulometryczny gleb metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego; wilgotność gleby (%,v/v) i gęstość objętościową gleby ($Mg \cdot m^{-3}$) wykonywano metodą wagowo-suszarkową, przy użyciu cylinderków metalowych o objętości 100 cm^3. Próbki glebowe pobierano z warstw: 2-8 cm, 13-18 cm, 28-33 cm, 47-53 cm i 67-73 cm w czterech powtórzeniach z każdego miejsca wytypowanego do badań na polu, dla poszczególnych obiektów. Do badań stabilności gleb metodą turbidimetryczną pobrano próbki gleby z warstwy 5-10 cm, 15-20 cm i 30-35 cm.

Stabilność gleb w wodzie określono na podstawie zawartości iłu łatwo-dyspergującego (RDC – *readily-dispersible clay*) przy użyciu turbidimetru HACH 2100 AN (rys. 1), zgodnie ze zmodyfikowaną i przystosowaną do warunków Polski metodą Czyż i in. (2002). Mała zawartość w glebie iłu łatwo-dyspergującego (RDC) świadczy o dużej stabilności gleb w wodzie.

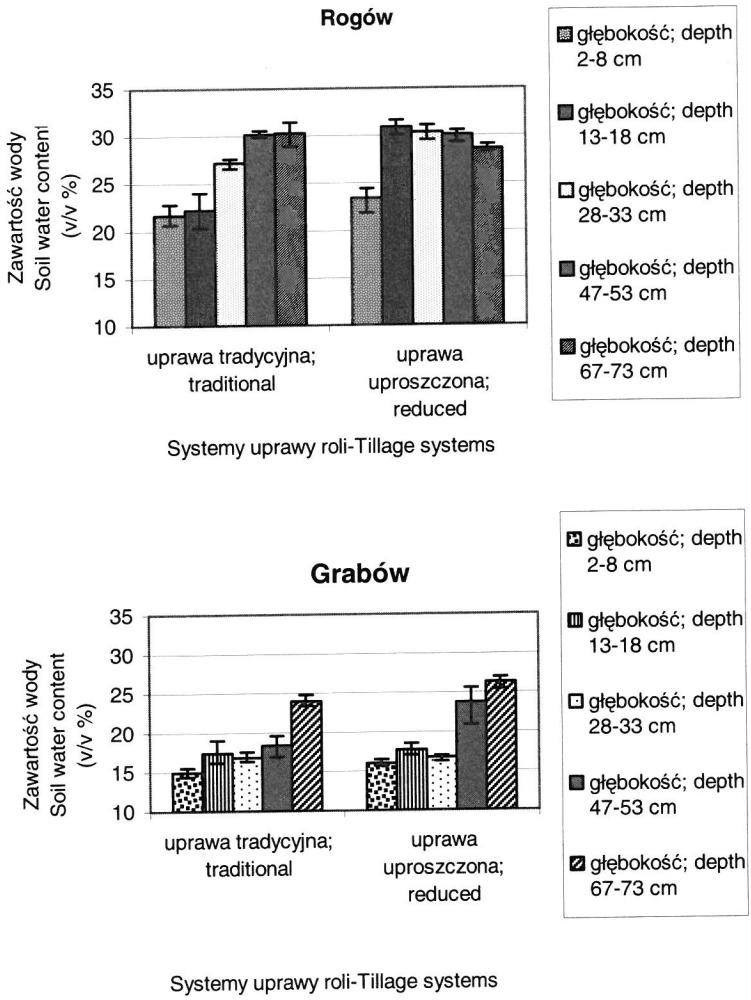


Rys. 1. Turbidimetr HACH 2100 AN do określania zawartości w glebie łatwo-dyspergującego iłu *(RDC)*
Fig. 1. Model HACH 2100 AN Turbidimeter for determination of the content of readily-dispersible clay, *RDC*

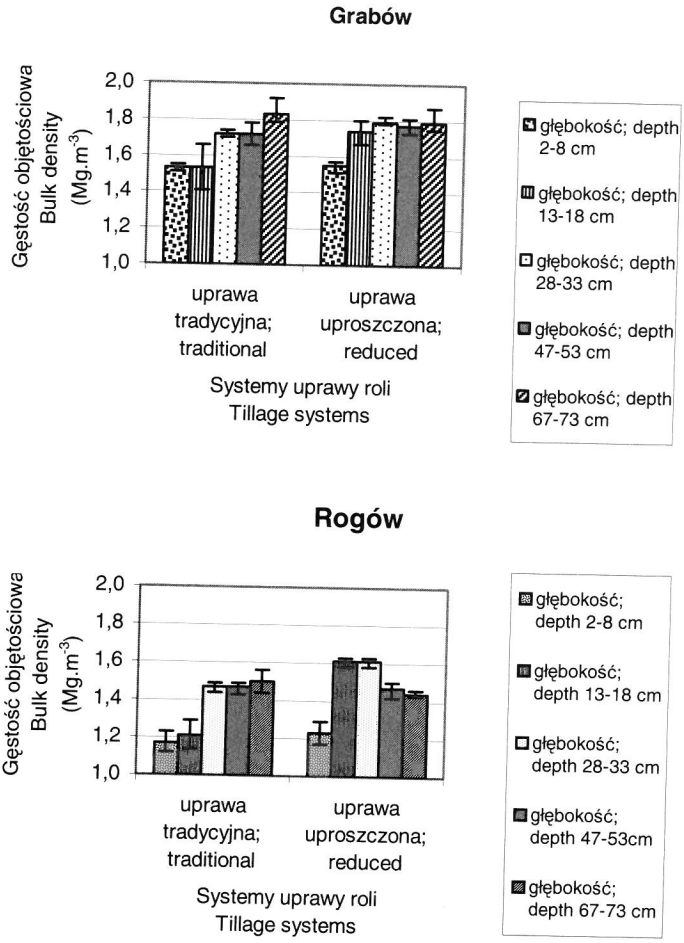
Zastosowane systemy uprawy roli spowodowały istotne zmiany właściwości fizycznych gleb.

Na zawartość wody w glebie w obydwu doświadczeniach stosowane systemy uprawy roli wpływały odmiennie. Najwyższą wilgotność (% v,v) pyłu ilastego

w Rogowie obserwowano w systemie uprawy uproszczonej we wszystkich badanych warstwach profilu glebowego w porównaniu z uprawą tradycyjną – płużną (rys. 2). Natomiast w piasku gliniastym mocnym w Grabowie w wierzchniej warstwie gleb do 33 cm nie stwierdzono istotnych zróżnicowań uwilgotnienia w obydwu systemach uprawy, przy czym wyraźnie wyższe zawartości wody w uprawie uproszczonej obserwowano w dolnych warstwach profilu glebowego na głębokościach 47-53 cm i 67-73 cm.



Rys. 2. Średnia zawartość wody w badanych glebach w różnych systemach uprawy roli
Fig. 2. Mean soil water content in different tillage systems

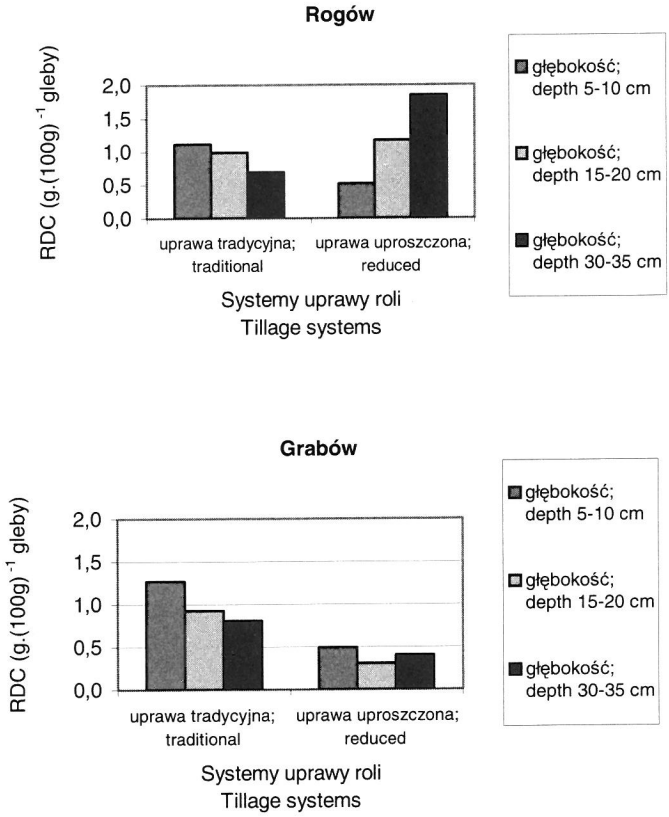


Rys. 3. Średnia gęstość objętościowa w badanych glebach w różnych systemach uprawy roli
Fig. 3. Mean soil bulk density in different tillage systems

Również we wcześniejszych badaniach Czyż (2005) przeprowadzonych na madzie ciężkiej o składzie granulometrycznym iłu pylastego z różnymi systemami uprawy roli stwierdzono, że wyższe uwilgotnienie gleby w warstwie 0-25 cm powodują zastosowane uproszczenia tj. zastąpienie orki talerzowaniem i siew bezpośredni w porównaniu z tradycyjną-płużną uprawą roli. Przy czym istotne silne oddziaływanie siewu bezpośredniego na wzrost uwilgotnienia gleby uzyskano w warstwie 0-25 cm w porównaniu do uprawy tradycyjnej (Czyż 2005).

Uproszczona uprawa roli wywołała wzrost gęstości objętościowej górnych warstw obydwu badanych gleb, szczególnie na głębokościach: 2-8 cm i 13-18 cm, w stosunku do uprawy tradycyjnej-płużnej (rys. 3).

Na stabilność obydwu badanych gleb, szczególnie w warstwie wierzchniej do głębokości 10 cm, najkorzystniej wpływała uprawa uproszczona, gdzie obserwowano najniższe zawartości łatwo-dyspergującego iłu RDC w porównaniu do uprawy tradycyjnej-płużnej (rys. 4).



Rys. 4. Stabilność badanych gleb w różnych systemach uprawy roli
Fig. 4. Soil stability in different tillage systems

W uprawie uproszczonej stabilność pyłu ilastego w Rogowie pogarszała się wraz ze wzrostem głębokości. Zjawisko spadku stabilności tej gleby wraz ze wzrostem głębokości ma prawdopodobnie swoją przyczynę w zasoleniu tych

gleb w głębszych warstwach profilu glebowego. Wydaje się, że dalsze badania w tym zakresie pozwolą na wyjaśnienie tego interesującego zjawiska. Przeprowadzone badania monitoringowe dla obszaru Polski przez Czyż i in. (2002) wskazują, że zawartość łatwo-dyspergującego iłu (RDC) w warstwie ornej dla gleb użytków rolnych wynosi średnio 0,484 $g \cdot (100\ g)^{-1}$ gleby i jest uzależniona od sposobu użytkowania gruntów. Znajomość zawartości RDC w glebach może być wykorzystana do praktycznej oceny potencjalnego wpływu sposobów gospodarowania glebą w badaniach środowiskowych.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

1. Zastosowanie uprawy uproszczonej spowodowało wzrost uwilgotnienia w całym profilu gleby o składzie granulometrycznym iłu pylastego w Rogowie w porównaniu do uprawy tradycyjnej-płużnej. Natomiast w glebie o składzie granulometrycznym piasku gliniastego mocnego w Grabowie wzrost uwilgotnienia pod wpływem tej uprawy obserwowano w głębszych warstwach profilu.

2. Wzrost gęstości w wierzchnich warstwach (2-8 cm i 13-18 cm) obydwu badanych gleb pod wpływem uprawy uproszczonej w porównaniu do uprawy tradycyjnej-płużnej.

3. Uprawa uproszczona spowodowała korzystne zmniejszenie zawartości łatwo-dyspergującego iłu (RDC) i wzrost stabilności w wodzie badanych gleb, szczególnie w wierzchniej warstwie (0-10 cm), w porównaniu do uprawy tradycyjnej-płużnej.

PIŚMIENNICTWO

Czyż E.A., 2005. Wpływ systemów uprawy roli na wybrane właściwości fizyczne gleby i plonowanie kukurydzy w monokulturze. Pam. Puł., 14, 35-47.

Czyż E.A., Dexter A.R., Terelak H., 2002. Content of readily-dispersible clay in the arable layer of some Polish soils. In: Sustainable Land Management-Environmental Protection. A Soil Physical Approach (Eds. M. Pagliai, R. Jones). Advances in GeoEcology, 35, 115-124.

Czyż E.A., 2003. Podatność na destrukcję gleb użytków rolnych w Polsce. Pam. Puł., 13, 21-31.

Czyż E.A., 2005. Ilościowa i przestrzenna charakterystyka podatności na destrukcję gleb użytków rolnych w Polsce. Quantitative and spatial characteristic of sensitivity of Polish agricultural soils to destruction. Inżynieria Rolnicza, 3(63), 15-23 (ISSN 1429-7264).

Czyż E.A., 2007. Wybrane właściwości fizyczne gleb. W: Wademekum Klasyfikatora Gleb. (Eds. F. Woch), IUNG-PIB, Puławy, 22-51, ISBN 978-83-89576-88-0.

Dexter A.R., 2004a. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density and organic matter, and effects on root growth. Geoderma 120, 201-214.

Dexter A.R., 2004b. Soil physical quality. Part II. Friability, tillage, tilth and hard-setting. Geoderma 120, 215-226.

Dexter A.R., 2004c. Soil physical quality: Part III. Unsaturated hydraulic conductivity and general conclusions about S-theory. Geoderma 120, 227-239.

Dexter A.R., Czyż E.A., 2000. Effect of management on the dispersibility of clay in a sand soil. Int. Agrophysics, 14, 269-272.

Dexter A.R., Czyż E.A., Niedźwiecki J., 2004. Water run-off as affected by the distributions of values of hydraulic conductivity of the soil. Annual Review of Agricultural Engineering, Warsaw, 3(1), 87-96.

Gąte O.P., Czyż E.A., Dexter A.R., 2006a. Assessment and prediction of soil physical quality for Polish arable layers. Int. Conf. Soil protection strategy-needs approaches for policy support 9-11 March 2006, IUNG-PIB, Puławy.

Gąte O.P., Czyż E.A., Dexter A.R., 2006b. Soil physical quality, S, as a basis for relationships between key physical properties of arable soils. In: Soil management for Sustainability (Eds. R. Horn, H. Fleige, S. Peth, X. Peng). Advances in GeoEcology 38, 102-109, Catena Verlag: Reiskirchen (ISBN 3-923381-52-2).

Gąte O.P., Czyż E.A., Dexter, A.R., 2004. Effects of readily-dispersible clay on soil quality and root growth. In: Plant Growth in Relation to Soil Physical Conditions (Eds. J. Lipiec, R. Walczak, G. Józefaciuk), 48-56, Institute of Agrophysics, Lublin, (ISBN 83-87385-82-4).

Niedźwiecki J., Czyż E.A., Dexter A.R., 2006. Przewodność hydrauliczna warstwy ornej gleb w zależności od parametrów fazy stałej gleby. Pam. Puł, 148, 297-307.

Schjønning P., Rasmussen K.J., 1989. Long-term reduced cultivation. I. Soil strength and stability. Soil Till. Res., 15, 79-90.

Urbanek E., Horn R., 2006. Change in soil organic matter, bulk density and tensile strength of aggregates after percolation in soil after conservation and conventional tillage. Int. Agrophysics, 20, 245-254.

3. CHEMICZNE WŁAŚCIWOŚCI GLEB POD PSZENICĄ OZIMĄ W RÓŻNYCH SYSTEMACH UPRAWY ROLI

Ewa A. Czyż [1,2], *Anthony R. Dexter*[1,3,4]

Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów,
[1]Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: ewac@iung.pulawy.pl
[2]Wydział Biologiczno-Rolniczy, Uniwersytet Rzeszowski
Aleja Rejtana 16c, 35-959 Rzeszów
[3]Unité de Science du Sol, INRA Orléans, Ardon, 45160 Olivet
[4]Associate scientist, le Studium, Orléans

Jednym z kluczowych zadań współczesnego rolnictwa jest poszukiwanie odpowiedniego sposobu uprawy roli mającego na celu redukcję gazów cieplarnianych i metanu z rolnictwa. Badania nad uproszczonymi uprawy roli prowadzone w USA i krajach Europy Zachodniej, wskazują pozytywne rezultaty ograniczenia światowej emisji gazów cieplarnianych. Dlatego też w Polsce coraz częściej, choć powoli, wzrasta zainteresowanie uproszczoną uprawą roli (Czyż 2006, Czyż i in.2005, Dzienia i in. 1995, Pabin i in. 2000), zarówno z uwagi na pozytywne skutki środowiskowe i ekonomiczno-organizacyjne (Dzienia i in. 1995, Dexter 2004, Niedźwiecki i in. 2006, Pałys i Podstawka-Chmielewska 1995, Roszek i in, 1995). Ocenę wpływu wybranych systemów uprawy roli na właściwości chemiczne gleb przeprowadzono na podstawie analizy próbek glebowych pobranych z doświadczeń polowych z uwzględnieniem tradycyjnej-płużnej i uproszczonej uprawy roli. Badaniami objęto te profile glebowe, które wybrano na polach doświadczalnych IUNG-PIB w Puławach we współpracy z Instytutem Agrofizyki PAN w Lublinie, tj. tam gdzie zainstalowano sondy TDR do pomiaru wilgotności, temperatury i zasolenia gleby. Również na tych samych poziomach zainstalowane zostały przez Instytut Agrofizyki PAN w Lublinie urządzenia do pobierania i pomiaru powietrza glebowego dla określenia jego składu chemicznego. Nadmienić należy, że z tych samych warstw gleby, dla skompletowania badań nad redukcja gazów cieplarnianych i amoniaku z rolnictwie w ramach wspólnych badań w sieci naukowej AGROGAS Instytut Agrofizyki PAN w Lublinie, przeprowadza inne analizy fizyczne i fizykochemiczne właściwości gleb.

Badania właściwości chemicznych gleb w roku 2006 obejmowały próbki gleb pochodzących z wieloletnich doświadczeń polowych prowadzonych w gospodarstwie rolnym w miejscowości Rogów (woj. lubelskie) na glebie o składzie granulometrycznym pyłu ilastego i w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Grabowie (woj. mazowieckie) na piasku gliniastym mocnym (tab. 1).

Tabela 1. Skład granulometryczny gleby w doświadczeniach polowych
Table 1. Particle size distribution of the soils used in the field experiment

Głębokość Depth (cm)	Procentowa zawartość frakcji o średnicy Percentage content of size fractions (mm)								Ogółem Total			Symbol gleby Symbol of soil
	1,0 - 0,5	0,5 - 0,25	0,25 - 0,10	0,10 - 0,05	0,05 - 0,02	0,02 - 0,006	0,006 - 0,002	< 0,002	1,0-0,1	0,1-0,02	< 0,02	
Grabów												
0-10	8	24	24	12	13	9	6	4	56	25	19	pgm
15-20	8	24	25	10	14	10	6	3	57	24	19	pgm
30-35	8	24	25	11	12	11	6	3	57	23	20	pgm
50	5	14	24	13	11	9	7	17	43	24	33	gl
70	7	14	23	15	11	9	6	15	44	26	30	glp
Rogów												
5-10	0	0	6	8	49	24	8	5	6	57	37	płi
15-20	0	0	4	9	47	25	9	6	4	56	40	płi
30-35	0	0	5	9	45	23	9	9	5	54	41	płi
50	0	0	4	9	38	22	6	21	4	47	49	płi
70	0	0	4	7	37	24	7	21	4	44	52	płi

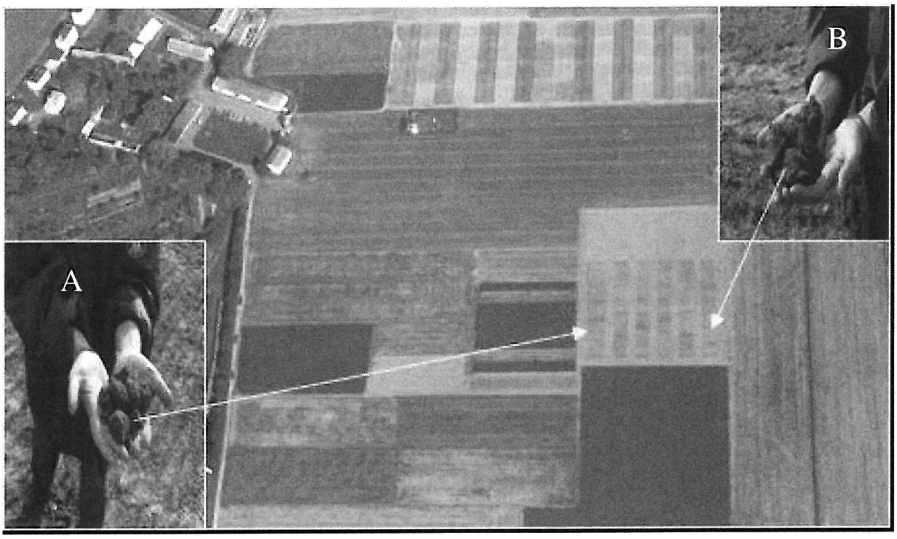
Doświadczenia polowe zlokalizowane w Grabowie ilustrują fotografie 1 i 2, natomiast w Rogowie przedstawia fotografia 3.

Badaniami objęto dwa systemy uprawy roli:

- tradycyjny – płużny, z pożniwnym pozostawieniem słomy w postaci sieczki, oraz oparty na orce pługiem odkładnicowym z doprawianiem roli tradycyjnymi narzędziami, i
- uproszczony, z pożniwnym pozostawianiem słomy w postaci sieczki, oraz z zastosowaniem zestawu bazującego na narzędziach aktywnych kruszącospulchniających i kultywatora o sztywnych łapach a następnie z doprawianiem roli tradycyjnymi narzędziami.

Fot. 1. Doświadczenie polowe z pszenicą ozimą z uproszczoną uprawą roli w Rogowie
Photo 1. Field experiment with winter wheat with reduced tillage in Rogów

Fot. 2. Doświadczenie polowe z pszenica ozimą z tradycyjną uprawą roli w Rogowie
Photo 2. Field experiment with winter wheat with traditional tillage in Rogów



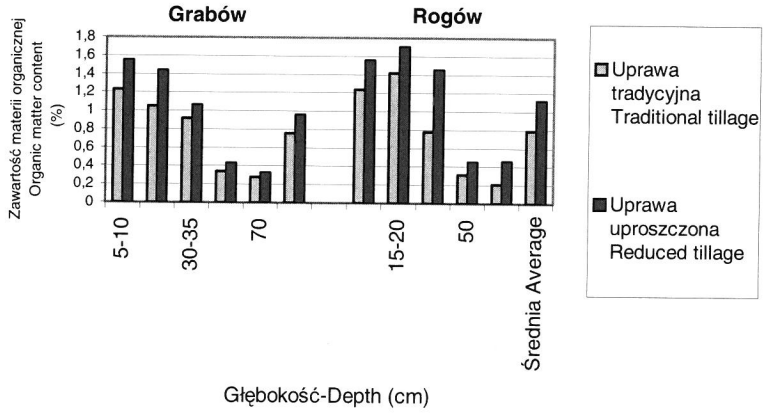
Fot. 3. Doświadczenie polowe z tradycyjną-płużną (A) i uproszczona uprawą roli (B) zastosowaną pod pszenicę ozimą w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Grabowie
Photo 3. Field experiment with traditional (A) and reduced (B) tillage systems with winter wheat at the IUNG-PIB Experimental Station in Grabów

Próbki glebowe pobrano z głębokości: 5-10 cm, 15-20 cm, 30-35 cm, 50 cm i 70 cm na każdym polu z obydwu badanych obiektów w wyznaczonych punktach pomiarowych, gdzie zostały zainstalowane wszystkie urządzenia do monitorowania parametrów wymiany gazowej i innych parametrów na granicy faz. Kształtowanie się podstawowych chemicznych właściwości gleb określono w czasie wegetacji roślin pszenicy ozimej.

W pobranych próbkach glebowych wykonano oznaczenia zawartości materii organicznej, odczynu gleby, oraz całkowitej zawartości potasu, fosforu i magnezu. Zawartość materii organicznej oznaczono metodą Tiurina. Odczyn badanych próbek oznaczono potencjometrycznie w roztworze 1n KCl i wodnym. Całkowitą zawartość mikroelementów, po mineralizacji próbek w wodzie królewskiej, oznaczono metodą absorpcji spektrometrii atomowej. Analizy chemiczne wykonano w Zakładzie Gleboznawstwa IUNG-PIB w Puławach.

Statystyczna analiza wariancji wykazała, że uproszczenia stosowane w badanych sposobach uprawy roli w sposób istotny wpływają na wzrost zawartości materii organicznej w glebach. W obydwu badanych glebach stwierdzono wzrost zawartości materii organicznej przy stosowaniu uprawy uproszczonej w porównaniu z uprawa tardycyjną – płużną (rys. 1). Szczególnie w warstwach wierzchnich badanych gleb uwidocznił się korzystny wpływ stosowania uproszczonej uprawy

roli na zawartość materii organicznej. W Grabowie (piasek gliniasty mocny) zawartość materii organicznej dla całej badanej gleby w uprawie uproszczonej wynosiła średnio 0,79% i była istotnie wyższa niż w uprawie tradycyjnej-płużnej (0,76%) (tab. 1). W Rogowie (pył ilasty) średnia zawartość materii organicznej była wyższa niż w Grabowie w obydwu badanych systemach uprawy roli uproszczonym i tradycyjnym wyniosła, odpowiednio 0,96% i 1,12%. Podobne zależności stwierdzili Dick i in. (1997) w odniesieniu do permanentnego 32-letniego stosowania upraw: płużnej (na głębokość 20-25 cm) i siewu bezpośredniego. W badaniach tych stosując siew bezpośredni uzyskano w warstwie wierzchniej gleby (0-15 cm) nawet 2% wzrost materii organicznej gleb, przy rezygnacji z uprawy płużnej. Również Arshad i in. 1997 pod wpływem stosowania siewu bezpośredniego przez 28 lat stwierdzili wzrost materii organicznej (w warstwie 0-25 cm) o 1,12% w glinie pylastej i o 0,20% w glinie piaszczystej w stosunku do uprawy płużnej.



Rys. 1. Średnia zawartość materii organicznej badanych gleb w różnych systemach uprawy roli
Fig. 1. Mean organic matter content in soils in different tillage systems

Nie stwierdzono istotnych zróżnicowań odczynu gleb pod wpływem stosowania systemów uprawy roli. W Rogowie jedynie widoczny był trend wskazujący na to, że wartość odczynu pyłu ilastego wzrasta wraz z głębokością (tab. 1). Wszystkie badane gleby charakteryzowały się stosunkowo wysoką zawartością fosforu. W Grabowie w badanych systemach uprawy roli: tradycyjnym i uproszczonym zawartość fosforu wyniosła średnio, odpowiednio: 13,0 i 14,6 mg·(100 g)$^{-1}$ gleby oraz w Rogowie 12,1 i 11,3 mg·100 g)$^{-1}$ gleby.

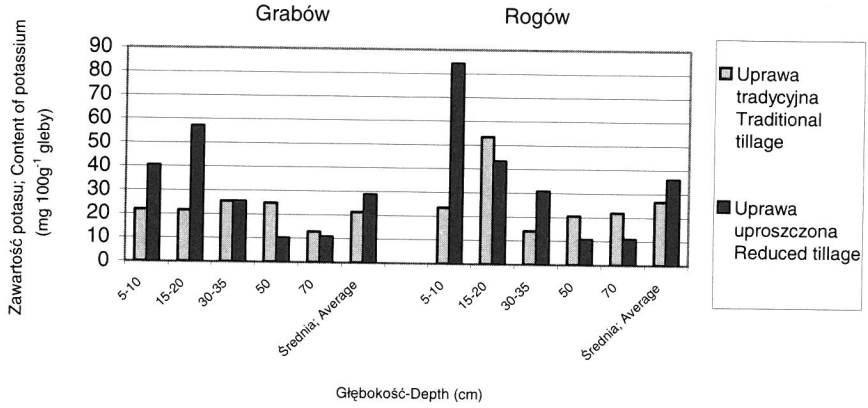
Tabela 1. Właściwości chemiczne gleb – rok 2006
Table 1. Soil chemical properties in 2006

System uprawy Soil tillage system	Warstwa Layer (cm)	Materia organiczna Organic matter (%)	pH H_2O	pH KCl	P	K	Mg
					mg·(100 g)$^{-1}$ gleby mg (100 g)$^{-1}$ soil		
Grabów							
Uprawa tradycyjna Traditional	5-10	1,23	6,6	6,0	21,1	21,8	7,0
	15-20	1,05	6,1	5,4	18,1	21,6	5,0
	30-35	0,92	6,1	5,5	19,9	25,4	5,3
	50	0,34	5,8	4,4	2,2	24,8	7,1
	70	0,28	6,3	4,9	3,7	12,9	12,1
Średnia – Average		0,76	6,2	5,2	13,0	21,3	7,3
$NIR_{p=0,05}$ $LSD_{p=0,05}$		0,119	n.i. – n.s	n.i. – n.s	n.i. – n.s	5,24	n.i. – n.s
Uprawa uproszczona Reduced	5-10	1,24	6,7	6,1	17,6	23,6	8,8
	15-20	1,42	6,5	5,9	32,4	53,5	10,1
	30-35	0,78	6,5	5,7	16,4	14,0	8,7
	50	0,31	6,1	4,9	3,2	20,5	11,9
	70	0,21	6,1	4,6	3,6	21,9	10,3
Średnia – Average		0,79	6,4	5,4	14,6	26,7	10,0
$NIR_{p=0,05}$ $LSD_{p=0,05}$		0,121	n.i. – n.s	n.i. – n.s	n.i. – n.s	5,32	n.i. – n.s
Rogów							
Uprawa tradycyjna Traditional	5-10	1,55	6,3	5,6	18,9	40,4	6,8
	15-20	1,44	6,5	6,2	12,6	57,0	7,7
	30-35	1,06	6,1	5,4	2,7	25,4	7,5
	50	0,43	6,6	5,6	8,8	10,2	5,3
	70	0,33	6,6	5,4	17,6	10,8	14,0
Średnia – Average		0,96	0,96	5,6	12,1	28,8	8,3
$NIR_{p=0,05}$ $LSD_{p=0,05}$		0,118	0,109	n.i. – n.s	n.i. – n.s	7,60	n.i. – n.s
Uprawa uproszczona Reduced	5-10	1,56	6,5	5,9	19,6	84,3	12,0
	15-20	1,7	6,3	5,4	14,8	43,3	9,8
	30-35	1,45	6,4	5,5	4,3	30,8	9,2
	50	0,45	6,8	5,6	4,0	10,7	14,9
	70	0,46	7,4	6,1	13,9	11,0	16,7
Średnia – Average		1,12	0,96	5,7	11,3	36,0	12,5
$NIR_{p=0,05}$ $LSD_{p=0,05}$		0,012	n.i. – n.s	n.i. – n.s	n.i. – n.s	8,60	n.i. – n.s

n.i. – różnice statystycznie nieistotne – n.s. – not statistically significant.

W przypadku magnezu nie stwierdzono istotnych różnic w zawartości tego składnika w poszczególnych systemach uprawy roli (tab. 1). Podobnie Lo Casio i in. (1997) uzyskali brak istotnego wpływu stosowania przez 9 lat 4 różnych systemów uprawy roli na właściwości fizyczne i chemiczne min.: gęstość objętościową, polową zawartość wody, zawartość węgla organicznego, całkowita zawartość N, stosunek C:N i odczyn gleby o składzie granulometrycznym gliny piaszczystej. W badaniach tych ujawnił się jedynie zmienność odczynu wraz z głębokością i całkowitą zawartością N w profilu glebowym. Pównież w 3-letnich badaniach przeprowadzonych przez Pabina i in. (2005) na glebie płowej wytworzonej z piasku słabo gliniastego o niskiej zawartości próchnicy (0,77% C_{org}) stwierdzili brak istotnego wpływu czynnika uprawowego i gospodarki słoma na zawartość przyswajalnych form P, K i Mg oznaczonych w warstwie gleby 0-25 cm.

Średnia zawartość potasu w obydwu glebach była istotnie wyższa w uprawie uproszczonej niż w tradycyjnej (tab. 1). Pod wpływem uprawy uproszczonej w wierzchniej warstwie obydwu badanych gleb stwierdzono wyższe zawartości potasu (rys. 2).



Rys. 2. Średnia zawartość potasu w badanych glebach w różnych systemach uprawy roli
Fig. 2. Mean potassium content in soils in different tillage systems

W pracy przedstawiono wpływ dwóch systemów uprawy roli z zastosowaniem tradycyjnej-płużnej i uproszonej uprawy roli na właściwości chemiczne próbek glebowych pobranych z dwóch doświadczeń polowych w roku 2006 w ramach w wspólnych badań z IA PAN w Lublinie i IBMER w Warszawie prowadzonych w Sieci naukowej AGROGAS. Przeprowadzone badania próbek gleb, pochodzących z wieloletnich doświadczeń polowych prowadzonych w gospodarstwie rol-

nym w miejscowości Rogów (woj. lubelskie) na glebie o składzie granulometrycznym pyłu ilastego i w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Grabowie (woj. mazowieckie) na piasku gliniastym mocnym, wykazały, że:

- Uproszczony system uprawy roli w sposób istotny wpływał na wzrost substancji organicznej w badanych glebach w porównaniu do systemu tradycyjnego-płużnego.
- W obydwu glebach uproszczony system uprawy roli powodował wzrost średnich zawartości potasu, szczególnie w warstwie wierzchniej, w porównaniu do systemu tradycyjnego-płużnego.
- Nie stwierdzono istotnych różnic w zawartości magnezu i fosforu oraz odczynu gleb pod wpływem stosowanych systemów uprawy roli.

PIŚMIENNICTWO

Arshad M.A., Franzluebbers A.J., Azooz R.H., 1977. Long-term tillage effects on soil structure, hydraulic properties and organic matter on Northwestern Canada. Bibliotheca Fragmenta Agronomica, 2A/97, 43-46.

Czyż E.A., 2006. Effect of management practices on soil physical quality. 17th Conf. Triennial ISTRO Sustainability – its Impact on Soil Management and Environment, Kiel, Germany, 28 August – 3 Sept., 2006. CD ISBN 3-9811134-0-3.

Czyż E.A., Gąte O.P., Dexter A.R., 2005. Wpływ systemów uprawy roli na właściwości fizyczne gleb. IX Konf. Naukowa Efektywne i bezpieczne technologie produkcji roślinnej 1-2 czerwca 2005, IUNG-PIB, Puławy, 157-158.

Dexter A.R., 2004. Soil physical quality: Parts I, II, III. Geoderma 120, 201-239.

Dick W.A., Zhung W., Hoitink H.A.J. 1997. Long-term maintenance of no-tillage improves soil quality and induces disease control. Bibliotheca Fragmenta Agronomica, 2A/97, 177-180.

Dzienia S., Malicki L., Nowicki J., Wesołowski M.: Sposób uprawy roli a plonowanie niektórych roślin na różnych glebach. Konf. Naukowa Siew bezpośredni w teorii i praktyce. Szczecin Barzkowice, 99-107, 1995.

La Cascio B., Casa R., Rossimi F., 1997. Soil properties after 9 years of different tillage systems on continuous wheat in Centaral Italy. Bibliotheca Fragmenta Agronomica, 2A/97, 139- 142.

Niedźwiecki J., Czyż E.A., Dexter A.R., Reszkowska A., 2006: Effect of soil organic matter content on soil physical quality and implication for environmental protection. Int. Conf. Soil protection strategy-needs approaches for policy support IUNG-PIB, Pulawy, 9-11 March 2006.

Pabin J., Włodek S., Biskupski A., Runowska-Hryńczuk B., Kaus.A.: Ocena właściwości fizycznych gleby i plonowania roślin przy stosowaniu uproszczeń uprawowych, Inżynieria Rolnicza, 6 (17), 213-219, 2000.

Pałys E., Podstawka-Chmielewska E.: Wpływ systemu uprawy roli na zachwaszczenie łanu roślin na rędzinie. Konf. Naukowa Siew bezpośredni w teorii i praktyce, Szczecin Barzkowice, 135-144, 1995.

Roszak W., Radecki A., Opic J.: Możliwości zastosowania siewu bezpośredniego w warunkach Polski centralnej. Konf. Naukowa Siew bezpośredni w teorii i praktyce, Szczecin Barzkowice, 21-27, 1995

4. ZMIANY ZWIĘZŁOŚCI, WILGOTNOŚCI I TEMPERATURY W PROFILACH RÓŻNIE UŻYTKOWANYCH GLEB UPRAWNYCH

Cezary Sławiński, Barbara Witkowska-Walczak

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, ul. Doświadczalna 4, 20-270 Lublin
e-mail: c.slawinski@ipan.lublin.pl

Technologia uprawy gleb istotnie wpływa na kształtowanie się ich właściwości fizycznych. Jedną z nich jest zwięzłość definiowana jako opór stawiany przez glebę podczas jej rozcinania lub rozklinowywania, niekiedy utożsamiana z spójnością gleby (Dechnik 1975). Wyniki badań wskazują na wyraźne różnice między zwięzłością gleb oranych a nie uprawianych. Zwięzłość gleb oranych jest bowiem nawet kilkakrotnie mniejsza od nie uprawianych, a efekt ten może utrzymywać się nawet przez kilka lat (Hatano 2003, Hakanson 2000). W profilach glebowych, niezależnie od innych czynników, w strefie gdzie nie sięgają elementy robocze zwięzłość powoli wzrasta. Stwierdzono ponadto, że wielkość zwięzłości uzależniona jest też od rodzaju stosowanego narzędzia. Zwięzłość zależy przede wszystkim od rozkładu granulometrycznego, wilgotności i struktury/gęstości gleb, tj. czynników wpływających na stopień jej zgruźlenia. Wilgotność gleby, zmieniająca się szybko w czasie, oddziaływuje na jej zwięzłość w bardzo szerokim zakresie. Badania wykazały, że w zakresie wilgotności od 2 do 40% wielkość zwięzłości dla różnych gatunków gleb może wzrastać nawet 20-krotnie Pabin, 1998).

Rozkład zwięzłości w badanych profilach glebowych zmierzono penetrometrem (Penetrologer, firmy Eijkelkamp, Agrisearch Equipment, The Netherlands) (Instruction, 1999) w warunkach polowych, używając stożka o powierzchni 1 cm^2 i nominalnej średnicy 11,28 mm. Wyniki przedstawiono w MPa.

Pomiary wilgotności (% $m^3 \cdot m^{-3}$) wykonywano sondami TDR zainstalowanymi na głębokościach 5, 15, 30, 50 i 70 cm (Walczak i in. 1993, Malicki i Skierucha 1989, Malicki i in. 1992). Były one prowadzone w odstępach tygodniowych.

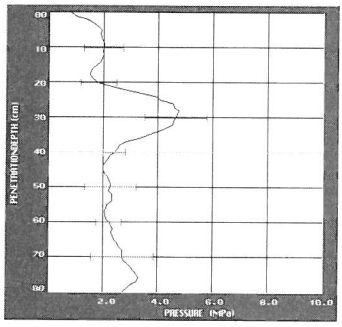
Do modelowania transportu wody w profilu glebowym wykorzystano model EURO-ACCESS II (Fernandez i in. 2002, Walczak i in. 1998), którego naukowcy z Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie są współautorami. Warunki brzegowe w postaci danych meteorologicznych uzyskano z Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach. Model ten pracuje w trybie dziennym, co pozwala przewidywać wartości wilgotności pomiędzy punktami pomiarowymi, jak również je prognozować.

Ponadto ze wszystkich badanych warstw profili pobrano próby (w stanie nienaruszonym i naruszonym) w celu określenia ich hydrofizycznych właściwości, tj. retencji i przewodnictwa wodnego.

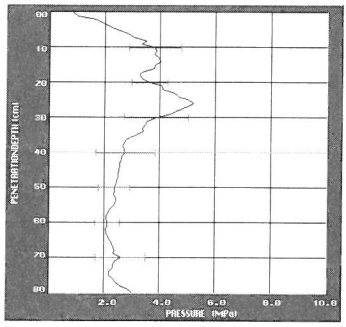
Rozkład wielkości oporu na penetrację, który odzwierciedla zwięzłość gleby brunatnej w analizowanych profilach przedstawiono na rysunkach 1 i 2. Analiza

wykresów pozwala stwierdzić, że zwięzłość gleby w profilach zarówno uprawianych tradycyjnie, jak i w sposób uproszczony, była niższa w Rogowie niż w Grabowie. Przyczyną tego zjawiska jest niewątpliwie rodzaj materiału macierzystego, z którego powstały badane gleby, tj. różnoziarniste osady polodowcowe i jednorodny less.

W profilach gleb uprawianych konwencjonalnie (rys. 1a i 2a) przebieg wielkości oporu na penetrację charakteryzował się niskimi wartościami przy powierzchni. Wahały się one od 0,8 do 1 MPa. W warstwie od 5 do 20 cm w Grabowie wzrastały do 1,5-2 MPA, a w Rogowie niemal do 18 cm utrzymywały się na takim samym poziomie jak na powierzchni. Na głębokości 20-40 cm wartości zwięzłości raptownie wzrastały i osiągnęły maksymalnie w Garbowie 4,4 MPa, natomiast w Rogowie – 3,7 MPa. Oznacza to występowanie charakterystycznej dla gleb ornych tzn. podeszwy płużnej. W warstwie 40-60 cm rozkład wartości oporu na penetrację jest porównywalny w obu profilach i oscyluje wokół 2 MPa. Poniżej zwięzłość nieznacznie wzrasta i osiąga najwyższą wartość – 3 MPa – na głębokości 75-80 cm.

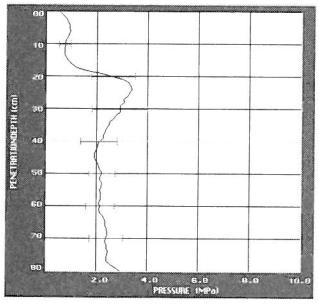


a)

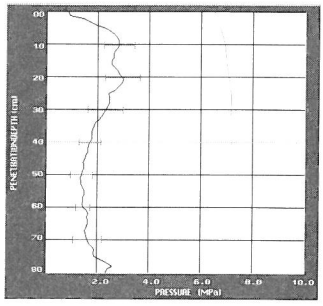


b)

Rys. 1. Rozkład oporu na penetrację w Grabowie: a) uprawa tradycyjna, b) uprawa uproszczona
Fig. 1. Distribution of penetration resistance in Grabów: a) traditional tillage, b) reduced tillage



a)

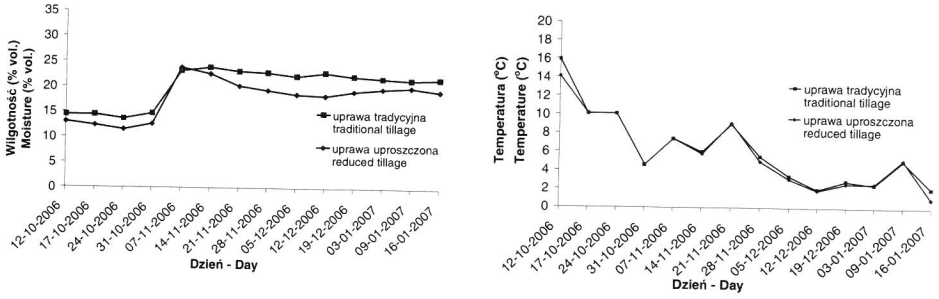


b)

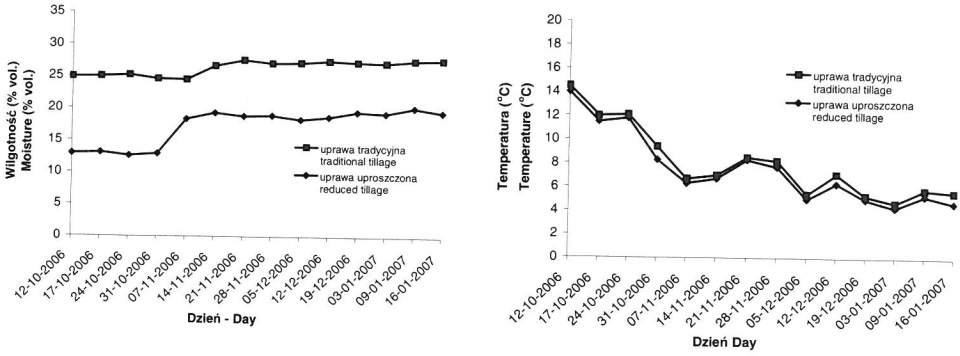
Rys. 2. Rozkład oporu na penetrację w Rogowie: a) uprawa tradycyjna, b) uprawa uproszczona
Fig. 2. Distribution of penetration resistance in Rogów: a) traditional tillage, b) reduced tillage

Zwięzłość w profilach gleb uprawianych metodą uproszczoną (rys. 1 b i 2 b) w warstwie powierzchniowej była zbliżona do obserwowanej w profilach uprawianych tradycyjnie, tj. 0,8-1MPa. Począwszy od głębokości 2-5 cm wartości jej raptownie wzrastały osiągając w Grabowie – 5 MPa (25 cm), a w Rogowie – 3 MPa (20 cm). Poniżej 40 cm opór na penetrację w Grabowie wahał się od 2 do 3 MPa, a w Rogowie – od 1,7 do 2,3 MPa.

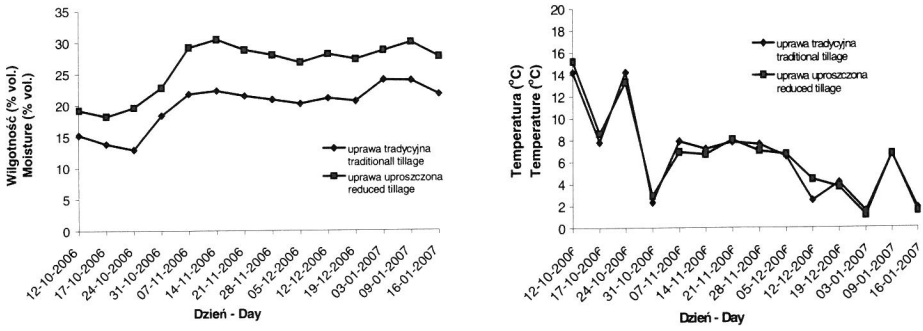
Wykresy 3, 4, 5 i 6 przedstawiają dynamikę wilgotności i temperatury w Grabowie i Rogowie na głębokościach 5 i 50 cm. Analiza wykresów pozwala stwierdzić, że wilgotności gleby w analizowanym okresie czasu w Grabowie, na głębokości 5 cm w profilach uprawianych tradycyjnie i w sposób uproszczony różniły się maksymalnie o 5% (vol.), natomiast na głębokości 50 cm różnica ta wynosiła maksymalnie 13% (vol.).



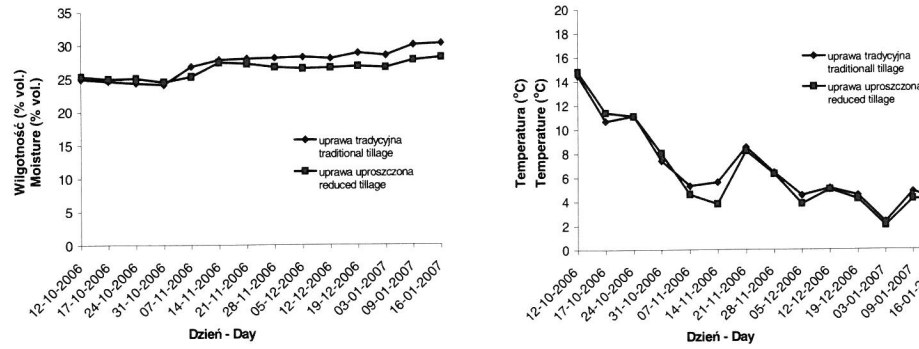
Rys. 3. Dynamika wilgotności i temperatury w Grabowie na głębokości 5 cm
Fig. 3. Water content and temperature dynamics in Grabów at the depth of 5 cm



Rys. 4. Dynamika wilgotności i temperatury w Grabowie na głębokości 50 cm
Fig. 4. Water content and temperature dynamics in Grabów at the depth of 50 cm



Rys. 5. Dynamika wilgotności i temperatury w Rogowie na głębokości 5 cm
Fig. 5. Water content and temperature dynamics in Rogów at the depth of 5 cm



Rys. 6. Dynamika wilgotności i temperatury w Rogowie na głębokości 50 cm
Fig. 6. Water content and temperature dynamics in Rogów at the depth of 50 cm

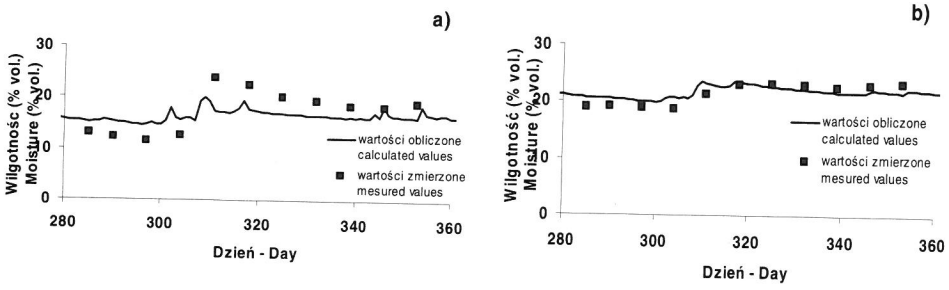
W Rogowie na głębokości 5 cm, wilgotność gleby profilu uprawianym w sposób tradycyjny była maksymalnie 10% (vol.) wyższa niż w profilu uprawianym w sposób uproszczony, natomiast na głębokości 50 cm maksymalna różnica wilgotności wynosiła 3% (vol.) na korzyść profilu uprawianego w sposób uproszczony.

Porównując zmiany wilgotności pomiędzy Grabowem i Rogowem można stwierdzić, że na głębokości 5 cm w profilach uprawianych tradycyjnie wilgotność była wyższa w Rogowie w całym analizowanym okresie czasu, natomiast w profilach uprawianych w sposób uproszczony wilgotność była wyższa w Rogowie.

Na głębokości 50 cm dynamika wilgotności w profilach uprawianych tradycyjnie była porównywalna w Grabowie i Rogowie, natomiast w profilach uprawianych w sposób uproszczony wilgotność w Rogowie była wyższa średnio o 12% (vol.).

Porównując dynamikę temperatury można stwierdzić, że zarówno w Grabowie jak i w Rogowie nie ma istotnych różnic pomiędzy profilami uprawianymi w sposób tradycyjny i uproszczony dla obu analizowanych głębokości. Również nie występują różnice pomiędzy Grabowem i Rogowem na głębokości 50 cm, natomiast na głębokości 5 cm zmiany temperatury w Rogowie są zdecydowanie większe.

Wykresy 7 a, b przedstawiają zmierzone i wyliczone przy pomocy modelu EURO-ACCESS II wilgotności w Grabowie w profilu uprawianym w sposób uproszczony na głębokościach 5 i 50 cm w analizowanym okresie czasu. Z wykresów wynika, że zgodność wyników modelowania wilgotności z wartościami zmierzonymi jest dobra szczególnie na głębokości 50 cm. Należy podkreślić, że są to wstępne wyniki symulacji, a dalsze badania będą prowadzone w kierunku modelowania zintegrowanych przepływów wody, soli, energii oraz gazów. Pozwoli to przewidywać wzajemny wpływ poszczególnych strumieni na dynamikę wilgotności, temperatury, zasolenia oraz koncentracji gazów.



Rys. 7. Zmierzone i wyliczone wartości wilgotności na głębokości: a) 5 cm i b) 50 cm w Grabowie (uprawa uproszczona)
Fig. 7. Measured and calculated water content at the depth of: a) 5 cm and b) 50 cm in Grabów (reduced tillage)

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

1. Uproszczona uprawa gleby, w porównaniu z uprawą tradycyjną, powoduje wzrost oporu na penetrację, szczególnie wyraźnie widoczną w profilach glebowych na głębokości od 2 do 20 cm; w przypadku badanych profili glebowych wzrost ten dla gleby wytworzonej z piasku gliniastego mocnego (Grabów) był 2-krotny, a w przypadku gleby wytworzonej z lessu (Rogów) – 3-krotny.
2. Sposób uprawy gleby znacząco wpływa na kształtowanie się warunków wodnych w profilu glebowym szczególnie w jego wyższych warstwach. Przy uprawie tradycyjnej obserwowano wyższe wilgotności odpowiednio o 5% (vol.) w Grabowie i o 13% (vol.) w Rogowie niż przy uprawie uproszczonej.

3. Nie zaobserwowano istotnego wpływu sposobu uprawy na kształtowanie się temperatury w profilu glebowym

4. Zastosowany model przepływu wody w profilu glebowym dobrze opisuje dynamikę wilgotności.

PIŚMIENNICTWO

Dechnik I., Lipiec J., 1975. Zwięzłość gleby jako czynnik środowiska rozwoju roślin. Problemy Agrofizyki, 17, 5-22.

Instruction. Penetrologer, Eijkelkamp, Agrisearch Equipment, The Netherlands, 1999.

Fernandez J.E., Sławiński C., Moreno F., Walczak R.T., Vanclooster M., 2002. Simulating the fate of water in soil-crop system of a semi-arid Mediterranean area with the WAVE 2.1 and the EURO-ACCESS-II models. Agricultural Water Management, 56, 113-129.

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

Hatano R., Lipiec J., 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. Geoderma, 116, 107-136.

Malicki M. A., Plagge R., Renger M., Walczak R. T., 1992. Application of time-domain reflectometry (TDR) soil moisture miniprobe for the determination of unsaturated soil water characteristics from undisturbed soil cores. Irrig. Sci., 13, 65-72.

Malicki M. A., Skierucha W., 1989. A manually controlled TDR soil moisture meter operating with 300ps rise-time needle pulse. Irrig. Sci., 10, 153-160.

Pabin J., Lipiec J., Włodek S., Biskupski A., Kaus A., 1998. Critical soil strength for pea seedling root growth as related to Rother soil factors. Soil Till. Res., 46, 203-208.

Walczak R.T., Sławiński C., Malicki M., Sobczuk H., 1993. Measurement of water characteristics in soils using TDR technique: Water characteristics of loess soil under different treatment. Int. Agrophysics, 7, 175-182.

Walczak R., Sławiński C., Sobczuk H., Gliński J., 1998. Aspekt hydrologiczny w modelu EURO-ACCESS (Agroclimatic Change and European Soil Suitability) Acta Agrophysica, 9, 5-72.

5. WYDZIELANIE DWUTLENKU WĘGLA Z PÓL UPRAWIANYCH METODĄ TRADYCYJNĄ I UPROSZCZONĄ

Teresa Włodarczyk, Małgorzata Brzezińska, Aneta Borkowska, Urszula Kotowska, Magdalena Nosalewicz, Paweł Szarlip, Marek Pazur

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, ul. Doświadczalna 4, 20-290 Lublin
e-mail: t.wlodarczyk@ipan.lublin.pl

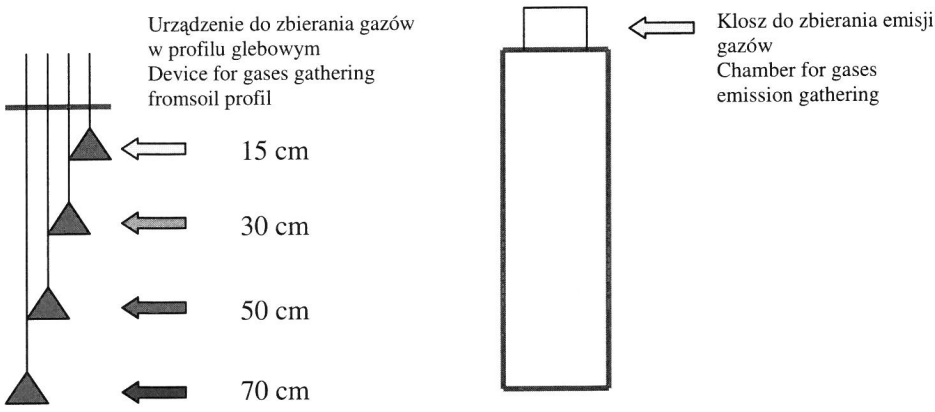
Zgodnie z raportem z 2001 r. Międzyrządowego Zespołu do Spraw Zmian Klimatu (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) średnia temperatura Ziemi w ostatnim stuleciu wzrosła o 0,6°C. Jedną z przyczyn wzrostu temperatury Ziemi jest nadmierne nagromadzenie w atmosferze pary wodnej, dwutlenku węgla, tlenku azotu, dwutlenku siarki i metanu. Znaczne ilości tych gazów dostają się do atmosfery również w wyniku procesów naturalnych. Jednak za wzrost koncentracji tych związków w atmosferze w ostatnim stuleciu odpowiedzialny jest głównie człowiek. Naukowcy spierają się, co do pochodzenia i przyczyn wahań ilości obecnych w atmosferze gazów cieplarnianych. Jednym z najważniejszych jest dwutlenek węgla. Dwutlenek węgla jest naturalnym składnikiem atmosfery, powstającym w procesach oddychania, gnicia i spalania (Rayment 2000, Włodarczyk i in. 2003). Gaz ten jest wchłaniany przez rośliny w procesie asymilacji, w którym z wody i dwutlenku węgla pod wpływem światła słonecznego powstaje materia organiczna. Uzupełnieniem tego procesu jest oddychanie, w którym z materii organicznej i tlenu powstaje energia, woda i dwutlenek węgla wydalony do atmosfery. W ten sposób rośliny biorą udział w regulowaniu ilości CO_2 w atmosferze. Wahania stężenia CO_2 w warstwie przyziemnej są zatem często związane z metabolizmem roślin. Duże ilości CO_2 magazynowane są przez wody mórz i oceanów. Między atmosferą i oceanami zachodzi wymiana CO_2, dzięki czemu stosunek ilości tego gazu w powietrzu i wodzie jest stały. Rola mórz i oceanów polega również na tym, że są one środowiskiem życia fitoplanktonu. Ma on tę samą zdolność do asymilacji dwutlenku węgla, co rośliny lądowe. W wielkich miastach przemysłowych ilość CO_2 osiąga nawet do 0,05-0,07% (średnie stężenie CO_2 w atmosferze wynosi 0,03%), szczególnie w zimie przy pochmurnej pogodzie. Dwutlenek węgla jest ubocznym produktem spalania drewna i paliw kopalnych – węgla, ropy naftowej i gazu ziemnego. Uzależnienie naszej cywilizacji od tych paliw jako podstawowego źródła energii w połączeniu z eksplozją demograficzną spowodowały wzrost ilości dwutlenku węgla emitowanego do atmosfery. Ogromne ilości tego gazu powstają również przy wypalaniu lasów.

Stężenie dwutlenku węgla w atmosferze wzrasta także na skutek działalności człowieka związanej z uprawą roli.

Badania prowadzono na obiektach doświadczalnych Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, zlokalizowanych w Grabowie i Rogowie, na których stosowano uprawę tradycyjną i uproszczoną (szczegółowy opis obiektów znajduje się w Rozdziale 2).

Obiekty doświadczalne:

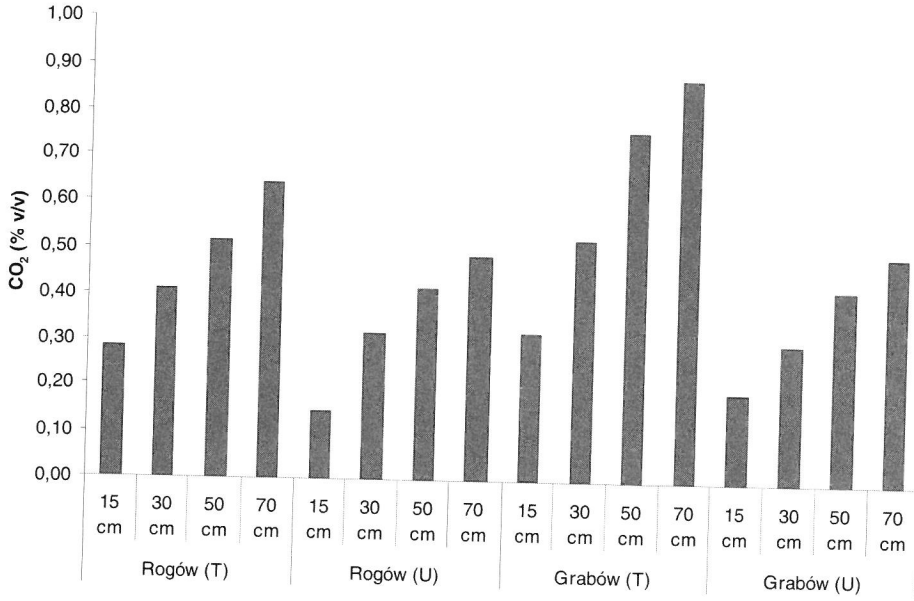
Grabów 1 – uprawa tradycyjna (T), Grabów 2 – uprawa uproszczona (U)
Rogów 1 – uprawa tradycyjna (T), Rogów 2 – uprawa uproszczona (U)



Rys. 1. Urządzenia do zbierania gazów w profilu glebowego i powierzchni
Fig. 1. Device for gases gathering from soil profile and surface (emission)

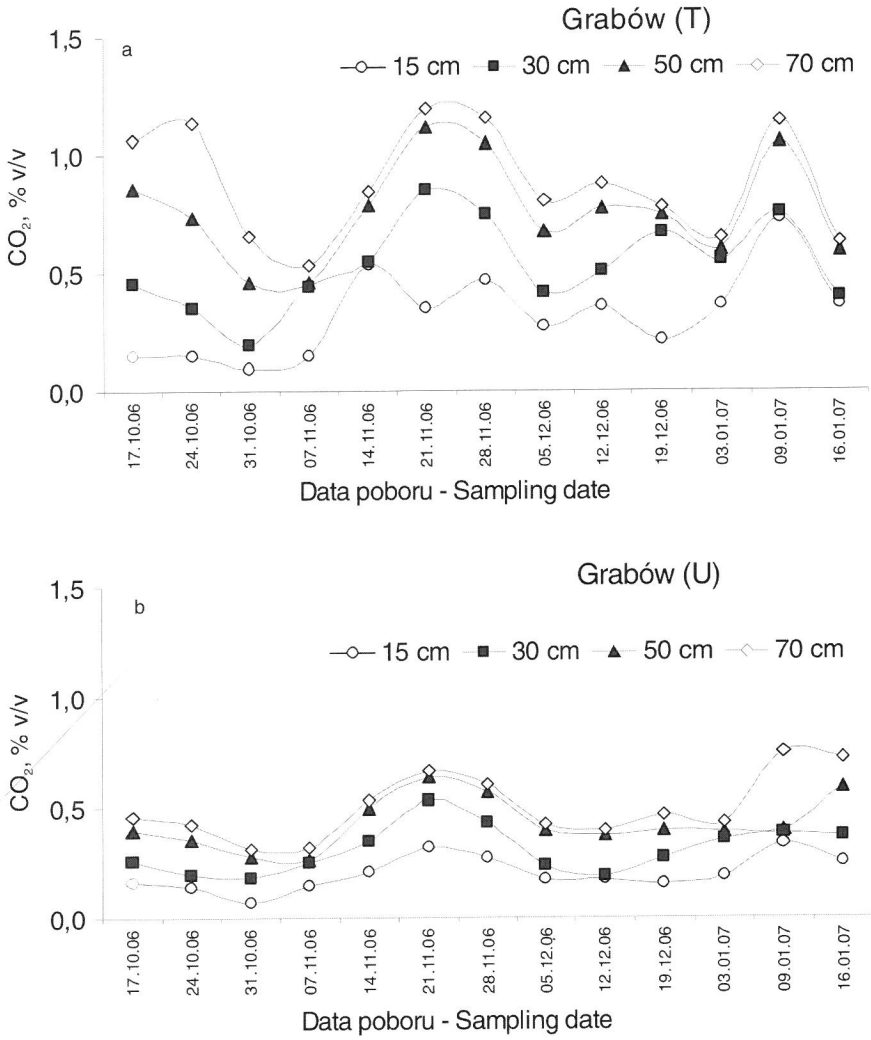
Jesienią 2006 roku na obiektach doświadczalnych zainstalowano urządzenia do zbierania gazów z profili glebowych wg schematu umieszczonego na rysunku 1. Równolegle pobierano próbki gazowe z kloszy zainstalowanych w międzyrzędziach na powierzchni gleby, w celu określenia emisji gazów szklarniowych. Analizę jakościową i ilościową dwutlenku węgla (CO_2), tlenku azotu (I) (N_2O) oraz tlenu (O_2) przeprowadzono metodą chromatografii gazowej. Próbki gazowe pobierane były w okresie od 17 października 2006 do 16 stycznia 2007, a więc w okresie późno jesiennym i zimowym, w odstępach dwutygodniowych.

Rysunek 2 przedstawia średnie stężenie CO_2 z okresu jesienno-zimowego w profilach obu obiektów doświadczalnych. Stężenie CO_2 w profilu glebowym zwiększało się wraz z głębokością profilu glebowego w obu obiektach doświadczalnych niezależnie od sposobu uprawy.



Rys. 2. Średnie stężenie CO_2 w profilach glebowych obiektów w Rogowie pod uprawą tradycyjną – Rogów (T) i pod uprawą uproszczoną – Rogów (U) oraz w Grabowie pod uprawą tradycyjną – Grabów (T) i pod uprawą uproszczoną Grabów (U), z poborów jesienno-zimowych 2006/2007
Fig. 2. Average value of CO_2 concentration in soil profiles from experimental objects in Rogów: with conventional tillage – Rogów (T) and with reduced tillage – Rogów (U), and in Grabów: with conventional tillage – Grabów (T) and with reduced tillage – Grabów (U), from autumn-winter samplings of 2006/2007

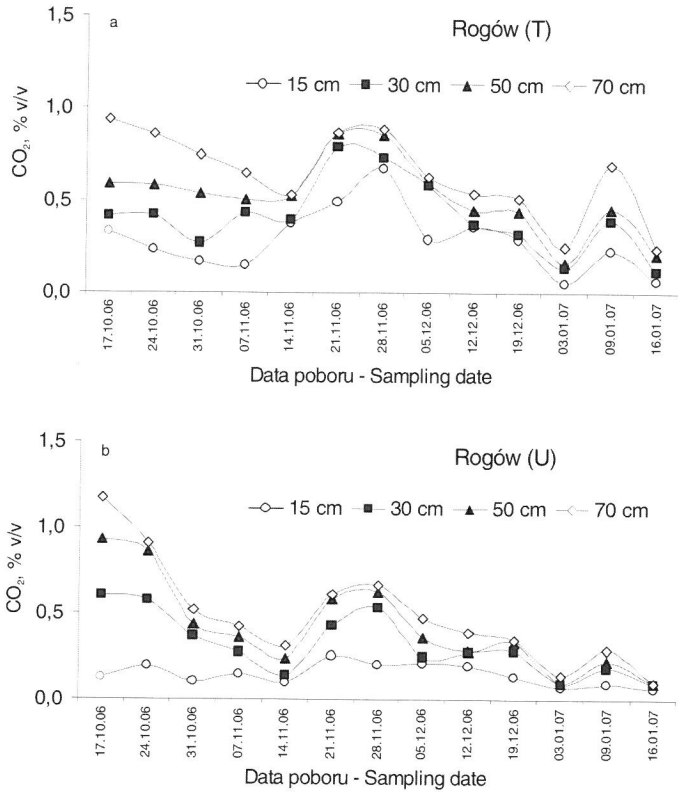
Rysunki 3 i 4 przedstawiają stężenie CO_2 w profilach glebowych obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie z zastosowaniem uprawy tradycyjnej (T) i uproszczonej (U) w funkcji czasu poboru. W okresie badawczym obu obiektów doświadczalnych zaobserwowano dwa maksima stężenia dwutlenku węgla przypadające na czas pomiędzy 21 a 28 listopada 2006, niezależnie od stosowanej uprawy oraz na dzień 9 stycznia 2007, wyraźniej zaznaczające się w przypadku uprawy tradycyjnej w Grabowie i Rogowie i uproszczonej w Rogowie. W przypadku uprawy uproszczonej w Grabowie wyraźny pik w stężeniu CO_2 zaobserwowano tylko na poziomie 70 cm. Na podkreślenie zasługuje fakt, nieco innego przebiegu stężenia CO_2 w powierzchniowej części profili (15 cm), który podlega większym wpływom zewnętrznych warunków pogodowych. Stężenie CO_2 w profilu glebowym (tab. 1) wahało się od 0,1 do 1,19% w Grabowie (T); od 0,06 do 0,74% w Grabowie (U); od 0,12 do 0,94% w Rogowie (T) oraz od 0,07 do 1,18% w Rogowie (U).



Rys. 3. Stężenie CO_2 w profilach glebowych obiektów w Grabowie pod uprawą tradycyjną (a) – Grabów (T) i pod uprawą uproszczoną (b) Grabów (U), z poborów jesienno-zimowych 2006/2007
Fig. 3. CO_2 concentration in soil profiles from experimental objects in Grabów: with conventional tillage – Grabów (T) and with reduced tillage – Grabów (U), from autumn-winter samplings of 2006/2007

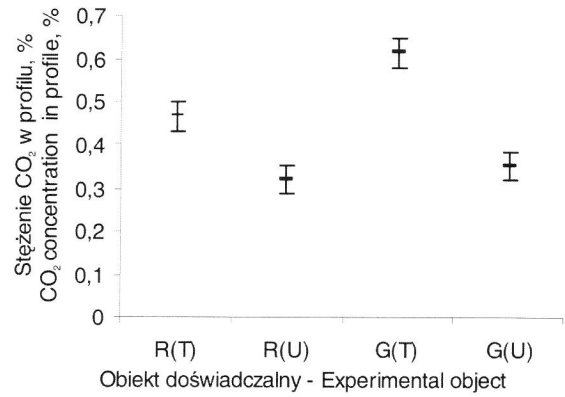
Tabela 1. Minimalne i maksymalne stężenia CO_2 w profilach glebowych obiektów doświadczalnych z poborów jesienno-zimowych 2006/2007
Table 1. Minimum and maximum CO_2 concentration in soil profiles of experimental objects from autumn-winter samplings of 2006/2007

System uprawy Soil tillage system	Głębokość – Depth (cm)							
	15		30		50		70	
	min	max	min	max	min	max	min	max
Grabów (T)	0,1	0,72	0,19	0,85	0,46	1,12	0,53	1,19
Grabów (U)	0,06	0,33	0,18	0,52	0,28	0,64	0,26	0,74
Rogów (T)	0,15	0,64	0,12	0,78	0,16	0,86	0,24	0,94
Rogów (U)	0,07	0,25	0,09	0,61	0,1	0,93	0,24	1,18



Rys. 4. Stężenie CO_2 w profilach glebowych obiektów w Rogowie pod uprawą tradycyjną (a) – Rogów (T) i pod uprawą uproszczoną (b) Rogów (U), z poborów jesienno-zimowych 2006/2007
Fig. 4. CO_2 concentration in soil profiles from experimental objects in Rogów: with conventional tillage – Rogów (T) and with reduced tillage – Rogów (U), from autumn-winter samplings of 2006/2007

Biorąc pod uwagę usytuowanie obiektu, istotnie wyższe stężenie CO_2 w profilu glebowym uprawy tradycyjnej stwierdzono w Grabowie w porównaniu do Rogowa (rys. 5). W przypadku uprawy uproszczonej stężenie dwutlenku węgla było porównywalne, z minimalną przewagą również Grabowa. Natomiast biorąc pod uwagę sposób uprawy, stężenie CO_2 było istotnie niższe w uprawie uproszczonej.

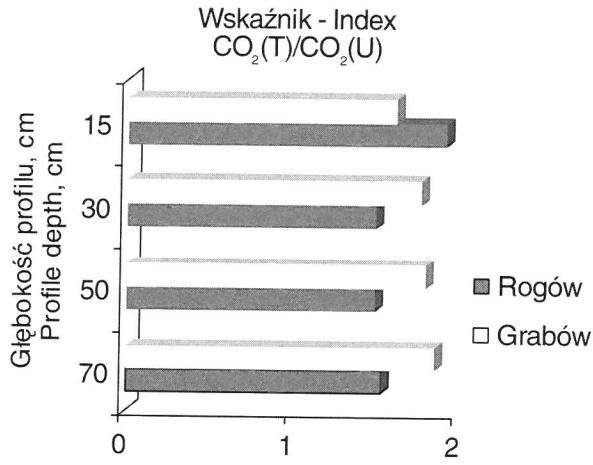


Rys. 5. Stężenie CO_2 w profilach glebowych obiektów w Rogowie pod uprawą tradycyjną R(T) i pod uprawą uproszczoną R(U) oraz w Grabowie pod uprawą tradycyjną G(T) i pod uprawą uproszczoną G(U), z poborów jesienno-zimowych 2006/2007. Wartości średnie z wszystkich poborów i poziomów wraz z 95% przedziałami ufności, test LSD

Fig. 5. CO_2 concentration in soil profiles from experimental objects in Rogów: with conventional tillage, R(T), and with reduced tillage, R(U), and in Grabów: with conventional tillage, G(T), and with reduced tillage, G(U), from autumn-winter samplings of 2006/2007. Average values for all samplings and levels with 95% LSD intervals.

Wyliczony wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ dla średniego stężenia CO_2 dla Grabowa i Rogowa potwierdza wyższe stężenie dwutlenku węgla w uprawie tradycyjnej w stosunku do uproszczonej, również w poszczególnych poziomach profili glebowych. Zaobserwowano ponadto, że wartość tego wskaźnika zależała od obiektu badawczego oraz głębokości profilu. Wyższy wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ obserwowano w przypadku Grabowa w porównaniu do Rogowa. Należy, zatem spodziewać się większego stężenia CO_2 na tym obiekcie w uprawie tradycyjnej w porównaniu do uproszczonej. Biorąc zaś pod uwagę głębokość profilu, rodzaj uprawy miał największy wpływ na wysokość stężenia CO_2 na głębokości 15 cm w przypadku Rogowa. Mniejszy zaś wpływ głębokości obserwowano na niższych poziomach profilu (rys. 6).

Emisja CO_2 z profili glebowych wahała się od 66,6 do 147,1 mg C-CO_2 $m^{-2} \cdot h^{-1}$ w Grabowie (T); od 61,9 do 134,1 mg C-CO_2 $m^{-2} \cdot h^{-1}$ w Grabowie (U); od 76,8 do 164,1 mg C-CO_2 $m^{-2} \cdot h^{-1}$ w Rogowie (T) oraz od 68,5 do 160,7 mg C-CO_2 $m^{-2} \cdot h^{-1}$ w Rogowie (U) – rysunek 7.

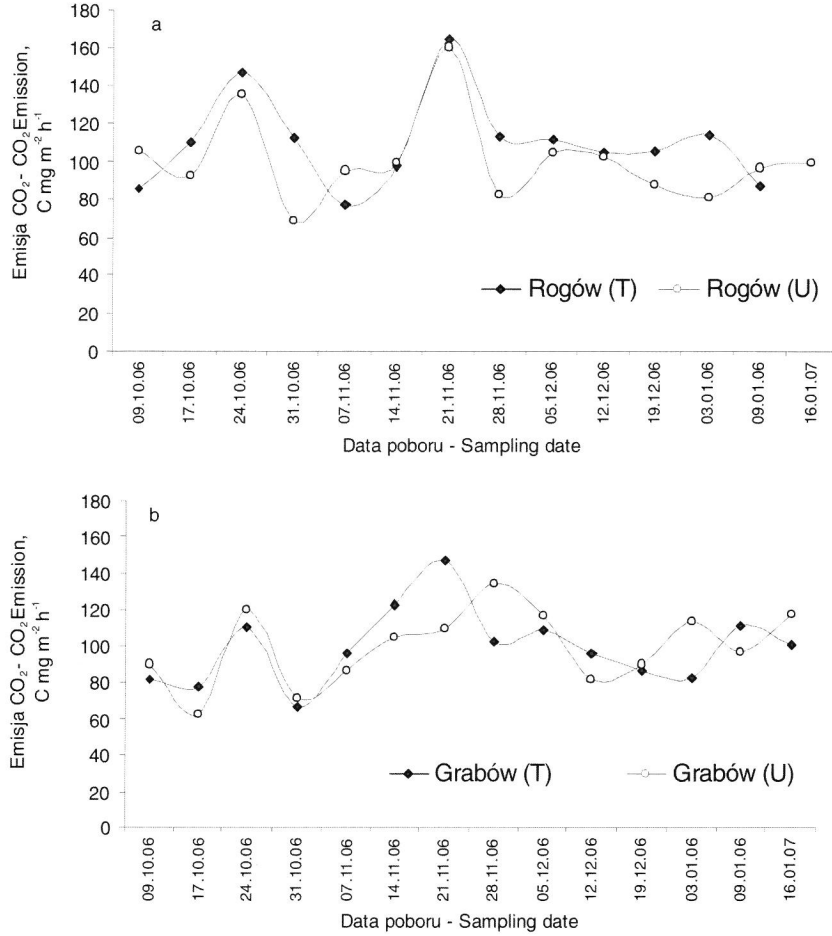


Rys. 6. Wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ dla profili glebowych obiektów w Rogowie i Grabowie pod uprawą tradycyjną i pod uprawą uproszczoną
Fig. 6. $CO_2(T)/CO_2(U)$ index for soil profiles from experimental objects in Rogów and Grabów, with conventional and reduced tillage

Biorąc pod uwagę usytuowanie obiektu, istotnie wyższą emisję CO_2 stwierdzono z gleby uprawianej tradycyjnie w Rogowie w porównaniu do Grabowa (rys. 8). Zaobserwowano również istotnie niższą emisję w Rogowie w uprawie uproszczonej. Nie stwierdzono natomiast istotnych różnic pomiędzy emisją CO_2 z uprawy tradycyjnej i uproszczonej w Grabowie. A zatem wyższe stężenie CO_2 w profilu glebowym uprawy tradycyjnej w Grabowie nie przekładało się bezpośrednio na wyższą jego emisję do atmosfery.

Wyliczony wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ dla średniej emisji CO_2 dla Grabowa i Rogowa potwierdza wyższą emisję dwutlenku węgla w uprawie tradycyjnej w stosunku do uproszczonej, tylko w przypadku obiektu doświadczalnego w Rogowie. W przypadku Grabowa wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ jest bliski jedności co wskazuje na porównywalną emisję z pól uprawianych różnymi sposobami (rys. 9). Obserwacje innych autorów potwierdzają wpływ sposobu uprawy roli na przemiany substancji organicznych gleby a co za tym idzie również na emisję dwutlenku węgla do atmosfery (Jensen i in. 1996, Wagai i in. 1998, Frey i in. 1999, Kristensen i in. 2003).

Analiza statystyczna uzyskanych wyników dla obydwu obiektów doświadczalnych (rys. 10, tab. 2) wykazała istotną korelację pomiędzy stężeniem CO_2 w profilu glebowym a jego emisją do atmosfery zarówno w przypadku uprawy tradycyjnej ($P < 0,05$) jak i uproszczonej ($P < 0,01$).



Rys. 7. Emisja CO2 z obiektów w Rogowie (a) i Grabowie (b) pod uprawą tradycyjną i uproszczoną, z poborów jesienno-zimowych 2006/2007

Fig. 7. CO2 emission from experimental objects in Rogów (a) and Grabów (b), with conventional and reduced tillage, from autumn-winter samplings of 2006/2007

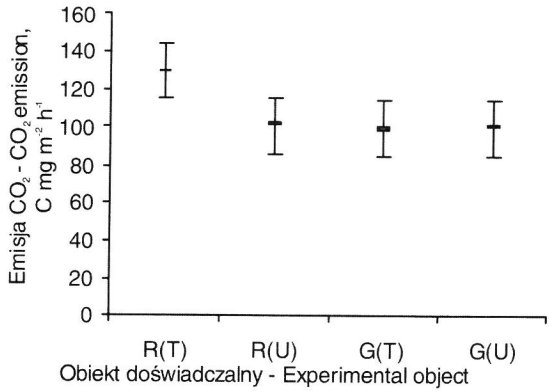
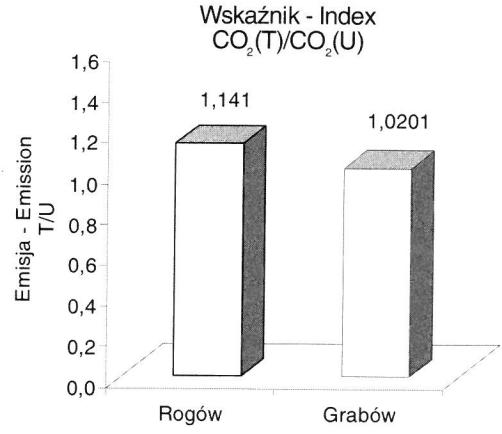


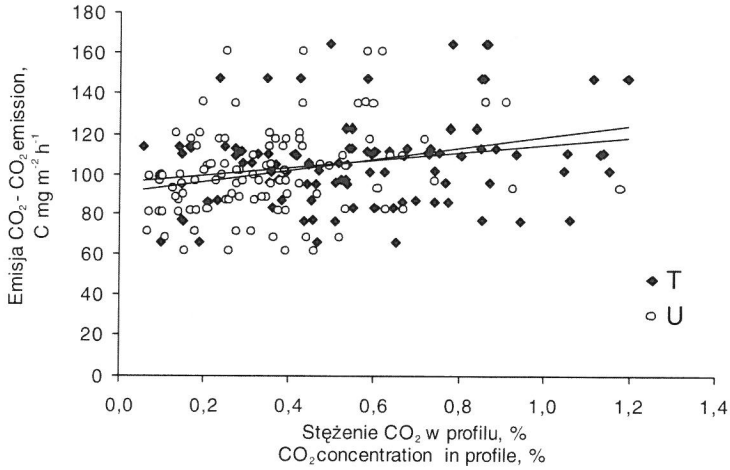
Fig. 8. Emisja CO_2 z obiektów w Rogowie pod uprawą tradycyjną R(T) i pod uprawą uproszczoną R(U) oraz w Grabowie pod uprawą tradycyjną G(T) i pod uprawą uproszczoną G(U), z poborów jesienno-zimowych 2006/2007. Wartości średnie z wszystkich poborów wraz z 95% przedziałami ufności, test LSD

Fig. 8. CO_2 emission from experimental objects in Rogów: with conventional tillage, R(T), and with reduced tillage, R(U), and in Grabów: with conventional tillage, G(T), and with reduced tillage, G(U), from autumn-winter samplings of 2006/2007. Average values for all samplings with 95% LSD intervals

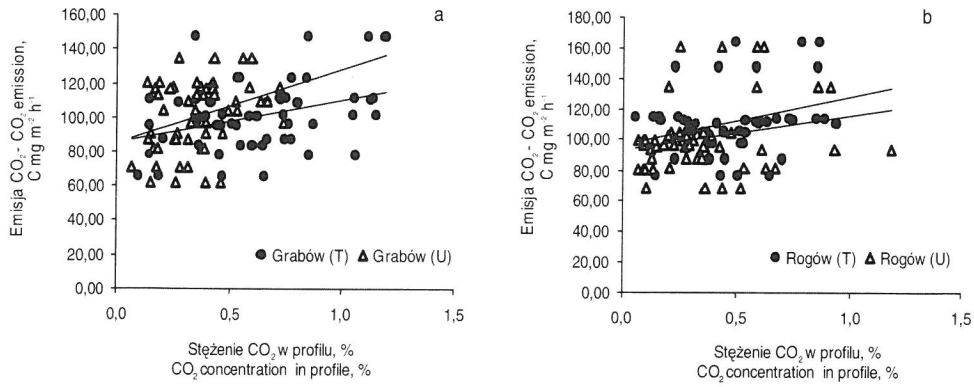


Rys. 9. Wskaźnik CO_2(T)/CO_2(U) dla emisji z obiektów w Rogowie i Grabowie pod uprawą tradycyjną i pod uprawą uproszczoną

Fig. 9. CO_2(T)/CO_2(U) index for emission from experimental objects in Rogów and Grabów with conventional and reduced tillage



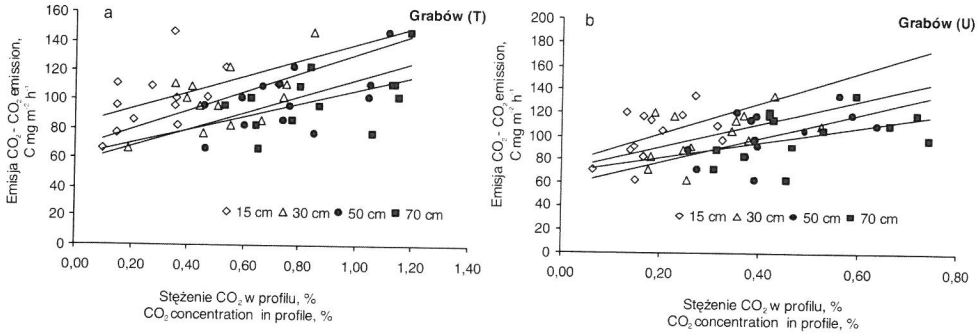
Rys. 10. Emisja CO_2 w funkcji średniego stężenia CO_2 w profilach glebowych dla uprawy tradycyjnej i uproszczonej
Fig. 10. CO_2 emission as a function of average CO_2 concentration in soil profiles for conventional and reduced tillage



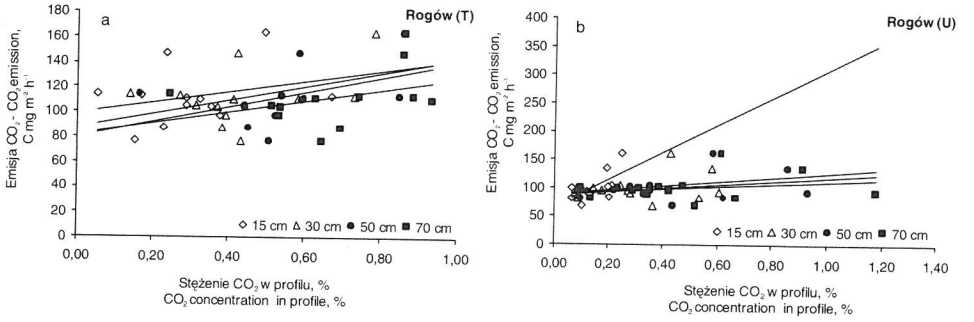
Rys. 11. Emisja CO_2 w funkcji średniego stężenia CO_2 w profilach glebowych obiektów w Grabowie (a) i Rogowie (b) dla uprawy tradycyjnej i uproszczonej
Fig. 11. CO_2 emission as a function of average CO_2 concentration in soil profiles in Grabów (a) and Rogów (b) for conventional and reduced tillage

Analizując obiekty badawcze osobno (rys. 11, tab. 2), wykazano istotne różnice pomiędzy stężeniem CO_2 w profilu glebowym a jego emisją do atmosfery w Grabowie (rys. 11 a) zarówno w przypadku uprawy tradycyjnej ($P < 0,01$) jak i uproszczonej ($P < 0,05$). Natomiast w obiekcie doświadczalnym w Rogowie (rys. 11b) istotne kore-

lacje pomiędzy badanymi zależnościami stwierdzono tylko w przypadku uprawy tradycyjnej ($P < 0,05$).



Rys. 12. Emisja CO_2 w funkcji stężenia CO_2 w profilach glebowych obiektów w Grabowie dla uprawy tradycyjnej (a) i uproszczonej (b)
Fig. 12. CO_2 emission as a function of CO_2 concentration in soil profiles in Grabów for conventional (a) and reduced (b) tillage systems



Rys. 13. Emisja CO_2 w funkcji stężenia CO_2 w profilach glebowych obiektów w Rogowie dla uprawy tradycyjnej (a) i uproszczonej (b)
Fig. 13. CO_2 emission as a function of CO_2 concentration in soil profiles in Rogów for conventional (a) and reduced (b) tillage systems

Analizę wpływu stężenia CO_2 w poszczególnych poziomach profilu glebowego na wielkość emisji dwutlenku węgla do atmosfery pokazano na rysunkach 12 i 13 oraz zestawiono w tabeli 2.

Z uzyskanych zależności wynika, że za wyjątkiem uprawy tradycyjnej w Grabowie, opisywane powyżej zależności nie wykazały istotnych korelacji, choć wielkość emisji rosła wraz ze wzrostem stężenia CO_2 w profilu glebowym.

Tabela 2. Równania regresji dla zależności pomiędzy emisją a stężeniem CO_2 w profilu glebowym
Table 2. Linear regression between CO_2 emission and CO_2 concentration in soil profiles

Rodzaj zależności	Równanie	R^2
E CO_2 (T) = f(SCO_2 w profilu G(T) R(T)	y = 18,96x + 95,46	0,054*
E CO_2 (U) = f(SCO_2 w profilu G(U) R(U)	y = 28,32x + 90,63	0,074**
E CO_2 G(T) = f(SCO_2 w profilu G(T)	y = 25,06x + 85,02	0,132**
E CO_2 G(U) = f(SCO_2 w profilu G(U)	y = 42,16x + 85,56	0,108*
E CO_2 R(T) = f(SCO_2 w profilu R(T)	y = 31,96x + 96,34	0,1*
E CO_2 R(U) = f(SCO_2 w profilu R(U)	y = 22,71x + 92,72	0,06
E CO_2 G(T) = f(SCO_2 w profilu G(T) 15 cm	y = 55,65x + 82,79	0,231
E CO_2 G(T) = f(SCO_2 w profilu G(T) 30 cm	y = 65,72x + 65,96	0,337*
E CO_2 G(T) = f(SCO_2 w profilu G(T) 50 cm	y = 58,41x + 56,21	0,355*
E CO_2 G(T) = f(SCO_2 w profilu G(T) 70 cm	y = 45,87x + 60,29	0,261*
E CO_2 G(U) = f(SCO_2 w profilu G(U) 15 cm	y = 134,1x + 74,52	0,236
E CO_2 G(U) = f(SCO_2 w profilu G(U) 30 cm	y = 98,85x + 70,48	0,244
E CO_2 G(U) = f(SCO_2 w profilu G(U) 50 cm	y = 103,4x + 56,75	0,312*
E CO_2 G(U) = f(SCO_2 w profilu G(U) 70 cm	y = 65,29x + 68,13	0,199
E CO_2 R(T) = f(SCO_2 w profilu R(T) 15 cm	y = 44,23x + 98,6	0,095
E CO_2 R(T) = f(SCO_2 w profilu R(T) 30 cm	y = 55,3x + 87,91	0,186
E CO_2 R(T) = f(SCO_2 w profilu R(T) 50 cm	y = 60,42x + 79,01	0,224
E CO_2 R(T) = f(SCO_2 w profilu R(T) 70 cm	y = 45,11x + 81,57	0,146
E CO_2 R(U) = f(SCO_2 w profilu R(U) 15 cm	y = 243,7x + 64,85	0,386*
E CO_2 R(U) = f(SCO_2 w profilu R(U) 30 cm	y = 36,99x + 88,81	0,075
E CO_2 R(U) = f(SCO_2 w profilu R(U) 50 cm	y = 30,29x + 87,85	0,112
E CO_2 R(U) = f(SCO_2 w profilu R(U) 70 cm	y = 20,98x + 90,22	0,07

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

1. Stężenie CO_2 w profilu glebowym zwiększało się wraz z głębokością profilu glebowego w obu obiektach doświadczalnych niezależnie od sposobu uprawy.
2. W okresie badawczym obu obiektów doświadczalnych zaobserwowano dwa maksima stężenia dwutlenku węgla w profilu glebowym.

3. Istotnie wyższe stężenie CO_2 w profilu glebowym uprawy tradycyjnej stwierdzono w Grabowie w porównaniu do Rogowa. W przypadku uprawy uproszczonej wysokość stężenia dwutlenku węgla była porównywalna.

4. Wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ dla średniego stężenia CO_2 dla Grabowa i Rogowa wykazał wyższe stężenie dwutlenku węgla w uprawie tradycyjnej w stosunku do uproszczonej. Wartość tego wskaźnika zależała od obiektu badawczego oraz głębokości profilu.

5. Występują dwa maksima emisji dwutlenku węgla niezależnie od stosowanej uprawy oraz badanego obiektu, korespondujące z maksymalnym stężeniem CO_2 w profilu.

6. Wyższej emisji CO_2 towarzyszyło wyższe jego stężenie w profilu glebowym.

7. Istotnie wyższą emisję CO_2 stwierdzono z jedynie z gleby uprawianej tradycyjnie w Rogowie.

8. Wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ dla średniej emisji CO_2 dla Grabowa i Rogowa wykazuje wyższą emisję dwutlenku węgla w uprawie tradycyjnej w stosunku do uproszczonej, tylko w przypadku obiektu doświadczalnego w Rogowie.

9. W przypadku Grabowa wskaźnik $CO_2(T)/CO_2(U)$ jest bliski jedności co wskazuje na porównywalną emisję z pól uprawianych różnymi sposobami.

10. Analiza statystyczna uzyskanych wyników dla obydwu obiektów doświadczalnych) wykazała istotną korelację pomiędzy stężeniem CO_2 w profilu glebowym a jego emisją do atmosfery, zarówno w przypadku uprawy tradycyjnej ($P < 0,05$) jak i uproszczonej ($P < 0,01$).

PIŚMIENNICTWO

Frey S.D., Elliott E.T., Paustian K., 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. Soil Biology and Biochemistry, 31, 573-585.

Jensen L.S., Mueller T. Tate K.R., Ross D.J., Magid J., 1996. Nielsen N.E. Soil Biology and Biochemistry, 28(10/11), 1297-1306.

Kristensen H.L., Debosz K., McCarty G.W., 2003. Short-term effects of tillage on mineralization of nitrogen and carbon in soil. Soil Biology and Biochemistry, 35, 979-986.

Rayment M.B., 2000. Closed chamber system underestimate soil CO_2 efflux. European Journal of Soil Science, 51, 107-110.

Wagai R., Brye K.R., Gower S.T., Norman J.M., and Bundy L.G., 1998. Land use and environmental factors influencing soil surface CO_2 flux and microbial biomass in natural and managed ecosystems in southern Wisconsin. Soil Biology and Biochemistry, 30(12), 1501-1509.

Włodarczyk T. Stępniewska Z., Brzezińska M., 2003. Denitrification, organic matter and redox potential transformation in Cambisols. Int. Agrophysics, vol.17, No 4, 219-227.

6. WPŁYW WILGOTNOŚCI I TEMPERATURY GLEBY NA STĘŻENIE I EMISJĘ CO_2 PRZY SYSTEMIE UPRAWY TRADYCYJNEJ I UPROSZCZONEJ

Małgorzata Brzezińska, Teresa Włodarczyk, Barbara Witkowska-Walczak, Cezary Sławiński, Aneta Borkowska, Urszula Kotowska, Magdalena Nosalewicz, Paweł Szarlip

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, ul. Doświadczalna 4, 20-270 Lublin
e-mail: m.brzezinska@ipan.lublin.pl

Sposób użytkowania gleb i zabiegi agrotechniczne wywierają silny wpływ na emisję i pochłanianie gazów. Dwutlenek węgla (CO_2) i tlen (O_2) są podstawowe w wymianie gazowej pomiędzy powietrzem glebowym i atmosferą. Ich ogromne znaczenie w środowisku wynika przede wszystkim z udziału w procesach oddechowych roślin i drobnoustrojów glebowych oraz z możliwości biochemicznej redukcji CO_2 przez nadziemne części roślin i drobnoustroje autotroficzne. Ilość CO_2 wydzielanego z gleby jest silnie determinowana przez strukturę, warunki wodno-powietrzne i temperaturę gleby, wpływające na oddychanie mikroorganizmów glebowych i korzeni roślin oraz na dyfuzję gazów w układzie glebowym (Gliński i Stępniewski 1985, Witkowska-Walczak i in. 2003, Włodarczyk i in., 2002). Stale wzrastające stężenie CO_2 w atmosferze budzi niepokój i prowokuje do działań zmierzających do ograniczenia jego emisji. Duże nadzieje wiązane są z możliwościami, jakie stwarza uprawa uproszczona (Hatano i Lipiec 2004).

Szczegóły dotyczące sposobu uprawy gleb na poletkach doświadczalnych IUNG w Grabowie i Rogowie (rys. 1) zostały opisane w Rozdziale 2 i 3, metodyka oznaczeń temperatury gleby (T, °C) i wilgotności objętościowej (Θ, % v/v) w Rozdziale 4, natomiast sposób oprzyrządowania profili glebowych w Rozdziale 5.

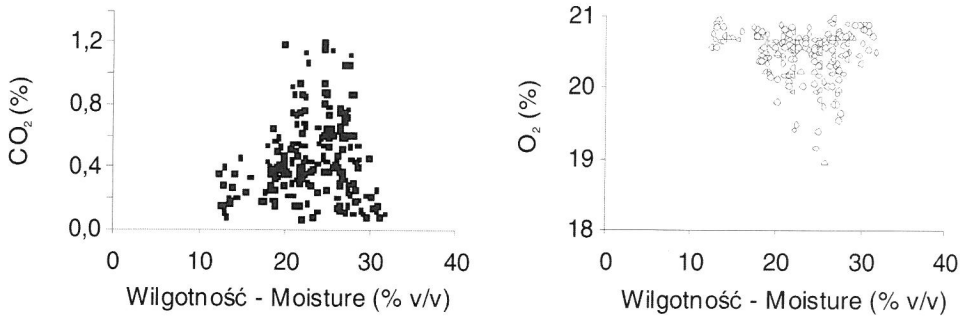
Próbki powietrza glebowego z głębokości 15 cm, 30 cm, 50 cm i 70 cm profili glebowych oraz próbki powietrza emitowanego z powierzchni gleby pobierano 3-4 razy miesięcznie w okresie od października 2006 do stycznia 2007. Skład powietrza analizowano na chromatografie gazowym GC-14 Shimadzu,

Rys. 1. Orientacyjna lokalizacja obiektów badawczych IUNG w Grabowie i Rogowie
Fig. 1. Approximate location of experimental fields of IUNG in Grabów and Rogów

wyposażonym w detektor przewodnictwa cieplnego (TCD) z kolumną wypełnioną Porapakiem Q (oznaczenia CO_2) lub sitem molekularnym (oznaczenia O_2). Stężenie gazów w powietrzu glebowym wyrażano w % v/v, zaś ilość CO_2 emitowanego do atmosfery w mg $C \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$.

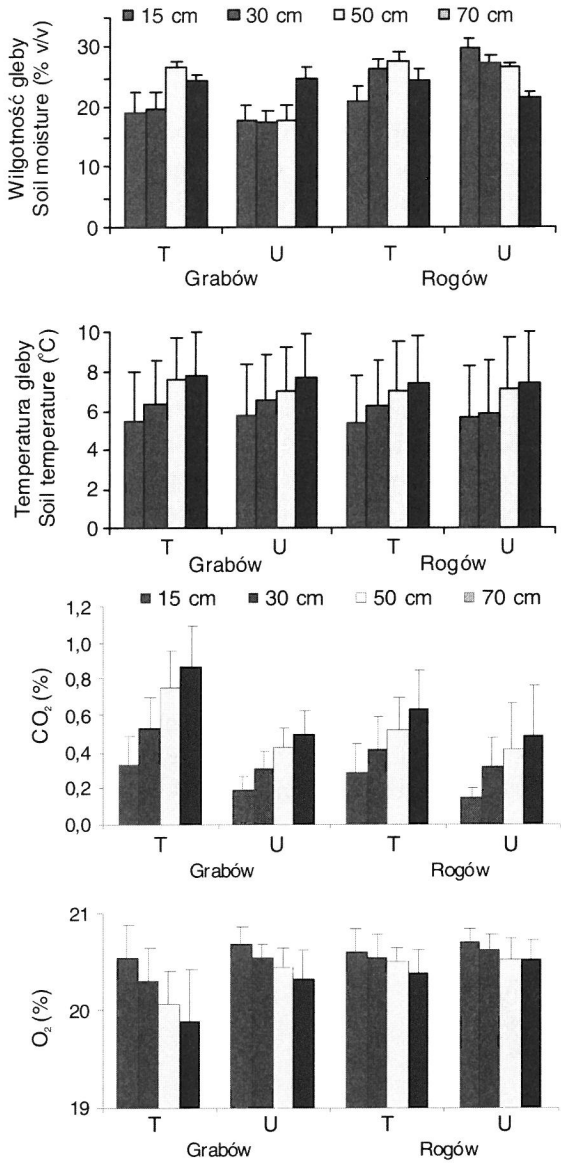
Zależność pomiędzy stężeniem CO_2 i O_2 a wilgotnością gleb przedstawia rysunek 2. Wykres uwzględnia wszystkie otrzymane wyniki (cztery głębokości w czterech profilach glebowych). Wilgotność gleb mieściła się w zakresie od 12,6% do 31,9% (v/v), stężenie CO_2 od 0,053% do 1,19% (v/v), zaś stężenie O_2 – od 18,93% do 20,96%. Stosunkowo niewielkie ilości CO_2 w powietrzu glebowym można przypisać relatywnie niskiej aktywności respiracyjnej gleb, jaką na ogół obserwuje się w okresie zimowym. Najwyższe stężenia CO_2 oraz najniższe stężenia O_2 notowano przy wilgotności gleb w przedziale 20-27% (v/v).

Wpływ wilgotności gleby na aktywność drobnoustrojów jest zasadniczy. Zgodnie z koncepcją Skopp'a i in. (1990) czynności życiowe mikroorganizmów glebowych przebiegają najintensywniej w pewnym zakresie wilgotności gleby, w którym zarówno dyfuzja tlenu, jak też dyfuzja substratu pokarmowego nie są ograniczane przez nadmiar lub brak wody. W zakresie wilgotności sprzyjającej maksymalnej aktywności mikrobiologicznej można więc spodziewać się piku aktywności. W rzeczywistości, do wydzielania CO_2 w glebie przyczyniają się oprócz drobnoustrojów tlenowych również beztlenowce, dla których nadmiar wody nie jest czynnikiem ograniczającym oddychanie, ponieważ w warunkach niedoboru O_2 wykorzystują alternatywne akceptory elektronów. Zatem stężenie CO_2 i szybkość oddychania często wzrastają wykładniczo lub liniowo (ewentualnie osiągając plateau) wraz ze wzrostem wilgotności gleby (Liu i in. 2002; Schjønning i in. 2003).



Rys. 2. Zależność pomiędzy stężeniem CO_2 i O_2 oraz wilgotnością gleb
Fig. 2. Relationship between concentration of CO_2 and O_2 and soil moisture

Rozkład omawianych wielkości w profilach gleb obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie przedstawia rysunek 3. Wilgotność gleby znajdującej się w uprawie uproszczonej obiektu doświadczalnego w Rogowie, inaczej niż w pozo-

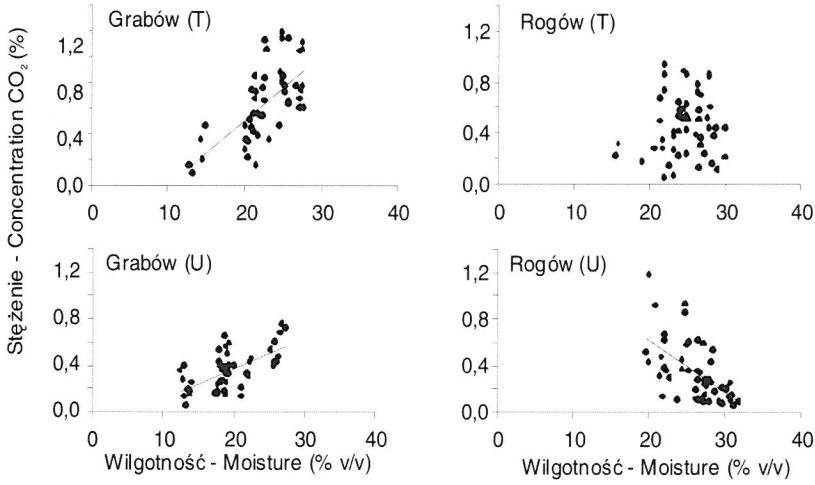


Rys. 3. Wilgotność, temperatura oraz stężenie O_2 i CO_2 w profilach gleb w uprawie tradycyjnej (T) i uproszczonej (U), wartości średnie z całego okresu pomiarów wraz z odchyleniem standardowym

Fig. 3. Soil moisture, temperature, and concentration of CO_2 and O_2 in soil profiles under conventional (T) and reduced (U) tillage systems; average values for entire experimental period with standard variation

stałych glebach, obniżała się wraz z głębokością profilu. Natomiast stężenia gazów zachowywały tendencję podobną w stosunku do pozostałych profili. Zatem zależność stężenia gazów od wilgotności gleby powinna mieć inny przebieg w tym profilu. Bardziej szczegółowe rozpatrzenie danych uzyskanych w doświadczeniu wskazuje, że wysokie stężenia CO_2, towarzyszące niskim stężeniom O_2 przy wilgotności w zakresie 20-27% nie były wyznacznikiem intensywniejszej respiracji drobnoustrojów. Na skład powietrza glebowego wpływa bowiem, oprócz czynności oddechowej drobnoustrojów, szereg uwarunkowań fizycznych, które zmieniają m.in. szybkość dyfuzji oraz rozpuszczalność gazów. W niższych partiach profilu glebowego wysokie stężenia CO_2 wskazują przede wszystkim na utrudnioną wymianę gazową z powietrzem atmosferycznym.

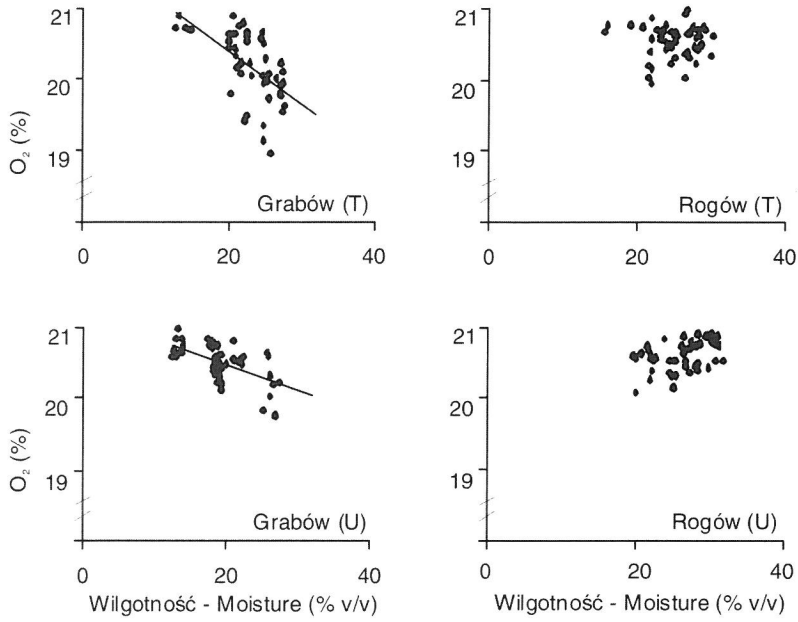
Rysunek 4 przedstawia stężenie CO_2 w funkcji wilgotności gleb poszczególnych poletek doświadczalnych. W obydwu profilach obiektu w Grabowie zależność ta była rosnąca ($P<0,001$). Dla tego samego zakresu wilgotności (ok. 13%-28% v/v), w glebie z Grabowa z uproszczeniem uprawy (U) obserwowano nieco niższy kąt nachylenia prostej, określającej zależność stężenia CO_2 od zawartości wody glebowej. W glebie obiektu w Rogowie uprawianej tradycyjnie (T), stężenie CO_2 nie korelowało z wilgotnością gleby, natomiast w uprawie uproszczonej obserwowano zależność malejącą ($P<0,001$). Równania funkcji liniowych przedstawione zostały w tabeli 1.



Rys. 4. Zależność pomiędzy stężeniem CO_2 i wilgotnością poszczególnych gleb obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie (odpowiednio lewa i prawa strona). Objaśnienia jak na rysunku 3

Fig. 4. Relation between concentration of CO_2 and soil moisture in Grabów and Rogów experimental fields (left and right, respectively). Explanations as in Figure 3

Odpowiednio, stężenie tlenu w funkcji wilgotności poszczególnych gleb ilustruje rysunek 5. Zależności były istotne w obydwu typach uprawy gleby z obiektu Grabów, zaś nieistotne w przypadku gleb obiektu w Rogowie.

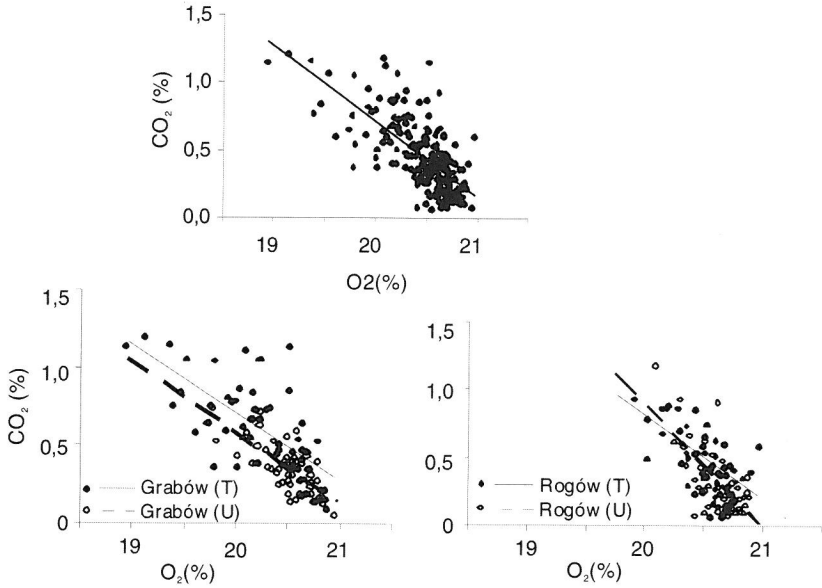


Rys. 5. Zależność pomiędzy stężeniem tlenu i wilgotnością gleb poszczególnych obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie (odpowiednio lewa i prawa strona). Objaśnienia jak na rysunku 3
Fig. 5. Relationship between oxygen concentration and soil moisture in soils of experimental fields in Grabów and Rogów (left and right, respectively). Explanations as in Figure 3

Mimo różnic w rozkładzie CO_2 w poszczególnych profilach, jego stężenie w powietrzu glebowym wzrastało istotnie wraz ze spadkiem stężenia O_2 w sposób charakterystyczny dla tej zależności (rys. 6). Górny wykres przedstawia obraz grupujący wszystkie dane, natomiast dolne wykresy – dla poszczególnych profili gleb w Grabowie – proste niemal równoległe dla obydwu typu upraw i Rogowie – zmiana nachylenia prostej w wyniku zastosowania uprawy uproszczonej (tab. 1).

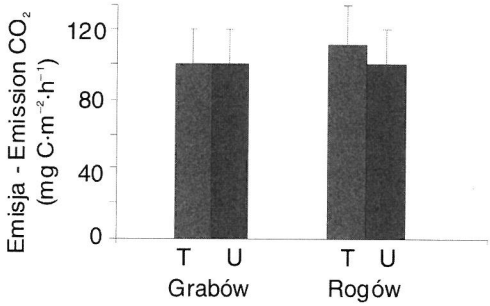
Typ uprawy, nawożenie i inne zabiegi agrotechniczne modyfikują właściwości materiału glebowego takie jak stabilność agregatów, rozkład i wielkość porów, właściwości wodne, stosunek C/N, te zaś pociągają za sobą zmianę szeregu procesów chemicznych i biologicznych zachodzących w glebie (Lipiec i Stępniewski 1995, Kandeler i in. 1999, Czyż i Tomaszewska 1999, Gajda i in. 2000, Koper i Piotrowska 2001, Walczak i in. 2002). Ekosystemy rolnicze mogą być biorcą lub dawcą atmosferycznego CO_2 lub utrzymywać stan równowagi w zależności od ilości CO_2

wiązanego w fotosyntezie i od intensywności jego emisji z gleby w okresie spoczynku zimowego roślin. Zwiększona emisja podczas i bezpośrednio po zabiegach uprawowych jest głównie rezultatem mniejszego oporu dyfuzyjnego przepływu i fizycznego uwolnienia CO_2. Szybkość tej emisji zwiększa się ze wzrostem głębokości uprawy i stopniem rozdrobnienia gleby (Hatano i Lipiec 2004).



Rys. 6. Korelacja między stężeniem O_2 i CO_2 we wszystkich glebach (górny wykres) oraz w poszczególnych profilach obiektu w Grabowie i Rogowie (odpowiednio lewa i prawa strona). Objaśnienia jak na rysunku 3

Fig. 6. Correlation between O_2 and CO_2 concentration in all soils (upper graph) and in particular profiles of experimental fields in Grabów and Rogów (left and right, respectively). Explanations as in Figure 3



Rys. 7. Emisja CO_2 z powierzchni badanych gleb (wartości średnie). Objaśnienia jak na rysunku 3

Fig. 7. CO_2 emission from the surface of tested soils (average values). Explanations as in Figure 3

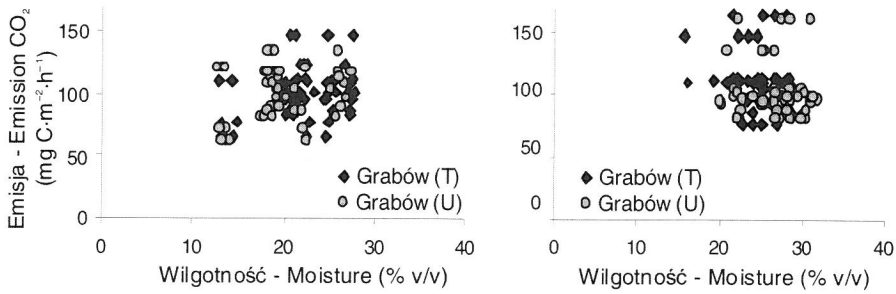
Tabela 1. Zależności pomiędzy oznaczanymi wskaźnikami
Table 1. Relationship between tested indexes

Zależność Relation	Gleby – Soils	Równanie – Equation	R^2	Istotność Significance
$[CO_2] = f(\Theta)$	wszystkie gleby – all soils	–	–	ns
	Grabów – T	y = 0,050x – 0,509	0,46	0,001
	Grabów – U	y = 0,025x – 0,135	0,39	0,001
	Rogów – T	–	–	ns
	Rogów – U	y = 0,045x + 1,52		0,001
$[O_2] = f(\Theta)$	wszystkie gleby – all soils	–	–	ns
	Grabów – T	y = –0,074x + 21,8	0,38	0,001
	Grabów – U	y = –0,036x + 21,2	0,32	
	Rogów – T	–	–	ns
	Rogów – U	–	–	ns
$[CO_2] = f([O_2])$	wszystkie gleby – all soils	y = –0,549x + 11,7	0,50	0,001
	Grabów – T	y = –0,436x + 9,44	0,49	0,001
	Grabów – U	y = –0,456x + 9,70	0,52	0,001
	Rogów – T	y = –0,635x + 13,5	0,37	0,001
	Rogów – U	y = –0,918x + 19,2	0,51	0,001
Em CO_2=f(Θ)	wszystkie gleby – all soils	–	–	ns
	Grabów – T	–	–	ns
	Grabów – U	–	–	ns
	Rogów – T	–	–	ns
	Rogów – U	–	–	ns
$[CO_2]$=f(T)	wszystkie gleby – all soils	y = 0,038x + 0,225	0,14	0,001
	Grabów – T	–	-	ns
	Grabów – U	–	-	ns
	Rogów – T	y = 0,054x + 0,159	0,37	0,001
	Rogów – U	y = 0,076x – 0,104	0,74	0,001
$[O_2]$=f(T)	wszystkie gleby – all soils	–	–	ns
	Grabów – T	–	–	ns
	Grabów – U	–	–	ns
	Rogów – T	y = –0,046x + 20,8	0,25	0,001
	Rogów – U	y = –0,042x + 20,9	0,40	0,001
Em CO_2=f(T)	wszystkie gleby – all soils	–	–	ns
	Grabów – T	–	–	ns
	Grabów – U	–	–	ns
	Rogów – T	y = 4,02x + 84,1	0,22	0,05
	Rogów – U	y = 3,31x + 81,9	0,18	0,05

Θ – Wilgotność objętościowa gleby – Soil moisture; T – temperatura gleby – Soil tempeture;
Em – Emisja – Emission CO_2; ns – not significant.

Wartości emisji CO_2 – średnie ze wszystkich przeprowadzonych pomiarów przedstawia rysunku 7. Wprowadzenie uprawy uproszczonej nie wywołało zmiany emisji CO_2 w przypadku gleby w Grabowie, natomiast niewielkie, nieistotne obniżenie w glebie obiektu w Rogowie. Zależność emisji CO_2 z powierzchni gleby do atmosfery od jego stężenia w profilu została omówiona szczegółowo w rozdziale 5.

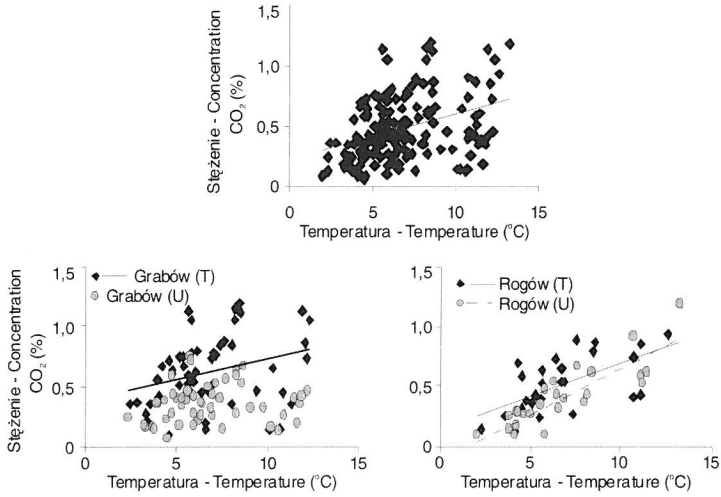
Otrzymane wyniki potwierdzają badania innych autorów, że sposób uprawy wpływa na skład powietrza glebowego. Jednak na podstawie otrzymanych wyników nie można określić ogólnej zależności stężenia CO_2 od wilgotności dla obydwu gleb. Nie zaobserwowano też oczekiwanej zależności pomiędzy ilością emitowanego CO_2 i wilgotnością gleby (rys. 8). Podobne obserwacje opisywali Schjønning i in. (2003), Lee i in. (2007) i Ruser i in. (2006).



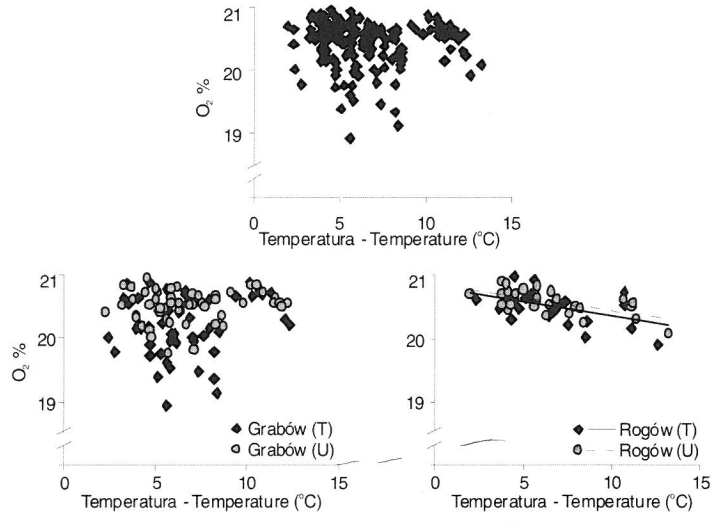
Rys. 8. Relacja pomiędzy emisją CO_2 i wilgotnością gleb obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie (odpowiednio lewy i prawy wykres). Objaśnienia jak na rysunku 3

Fig. 8. Relation between CO_2 emission and moisture in soils of experimental fields in Grabów and Rogów (left and right, respectively). Explanations as in Figure 3

Temperatura jest czynnikiem bardzo silnie wpływającym na aktywność biologiczną gleby (Gliński i Stępniewski 1985, Brzezińska i in. 1998). Zależność stężenia CO_2 i O_2 od temperatury gleb przedstawiają rysunki 9-10. W uwagi na jesienno-zimowy okres pomiarów, temperatura była niska, mieściła się w zakresie od 2°C do 13°C. W przypadku dwutlenku węgla, wpływ temperatury był silniejszy w profilach gleb w Rogowie – inaczej, niż przy omawianej poprzednio wilgotności gleby. Biorąc pod uwagę wyniki analizy regresji, ponad 70% zmienności CO_2 w glebie z uprawą uproszczoną w Rogowie można przypisać oddziaływaniu temperatury. Wyznaczone równania wskazują, że wraz ze wzrostem temperatury silniejsze gromadzenie CO_2 w powietrzu glebowym następuje w uprawie uproszczonej, niż w tradycyjnej. W glebie obiektu w Grabowie, zależność stężenia CO_2 od temperatury była znacznie słabsza (rys. 9, tab. 1).



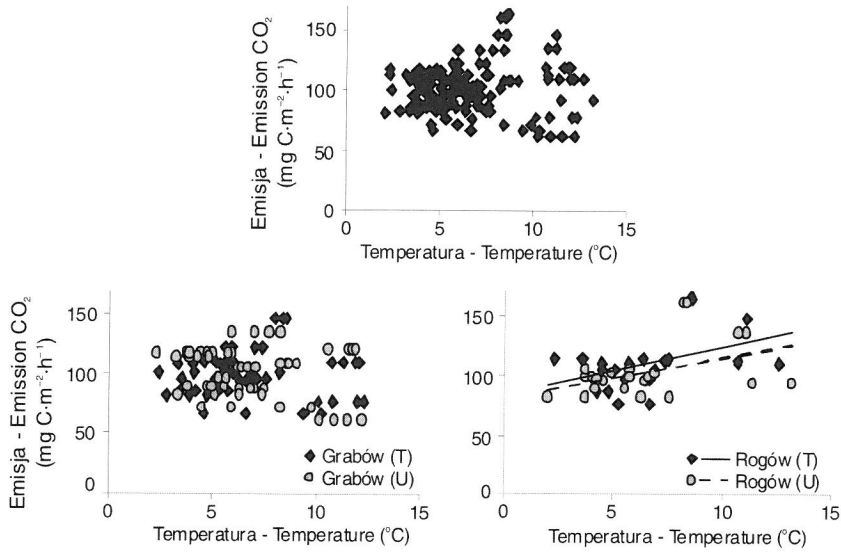
Rys. 9. Stężenie CO_2 w funkcji temperatury. Górny wykres – wszystkie badane gleby; dolne wykresy – gleby obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie. Objaśnienia jak na rysunku 3
Fig. 9. Concentration of CO_2 versus soil temperature. Upper graph – all investigated soils; lower graphs – soils of experimental fields in Grabów and Rogów. Explanations as in Figure 3



Rys. 10. Stężenie O_2 w funkcji temperatury. Górny wykres – wszystkie badane gleby; dolne wykresy – gleby obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie . Objaśnienia jak na rysunku 3
Fig. 10. O_2 concentration versus soil temperature. Upper graph – all the investigated soils; lower graphs – soils of experimental fields in Grabów and Rogów. Explanations as in Figure 3

Podobnie do dwutlenku węgla, stężenie tlenu było silniej regulowane przez temperaturę gleby w profilach obiektu w Rogowie (rys. 10). Zarówno w uprawie tradycyjnej, jak też uproszczonej, zależność ta była malejąca ($P<0,001$).

W kontekście omawianego szeroko dążenia do zwiększenia sekwestracji węgla w glebie wskazane jest monitorowanie emisji CO_2 do atmosfery oraz określenie uwarunkowań tego zjawiska. Jednym z celów zastosowania uprawy uproszonej jest właśnie dążenie do ochrony zasobów węgla poprzez zmniejszenie tempa mineralizacji materii organicznej, efektem mineralizacji jest bowiem gromadzenie CO_2 w powietrzu glebowym, a następnie jego emisja do atmosfery. Omawiany wyżej wpływ temperatury na stężenie CO_2 w profilu (wyznaczony z równania regresji, rys. 9, tab. 1) był silniejszy w uprawie uproszczonej, niż w uprawie tradycyjnej obiektu w Rogowie, co nie jest korzystne. Należy jednak zwrócić uwagę, że przebieg funkcji liniowej dla profilu uprawy uproszczonej był silnie determinowany przez maksymalną wartość stężenia CO_2 – 1,18% v/v, obserwowaną przy temperaturze 13°C na głębokości 70 cm (średnia z dwóch punktów poboru próbek).



Rys. 11. Zależność pomiędzy emisją CO_2 i temperaturą gleby. Górny wykres – wszystkie gleby; dolne wykresy – gleby obiektów doświadczalnych w Grabowie i Rogowie (odpowiednio lewa i prawa strona). Objaśnienia jak na rysunku 3

Fig. 11. Relation between CO_2 emission and soil temperature. Upper graph – all the soils; lower graphs – soils of experimental fields in Grabów and Rogów (left and right, respectively). Explanations as in Figure 3

Eliminacja tej wartości z grupy wyników poddanych analizie statystycznej zmniejsza omawianą różnicę pomiędzy typami upraw, choć tendencja silniejszego efektu temperatury w uprawie uproszczonej pozostaje zachowana. Ponadto badania dotyczyły jedynie okresu zimowego o stosunkowo niewielkiej aktywności życiowej roślin i drobnoustrojów glebowych, więc wyniki muszą być zweryfikowane.

O ile zależność emisji CO_2 od wilgotności gleby była nieistotna w każdym badanym obiekcie doświadczalnym, to w przypadku temperatury – słabą, choć istotną korelację ($P<0,05$) obserwowano w profilach obiektu w Rogowie (rys. 11, tab. 1). Szybkość emisji CO_2 zwiększała się wraz ze wzrostem temperatury nieco słabiej w glebie z uprawą uproszczoną, niż tradycyjną Wartości Q_{10} kalkulowane dla zakresu temperatury 2-20°C wynosiły 1,35 i 1,31 odpowiednio w glebie z uprawą tradycyjną i uproszczoną. Silny wpływ temperatury gleby na emisję CO_2 (wartości Q_{10} w okresie letnim niejednokrotnie >3) obserwowali m.in. Lee i in. (2007) i Ruser i in. (2006).

Na podstawie badań przeprowadzonych w okresie jesienno-zimowym na obiektach doświadczalnych IUNG w Grabowie i Rogowie stwierdzono, że:

1. Sposób uprawy i właściwości gleby silnie wpływały na zawartość CO_2 i O_2 w profilach glebowych.
2. Wilgotność i temperatura gleby istotnie modyfikowały stężenie CO_2 i O_2 w profilu glebowym.
3. Ilość CO_2 emitowanego do atmosfery była silniej determinowana przez temperaturę, niż wilgotność gleby.

PIŚMIENNICTWO

Brzezińska M., Stępniewska Z., Stępniewski W., 1998. Soil oxygen status and dehydrogenase activity. Soil Biol. Biochem., 30, 1783-1790.

Czyż E., Tomaszewska J., 1999. Zmiany temperatury i uwilgotnienia gleby pod wpływem różnych sposobów uprawy kukurydzy w monokulturze Wydawnictwo Naukowe FRNA, Nr 1/1999, 14-16.

Gajda A.M., Martyniuk S., Stachyra A.M., Wróblewska B., Zięba S., 2000. Relation between microbiological and biochemical properties of soil under different agrotechnical conditions and its productivity. Pol. J. Soil Sci., XXXIII/2, 55-60.

Gliński J., Stępniewski W., 1985. Soil Aeration and its Role for Plants. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Hatano R., Lipiec J., 2004. Effects of land use and cultural practices on greenhouse gas fluxes in soil. Acta Agrophysica, 109, 3-50.

Koper J., Piotrowska A., 2001. Influence of long-term organic fertilization on the enzymatic activity. Acta Agrophysica, 52, 133-140.

Lee D.K., Doolittle J.J., Owens V.N., 2007. Soil carbon dioxide fluxes in established switchgrass land managed for biomass production. Soil Biol. Biochem., 36, 178-186.

Lipiec J. i Stępniewski W., 1995. Effect of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients. Soil Tillage Res., 35, 37-52.

Liu X., Wan S., Su B., Hui D., Luo Y., 2002. Response of soil CO_2 efflux to water manipulation in a tallgrass prairie ecosystem. Plant Soil 240, 213-223.

Stępniewski W.,Stępniewska Z., Gliński J., 1995. Fizyczne determinanty stanu natlenienia gleby. VII Szkoła Wykładowców Przedmiotu, Fizyka z Elementami Agrofizyki. 18019 IX 1995, Lublin, 1-17.

Skopp J., Jawson M.D., Doran J.W., 1990. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. Soil Sci. Soc. Am. J., 54, 1619-1625.

Schjønning T., Thomsen J.K., Moldrup P., Christensen B.T., 2003. Linking soil microbial activity to water- and air-phase contents and diffusivities. Soil Sci. Soc. Am. J., 67, 156-165.

Kandeler E., Tscherko D., Spiegel H., 1999. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralization and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. Biol. Fertil. Soils, 28, 343-351.

Ruser R., Flessa H., Russow R., Schmidt G., Buegger F., Munch J.C., 2006. Emission of N_2O, N_2 and CO_2 from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. Soil Biol. Biochem., 38, 263-274.

Walczak, R., Rovdan, E., Witkowska-Walczak, B., 2002. Water retention characteristics of peat and sand mixtures. Int. Agrophysics, 16, 161-165.

Witkowska-Walczak B., Walczak R., Ostrowski J., 2003. Pore size distribution and amount of water available for plants in arable soils of Poland. Int. Agrophysics, 17, 213-217.

Włodarczyk T., Stepniewski W., Brzezińska M., 2002. Dehydrogenase activity redox potential, and emissions of carbon dioxide and nitrous oxide from Cambisols under flooding conditions. Biol. Fertil. Soils, 36, 200-206.

7. WŁAŚCIWOŚCI MIKROBIOLOGICZNE GLEB POD PSZENICĄ OZIMĄ W RÓŻNYCH SYSTEMACH UPRAWY

Anna M. Gajda

Zakład Mikrobiologii Rolniczej, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa
Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: ag@iung.pulawy.pl

Wykazano, że biomasa organizmów stanowi około 85% całkowitej biomasy organizmów glebowych, a C zawarty w biomasie mikroorganizmów stanowi od 1 do 5% całkowitej zawartości C organicznego w glebie (Anderson i Domsch 1989, Sparling 1992), natomiast N zawarty w biomasie stanowi od 2 do 6% całkowitej zawartości N w glebie (Jenkinson 1988). Oszacowano także, że 90% CO_2 wydzielającego się z gleby jest pochodzenia drobnoustrojowego, co wskazuje na duże znaczenie mikroorganizmów w metabolizmie glebowym (Doran 1988, Smith i Paul 1990).

Obserwowane ostatnio zaniepokojenie wzrastającym poziomem stężenia CO_2 i globalnym ociepleniem klimatu znalazło swoje odzwierciedlenie we wzrastającym zainteresowaniu problemem możliwości ograniczania emisji gazów cieplarnianych także z rolnictwa (CO_2, NH_3 i CH_4). Jednym ze sposobów jest możliwość długoterminowego odłożenia węgla z atmosfery i związanie go w glebowej substancji organicznej, czyli tzw. sekwestracja, m.in. poprzez systematyczne stosowanie określonych praktyk rolniczych, jak np. konserwująca uprawa roli.

Badania właściwości mikrobiologicznych gleb prowadzono w roku 2006 w doświadczeniach polowych: w gospodarstwie rolnym (GR) prywatnym w miejscowości – Rogów (woj. lubelskie) na glebie o składzie granulometrycznym pyłu ilastego i w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym (RZD) IUNG – PIB w Grabowie (woj. mazowieckie) na piasku gliniastym mocnym. W obu punktach doświadczalnych pszenicę ozimą uprawiano stosując dwa systemy uprawy roli: tradycyjny (płużny) (ST), z pożniwnym pozostawianiem słomy w postaci sieczki, oparty na orce pługiem odkładnicowym z doprawianiem roli tradycyjnymi narzędziami oraz uproszczony (SU), z pożniwnym pozostawianiem słomy w postaci sieczki, zestawem bazującym na narzędziach kruszącо-spulchniajcych z zastosowaniem kultywatora o sztywnych łapach.

Wykonane analizy właściwości mikrobiologicznych gleby obejmowały oznaczenia:

- zawartości C w biomasie mikroorganizmów w glebie metodą F-I (fumigacji-inkubacji) Jenkinson'a i Powlson'a (1976) w modyfikacji Vorney'a and Paul'a, (1984);
- intensywności uwalniania CO_2 z gleby metodą miareczkową;

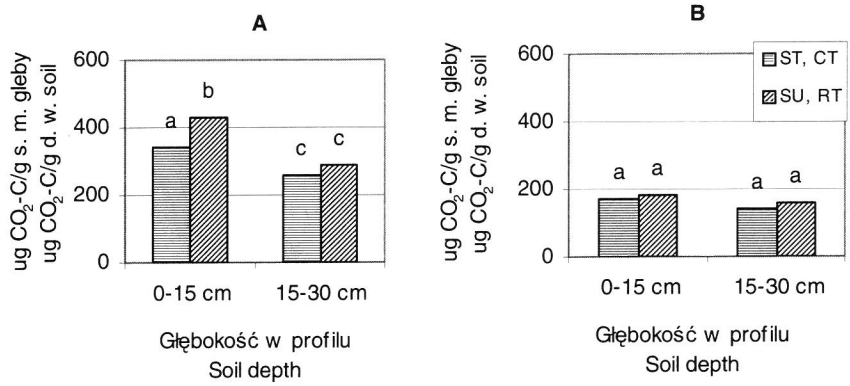
- liczebności i skład rodzajowy mikroorganizmów celulolitycznych – bakterii i grzybów – metodą rozcieńczeń na podłożu agarowym z krążkiem bibułowym;
- liczebności amonifikatorów oraz nitryfikatorów metodą najbardziej prawdopodobnej liczby (NPL) według McCrady'ego (1972);
- zawartości N w biomasie mikroorganizmów metodą F-E (fumigacji-ekstrakcji) Jenkinson'a i Powlson'a (1976) w modyfikacji Keeney'a i Nelson'a (1982);
- potencjał mineralizacyjny N w glebie metodą inkubacji w warunkach beztlenowych Warning'a i Bremner'a (1964) w modyfikacji Keeney'a (1982).
- ogólnej liczebności bakterii (podłoże z wyciągiem glebowym) i grzybów (podłoże Martin'a) metodą rozcieńczeń płytkowych;
- aktywności dehydrogenaz stosując TTC jako substrat (Casida i in. 1964).

Zastosowane systemy uprawy powodowały istotne zmiany badanych parametrów biologicznej aktywności gleb. Poniżej przedstawiono tylko wybrane rezultaty badań (rys. 1-4). Najwyższą średnią zawartością C w biomasie mikroorganizmów charakteryzowała się gleba uprawiana w systemie SU pobrana z pól doświadczalnych pod pszenicą ozimą w GR w Rogowie (warstwa 0-15 cm) – około 430 μg CO_2-C·(g s.m.)$^{-1}$ gleby. Generalnie, w glebie uprawianej w systemie ST w obu badanych warstwach pula C w biomasie mikroorganizmów była niższa w porównaniu do systemu SU o około 20%. Stwierdzono także istotne (przy $\alpha = 0,05$) różnice w zawartości C w biomasie mikroorganizmów w badanych głębokościach warstwy ornej gleby w obu systemach uprawy. W warstwie 0-15 cm zawartość C w biomasie mikroorganizmów była wyższa niż w warstwie 15-30 cm w obu badanych systemach uprawy ST i SU o około 25% i 35%, odpowiednio (rys. 1A). Nie stwierdzono istotnych różnic w zawartości C w biomasie mikroorganizmów zarówno pomiędzy technologiami uprawy jak i badanymi głębokościami w glebie pobranej z pól doświadczalnych w SD w Grabowie (rys. 1B).

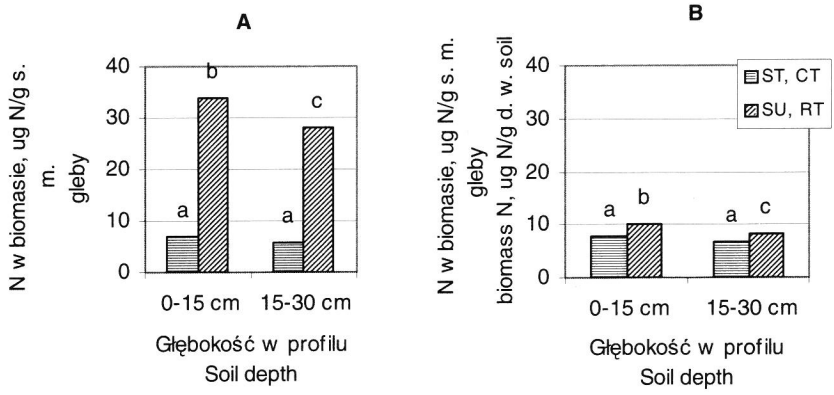
Określono także zawartość N w biomasie mikroorganizmów. Uzyskane wyniki wykazały wpływ zarówno systemu uprawy jak i głębokości warstwy na zawartość N w biomasie mikroorganizmów. Najwyższe zawartości N w biomasie mikroorganizmów oznaczano w glebie pobranej w GR w Rogowie w systemie SU zarówno w poziomie 0-15 cm – 33,7 μg N·(g s.m.)$^{-1}$ gleby, jak i w poziomie 15-30 cm – 28,0 μg N·(g s.m.)$^{-1}$ gleby. W glebie uprawianej w systemie ST w obu badanych warstwach pula N w biomasie mikroorganizmów była średnio o około 80% niższa w porównaniu do systemu SU.

Stwierdzono także istotne przy $\alpha = 0,05$ różnice w zawartości N w biomasie mikroorganizmów w badanych głębokościach warstwy ornej gleby. W systemie SU pula N w biomasie mikroorganizmów w poziomie 0-15 była o około 20% wyższa w porównaniu do poziomu 15-30 cm (rys. 2A). Podobnie jak w Rogowie

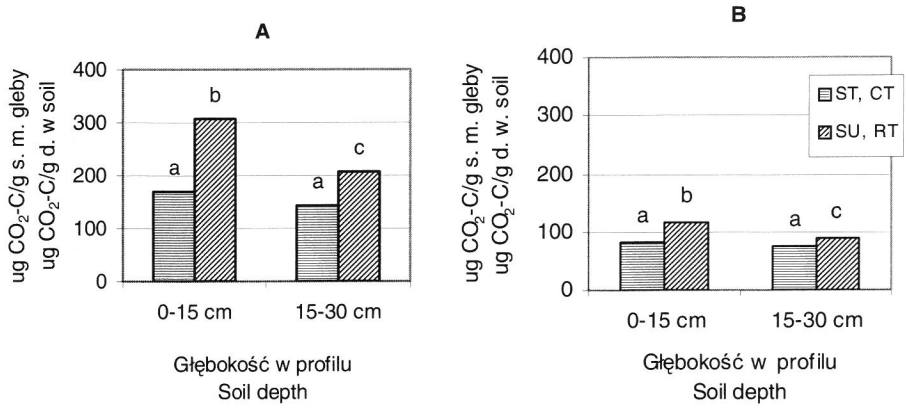
kształtowała się wielkość puli N w biomasie mikroorganizmów w glebie pobranej w SD w Grabowie (rys. 2B), przy czym wartości pomiarów zawartości N w biomasie mikroorganizmów w glebie w systemie SU były tu niższe o około 3,5 raza, w porównaniu do tych w Rogowie (rys. 2A, B). Zarówno w Rogowie jak i Grabowie nie stwierdzono istotnych różnic w zawartości N w biomasie mikroorganizmów w badanych poziomach warstwy ornej gleby uprawianej w systemie ST (rys. 2A, B).



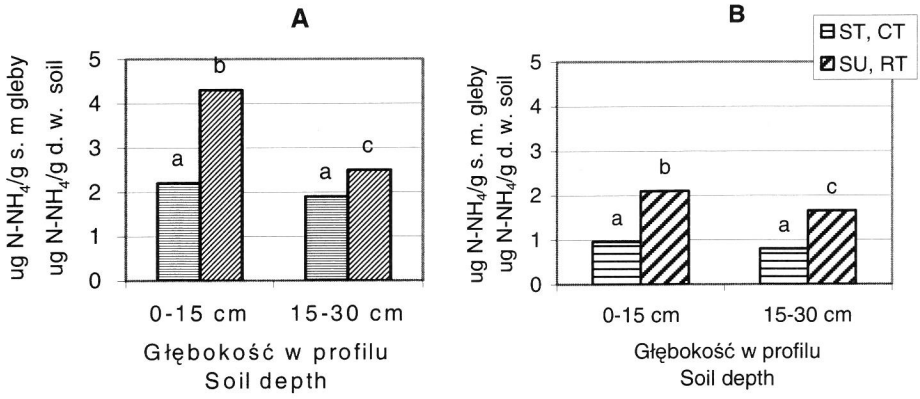
Rys. 1. Zawartość C w biomasie mikroorganizmów w glebach pod pszenicą ozima uprawianą w systemach ST i SU w GR Rogów (A) i SD Grabów (B)
Fig. 1. Microbial biomass C content in soils under winter wheat grown in CT and RT tillage systems in Rogów (A) and Grabów (B)



Rys. 2. Zawartość N w biomasie mikroorganizmów w glebach pod pszenicą ozimą uprawianą w systemach ST i SU w GR Rogów (A) i SD Grabów (B)
Fig. 2. Microbial biomass N content in soils under winter wheat grown in CT and RT tillage systems in Rogów (A) and Grabów(B)



Rys. 3. Intensywność uwalniania CO_2 z biomasy mikroorganizmów w glebach pod pszenicą ozimą uprawianą w systemach ST i SU w GR Rogów (A) i SD Grabów (B)
Fig. 3. Rate of CO_2 evolution from soils under winter wheat grown in CT and RT tillage systems in Rogów (A) and Grabów (B)



Rys. 4. Potencjał mineralizacyjny N w glebach pod pszenicą ozima uprawianą w systemach ST i SU w GR Rogów (A) i SD Grabów (B)
Fig. 4. Potentially mineralizable N in soils under winter wheat grown in CT and RT in Rogów (A) and Grabów (B)

Intensywność uwalniania CO_2 może wskazywać zarówno na szybkość przemian materii organicznej jak i tempo uwalniania składników pokarmowych w glebie, szczególnie na potencjalne zdolności gleby do uzupełniania zasobów N. Uzyskane

wyniki wykazały, że ilość uwolnionego CO_2 zależała od stosowanego systemu uprawy. Generalnie, w glebie uprawianej w systemie ST ilość uwolnionego CO_2 była prawie 1,7 raza niższa w porównaniu do systemu SU. Stwierdzono także istotne przy $\alpha = 0,05$ różnice w ilości uwalnianego CO_2 w badanych głębokościach warstwy ornej gleby. W systemie SU, w poziomie 0-15 cm ilość uwolnionego CO_2 była prawie 2. wyższa niż w poziomie 15-30 cm, natomiast w systemie ST różnice te nie były istotne (rys. 3A). Podobnie kształtowała się intensywność uwalniania CO_2 z gleby pobranej z pól doświadczalnych w SD Grabowie, przy czym uzyskane tu wartości tego parametru były o około 50% niższe w porównaniu do tych uzyskanych w Rogowie (rys. 3B).

Zdolność gleby do uzupełniania zasobów łatwo dostępnego dla roślin N, czyli przekształcania organicznych połączeń N do form mineralnych świadczy o jej potencjale mineralizacyjnym i jakości materii organicznej w glebie. Uzyskane wyniki wykazały wpływ zarówno systemu uprawy jak i głębokości warstwy na ilość zmineralizowanego N w glebie. Najwyższe zawartości zmineralizowanego N oznaczano w glebie pobranej w GR w Rogowie w systemie SU zarówno w poziomie 0-15 cm – 4,3 μg $N\text{-}NH_3 \cdot (g\ s.m.)^{-1}$ gleby, jak i w poziomie 15-30 cm – 2,5 μg $N\text{-}NH_3 \cdot (g\ s.m.)^{-1}$ gleby. W glebie uprawianej w systemie ST pula zmineralizowanego N była średnio o około 35% niższa w porównaniu do puli zmineralizowanego N w glebie uprawianej w systemie SU. Stwierdzono także istotne przy $\alpha = 0,05$ różnice w zawartości zmineralizowanego N w badanych głębokościach warstwy ornej gleby 0-15 i 15-30 cm uprawianej w systemie SU. W warstwie 0-15 cm ilość zmineralizowanego N była około 1,7 raza wyższa niż w warstwie 15-30 cm (rys. 4A). Podobnie jak w Rogowie kształtowała się wielkość puli zmineralizowanego N w glebie pobranej w SD w Grabowie (rys. 4B), przy czym wartości pomiarów uzyskane w obu systemach uprawy były tu średnio o 50% niższe, w porównaniu do tych w Rogowie, co świadczyłoby o znacznie niższej aktywności mikroorganizmów w procesie mineralizacji N w glebie w SD w Grabowie (rys. 4A, B). Zarówno w Rogowie jak i Grabowie nie stwierdzono istotnych różnic w zawartości zmineralizowanego N w badanych poziomach warstwy ornej gleby uprawianej w systemie ST (rys. 4A, B).

Wyniki zawarte w tabeli 1 wykazały, że największa liczba analizowanych parametrów biologicznej aktywności osiągnęła swoje najwyższe wartości w glebach pod pszenicą ozimą uprawianych w systemie uproszczonym (SU).

Tabela 1. Zestawienie analiz, w których stwierdzono najwyższe wartości analizowanych parametrów biologicznej aktywności gleb pod pszenicą ozimą uprawianą w systemie tradycyjnym (ST) i uproszczonym (SU)
Table 1. Performed analyses with the highest values of studied parameters of soil biological activity under winter wheat grown in conventional (CT) and reduced (RT) tillage systems

Oznaczane parametry biologicznej aktywności badanych gleb Determined parameters of biological activity of studied soils	Liczba wykonanych analiz Number of performed analyses	System uproszczony Reduced tillage system	System tradycyjny (płużny) Conventional tillage system
C w biomasie mikroorganizmów Microbial biomass C	6	6	0
N w biomasie mikroorganizmów Microbial biomass N	6	6	0
Uwalnianie CO_2 CO_2 evolution	6	4	2
Liczebność amonifikatorów Number of amonia-forming bacteria	6	4	2
Liczebność nitryfikatorów Number of nitrate-forming bacteria	6	4	2
Liczebność bakterii celulolitycznych Number of cellulolitic bacteria	6	4	2
Liczebność grzybów celulolitycznych Number of cellulolytic fungi	6	4	2
Liczebność bakterii Total number of bacteria	6	4	2
Liczebność grzybów Total number of fungi	6	4	2
Aktywność dehydrogenaz Activity of dehydrogenases	6	6	0
Potencjał mineralizacyjny N Potentially mineralizable N	6	6	0
Suma Total	66	52	14
%	100%	78,8%	21,2%

Na podstawie badań przeprowadzonych na wieloletnich obiektach doświadczalnych stwierdzono istotny wpływ stosowanego systemu uprawy na właściwości mikrobiologiczne i biochemiczne badanych gleb.

1. W obydwu doświadczeniach polowych populacje mikroorganizmów glebowych oszacowane w oparciu o ilości C i N zawartych w ich biomasie były na ogół istotnie większe w glebach uprawianych w systemie uproszczonym, w porównaniu do systemu tradycyjnego, w obydwu badanych poziomach warstwy ornej 0-15 i 15-30 cm.

2. Wpływ badanych systemów uprawy na aktywność biologiczną gleb uzależniony był także od właściwości fizycznych badanych gleb. W porównaniu do piasku gliniastego mocnego (SD Grabów), gleba o składzie mechanicznym pyłu ilastego (GR Rogów) charakteryzowała się na ogół znacznie wyższymi wartościami badanych parametrów aktywności biologicznej.

3. Analizowane parametry biologicznej aktywności gleby, jak aktywność enzymów pochodzenia drobnoustrojowego (dehydrogenazy) oraz intensywność uwalniania CO_2 oraz potencjał nitryfikacyjny i mineralizacyjny N osiągnęły swoje najwyższe wartości w glebach pod pszenicą ozimą uprawianych w systemie uproszczonym (78,8%), co wskazuje na dużą aktywność mikroorganizmów glebowych w przemianach i mineralizacji materii organicznej, która jest głównym źródłem składników pokarmowych dla roślin uprawianych w tym systemie.

PIŚMIENNICTWO

Anderson J.P.E., Domsch K.H., 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total carbon in arable soils. Soil Biology and Biochemistry, 21, 471-479.

Casida L.E., Klein D.A. Jr., Santoro T. 1964. Soil dehydrogenase activity. Soil Science, 98.

Doran J.W., 1988. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distribution in no-tilled and plowed soils. Biology and Fertilization of Soils, 5, 68-75, 1987.

Jenkinson D.S., 1988. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. *W*: Wilson J.R. (ed.) Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems. CAB Int., Wallingford, 368-386.

Jenkinson D.S., Powlson D.S., 1976. The effect of biocidal treatments on metabolism in soil V. A method for measuring microbial biomass. Soil Biology and Biochemistry, 8, 209-213.

Keeney D.R., 1982. Nitrogen availability indices. *W*: Page A.L. et. al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Keeney D.R., Nelson D.W., 1982. Nitrogen: Inorganic forms. *W*: Page A.L. et. al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Smith J.L., Paul E.A., 1990. The significance of soil biomass estimations. *W*: Bollag J.M. and Stotsky G. (eds.), Soil Biochemistry, Marcel Dekker, New York, 6, 357-396.

Sparling G.P., 1992. Ratio of microbial biomass to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. Australian Journal of Soil Residues, 30, 195-207.

Voroney R.P., Paul E.A., 1984. Determination of K_C and K_N in situ for calibration of the chloroform incubation method. Soil Biology and Biochemistry, 16, 9-14.

Waring S.A., Bremner J.M., 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Nature (London), 201, 951-952.

8. BADANIE I OCENA PRZEBIEGU WEGETACJI ROŚLIN W DOŚWIADCZENIACH POLOWYCH

Anna Nieróbca, Jerzy Kozyra, Rafał Pudełko

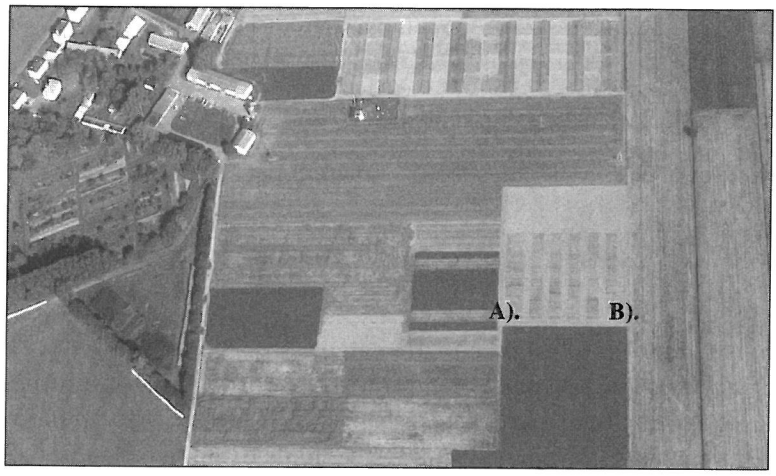
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: szewc@iung.pulawy.pl

Prawidłowa uprawa roli decyduje o wschodach i początkowym wzroście roślin. Różne systemy uprawy roli modyfikują warunki wzrostu i rozwoju roślin (Parylak 2005). Szczególnie warunki stresowe (susza, porażenie roślin przez choroby) bezpośrednio wpływają na kondycję roślin, a pośrednio na dynamikę przebiegu procesów w glebie. Coraz częściej do oceny stanu wegetacji roślin stosuje się metody pomiarów niedestrukcyjnych: indeksu zieloności liści (SPAD – Soil Plant Analysis Development), indeksu powierzchni liści (LAI – Leaf Area Index) (Faber i Nieróbca 1999). Ocena stanu wegetacji roślin stanowi podstawę do interpretacji badań prowadzonych w ramach sieci AGROGAS, gdzie czynnik biotyczny ma bezpośredni wpły na uzyskiwane wyniki (np. na przemiany CO_2 w glebie).

W Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym w Grabowie i w gospodarstwie indywidualnym w Rogowie prowadzono badania na dwóch systemach uprawy roli: tradycyjnym i uproszczonym. Na badanych obiektach wykonano obserwacje i pomiary: rozwoju roślin według skali BBCH, LAI (przyrząd LAI-2000), SPAD (przyrząd SPAD-502), obsady roślin i suchej masy roślin (2 x 2 mb rządka). Dodatkowo wykonywano ocenę stanu fitosanitarnego (porażenie roślin przez choroby i szkodniki) oraz dokumentację fotograficzną.

Podstawowe informacje charakteryzujące obiekty doświadczalne zamieszczono w tabeli 1. Lokalizację doświadczenia w RZD Grabów ilustruje rysunek 1.

W obiekcie doświadczalnym RZD w Grabowie zaobserwowano na początku października bardzo duże porażenie roślin przez ploniarkę zbożówkę (*Oscinella frit*) (tab. 2). W systemie uprawy tradycyjnej stwierdzono około 30% roślin porażonych natomiast w systemie uprawy uproszczonej uszkodzonych było ponad 80% roślin. Duże porażenie wpłynęło na zróżnicowanie obsady roślin. W systemie uprawy uproszczonej stwierdzono 417±13 roślin na m^2, natomiast w systemie uprawy tradycyjnej była większa obsada, wyniosła 445±9 roślin na m^2. Długa i ciepła jesień umożliwiła krzewienie pszenicy jesienią i zregenerowanie porażonych roślin przez ploniarkę, a uszkodzone pędy główne zostały zastąpione przez pędy boczne.



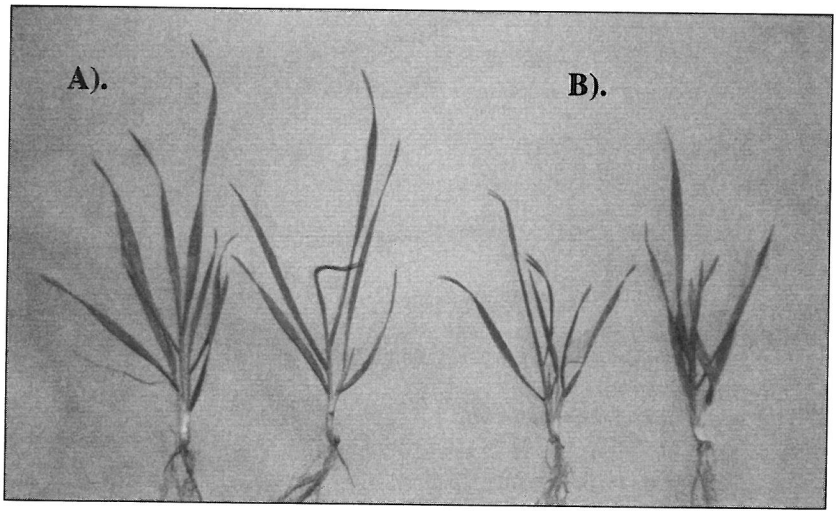
Rys. 1. Zdjęcie sytuacyjne obiektu doświadczalnego RZD w Grabowie. A). system uprawy tradycyjnej B). system uprawy uproszczonej
Fig. 1. Aerial photo of treatments in RZD Grabów. A) traditional tillage system, B) reduced tillage system

Tabela 1. Charakterystyka obiektów doświadczalnych w RZD Grabowie i w Rogowie
Table 1. Characterization of treatments in RZD Grabów and Rogów

Lokalizacja doświadczenia Location of experiment	Grabów	Rogów
Gatunek gleby Soil species	Piasek gliniasty mocny Heavy loamy sand	Pył ilasty Silt-loam
Przedplon Forecrop	Jęczmień jary Spring barley	Rzepak ozimy Winter rape
Główna uprawa Main crop	Pszenica ozima Winter wheat	Pszenica ozima Winter wheat
Odmiana Variety	Bogatka	Kobiera
Data nawożenia przedsiewnego Forecrop fertilization date	25 VIII 2006	15 IX 2006
Nawożenie przedsiewne kg·ha^{-1} Presowing fertilization kg ha^{-1}	P-70; K-120	N-40; P-70; K-110
Data siewu Sowing date	21 IX 2006	5 X 2006
Liczba wysianych ziaren na m^2 Seeding rate seed in m^2	450	350

Kondycja roślin w systemie uprawy tradycyjnej była lepsza, jest to widoczne na zdjęciu (rys. 2). W systemie uprawy tradycyjnej również zanotowano wyższe indeksy LAI i SPAD, większą (o 48%) suchą masę (34,7 $g \cdot m^{-2}$) niż w systemie uproszczonym (23,4 $g \cdot m^{-2}$) (tab. 2). Początkowo duże różnice między badanymi obiektami zmalały w grudniu, a sucha masa roślin ustabilizowała się na zbliżonym poziomie (84 $g \cdot m^{-2}$). W badanym okresie wskaźnik zieloności liści, który charakteryzuje odżywienie roślin azotem był niższy (SPAD 504±20) w systemie uprawy uproszczonej niż w tradycyjnej (SPAD 557±18). Pszenica ozima jako gatunek charakteryzuje się niewielkim wzrostem roślin w okresie jesiennym, dlatego przyrost suchej masy oraz LAI był w tym okresie mało zróżnicowany.

W gospodarstwie rolniczym w Rogowie wykonano ocenę stanu wegetacji pszenicy w dniu 15-12-2006. W obu badanych systemach uprawy roli rośliny odznaczały się dużą zdrowotnością. Między badanymi obiektami zaobserwowano duże różnice w rozwoju roślin (rys. 3). W systemie uprawy tradycyjnej pszenica osiągnęła fazę 2-3 pędów, natomiast w systemie uprawy uproszczonej większość roślin znajdowało się w fazie: jednego lub dwóch liści, a tylko niewielki procent roślin osiągnął fazę 2 pędów. W systemie uprawy uproszczonej nierównomierne wschody roślin pszenicy spowodowane były małą wilgotnością wierzchniej warstwy gleby wynikające z niewielkich opadów w październiku. Stwierdzono również duże różnice w suchej masie roślin (tab. 3).

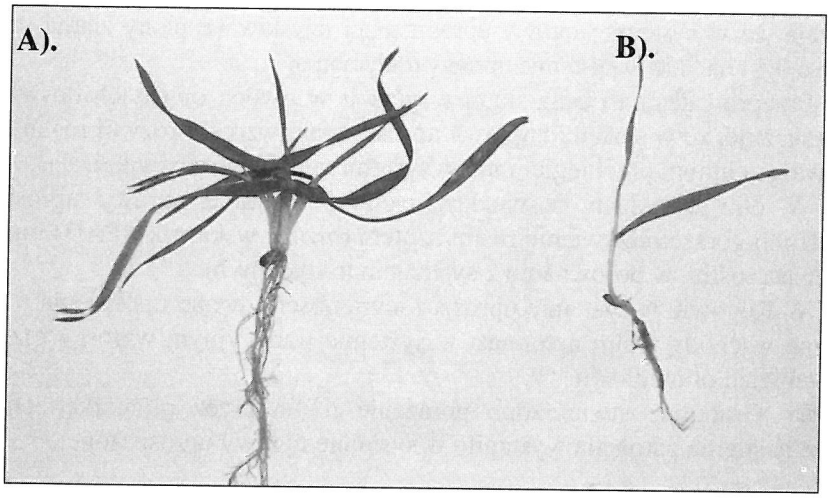


Rys. 2. Stan rośliny z RZD Grabowa. A) system uprawy tradycyjny B) system uprawy uproszczony (2006-X-12)

Fig. 2. The state of plants in RZD Grabów. A) traditional tillage system, B) reduced tillage system (2006-X-12)

Tabela 2. Wyniki oceny przebiegu wegetacji w RZD Grabowie
Table2. Results of vegetation assessment in RZD Grabów

Data Date	Wykonana ocena Assessment	System uprawy Tillage system	
		uproszczony reduced	tradycyjny traditional
2006-X-12	Wschody roślin na m^2 Seeding emergence per m^2	417	445
	Faza rozwojowa wg BBCH Development stage according to BBCH	22-23	22-23
	Procent roślin porażonych przez ploniarkę zbożówkę Percentage of plants infection by the frit fly	89	39
	Sucha masa roślin w $g \cdot m^{-2}$ Dry matter of plant g m^{-2}	23,4	34,7
2006-X-27	Faza rozwojowa wg BBCH Development stage according to BBCH	22-23	22-23
	LAI	0,30	0,41
	SPAD	507	570
2006-XI-09	Faza rozwojowa wg BBCH Development stage according to BBCH	23-24	23-24
	LAI	0,27	0,37
	SPAD	535	562
2006-XI-14	Faza rozwojowa wg BBCH Development stage according to BBCH	23-24	23-24
	Sucha masa roślin w $g \cdot m^{-2}$ Dry matter plant g m^{-2}	79,6	82,0
	SPAD	484	525
2006-XII-11	Faza rozwojowa wg BBCH Development stage according to BBCH	24-25	24
	Procent roślin porażonych przez ploniarkę zbożówkę Percentage of plants infection by the frit fly	84	24
	Sucha masa roślin w g m^{-2} Dry matter of plant g m^{-2}	84,0	83,6
	SPAD	490	569



Rys. 3. Stan rośliny z Rogowa. A) system uprawy tradycyjny, B) system uprawy uproszczony
Fig. 3. The state of plants in Rogów. A) traditional tillage system, B) reduced tillage system

Tabela 3. Wyniki oceny przebiegu wegetacji w obiekcie doświadczalnym w Rogowie
Table 3. Results of vegetation assessment in Rogów

Data Date	Wykonana ocena Assessment	System uprawy Tillage system	System uprawy Tillage system
		tradycyjny traditional	uproszczony reduced
2006-XII-15	Faza rozwojowa wg BBCH Development Stage according to BBCH	22, 21, 12, 11	22,23
	Wschody roślin na m^2 Seeding emergence per m^2	345	320
	SPAD	424± 25	470± 64
	Sucha masa roślin w $g \cdot m^{-2}$ Dry matter of plant g m^{-2}	10,4	30,2

Sucha masa roślin w systemie uprawy tradycyjnej osiągnęła 30,2 $g \cdot m^{-2}$, natomiast w uproszczonej 10,4 $g \cdot m^{-2}$. Wskaźnik SPAD tak jak w Grabowie był wyższy w systemie uprawy tradycyjnej (470±64) niż w uproszczonej (424±25). Jak wynika z badań Bezduszniaka (1997) stan odżywienia roślin charakteryzuje wielkość indeksu SPAD, który rośnie wraz intensywnością nawożenia azotowego. Uzyskane wstępne wyniki wskazują, że w okresie jesieni system uprawy uproszczonej nie zapewnia optymalnych warunków odżywienia oraz wzrostu dla pszenicy ozimej. Trzyletnie badania przeprowadzone przez Smagacza (2006) w czterech miejscowościach po-

twierdzają, że w systemie uprawy uproszczonej uzyskiwane plony ziarna są niższe średnio o 0,7 $t \cdot ha^{-1}$ niż w systemie uprawy tradycyjnej.

1. Przeprowadzona ocena stanu wegetacji w dwóch obiektach doświadczalnych wskazuje, że w systemie uprawy uproszczonej wzrost i rozwój roślin charakteryzował się innym przebiegiem niż w systemie uprawy tradycyjnej.

2. W obu obiektach doświadczalnych w systemie uprawy uproszczonej stwierdzono gorsze odżywienie roślin azotem (niższy wskaźnik-SPAD) i mniejszą suchą masą roślin, w porównaniu z systemem tradycyjnym.

3. W Rogowie w systemie uproszczonym obserwowano opóźnienie i nierównomierne wschody roślin natomiast w systemie tradycyjnym wzrost i rozwój roślin przebiegał prawidłowo.

4. W Grabowie stwierdzono porażenie roślin przez ploniarkę zbożówkę, większe nasilenie patogena wystąpiło w systemie uprawy uproszczonej.

PIŚMIENNICTWO

Bezduszniak D., 1997. Ocena stanu odżywienia pszenicy ozimej azotem na podstawie pomiaru zawartości chlorofilu metodą optyczną (SPAD) Praca doktorska. Oddział CBR w Puławach.

Faber A., Nieróbca A., 1999. Prognozowanie plonu pszenicy ozimej na podstawie indeksu powierzchni liści. Frag. Agron., 1, 59-68.

Parylak D., 2005. System uprawy roli i przygotowanie stanowiska dla podstawowych roślin. Wieś jutra IMGW, Warszawa 88-98.

Smagacz J., 2006. Ocena produkcyjno-ekonomiczna różnych systemów uprawy roli. Problemy Inżynierii Rolniczej, 1, 55-62.

9. CENA WARUNKÓW METEOROLOGICZNYCH W DRUGIEJ POŁOWIE 2006 ROKU W GRABOWIE I ROGOWIE

Jerzy Kozyra, Leszek Purchała, Tomasz Jóźwicki

Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: kozyr@iung.pulawy.pl

Przebieg warunków meteorologicznych w danym roku decyduje o rozwoju wegetacji a tym samym o intensywności wymiany gazowej pomiędzy glebą, rośliną i atmosferą. Dlatego jednym z elementów wspólnych badań prowadzonych w ramach sieci AGROGAS jest ocena warunków meteorologicznych dla przebiegu wegetacji w dwóch miejscowościach w których prowadzone są doświadczenia polowe.

W Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym IUNG-PIB w Grabowie (φ = 51,21, γ = 21,40 h = 166 m n.p.m, woj. mazowieckie, pow. zwoleński) obserwacje meteorologiczne wykonywane są przez obserwatora na posterunku meteorologicznym, 3 razy na dobę. Na terenie stacji zlokalizowana jest automatyczna stacja aktynometryczna, pracująca w sieci stacji Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW), z której otrzymywane są pomiary promieniowania całkowitego. W drugim punkcie obserwacyjnym w gospodarstwie w Rogowie (φ = 50,48, γ = 23,31, h = 230 m n.p.m., woj. lubelskie, pow. zamojski) pomiary meteorologiczne wykonywane są przy wykorzystaniu automatycznej stacji meteorologicznej (A-STER). Stacja ta została zainstalowana we wrześniu 2006 roku. Stacja prowadzi rejestrację temperatury i wilgotności powietrza na wysokości 2 m n.p.g. i temperatury powietrza na wysokości 10 cm n.p.g oraz opadu atmosferycznego. Rozbudowa stacji o kolejne przyrządy pomiarowe planowana jest na 2007 rok. Przesył danych ze stacji automatycznej w Rogowie odbywa się na bieżąco przez sieć telefonii komórkowej GPRS. Działanie stacji i automatyczne przesyłanie danych jest zdalnie kontrolowane przez administratora baz danych w Puławach.

Ocenę warunków meteorologicznych w 2006 roku przeprowadzono przez porównanie przebiegu warunków termicznych i opadowych z tzw. wartościami „normalnymi". Z uwagi że wcześniej nie prowadzono pomiarów meteorologicznych w Rogowie do wyznaczenia wartości średnich (normalnych) temperatury powietrza na wysokości 2 m n.p.g. i sum opadu atmosferycznego wykorzystano Model Agroklimatu Polski – MAP (Górski i Zaliwski 2002). MAP jest programem komputerowym umożliwiającym uzyskanie charakterystyk klimatycznych dla dowolnego miejsca w Polsce i jest wykorzystywany do opracowywania numerycznych map elementów klimatycznych oraz do uzyskania charakterystyk klima-

tycznych dla miejscowości gdzie nie były wcześniej prowadzone obserwacje (Kozyra i in. 2005). Danymi wejściowymi potrzebnymi do obliczeń w MAP są współrzędne geograficzne. Średnie wartości temperatury powietrza w Polsce uzyskuje się z MAP dla wielolecia 1941-1990, poprawione o wartość trendu (0,9°C) obserwowanego w XX wieku (Górski i Zaliwski 2002). Wynik takiej aproksymacji określony jest jako norma klimatyczna dla wielolecia 2001-2010. Obliczone z MAP charakterystyki opadowe dotyczą wielolecia 1951-1990. Prace dotyczące opadów atmosferycznych w Polsce nie wskazują na wyraźny trend w XX wieku (Zawora i Ziernicka 2003), dlatego norma ta może być uznawana za aktualną. W celu porównania uzyskanych wyników w MAP z danymi pomiarowymi w Grabowie w pracy zamieszczono wartości średnie temperatury powietrza i sum opadu atmosferycznego z posterunku meteorologicznego z lat 1976-2006.

Uzyskane w MAP wartości normalne temperatury powietrza w Grabowie na lata 2001-2010 nieznacznie odbiegają od wartości średniej obliczonej z danych rzeczywistych z lat 1997-2006 (tab. 1). Potwierdza to poprawność przyjętych założeń w MAP i możliwość poprawnego wyznaczenia wartości średnich w Polsce.

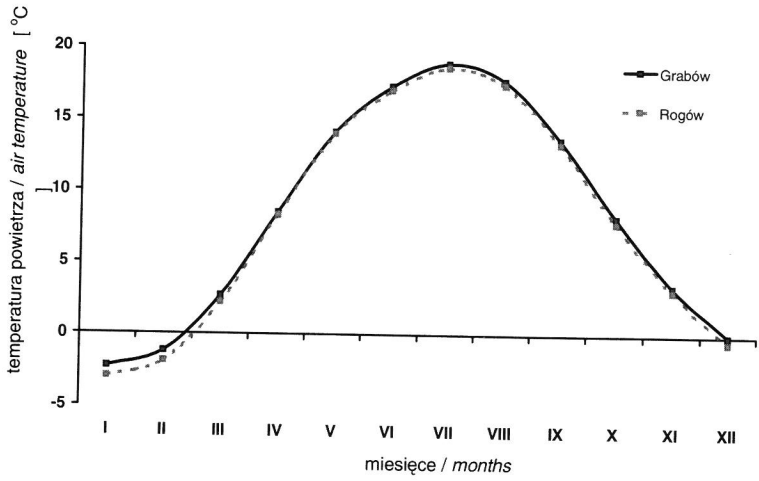
Tabela 1. Średnia temperatura powietrza w Grabowie z lat 1976-2005 i ostatnich 10 lat (1997-2006) oraz wyznaczona w Modelu Agroklimatu Polski dla Grabowa i Rogowa jako norma na lata 2001-2010
Table 1. Average air temperature in Grabów in the period 1976-5005, last 10 years (1997-2006) and obtained from Model of Poland's Agroclimate for Grabów and Rogów as a norm for the period 2001-2010

Stacja Station	Miesiąc – Month												Rok Year
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Grabów (1976-2005)	–2,6	–1,9	2,0	7,9	13,7	16,4	18,2	17,7	12,9	8,2	2,7	–1,1	7,9
Grabów (1997-2006)	–2,6	–0,8	2,1	8,6	14,1	17,0	19,6	18,2	13,4	8,4	3,0	–1,0	8,4
Grabów(MAP) (2001-2010)	–2,3	–1,2	2,7	8,5	14,1	17,3	18,9	17,7	13,6	8,2	3,4	0,0	8,5
Rogów (MAP) (2001-2010)	–3,0	–1,9	2,2	8,3	14,0	17,0	18,6	17,4	13,3	7,8	3,1	–0,5	8,1
Grabów (2006)	–8,7	–4,1	–1,5	9,0	13,6	17,4	22,4	17,9	15,5	10,0	5,4	3,1	8,4
Rogów (2006)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	10,3	5,0	2,5	–

Średnia roczna temperatura powietrza w Grabowie określona w MAP na lata 2001-2010 wynosi 8,5°C i jest o 0,4°C wyższa niż w Rogowie wynosi 8,1°C. Największe różnice w średniej miesięcznej temperaturze pomiędzy tymi miejscowościa-

mi występują w miesiącach zimowych. Średnia temperatura powietrza w Grabowie w styczniu i w lutym jest wyższa niż w Rogowie o 0,7°C, a w marcu o 0,5°C. Najmniejsza różnica w średniej miesięcznej występuje w maju i wynosi tylko 0,1°C. W pozostałych miesiącach wartości temperatury są w Grabowie o około 0,3°C wyższe od niż w Rogowie.

Mała różnica w warunkach termicznych w okresie wiosny i jesieni pomiędzy Grabowem a Rogowem (rys. 1), decyduje o nieznacznych różnicach pomiędzy tymi miejscowościami w średnich datach początku i końca okresu wegetacyjnego. W Grabowie średnia data początku okresu wegetacyjnego wyznaczana przez przejście temperatury przez próg 5°C przypada na 30 marca, a w Rogowie o jeden dzień później – 1 kwietnia. Koniec okresu wegetacyjnego (Tśr dobowa < 5°C) w Grabowie przypada na 4 listopada a w Rogowie o dwa dni wcześniej – 2 listopada.

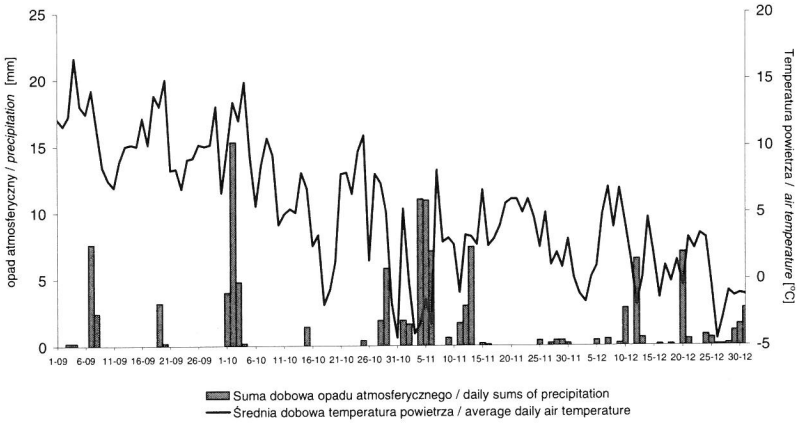


Rys. 1. Przebieg roczny średniej temperatury powietrza w Grabowie i Rogowie – norma na lata 2001 – 2010 wg Modelu Agroklimatu Polski
Fig. 1. Mean monthly values of air temperature in Grabów and Rogów – normals for the period 2001 – 2010 obtained from the Model of Agroclimat of Poland

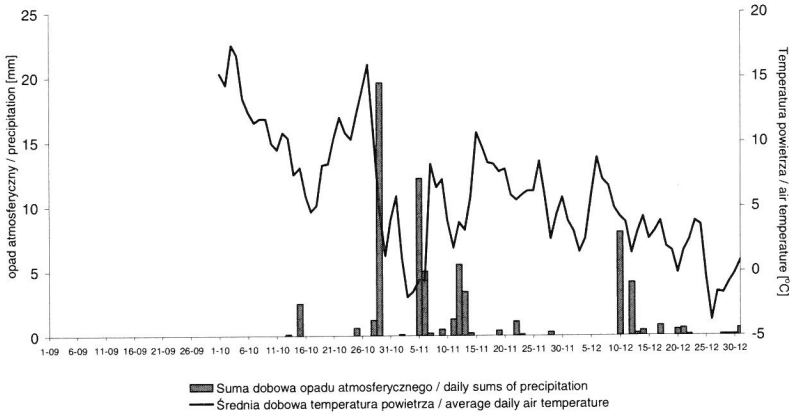
W okresie od października do grudnia 2006 średnia dobowa temperatura na obu stacjach meteorologicznych znacznie przekraczała wartości normalne. W październiku średnia miesięczna temperatura powietrza w Grabowie była wyższa od normy o 1,8°C, a w Rogowie o 2,5°C (tab. 1). Podobnie w listopadzie średnia temperatura na obydwu stacjach osiągnęła wartość wyższą od normy o około 2°C, a w grudniu o około 3°C (tab. 3). Tylko w kilku dniach na początku listopada i pod koniec grudnia 2006 średnia dobowa temperatura spadła poniżej 0°C (rys. 2 i 3).

Średnia roczna suma opadów atmosferycznych w Grabowie wynosi 611 mm,

a w Rogowie 585 mm. Sumy miesięczne opadu atmosferycznego są nieznacznie wyższe w Grabowie niż w Rogowie (tab. 2).



Rys. 2. Średnia dobowa temperatura powietrza i dobowa suma opadu atmosferycznego w Grabowie w okresie od września do grudnia 2006
Fig. 2. Average daily air temperature and daily sums of precipitation in Grabów in the period from September to December, 2006



Rys. 3. Średnia dobowa temperatura powietrza i dobowa suma opadu atmosferycznego w Rogowie w okresie od 1 października 2006 do 31 grudnia 2006
Fig. 3. Average daily air temperature and daily sums of precipitation in Grabów in the period from September to December, 2006

W miesiącach od października do grudnia 2006 suma opadu atmosferycznego w Grabowe wyniosła 107 mm co stanowi 88% normy wieloletniej. W Rogowie w tym okresie suma opadu była znacznie niższa i wynosiła 70 mm, co stanowi 61% normy wieloletniej. Najwyższą sumę opadu w analizowanym okresie w Grabowie zanotowano w listopadzie (47 mm), co stanowi 115% normy wieloletniej. W Rogowie zanotowano w tym miesiącu 30 mm opadu atmosferycznego, co stanowi 79% normy. W analizowanych miesiącach najniższa sumę opadu zanotowano w grudniu, w Grabowie zanotowano 26 mm, co stanowi 67% normy, a w Rogowie 16 mm, co stanowi 47% normy (tab. 2).

Tabela 2. Średnia suma opadu atmosferycznego (mm) dla miesięcy i roku z lat 1976-2005 w Grabowie, wartości średnie wyznaczone w Modelu Agroklimatu Polski oraz w 2006 roku w Grabowie i Rogowie
Table 2. Average month and year precipitation sums (mm) in Grabów in the period 1976-2005, norms obtained from Model of Poland's Agroclimate, and in the year 2006 in Grabów and Rogów

Stacja Station	Miesiąc – Month												Rok Year
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Grabów (1976-2005)	30	26	37	47	60	79	87	78	63	43	40	38	628
Grabów(MAP)	34	31	32	42	57	75	90	77	49	42	41	39	611
Rogów (MAP)	29	27	30	41	60	75	88	73	48	42	38	34	585
Grabów (2006)	26	24	52	30	53	38	10	220	14	34	47	26	574
Grabów (2006) % normy	76	77	163	71	93	51	11	286	29	81	115	67	94
Rogów (2006)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	24	30	16	–
Rogów (2006) % normy	–	–	–	–	–	–	–	–	–	57	79	47	–

Na początku października zanotowano w Grabowie 4 dni z opadem, podczas gdy w Rogowie pierwszy dzień z opadem zanotowano w tym miesiącu dopiero 15 października (2,5 mm), co znacznie zróżnicowało zasoby wodne w glebie (rys. 2 i 3). Najwyższy opad dobowy w okresie od października do grudnia zanotowano w Grabowie w dniu 2 października (15,3 mm), a w Rogowie w dniu 29 października (19,6 mm).

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

1. Pod względem warunków klimatycznych gospodarstwo w Grabowie odznacza się wyższą niż w Rogowie średnią temperaturą roku i wyższymi sumami opadu atmosferycznego. Różnice występują szczególnie w warunkach termicznych i opadowych miesięcy zimowych. Czynnikiem decydującym o tych różnicach jest położenie gospodarstwa w Rogowie na południowy wschód w stosunku do Grabowa, przez co miejscowość ta jest pod większym wpływem cech klimatu kontynentalnego.
2. Średnia temperatura powietrza w okresie od października do grudnia 2006 była w obu miejscowościach znacznie wyższa niż norma klimatyczna ustalona w MAP na lata 2001-2010. W obu miejscowościach suma opadu atmosferycznego była niższa od normy. W Grabowie suma opadu atmosferycznego od października do grudnia wyniosła 88% normy wieloletniej, natomiast w Rogowie osiągnęła 61% normy wieloletniej.

PIŚMIENNICTWO

Górski T., Zaliwski A., 2002. Model Agroklimatu Polski. Pam. Puł., 130 (1), 251-260.

Kozyra J., Pudełko R., Mizak K., 2005. Wykorzystanie Modelu Agroklimatu Polski do analiz agrotopoklimatycznych na przykładzie gminy Korczyna. Acta Agrophysica, 6 (1), 133-144.

Zawora T. Ziernicka A., 2003. Precipitation variability in the time in Poland in the light of multiannual mean values (1891-2000). Studia Goegr. U. Wr., 75, 123-128.

10. OCENA WPŁYWU RÓŻNYCH SYSTEMÓW PRODUKCJI ROŚLINNEJ NA POZIOM EMISJI PODTLENKU AZOTU I BILANS GLEBOWEJ SUBSTANCJI ORGANICZNEJ

Jarosław Stalenga[1], Andrzej Kawalec[2]

[1]Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: stalenga@iung.pulawy.pl
[2]Stacja Doświadczalna IUNG-PIB Puławy-Osiny

Rolnictwo podobnie jak inne rodzaje działalności gospodarczej człowieka jest istotnym źródłem emisji gazów cieplarnianych do atmosfery. Wielkość tej emisji z roku na rok wzrasta, co jest konsekwencją zwiększania się globalnej produkcji roślinnej i zwierzęcej. W skali gospodarstwa poziom tej emisji zależy istotnie od typu i intensywności gospodarowania (Nalborczyk i in. 1996). Rolnictwo jednocześnie charakteryzuje się ogromnym potencjałem do absorpcji dużych ilości CO_2 w biomasie roślinnej oraz jego retencji w związkach próchnicznych gleby. Dzięki temu może być ono istotnym czynnikiem ograniczającym efekt cieplarniany (Hepperly 2004).

Do przeprowadzenia badań wykorzystano doświadczenie polowe założone w 1994 r. w Stacji Doświadczalnej IUNG w Osinach (woj. lubelskie), którego celem jest porównywanie różnych systemów produkcji roślinnej (ekologicznego, integrowanego i konwencjonalnego). Przeprowadzona analiza obejmowała lata 1996-2005.

W oszacowaniu wielkości emisji podtlenku azotu uwzględniono jego wydzielanie z gleby związane ze stosowaniem syntetycznych nawozów azotowych, nawozów organicznych oraz z biologicznym wiązaniem azotu przez rośliny motylkowate. Przy obliczaniu ilości N_2O wydzielanego obornika/kompostu przyjęto, że straty tego gazu wynoszą 1,15% w stosunku do ilości N w nawozie. Ponadto przyjęto, iż około 1% N związanego w roślinach motylkowych ulega denitryfikacji do N_2O (Emisja gazów cieplarnianych w Polsce 1994). Dla syntetycznych nawozów azotowych straty podtlenku azotu przyjęto na poziomie 1,25% w stosunku do ilości N w nawozie (Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 1996). Szacunek wielkości emisji podtlenku azotu przedstawiono w jednostkach ekwiwalentu CO_2, wykorzystując do przeliczeń odpowiednie wartości globalnych potencjałów ocieplenia (GWP) (Olendrzyński i in. 2003).

Do oceny wpływu gospodarowania na zawartość glebowej substancji organicznej i pośrednio na jej zdolność do absorpcji CO_2 wykorzystano specjalne współczynniki reprodukcji i degradacji glebowej substancji organicznej (Kundler i in. 1981). Wyniki te odniesiono do faktycznie oznaczonej zawartości próchnicy w glebie.

Przeprowadzona analiza pokazała, iż emisja podtlenku azotu w systemie ekologicznym była średnio ok. dwukrotnie niższa niż w dwóch pozostałych systemach (tab. 1). Wynikało to głównie z faktu, iż w systemie tym nie stosowano syntetycznych nawozów azotowych, które w największym stopniu decydują o emisji tego gazu cieplarnianego.

Tabela 1. Emisja podtlenku azotu czysta oraz emisja wyrażona w przeliczeniu na CO_2 w kg·ha^{-1} UR w różnych systemach produkcji roślinnej (1996-2005)*
Table 1. Emission of pure N_2O and in CO_2 equivalent (in kg ha^{-1}) in different crop production systems (1996-2005)*

Źródło emisji podtlenku azotu Source of emission	Emisja N_2O czysta Emission expressed in N_2O			Emisja wyrażona w CO_2 Emission expressed in CO_2		
	EKO	KON	INT	EKO	KON	INT
Nawozy azotowe Nitrogen synthetic fertilisers	–	1,78	0,89	–	552	276
Nawozy organiczne Manure/compost management	0,32	–	0,40	99	–	124
Rośliny motylkowate N-fixing crops	0,20	–	0,14	62	–	43
Razem In total	0,52	1,78	1,43	161	552	443

*EKO – ekologiczny – organic; KON - konwencjonalny – conventional; INT – integrowany integrated.

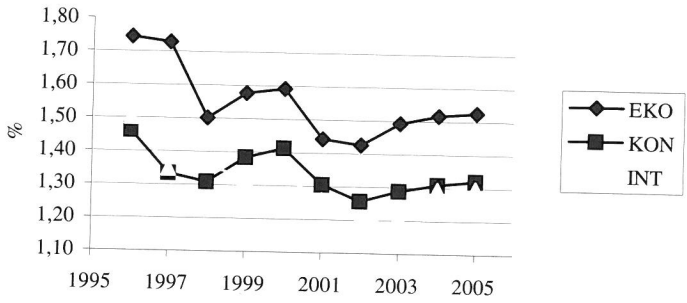
Tabela 2. Bilans glebowej substancji organicznej (t·ha^{-1}) w różnych systemach produkcji roślinnej (1996-2005)
Table 2. Soil organic matter balance (t ha^{-1}) in different crop production systems (1996-2005)

Wyszczególnienie Specification	Oddziaływanie roślin uprawnych Influence of crop rotation	Oddziaływanie nawozów organicznych Influence of organic fertilisers	Oddziaływanie przyorywanej słomy Influence of ploughed straw	Bilans Balance
System ekologiczny Organic system	1,46	0,44	–	1,90
System konwencjonalny Conventional system	–1,59	–	0,73	–0,86
System integrowany Integrated system	–2,11	0,55	0,32	–1,24

Bilans glebowej substancji organicznej w systemie ekologicznym po uwzględnieniu oddziaływania roślin uprawnych oraz nawozów organicznych był dodatni i wynosił 1,9 t·ha^{-1}·rok^{-1} (tab. 2). Wskazuje to na wysoki potencjał tego systemu do reprodukcji substancji organicznej. Znaczący, bo aż 33%-owy udział roślin pastewnych w strukturze zasiewów zadecydował o tak korzystnym wyniku.

Pozostałe dwa systemy charakteryzowały się ujemnym bilansem glebowej substancji organicznej, co było konsekwencją dużego udziału zbóż oraz innych roślin o ujemnym wpływie na bilans glebowej substancji organicznej.

Dynamika zmian zawartości próchnicy glebowej w czasie 10 lat badań była zbliżona we wszystkich porównywanych systemach (rys. 1). W każdym z systemów zawartość próchnicy w tym okresie spadła o 10-13%. Jej końcowa wartość uzależniona była od zawartości oznaczonej na początku okresu badań.



Rys. 1. Zmiany zawartości próchnicy w glebie w różnych systemach produkcji roślinnej (1996-2005)
Fig. 1. Changes of humus content in different crop production systems (1996-2005)

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

1. System ekologiczny charakteryzował się zdecydowanie mniejszą emisją podtlenku azotu niż systemy integrowany i konwencjonalny.
2. Metoda bilansowa pokazała, że rolnictwo ekologiczne posiada duże możliwości do absorpcji CO_2 w glebowej substancji organicznej. Jednakże pomiary zawartości próchnicy glebowej pokazały, iż system produkcji roślinnej nie różnicował jej zawartości.

PIŚMIENNICTWO

Emisja gazów cieplarnianych w Polsce: Raport MOŚZNiL, 1994.

Hepperly P., 2004. Organic Farming Sequesters Atmospheric Carbon and Nutrients in Soils: Executive Summary. The Rodale Institute®. http://strauscom.com/rodale-whitepaper.

Kundler P., Eich D. & Liste J., 1981. Mehr tun als nur ersetzen: Verstärkte Zufuhr organischer Substanz zum Boden – Wesentliche Voraussetzungen für einen hohen Leistungsanstieg in der Pflanzenproduktion. Neue Deutsche Bauernzeitung, 22 (36), 8-9.

Nalborczyk E., Łoboda T., Pietkiewicz S., Siudek T., Machnacki M., Sieczko L., 1996. Emisja gazów cieplarnianych w polskim rolnictwie i możliwości jej redukcji. Część II. Bilans gazów cieplarnianych w różnych typach gospodarstw specjalizujących się w produkcji roślinnej. Ekspertyza, Warszawa.

Olendrzyński K., Radwański E., Kargulewicz I., Skośkiewicz J., Dębski B., Galiński W., Kozakiewicz J., Mąkosa J., 2003. Inwentaryzacja emisji gazów cieplarnianych i ich prekursorów za rok 2001. Instytut Ochrony Środowiska.Revised IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.: Reference Manual, 1996.

11. OSZACOWANIE EMISJI PODTLENKU AZOTU I METANU Z ROLNICTWA W PRZEKROJU WOJEWÓDZTW ZA 2005

Andrzej S. Zaliwski, Leszek Purchała

Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: Andrzej.Zaliwski@iung.pulawy.pl

Ze względu na ogólnoświatowy zasięg zmian klimatycznych kwestie emisji gazów cieplarnianych są przedmiotem prac międzynarodowych organizacji i instytucji. Jednym z ważnych porozumień międzynarodowych jest Konwencja Klimatyczna przyjęta podczas Konferencji NZ „Szczyt Ziemi" w Rio de Janeiro w 1992 r. Protokół z Kioto, uzgodniony w grudniu 1997 roku przez przedstawicieli 160 państw i realizowany od lutego 2005 roku (Praca zbiorowa, 1998b) uznaje za podstawowe gazy cieplarniane dwutlenek węgla, metan i podtlenek azotu, a także tzw. gazy przemysłowe. Do zobowiązań Polski należą m.in. prowadzenie badań i monitoringu w zakresie zmian klimatu oraz przekazywanie do Sekretariatu Konwencji w Bonn corocznej inwentaryzacji emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych zgodnej z aktualną metodyką IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change – Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu).

Obliczenia emisji metanu i podtlenku azotu przeprowadzono dla 16 województw Polski w oparciu o dane GUS za rok 2005 (Praca zbiorowa, 2006a). Dane dotyczyły stanu zwierząt gospodarskich, zużycia sztucznych nawozów azotowych i zbiorów głównych płodów rolnych: zbóż, ziemniaków i buraków cukrowych. Wymienione uprawy stanowią ok. 90% powierzchni zasiewów w Polsce.

Wykorzystana metodyka obliczeń jest zgodna z wytycznymi IPCC - Międzynarodowego Panelu ds. Zmian Klimatu (Gibbs i in. 2002; Jun i in. 2002, Nevison 2002, Oenema i in. 2002, Praca zbiorowa, 1996; Smith K. i in. 2002, Zeman G. i in. 2002). Obliczenia uwzględniają zmiany metodyki IPCC wprowadzone w 2006 roku (Praca zbiorowa 2006b, Praca zbiorowa 2006c). Zmiany te dotyczą: współczynników fermentacji dla krów mlecznych i pozostałego bydła, współczynnika bezpośredniej emisji N_2O z gleb mineralnych EF1, współczynnika bezpośredniej emisji N_2O z gleb organicznych EF2, wprowadzenia nowego źródła N_2O na pastwiskach i wybiegach (odchodów w postaci mocznika), usunięcia jednego ze źródeł N_2O z gleb – roślin wiążących azot atmosferyczny.

Do obliczeń emisji metanu i podtlenku azotu wykorzystano arkusz kalkulacyjny MS Excel „Greenhouse Gas Inventory Workbook" (Praca zbiorowa, 1998a), który można pobrać z portalu internetowego IPCC. Arkusz jest opracowany zgodnie z założeniami metodyki IPCC obowiązującej w 1996 roku, wymagał więc odpowiedniej aktualizacji.

Szacunki emisji podano w gigagramach (Gg) oraz w przeliczeniu na powierzchnię użytków rolnych (Gg·(mln ha UR)$^{-1}$). Ta nieco „nietypowa" jednostka wydaje się mieć zaletę większej poglądowości, pozwalając uzyskać wartości jednostkowe (Gg·(mln ha UR)$^{-1}$) zbliżone do wartości absolutnych (Gg). Ponadto wyniki rozbito na kategorie wynikające z metodyki IPCC oraz na emisję pochodzącą z produkcji zwierzęcej i roślinnej (tab. 1).

Wyniki obliczeń emisji całkowitej w roku 2005 dla Polski zostały przedstawione w tabeli 1. Główna część emisji metanu pochodziła z fermentacji jelitowej (ok. 80%). Wg badań IOŚ emisja metanu z fermentacji jelitowej wynosiła w 2003 roku ok. 90% (Olendrzyński i in. 2005). Wartości te zależą przede wszystkim od pogłowia bydła i trzody chlewnej.

Wyniki obliczeń emisji metanu i podtlenku azotu w rozbiciu na województwa i w podziale na kategorie wg metodyki IPCC przedstawiono na rysunkach 1-7.

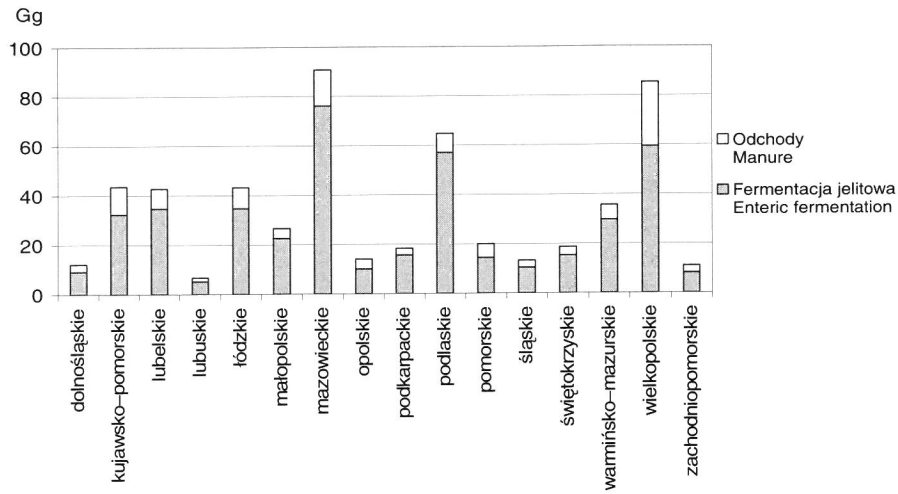
Rysunki 1-3 przedstawiają wyniki szacunku emisji metanu w różnych układach. Na rysunku 1 przedstawiono emisję całkowitą metanu (Gg) w podziale na źródła: fermentację jelitową i odchody. Główna część emisji metanu w 2005 roku pochodziła z fermentacji jelitowej (średnio ok. 79%). W układzie województw widoczne są różnice, np. w województwie wielkopolskim wartość ta jest niższa niż np. w województwie mazowieckim. Różnice te są spowodowane wyższym stanem pogłowia trzody chlewnej w stosunku do bydła w województwie wielkopolskim w porównaniu z województwem mazowieckim (trzoda chlewna produkuje metan przede wszystkim przez odchody – porównaj rysunek 2). Na rysunku 2 zamieszczono dane dotyczące całkowitej emisji metanu (Gg) w podziale na gatunki zwierząt. Jak wynika z tych danych, głównymi „sprawcami" emisji jest bydło (fermentacja jelitowa), a na drugim miejscu trzoda chlewna (odchody). Rysunek 3 przedstawia emisję jednostkową metanu (Gg·(mln ha UR)$^{-1}$) w podziale na źródła: fermentację jelitową i odchody. Rozkład emisji w województwach jest tutaj nieco inny niż na rysunku 1 ze względu na wpływ powierzchni użytków rolnych, która jest raczej słabo skorelowana z produkcją zwierzęcą. Największa różnica w emisji metanu (rys. 3) występuje pomiędzy województwami zachodniopomorskim (9,9 Gg·(mln ha UR)$^{-1}$) i podlaskim (53,9 Gg·(mln ha UR)$^{-1}$).

Rysunki 4-7 przedstawiają wyniki szacunku emisji podtlenku azotu w różnych układach. Z analizy danych zamieszczonych na rysunkach 4 i 5 wynika, że rozkład emisji całkowitej podtlenku azotu w województwach różni się znacznie od rozkładu emisji jednostkowej. Przykładowo, w woj. mazowieckim całkowita emisja wyniosła 7,3 Gg, a w opolskim ok. 2,6 Gg (stosunkowo duża różnica na korzyść woj. mazowieckiego), natomiast emisja jednostkowa odpowiednio 3,1 i 4,4 Gg·(mln ha UR)$^{-1}$ (różnica na korzyść woj. opolskiego). O ile na różnice w emisji całkowitej ma wpływ stosunek powierzchni użytków rolnych obu województw (wynoszący 4,06 na korzyść woj. mazowieckiego), to w przypadku emisji jednostkowej można by oczekiwać, że

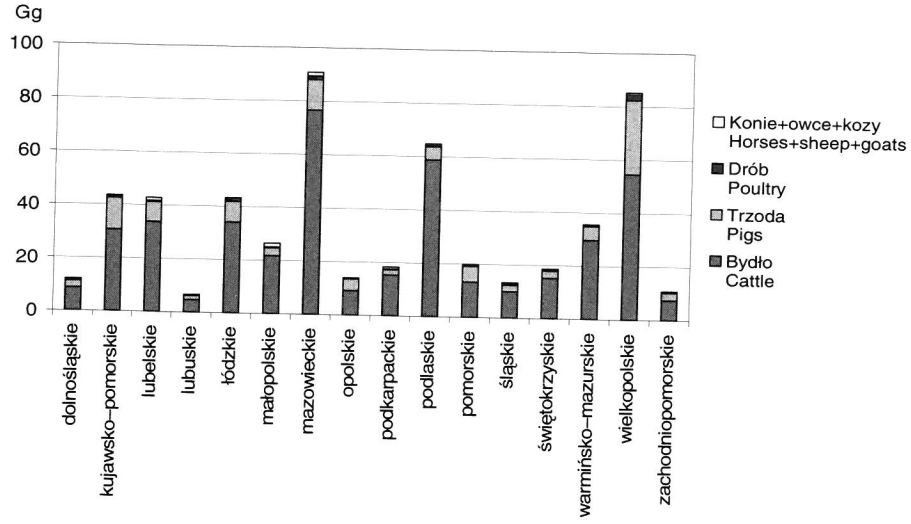
liczby będą zbliżone. Na podstawie analizy danych stwierdzono, że różnice te wynikają ze znacznie większego zużycia nawozów azotowych w woj. opolskim, które wynosiło w 2005 roku średnio 71 kg·ha^{-1}, gdzież to w woj. mazowieckim tylko 33 kg·ha^{-1}. Emisja jednostkowa podtlenku azotu pochodząca z odchodów wynosi odpowiednio 1,6 i 2,6 Gg·(mln ha UR)$^{-1}$ (różnica na korzyść woj. opolskiego).

Tabela 1. Emisja CH_4 i N_2O ze źródeł rolniczych w Polsce w roku 2005 obliczona na podstawie metodyki IPCC z 2006 roku
Table 1. CH_4 and N_2O emissions from agriculture in Poland in 2005 as calculated according to the 2006 IPCC methodology

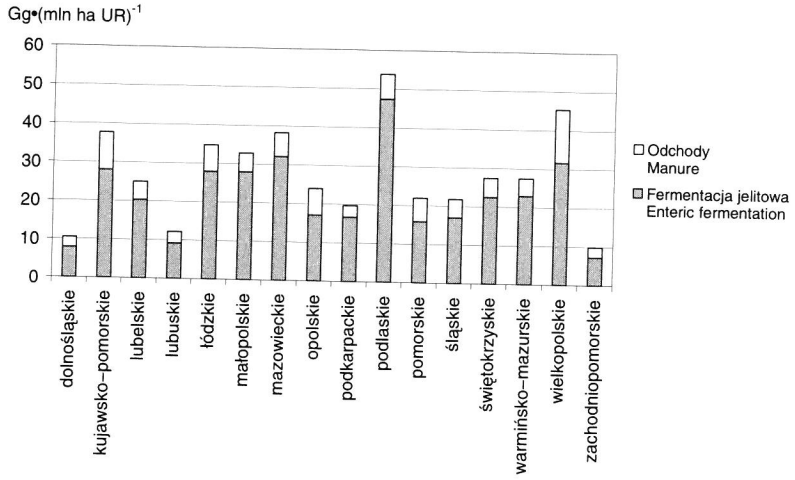
Źródło emisji CH_4 CH_4 emission source	2005	Źródło emisji N_2O N_2O emission source	2005
Fermentacja jelitowa Enteric fermentation	434,6	Gleby Soils	28,8
Odchody zwierzęce Animal manure	112,2	Odchody zwierzęce Animal manure	34,0
Spalanie resztek pożniwnych Crop residue burning	0,0	Spalanie resztek pożniwnych Crop residue burning	0,0
Razem źródła rolnicze Total from agriculture	546,8	Razem źródła rolnicze Total from agriculture	62,8



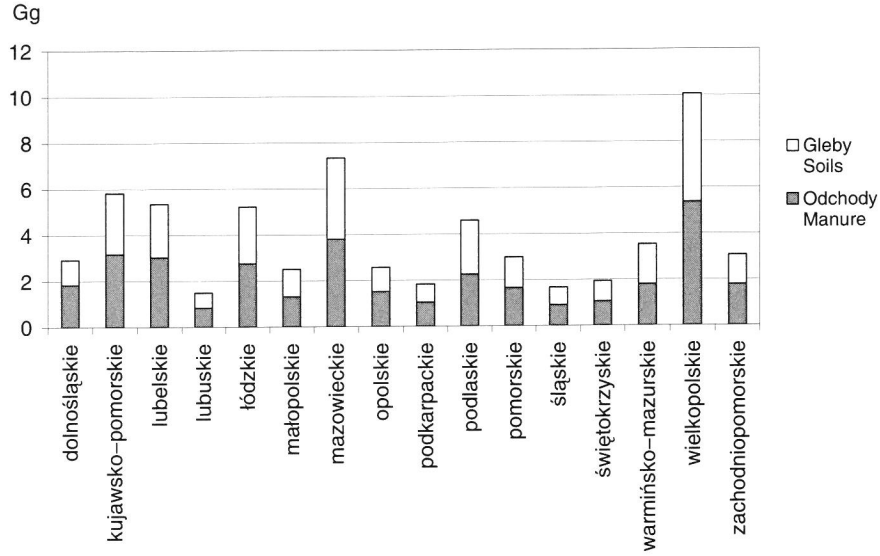
Rys. 1. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2005 w podziale na fermentację jelitową i odchody (Gg)
Fig. 1. Methane emission from agriculture in 2005 broken into enteric fermentation and manure (Gg)



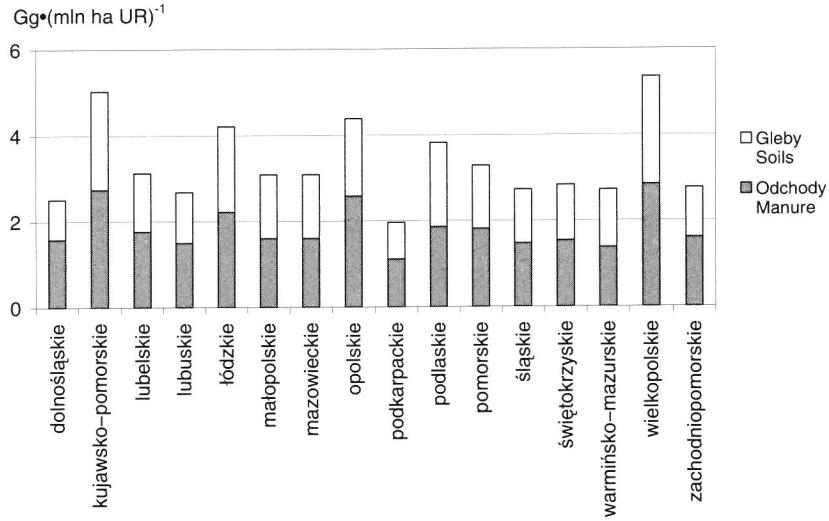
Rys. 2. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2005 roku w podziale na gatunki zwierząt (Gg)
Fig. 2. Methane emission from agriculture in 2005 broken into animal species (Gg)



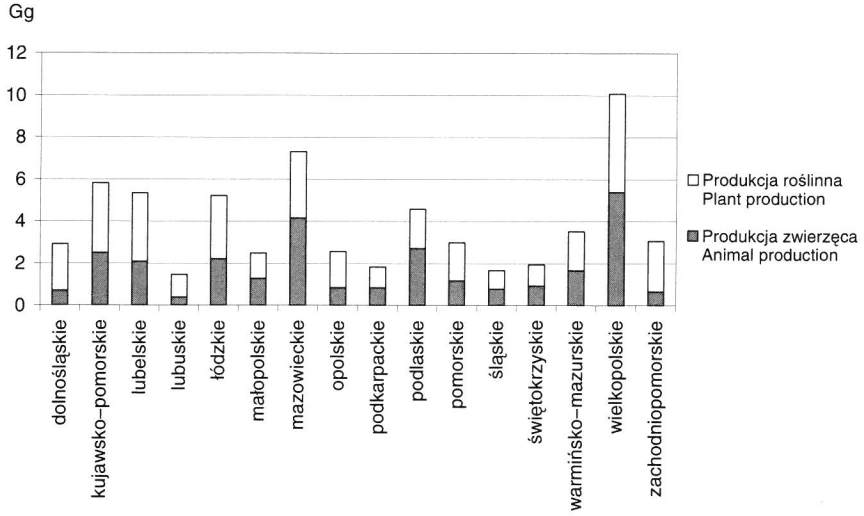
Rys. 3. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2005 roku w podziale na fermentację jelitową i odchody (Gg·(mln ha UR)$^{-1}$)
Fig. 3. Methane emission from agriculture in 2005 broken into enteric fermentation and manure (Gg (mln ha UR)$^{-1}$)



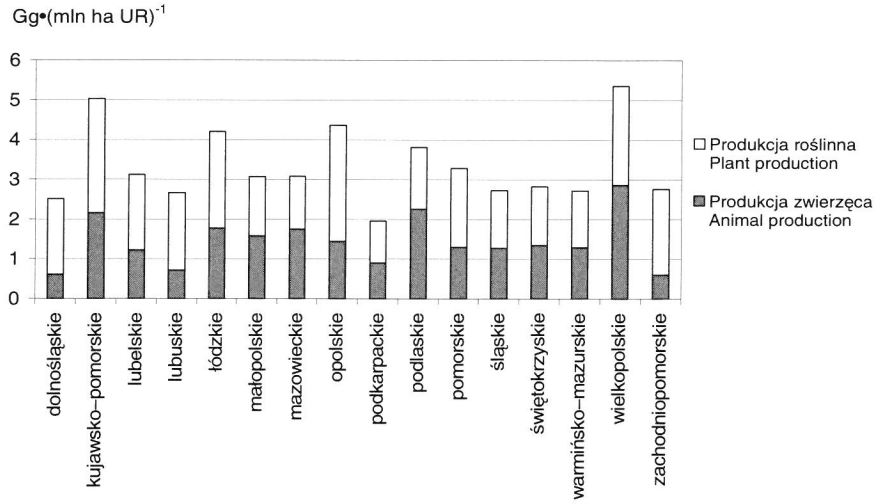
Rys. 4. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2005 roku w podziale na gleby i odchody (Gg)
Fig. 4. Nitrous oxide emission from agriculture in 2005 broken into soils and manure (Gg)



Rys. 5. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2005 roku w podziale na gleby i odchody (Gg·(mln ha UR)$^{-1}$)
Fig. 5. Nitrous oxide emission from agriculture in 2005 broken into soils and manure (Gg (mln ha UR)$^{-1}$)



Rys. 6. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2005 roku w podziale na produkcję zwierzęcą i roślinną (Gg)
Fig. 6. Nitrous oxide emission from agriculture in 2005 broken into animal and plant production (Gg)



Rys. 7. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2005 roku w podziale na produkcję zwierzęcą i roślinną (Gg·(mln ha UR)$^{-1}$)
Fig. 7. Nitrous oxide emission from agriculture in 2005 broken into animal and plant production (Gg (mln ha UR)$^{-1}$)

Na rysunkach 6-7 przedstawiono emisję podtlenku azotu w podziale na produkcję roślinną i zwierzęcą: łączną (rys. 6) i jednostkową (rys. 7). Z rysunków tych wynika, że w woj. opolskim produkcja roślinna ma większy udział w emisji podtlenku azotu niż w województwie mazowieckim, głównie ze względu na większe dawki nawozów azotowych (patrz przykład rozpatrywany przy analizie danych na rys 4 i 5). Największa różnica w emisji podtlenku azotu (wynikająca z różnego zużycia nawozów azotowych i różnej obsady zwierząt) występuje pomiędzy województwami podkarpackim (2,0 Gg·(mln ha UR)$^{-1}$) a wielkopolskim (5,4 Gg·(mln ha UR)$^{-1}$).

W pracy przedstawiono szacunek emisji metanu i podtlenku azotu przeprowadzony w układzie województw dla danych GUS za rok 2005. Do szacunku wykorzystano współczynniki emisji IPCC (poziom 1). Ponieważ zastosowana metodyka nie uwzględnia różnic wiekowych zwierząt, można sądzić, że emisja zarówno metanu jak i podtlenku azotu jest w rzeczywistości mniejsza. Opracowanie współczynników emisji w oparciu o szczegółowe dane krajowe pozwoliłoby na zwiększenie dokładności obliczeń. Przykładowo procentowy udział poszczególnych technologii chowu w produkcji azotu w zależności od gatunku zwierząt można uwzględnić osobno dla każdego województwa. Pozwoliłoby to na lepsze wyjaśnienie przyczyny różnic między województwami. Wymaga to jednak posiadania zestawów szczegółowych danych dla każdego analizowanego województwa.

Interesujące będzie także porównanie uzyskanych wyników z wynikami z bazy danych AirEmissionDB prowadzonej przez Instytut Ochrony Środowiska (w skali kraju). Obecnie nie jest to jednak możliwe, ponieważ baza danych kończy się na roku 2003.

PIŚMIENNICTWO

AirEmissionDB, 2006. Polish Air Emissions Database. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa. http://emissions.ios.edu.pl.

Gibbs M., Conneely D., Johnson D., Lasse K.R., Ulyatt M.J., 2002. CH_4 Emissions from Enteric Fermentation. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. The Institute for Global Environmental Strategies, Japan, http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpg-bgp.htm.

Jun P., Gibbs M., Gaffney K., 2002. CH_4 and N_2O Emissions from Livestock Manure. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.

Nevison C., 2002. Indirect N_2O Emissions from Agriculture. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.

Oenema O., Amon B., Gnapelet L., Groenestein K., Heinemeyer O., van Aardenne J., van Amstel A., 2002. N_2O Emissions from Animal Waste Management Systems. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories.

Olendrzyński K., Dębski B., Skośkiewicz J., Kargulewicz I., Kluz M., Radwański E., Galiński W., Kozakiewicz J., Mąkosa J., Fudała J., Hławiczka S., Cenowski M., 2005. Inwentaryzacja emisji do powietrza za rok 2003. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

Praca zbiorowa, 1996. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 3. Agriculture. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6c.htm.

Praca zbiorowa, 1998a. Greenhouse Gas Inventory Software for the Workbook + Instruction Manual. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/software.htm.

Praca zbiorowa, 1998b. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. UNITED NATIONS, http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf.

Praca zbiorowa, 2006a. Bank Danych Regionalnych: Dane dla jednostki podziału terytorialnego, wg województw. Główny Urząd Statystyczny. http://www.stat.gov.pl/bdr/bdrap.dane_cechter.nts.

Praca zbiorowa, 2006b. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm.

Praca zbiorowa, 2006c. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm.

12. SZACUNEK SEKWASTRACJI WĘGLA W UPRAWACH ROŚLIN ENERGETYCZNYCH (MISKANTA I WIERZBY KRZEWIASTEJ)

Antoni Faber, Robert Borek, Magdalena Borzęcka-Walker

Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki, Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG-PIB)
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: faber @iung.pulawy.pl

Rolnictwo nie tylko emituje znaczące ilości takich gazów cieplarnianych jak metan i podtlenek azotu, ale również przyczynia się do pochłaniania dwutlenku węgla i jego sekwestracji w glebie w postaci trwałej substancji organicznej (Faber 2001, Freibauer i in. 2004, Smith 2004). Szacuje się, że w skali globalnej potencjalna sekwestracja węgla w glebach użytkowanych rolniczo wynosi około 0,3 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$ na gruntach ornych oraz około 0,5-0,7 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$ na użytkach zielonych (IPCC 2000). Duże nadzieje na zwiększenie sekwestracji wiąże się z uprawą roślin na cele energetyczne, ze względu na dużą ich produkcyjność. Podawane w literaturze sekwestracje węgla w tych uprawach znacznie się jednak różnią. Bradley i King (2004) określają sekwestrację węgla w lasach i uprawach energetycznych wierzby na 0,15-0,22 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$, zaś w uprawie miskanta na 0,13-0,20 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$. Według Matthews i Grogana (2001) sekwestracja węgla w powierzchniowej warstwie gleby (0-23 cm) wynosi w lasach 0,31, w uprawie wierzby 0,41, zaś miskanta 0,93 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$. Freibauer i in. (2004) oraz Smith (2004) określają sekwestrację węgla w uprawach roślin energetycznych odpowiednio na 0,60 i 0,62 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$. Podana przez Smith (2004) sekwestracja jest większa niż uzyskiwana przy uprawie bezorkowej (0,38 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$), rolnictwie ekologicznym (0-0,54 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$), ale znacznie mniejsza niż przy przekształceniu gruntów ornych w użytki zielone (1,20-1,69 $t \cdot C \cdot ha^{-1} r^{-1}$). Z uprawą roślin energetycznych związana jest również emisja gazów cieplarnianych (spalanie paliwa, produkcja nawozów, środków ochrony roślin). Z przeprowadzonych analiz wynika jednak, że przy sekwestracji węgla w glebie rzędu 0,25 $t \cdot C \cdot ha^{-1} r^{-1}$ spalanie biomasy staje się neutralne pod względem emisji gazów cieplarnianych do atmosfery (Volk i in. 2004).

W pracy wykorzystano wyniki ścisłych doświadczeń polowych przeprowadzonych w 2005 r. w Stacji Doświadczalnej IUNG PIB Puławy-Osiny. W doświadczeniach zlokalizowanych na glebie ciężkiej (czarna ziemia o składzie granulometrycznym gliny ciężkiej, kompleks 8 – zbożowo-pastewny mocny, klasa III b) uprawiano siedem genotypów miskanta oraz cztery klony wierzby wiciowej. Doświadczenia założono w 2003 r.

Rośliny energetyczne mają duże wymagania wodne. Doświadczenia prowadzone były na glebie o opadowej gospodarce wodnej. Woda dostępna dla roślin pochodziła z retencji jesienno-zimowej oraz z opadów. Opady w okresie badań były mniejsze w stosunku do wielolecia (tab. 1).

Późną jesienią dokonano zbioru roślin i określono plon suchej masy na ha. W próbach materiału roślinnego określono zawartość węgla zmodyfikowaną metodą Altena. Na podstawie plonów doświadczalnych nadziemnej masy oszacowano plon całkowity biomasy oraz plon biomasy podziemnej przyjmując, że korzenie miskanta stanowią 35%, zaś korzenie wierzby 25% wytworzonej suchej masy (Matthews i Grogan 2001).

Tabela 1. Miesięczne sumy opadów (mm)
Table 1. Sums of rainfalls (mm)

Rok Year	Miesiąc – Month							Suma – Sums
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	IV-X
2005	16	67	32	106	56	24	4	305
1951-2006	41	54	75	82	68	54	42	416

Dopływ suchej masy liści do gleby w uprawie miskanta przyjęto na poziomie 30% (Matthews i Grogan 2001). W przypadku wierzby masę opadających liści oszacowano z równania podanego przez Matthews i Grogan (2001):

$$W_{C\,in} = (L\ f_c)/SLA\ 10^5 + W_{AG}\ f_W$$

gdzie: $W_{C\,In}$ – roczny dopływ węgla do gleby (kg C·ha^{-1}·rok^{-1}),
L – LAI (indeks powierzchni liści) (m^2 liści·m^{-2} gruntu),
f_c – frakcja węgla w biomasie = 0,4 g C·g s.m.$^{-1}$,
SLA – specyficzna powierzchnia liści = 250 cm^2·g^{-1},
W_{AG} – nadziemna masa rośliny w postaci węgla = (0,75 dW/dt) (kg C·ha^{-1}·r^{-1}),
f_W – frakcja nadziemnego dopływu węgla do gleby = 0,0004.

Pomiary LAI w uprawach wierzby wykonano przyrządem LAI 2000 Analyzer czterokrotnie w okresie od czerwca do sierpnia w pięciu powtórzeniach.

W przypadku miskanta i wierzby ilość węgla pochodzącą z obumierającej masy podziemnie oszacowano ze wzoru (Matthews i Grogan 2001):

$$W_{R\,i} = dW/dt\ f_R\ f_{FRTO} + W_{BG}\ f_W$$

gdzie: f_R – frakcja dopływu węgla z korzeni do gleby = 0,25,
f_{FRTO} – frakcja dopływu węgla z drobnych korzeni do gleby = 0,85,
W_{BG} – podziemna masa rośliny w postaci węgla = (f_R dW/dt) (kg C·ha^{-1}·rok^{-1})

Całkowity dopływ substancji organicznej do gleby to suma masy liści i obumarłej masy podziemnej ($W_{C\,in} + W_{R\,i}$).

Przyjęto za modelem Matthews i Grogan (2001), że 18% substancji organicznej trafiającej do gleby przekształcane jest w trwałą substancję próchniczną. Od obliczonej w ten sposób ilości węgla w substancji próchnicznej odjęto ilość węgla emitowaną podczas uprawy badanych roślin (RcoEP 2003).

Plony świeżej masy genotypów miskanta były istotnie zróżnicowane i wahały się w granicach 26,9-44,3 t·ha^{-1} (tab. 2). Wilgotność zbieranej suchej masy pod koniec listopada mieściła się w przedziale 30,0-53,0%. Plony suchej masy wahały się w granicach 16,1-21,7 t·ha^{-1}. Były one zbliżone do plonów prognozowanych dla upraw miskanta (17,7-21,8 t·ha^{-1}) zlokalizowanych na bardzo dobrych glebach w warunkach Europy Wschodniej (Fischer i in. 2005). Można więc z dużą dozą prawdopodobieństwa przyjąć, że plony doświadczalne miskanta nie były w 2005 r. ograniczone niedoborem wody.

Tabela 2. Plony miskanta, wilgotność biomasy oraz zawartość w niej węgla
Table 2. Yields of miscanthus, biomass moisture and biomass carbon content

Genotyp Genotype	Plon – Yield (t·ha^{-1})		Wilgotność Moisture (%)	Zawartość węgla Carbon content (%)	
	Świeżej masy Fresh matter	Suchej masy Dry matter		Liście Leaves	Pędy Shoots
M. giganteus	44,3 a	21,7 a	51,1	46,3	47,9
M7	39,1 ab	20,7 ab	47,1	44,5	46,4
M40	26,9 c	18,8 ab	30,0	44,1	45,5
M105	34,1 abc	16,1 b	53,0	44,8	46,1
M114	33,5 bc	20,0 ab	40,2	46,8	46,4
M115	38,1 ab	18,6 ab	51,2	46,3	46,6
M117	37,5 abc	19,2 ab	48,6	44,6	47,1

Plony oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie – Yields with the same letter are not significantly different.

Zawartość węgla w liściach miskanta wahała się w granicach 44,1-46,8%, zaś w pędach był tylko nieco większa (45,5-47,9%). Zróżnicowanie zawartości pomiędzy genotypami było niewielkie.

Plony świeżej masy klonów wierzby nie różniły się istotnie i wahały się w granicach 23,2-25,5 t·ha^{-1} (tab. 3). Wilgotność zbieranej suchej masy pod koniec listopada mieściła się w przedziale 45,3-50,8%. Plony suchej masy poszczególnych klonów również nie różniły się istotnie i wahały się w granicach 12,4-13,7 t·ha^{-1}. Były one mniejsze od plonów prognozowanych dla upraw wierzby (13,8-18,1 t·ha^{-1}) zlo-

kalizowanych na bardzo dobrych glebach w warunkach Europy Wschodniej (Fischer i in. 2005). Przypuszczać więc można, że plony doświadczalne drewna wierzby były w 2005 r. ograniczone niedoborem wody.

Tabela 3. Plony wierzby, wilgotność biomasy oraz zawartość w niej węgla
Table 3. Yields of coppice willow, biomass moisture and carbon content in shoots

Klon Clone	Plon – Yield ($t \cdot ha^{-1}$)		Wilgotność Moisture (%)	Zawartość w pędach węgla Carbon content in shoots (%)
	Świeżej masy Fresh matter	Suchej masy Dry matter		
1023	23,8 a	12,6 a	46,9	48,5
1047	23,2 a	12,7 a	45,3	48,6
1052	25,5 a	13,7 a	46,3	48,4
1054	25,1 a	12,4 a	50,8	48,4

Plony oznaczone tymi samymi literami nie różnią się istotnie – Yields with the same letter are not significantly different.

Tabela 4. Szacunkowy dopływ biomasy do gleby, sekwestracja węgla w glebie brutto, emisja gazów cieplarnianych związana z uprawą miskanta oraz sekwestracja próchnicy w glebie netto
Table 4. Estimated input of biomass into soil, gross soil carbon sequestration, greenhouse gases emissions resulting from miscanthus cultivation, net soil humus sequestration

Genotyp Genotype	Całkowity dopływ węgla z biomasy do gleby Total input of biomass into soil ($t\ C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)	Sekwestracja węgla w glebie brutto Gross soil carbon sequestration ($t\ C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)	Emisja gazów cieplarnianych Greenhouse gases emissions ($t\ C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)	Sekwestracja węgla w glebie netto Net soil carbon sequestration ($t\ C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)
M. giganteus	6,58	1,18	0,24	0,95
M7	6,27	1,13	0,23	0,90
M40	5,70	1,03	0,21	0,82
M105	4,88	0,88	0,18	0,70
M115	6,06	1,09	0,22	0,87
M114	5,64	1,01	0,20	0,81
M117	5,85	1,05	0,21	0,84

Zawartość węgla w pędach wierzby wahała się w wąskim przedziale 48,4-48,6%. Zawartość tego pierwiastka w liściach wynosi według literatury 40% (Matthews i Grogana 2001).

Dopływ węgla do gleby w uprawie różnych genotypów miskanta wahał się w zakresie 4,88-6,58 ($t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$) (tab. 4). Przyjęto za literaturą, że 18% tego węgla zostanie przetworzone na trwałą substancję próchniczną (Matthews i Grogan 2001). Od ilości tej odjęto emisję gazów cieplarnianych związaną z uprawą miskanta (RcoEP 2003). Oszacowano w ten sposób sekwestrację węgla netto w glebie, która wahała się w granicach 0,70-0,95 ($t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$). Tak wysoki wynik uzasadnia fakt, że w okresie zimy do 30% masy miskanta opada i trafia do gleby.

W uprawie wierzby do gleby trafia znacznie mniej węgla niż w uprawie miskanta (tab. 5). W efekcie sekwestracja węgla w glebie netto była tylko nieznacznie większa od podawanej dla gruntów ornych. Jakkolwiek nawet przy takiej sekwestracji spalanie wierzby można uznać za neutralne pod względem emisji gazów cieplarnianych (Volk i in. 2004).

Tabela 5. Szacunkowy dopływ biomasy do gleby, sekwestracja węgla w glebie brutto, emisja gazów cieplarnianych związana z uprawą wierzby oraz sekwestracja próchnicy w glebie netto
Table 5. Estimated input of biomass into soil, gross soil carbon sequestration, greenhouse gases emissions resulting from coppice willow cultivation, net soil humus sequestration

Klon – Clone	Całkowity dopływ węgla z biomasy do gleby Total input of biomass into soil ($t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)	Sekwestracja węgla w glebie brutto Gross soil carbon sequestration ($t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)	Emisja gazów cieplarnianych Greenhouse gases emissions ($t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)	Sekwestracja węgla w glebie netto Net soil carbon sequestration ($t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)
1023	2,56	0,46	0,12	0,34
1047	2,45	0,44	0,12	0,32
1052	2,65	0,48	0,13	0,35
1054	2,49	0,45	0,12	0,33

1. W suchym 2005 r. plony suchej masy badanych genotypów miskanta nie były ograniczone niedoborem wody i wahały się w granicach 16,1-21,7 $t \cdot ha^{-1}$.
2. Plony suchej masy wierzby wahały się w zakresie 12,4-13,7 $t \cdot ha^{-1}$ i były ograniczone niedoborem wody.
3. Zawartości węgla w pędach miskanta wahały się w granicach 45,5-47,9%, natomiast w pędach wierzby w przedziale 48,4-48,6%.
4. Sekwestracja węgla netto w uprawie miskanta wahała się w granicach 0,70-0,95 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$, zaś w uprawie wierzby w zakresie 0,32-0,35 $t \cdot C \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$.
5. Stwierdzone sekwestracje zapewniają neutralność procesów spalania tych roślin pod względem emisji gazów cieplarnianych.

PIŚMIENNICTWO

Bradley R.I., King J.A., 2004. A review of farm management techniques that have implications for carbon sequestration – validating an indicator. OECD Expert Meeting On Farm Management Indicators and the Environment, 8-12 marca 2004, Palmerston North.
http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/farmind.nsf/22afaebba539ba74c1256a3b004d5175/b3b8d25f219f4ae3c1256bd5004874f1/$FILE/Bradley1.pdf

Faber A., 2001. Emisja gazów cieplarnianych oraz retencjonowanie węgla przez rolnictwo. Frag. Agron., 4(72).

Fischer G., Prieler S., van Velthuizen H., 2005. Biomass potentials of miscanthus, willow amd poplar: results and policy implications for Eastern Europe, Northern and Central Asia. Biomass and Bioenergy, 28, 119-132.

Freibauer A., Rounsevell M. D. A., Smith P., Verhagen J., 2004. Carbon sequestration in agricultural soils of Europe. Geoderma, 122, 1-23.

IPCC 2000. IPCC special report on Impacts, Adaptation and Vulnerability. http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg2/index.htm

Matthews R.B., Grogan P., 2001: Potential C-sequestration rates under short-rotation coppiced willow and Miscanthus biomass crops: a modeling study. Institute of Water and Environment Cranfield University. Aspects of Applied Biology 65, Biomass and energy crops II, pp. 303-312.
http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/iwe/documents/aab65.pdf

RcoEP – Royal Commission on Environmental Pollution, 2003. Biomass as a Renewable Energy. http://www.rcep.org.uk/biomass/Biomass Report.pdf

Smith P., 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. Europ. J. Agronomy, 20, 229-236.

Volk T.A., Verwijst T., Tharakan P.J., Abrahamson L. P., 2004. White E. H.: Growing fuel: a sustainability assessment of willow biomass crops. Front Ecol. Environ., 2, 8, 411-418, http://www.esf.edu/ willow/PDF/2004%20esa_sustainability.pdf

13. ZASTOSOWANIE PREPARATÓW NANOKATALITYCZNYCH DO REDUKCJI EMISJI AMONIAKU I GAZÓW CIEPLARNIANYCH W CHOWIE ZWIERZĄT GOSPODARSKICH

J. Lech Jugowar, Renata Myczko, Tomasz Kołodziejczyk

Instytut Budownictwa Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Oddział w Poznaniu
ul. Biskupińska 67, 60-463 Poznań
e-mail: ljugowar@man.poznan.pl

Chów zwierząt gospodarskich jest jednym z największych źródeł zanieczyszczenia powietrza amoniakiem, a także przyczyną emisji wielu innych gazów szkodliwych, w tym gazów cieplarnianych. Z uwagi na różnorodność źródeł emisji w obrębie gospodarstw rolnych założono, że obniżenie stężenia gazów szkodliwych w budynkach inwentarskich i miejscach składowania odchodów uzyska się poprzez stosowanie różnych metod redukcji zanieczyszczenia powietrza.
W niniejszym rozdziale przedstawiono wyniki badań, których celem było ograniczenie emisji do środowiska gazów szkodliwych poprzez stosowanie nanocząsteczek katalitycznych w formie preparatów płynnych i domieszek do tworzyw sztucznych, charakteryzujących się szczególnymi właściwościami fizycznymi i chemicznymi, wynikającymi z ich rozmiarów nie przekraczających 100 nm.

Z dostępnych na rynku materiałów, wybrane zostały preparaty płynne będące koloidalną zawiesiną nanocząsteczek srebra, dwutlenku tytanu i tlenku krzemu w wybranych rozpuszczalnikach, zależnych od miejsca zastosowania, rodzaju podłoża oraz spodziewanej reakcji oraz tworzywa sztuczne, które w trakcie produkcji domieszkowano nanocząsteczkami srebra, w celu stworzenia trwałych materiałów o wielu zastosowaniach wykazujących silne reakcje katalizy powierzchniowej. W pracy opisane zostały tylko pozytywne wyniki prowadzonych badań, które posłużą za podstawę do opracowania skutecznych rozwiązań technicznych, mających na celu nanokatalityczną redukcję gazów powstających w produkcji rolniczej.

Na podstawie doświadczeń własnych (Myczko 2006) i w oparciu o doniesienia literaturowe (Osada i in. 1998, van Wagenberg i in. 2003.) zaprojektowano i wykonano specjalne stanowisko badawcze oraz opracowano metodykę prowadzenia badań w komorach bilansowych. Wyniki badań wykonywanych przy wykorzystaniu tego stanowiska umożliwiły uzyskanie precyzyjnych danych, wolnych od wpływu czynników zewnętrznych, których niekontrolowana zmienność w warunkach produkcyjnych na fermach, utrudniałaby jednoznaczną interpretację.

Stanowisko badawcze składało się z 10 jednakowych, cylindrycznych komór małoobjętościowych (fot. 1), oddalonych od siebie na odległość 0,5 m. W części podstawnej, komory zaopatrzono we wlotowe otwory wentylacyjne, w części szczytowej znajdowały się otwory do pobierania próbek powietrza sondą analizatora gazów typu Multi Gas Monitor model 1312 (fot. 2).

Fot. 1. Komora małobjętościowa z sondą powietrza i próbką materiałową
Photo. 1. Small capacity measuring chamber with air sampling probe and material sample

Fot. 2. Stanowisko pomiarowe z analizatorem gazów typu Multi Gas Monitor model 1312 i sondą pobierania powietrza
Photo. 2. Measurement set stand with gas analyzer Muli Gas Monitor type 1312 and air sampling probe

W każdej komorze umieszczano pojemniki próbne napełnione jednorodną, fermentującą gnojowicą świń, przygotowywaną w specjalnych komorach fermentacyjnych. Stanowiły one źródła emisji gazów o składzie typowym dla gazów wytwarzanych podczas chowu zwierząt w budynku inwentarskim. W trakcie eksperymentu wewnątrz komór umieszczano próbki materiałów, których właściwości redukcji zanieczyszczeń były przedmiotem badań. Na stanowisku badawczym utrzymywano stałe warunki mikroklimatyczne: temperaturę powietrza 20°C, wilgotność 58-60% i stały dopływ nie zanieczyszczonego powietrza, którego skład monitorowano w trakcie trwania doświadczenia. Do wymuszenia ruchu powietrza w przestrzeni komory wykorzystywano system pobierania próbek powietrza fotoakustycznego analizatora gazów. Po dokonaniu pomiaru powietrze zanieczyszczone usuwano na zewnątrz pomieszczenia laboratorium.

Wartość ciśnienia atmosferycznego oraz interferencja pomiędzy badanymi gazami uwzględniana była automatycznie przez analizator gazów. Hinz i Schröder przedstawili w 2001 roku, szczególne warunki pomiarów za pomocą fotoakustycznego spektromertu.

Każda seria pomiarowa składała się z następujących kroków:

Kontrola 0 – wykonywana w celu zbilansowania przygotowanego stanowiska badawczego. W celu uzyskania jednakowych źródeł emisji dla każdej z komór bilansowych pobierano dokładnie wymieszaną gnojowicę świń z komory fermentacyjnej znajdującej się w Laboratorium Fermentacyjnym na terenie IBMER Oddział Poznań. Następnie dzielono ją na 10 porcji o objętości 68 ml, umieszczono

w pojemnikach próbnych. Pojemniki te zamykano w komorach bilansowych przepłukanych czystym powietrzem. Po upływie 30 minut koniecznych do ustalenia się warunków przeprowadzono pomiary stężenia gazów w powietrzu nad pojemnikami próbnymi.

Na podstawie uzyskanych wartości szacowano współczynnik dyferencjacji Wd_i dla każdej komory (wz. 1). Jeśli wartość bezwzględna współczynnika dyferencjacji nie przekraczała 2, uznawano, że próby gnojowicy są jednorodne i przystępowano do kolejnego kroku.

$$Wd_i = \left| \overline{C_c} - \overline{c_i} \right| \tag{1}$$

Kontrola eksperymentu – wykonywana była w trakcie trwania doświadczenia w celu uzyskania wyniku porównawczego, gdy czynnik eksperymentalny nie został zastosowany. Na podstawie uzyskanych danych określany był proces swobodnego uwalniania się gazów, stanowiący poziom odniesienia dla prób eksperymentalnych. Jedna z komór, wytypowana losowo przeznaczona była na próbę kontrolną. W pojemniku próbnym nie umieszczano próbek materiałowych, i był on napełniony tylko gnojowicą stanowiącą źródło uwalniających się gazów.

Eksperyment – próby stanowiące czynniki eksperymentu zostały poddane procesowi oceny w toku badań monitorujących przez 48 godzin, a następnie ocenie wykonywanej przez 10 krotny pomiar stężenia gazów w komorach eksperymentalnych jeden raz na dobę, przez kolejnych 12 dni.

Do każdej z komór eksperymentalnych, po przepłukaniu czystym powietrzem i umieszczeniu pojemnika z gnojowicą dokładano próby materiałowe, które podlegały ocenie.

Metoda obliczania – emisję całkowitą z badanej komory bilansowej obliczono jako iloraz objętościowego natężenia przepływu powietrza wentylacyjnego i różnicy stężeń badanego gazu w powietrzu wentylacyjnym, według wzoru:

$$E_g = \Delta c \times \nu , \tag{2}$$

dla ν obliczonego według wzoru:

$$\nu = \frac{\pi d^2}{4} \times w , \tag{3}$$

oraz:

$$\Delta c = (c_{o\,g} - c_{i\,g}) \tag{4}$$

gdzie: E_g– całkowita emisja badanego gazu (mg·h^{-1}), c_{ig} – średnie stężenie gazu w powietrzu wchodzącym do komór bilansowych (mg·m^{-3}), c_{og} – średnie stężenie gazu

w powietrzu wychodzącym z komory bilansowej ($mg \cdot m^{-3}$), Δc – średnie stężenie badanego gazu wytwarzanego w komorze bilansowej ($mg \cdot m^{-3}$), v – objętościowe natężenie przepływu pow. w przewodach systemu wentylacyjnego ($m^3 \cdot h^{-1}$), $\pi d^2/4$ – pole powierzchni przekroju czynnego przewodów systemu wentylacyjnego (m^2), d – średnica wewnętrzna przewodów systemu wentylacyjnego (m), w – średnia prędkość przepływu powietrza w przewodach systemu wentylacyjnego ($m \cdot h^{-1}$).

Na podstawie uzyskanych danych obliczano procent redukcji gazów emitowanych z powierzchni gnojowicy, dla kolejnych próbek materiałowych – wg wzorów:

$$R = 100 - \frac{E_{exp} \times 100}{E_{contr}} \tag{5}$$

gdzie: R – procentowa redukcja emisji badanego gazu (%),E_{exp} – całkowita emisja badanego gazu z komory eksperymentalnej obliczona wg wz.(2); ($m \cdot h^{-1}$), E_{contr} - całkowita emisja badanego gazu z komory kontrolnej obliczona wg wz.(2), ($m \cdot h^{-1}$).

Błąd pomiaru - na sumaryczny błąd pomiaru stężeń poszczególnych gazów składają się błędy spowodowane powtarzalnością wyników pomiarów, wpływem temperatury, ciśnienia i powtarzalnością warunków pomiarów. Zgodnie z instrukcją obsługi analizatora gazów błąd powtarzalności wyników pomiarów wynosi 1% wartości mierzonej. Wpływ temperatury na błąd pomiaru wynosi ± 0,3% wartości mierzonej/°C, a wpływ ciśnienia atmosferycznego wynosi –0,01% wartości mierzonej/mbar. W warunkach wykonywania pomiarów laboratoryjnych wyznaczono błąd pomiaru spowodowany wpływem temperatury na ±1,5%, a błąd pomiaru spowodowany wpływem ciśnienia na –1,5% wartości mierzonej. Błąd pomiaru spowodowany powtarzalnością warunków pomiarów oszacowano na ±1% wartości mierzonej. Sumaryczny błąd pomiarów stężeń poszczególnych gazów wynosi +3,5%/–5%.

Ocenie podlegały próbki materiałowe dostarczone przez firmę NanoCo sp. z o.o, która w ramach umowy o współpracy JBR/MŚP dzięki prowadzonym badaniom modernizowała materiały i dostosowywała badane produkty do specyficznych zastosowań w warunkach rolniczych. Wśród badanych materiałów były preparaty płynne o różnych stężeniach i proporcjach cząsteczek Ag, TiO_2, SiO_2, zawieszanych w różnych rozpuszczalnikach, na bazie wody lub alkoholu etylowego. Preparaty te były nanoszone na gęste włókniny stosowane jako wkłady filtrów oczyszczających powietrze z pyłów i drobnoustrojów (fot. 3), w postaci koncentratów o stężeniu 2000 ppm nanocząsteczki, jak również ich rozcieńczeń od 500 do 50 $mg \cdot kg^{-1}$ nanocząsteczki.

Kolejnym materiałem badawczym był szereg płytek polietylenowych, których składnikiem reaktywnym jest domieszkowane nanosrebro o stężeniu 500, 200, 100, 50, 20 i 10 $mg \cdot kg^{-1}$ Ag w strukturze tworzywa sztucznego.

Fot. 3. Filtry włókninowe impregnowane NSP, LNS i NS, po zakończeniu eksperymentu, zwraca uwagę zbrunatnienie materiału filtrów pokrytych NSP i NS
Photo. 3. Fabric air filters impregnated with NSP, LNS, NS after experiment

Badane płytki o wymiarach 5 x 7 cm umieszczano pionowo w pojemnikach z gnojowicą tak, aby 5 x 3,5 cm zostało zanurzone w gnojowicy, a druga część miała kontakt z uwalniającymi się z powierzchni gnojowicy gazami, całość zamykano w komorach bilansowych (fot. 1).

W niniejszym opracowaniu przedstawiono wyniki badań tylko tych preparatów, które na podstawie badań wstępnych zaklasyfikowano do grupy preparatów wykazujących właściwości redukcji stężenia amoniaku w powietrzu usuwanym z komór bilansowych. Preparatom tym nadano następujące oznaczenia:

- ND – wodny roztwór dwutlenku tytanu
- NS – wodny roztwór nanosrebra
- NSP – alkoholowy roztwór nanosrebra
- LNS – wodny roztwór nanosrebra i krzemu

Seria 1

Próbę rozpoczęto od wykonania pomiarów stężenia gazów, gdy próbę odniesienia stanowiła komora kontrolna z gnojowicą w pojemniku próbnym bez filtra oraz komora z gnojowicą w pojemniku próbnym i z filtrem czystym, nieimpregnowanym. Wyniki badań przedstawiono w tabeli 1.

Zebrane dane wskazują jednoznacznie, że nieimpregnowany filtr włókninowy skutecznie redukuje emisję amoniaku o wysokich stężeniach, przekraczających dopuszczalne wartości progowe w powietrzu wentylacyjnym tylko przez 1 dobę od zainstalowania. Po 24 godzinach aż do zakończenia eksperymentu obserwowano emisję wtórną z powierzchni filtra włókninowego. Na tej podstawie wnioskuje się, że konieczne jest zastosowanie impregnatów zmniejszających chłonność włókniny oraz umożliwiających katalityczny rozkład amoniaku znajdującego się w powietrzu wentylacyjnym.

Tabela 1. Stężenia NH_3 w powietrzu wentylacyjnym komór bilansowych, gdzie ocenie poddano proces uwalniania gazów w próbie kontrolnej i czysty nieimpregnowany filtr powietrza
Table 1. Ammonia concentration in ventilation air from balance chambers during evaluation of gas release processes in fresh sample of slurry and clean air filter

Próba Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7^{th} day	14.dzień 14^{th} day
Czysta gnojowica Pure slurry	57,42	51,28	35,43	30,97	28,08	25,37
Kontrola z filtrem Control with filter	34,75	38,78	42,06	45,21	45,92	46,01

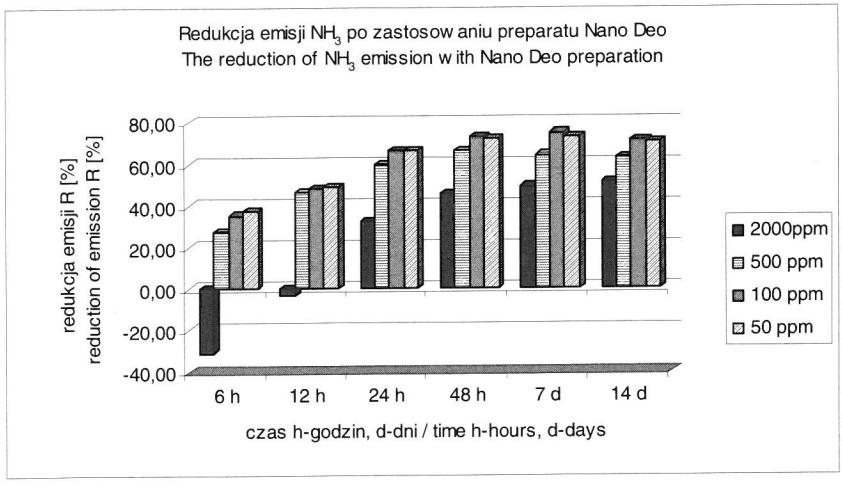
Seria 2

Ocenie poddana została skuteczność preparatu o nadanym symbolu ND, przeznaczonego do impregnacji powierzchni chropowatych oraz tkanin, którego główną funkcją jest neutralizacja zapachów. Preparat skonstruowany jest na bazie dwutlenku tytanu, a do wyzwolenia właściwości katalitycznych wymaga dostępu światła słonecznego. Pozytywne rezultaty uzyskano po naniesieniu preparatu na filtrach włókninowych do zastosowania w systemach wentylacyjnych.

W przypadku amoniaku NH_3 badane rozcieńczenia impregnatu ND na filtrach włókninowych wykazują (tab. 2) właściwości redukujące w ciągu 14 dni stosowania, w porównaniu z kontrolą zawierającą czysty nie impregnowany wkład filtra. Najwyższą skuteczność osiągnięto w przypadku rozcieńczeń 100 i 50 $mg \cdot kg^{-1}$ TiO_2, i wynosiła średnio 62% redukcji emisji amoniaku w stosunku do nieimpregnowanego wkładu filtracyjnego (rys. 1). W przypadku koncentratu 2000 $mg \cdot kg^{-1}$ TiO_2 zaobserwowano wzrost emisji NH_3 w ciągu pierwszych 12 godzin od zainstalowania filtra.

Tabela 2. Średnie stężenie amoniaku (NH_3) w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$)
Table 2. Average ammonia (NH_3) concentration in air from balance chambers ($mg\ m^{-3}$)

Prób Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7^{th} day	14.dzień 14^{th} day
Kontrola czysta Pure control	57,42	51,28	35,43	30,97	28,08	25,37
Kontrola z filtrem Control with filter	34,75	38,78	42,06	45,21	45,92	46,01
ND koncentrat 2000 $mg \cdot kg^{-1}$ TiO_2	45,53	39,95	28,31	24,50	23,22	22,20
ND 500 $mg \cdot kg^{-1}$ TiO_2	25,15	20,82	17,01	15,27	16,34	16,97
ND 100 $mg \cdot kg^{-1}$ TiO_2	22,45	20,15	14,03	12,20	11,40	13,04
ND 50 $mg \cdot kg^{-1}$ TiO_2	21,65	19,74	14,14	12,45	12,47	13,40



Rys. 1. Redukcja emisji amoniaku (NH_3) w powietrzu wylotowym po zastosowaniu preparatu ND o różnym stężeniu w odniesieniu do próby kontrolnej bez preparatu, (%)
Fig. 1. Reduction of ammonia (NH_3) emission in outlet air during experiment with ND solutions in comparison to control sample without ND preparation, (%)

Seria 3

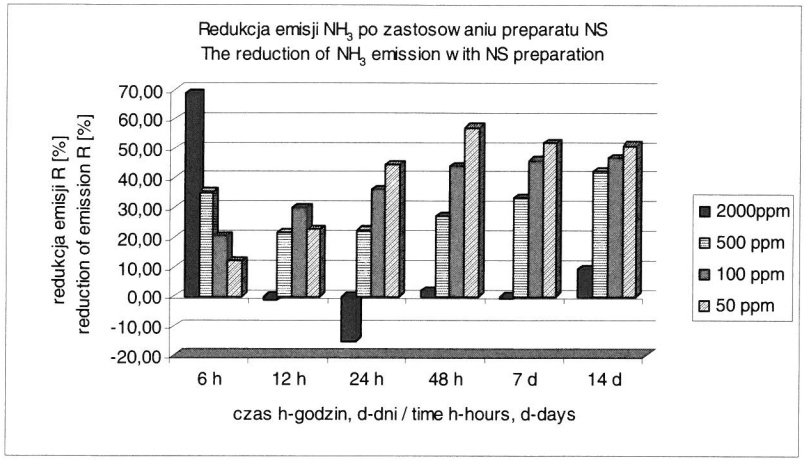
Badane były filtry włókninowe impregnowane wodnym roztworem nanosrebra oznaczone symbolem **NS**. Badania obejmowały analizę stężenia gazów: amoniaku NH_3, dwutlenku węgla CO_2, metanu CH_4, podtlenku azotu N_2O oraz zawartości pary wodnej vH_2O w powietrzu wychodzącym z komór bilansowych, w których umieszczono badane filtry. Próbę odniesienia stanowiła komora kontrolna z filtrem czystym, nieimpregnowanym

W przypadku amoniaku NH_3 wszystkie badane rozcieńczenia impregnatu NS na filtrach włókninowych wykazują (tab. 3.) właściwości redukujące w ciągu 14 dni stosowania, w porównaniu z kontrolą wyposażoną w czysty filtr. Największą redukcję emisji uzyskano w przypadku rozcieńczenia 50 ppm Ag, a średnia skuteczność redukcji wyniosła 40%. Jedynie w przypadku koncentratu o stężeniu 2000 $mg \cdot kg^{-1}$ Ag zaobserwowano silny spadek skuteczności po 12 godzinach od zastosowania, a następnie wahania stężenia amoniaku w czasie kolejnych pomiarów (rys. 2).

W przypadku dwutlenku węgla CO_2 wszystkie badane rozcieńczenia impregnatu NS na filtrach włókninowych powodują wzrost stężenia tego gazu od 862,61 (w powietrzu czystym), 1132,9 w kontrolach, co daje 270,3 $mg \cdot m^{-3}$ z jednej komory, do 1642,38 $mg \cdot m^{-3}$ w próbach badanych, co daje 779,79 mg, w ciągu 14 dni stosowania, zjawisko to może stanowić rezultat procesów katalitycznych zachodzących na powierzchni filtra pokrytego nanosrebrem. Taki wynik daje 188,5% wzrost emisji CO_2 do atmosfery.

Tabela 3. Średnie stężenie amoniaku (NH_3) w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$)
Table 3. Average ammonia (NH_3) concentration in air from balance chambers ($mg\ m^{-3}$)

Próba Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7^{th} day	14.dzień 14^{th} day
Kontrola czysta Pure control	57,42	51,28	35,43	30,97	28,08	25,37
Kontrola z filtrem Control with filter	34,75	38,78	42,06	45,21	45,92	46,01
NS 2000 $mg \cdot kg^{-1}$	10,88	39,38	48,40	44,36	46,27	41,64
NS 500 $mg \cdot kg^{-1}$	22,45	30,41	32,60	32,86	30,53	26,55
NS 100 $mg \cdot kg^{-1}$	27,69	27,06	26,81	25,33	24,80	24,48
NS 50 $mg \cdot kg^{-1}$	30,61	29,93	23,35	19,30	22,04	22,51

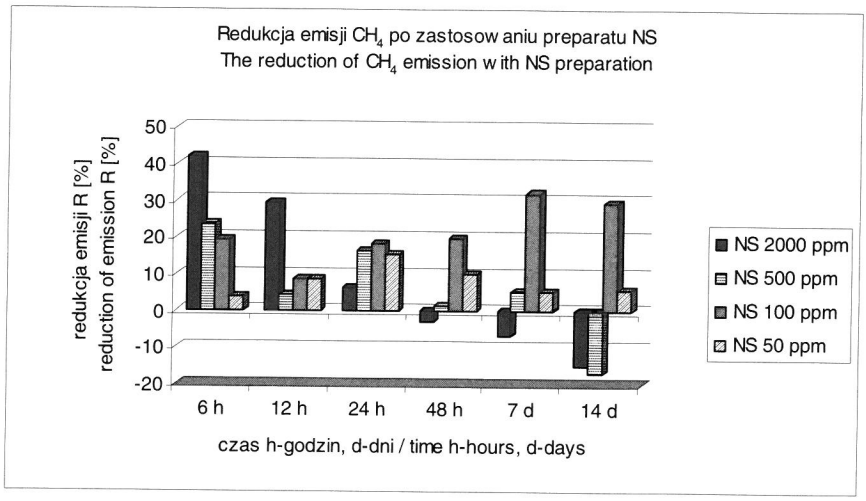


Rys. 2. Redukcja emisji amoniaku (NH_3) w powietrzu wylotowym po zastosowaniu preparatu NS o różnym stężeniu w odniesieniu do próby kontrolnej bez preparatu, (%)
Fig. 2. Reduction of ammonia (NH_3) emission in outlet air during experiment with NS solutions in comparison to control sample without NS preparation, (%)

Tabela 4. Średnie stężenie metanu (CH_4) w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$)
Table 4. Average methane (CH_4) concentration in air from balance chambers ($mg\ m^{-3}$)

Próba Sample	Czas –Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7^{th} day	14.dzień 14^{th} day
Kontrola czysta Pure control	8,11	8,83	9,54	9,36	7,71	7,74
Kontrola z filtrem Control with filter	7,62	5,81	6,38	5,2	6,84	5,32
NS 2000 $mg \cdot kg^{-1}$	4,43	4,09	5,98	5,36	7,29	6,11
NS 500 $mg \cdot kg^{-1}$	5,80	5,55	5,34	5,12	6,46	6,21
NS 100 $mg \cdot kg^{-1}$	6,13	5,30	5,21	4,18	4,64	3,76
NS 50 $mg \cdot kg^{-1}$	7,32	5,31	5,40	4,68	6,46	5,02

W przypadku podtlenku azotu N_2O, początkowo obserwowano niewielki wzrost stężenia o średnio 0,06 $mg \cdot m^{-3}$, a po 24 godzinach niewielki spadek o średnio 0,03 $mg \cdot m^{-3}$, który utrzymywał się do zakończenia badań, wynik ten jest poniżej szacowanego błędu pomiaru, dlatego został pominięty i przyjęto, że badany preparat nie wpływa na emisję N_2O.



Rys. 3. Redukcja emisji metanu (CH_4) w powietrzu wylotowym po zastosowaniu preparatu NS o różnym stężeniu w odniesieniu do próby kontrolnej bez preparatu, (%)
Fig. 3. Reduction of methane (CH_4) emission in outlet air during experiment with NS solutions in comparison to control sample without NS preparation (%)

Tabela 5. Średnie stężenie pary wodnej w powietrzu komór bilansowych ($g \cdot m^{-3}$)
Table 5. Average water vapour concentration in air from balance chambers ($g\ m^{-3}$)

Próba Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7^{th} day	14.dzień 14^{th} day
Kontrola czysta Pure control	5,93	5,87	5,91	5,89	5,90	5,89
Kontrola z filtrem Control with filter	5,83	5,92	5,89	5,88	5,83	5,90
NS 2000 $mg \cdot kg^{-1}$	5,98	6,60	6,84	6,80	6,83	6,82
NS 500 $mg \cdot kg^{-1}$	5,83	6,55	6,82	6,78	6,77	6,83
NS 100 $mg \cdot kg^{-1}$	5,88	6,35	6,28	6,06	5,94	5,98
NS 50 $mg \cdot kg^{-1}$	5,86	6,14	6,06	5,81	5,89	5,88

W przypadku metanu CH_4, jak przedstawiono w tabeli 4, szczególny przypadek stanowi stężenie 100 $mg \cdot kg^{-1}$ nanosrebra w roztworze impregnującym, dla którego obserwowano redukcję emisji metanu w ciągu całego okresu pomiarowego średnio o 21% (rys. 3). Pozostałe stężenia wykazują właściwości redukcji emisji metanu

przez pierwszą dobę od zainstalowania filtrów, następnie wzrost emisji metanu w próbie z filtrem impregnowanym koncentratem o stężeniu 2000 mg·kg^{-1} Ag.

W przypadku oceny zawartości pary wodnej w powietrzu (tab. 5), obserwujemy we wszystkich analizowanych przypadkach wzrost wilgotności powietrza średnio o ok. 13%. Szczególnie w przypadku koncentratu i roztworu 500 mg·kg^{-1} Ag, od momentu rozpoczęcia pomiarów. Zjawisko to można próbować wytłumaczyć hydrofobowymi właściwościami preparatu, które prawdopodobnie powodują powstanie filmu wodnego na powierzchni filtrów zwiększenie powierzchni parowania wody. To zjawisko z uwagi na dużą rozpuszczalność amoniaku w wodzie może również tłumaczyć wzrost emisji amoniaku w przypadku filtrów impregnowanych wyższymi stężeniami nanosrebra (tab. 6).

Tabela 6. Procent redukcji stężenia pary wodnej w powietrzu komór bilansowych (%)
Table 6. Percentage of reduction of water vapour concentration in air from balance chambers (%)

Próba-Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7th day	14. dzień 14th day
NS 2000 mg·kg^{-1}	–2,57	–11,49	–16,13	–15,65	–17,15	–15,59
NS 500 mg·kg^{-1}	0,00	–10,64	–15,79	–15,31	–16,12	–15,76
NS 100 mg·kg^{-1}	–0,86	–7,26	–6,62	–3,06	–1,89	–1,36
NS 50 mg·kg^{-1}	–0,51	–3,72	–2,89	1,19	–1,03	0,34

* wartości ujemne wskazują na procentowy wzrost emisji powyżej wartości kontrolnej dla badanej próby – Negative value show that percentage growth emission is above the control value for sample undercosideration

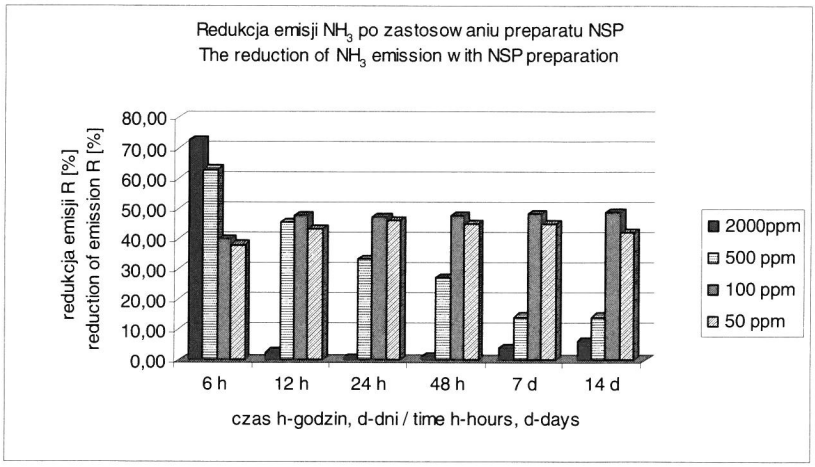
Seria 4

Badane były filtry włókninowe impregnowane alkoholowym roztworem nanosrebra oznaczone symbolem **NSP**. Badania obejmowały analizę stężenia amoniaku NH_3, w powietrzu wychodzącym z komór bilansowych, w których umieszczono badane filtry. Jako źródło emisji zastosowano surową, wolną gnojowicę świń. Próbę odniesienia stanowiła komora kontrolna z filtrem czystym, nieimpregnowanym.

Badany preparat wykazuje wysoką skuteczność redukcji emisji amoniaku szczególnie w przypadku rozcieńczeń 500-50 mg·kg^{-1} Ag (tab. 7). Najwyższy procent redukcji uzyskano w przypadku stężenia 100 mg·kg^{-1} Ag, który średnio wynosił 47% w odniesieniu do próby z czystym filtrem powietrza. Koncentrat o stężeniu 2000 mg·kg^{-1} Ag wykazuje po upływie 6 godzin od zastosowania wysoką skuteczność, która wynosiła aż 72% jednak przy kolejnych próbach obserwowano zanik reakcji katalitycznych (rys. 4).

Tabela 7. Średnie stężenie amoniaku (NH_3) w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$)
Table 7. Average ammonia (NH_3) concentration in air from balance chambers ($mg\ m^{-3}$)

Próba Sample	Czas – Time					
	6 h 6 h	12 h 12 h	24 h 24 h	48 h 48 h	7. dzień 7^{th} day	14. dzień 14^{th} day
Kontrola czysta Pure control	56,91	50,36	33,87	30,24	26,47	23,83
Kontrola z filtrem Control with filter	37,32	41,26	44,21	45,52	47,74	49,33
NSP 2000 $mg \cdot kg^{-1}$	10,27	40,16	43,92	45,03	45,87	46,29
NSP 500 $mg \cdot kg^{-1}$	13,81	22,54	29,46	33,12	40,92	42,30
NSP 100 $mg \cdot kg^{-1}$	22,47	21,62	23,28	23,75	24,78	25,27
NSP 50 $mg \cdot kg^{-1}$	23,11	23,45	23,90	25,03	26,17	28,42



Rys. 4. Redukcja emisji amoniaku (NH_3) w powietrzu wylotowym po zastosowaniu preparatu NSP o różnym stężeniu w odniesieniu do próby kontrolnej bez preparatu, (%)
Fig. 4. Reduction of ammonia (NH_3) emission in outlet air during experiment with NSP solutions in comparison to control sample without NS preparation (%)

Seria 5

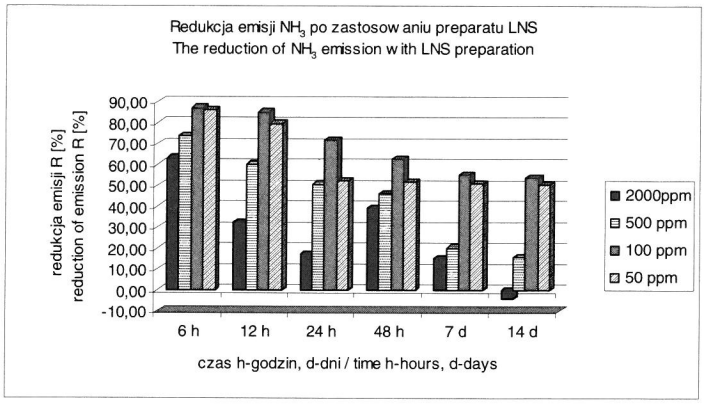
Badane były filtry włókninowe impregnowane wodnym roztworem nanosrebra i krzemu oznaczone symbolem **LNS**. Badania obejmowały analizę stężenia amoniaku NH_3, w powietrzu wychodzącym z komór bilansowych, w których umieszczono badane

filtry. Jako źródło emisji zastosowano surową, wolną gnojowicę świń. Próbę odniesienia stanowiła komora kontrolna z filtrem czystym, nieimpregnowanym.

Badany preparat wykazuje wysoką skuteczność redukcji emisji (tab. 8, rys. 5) szczególnie w przypadku stężenia 100-50 mg·kg^{-1} Ag, które utrzymuje się na wysokim poziomie przez cały okres trwania pomiarów.

Tabela 8. Średnie stężenie amoniaku (NH_3) w powietrzu komór bilansowych (mg·m^{-3})
Table 8. Average ammonia (NH_3) concentration in air from balance chambers (mg m^{-3})

Próba Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7th day	14. dzień 14th day
Kontrola czysta Pure control	56,91	50,36	33,87	30,24	26,47	23,83
Kontrola z filtrem Control with filter	37,32	41,26	44,21	45,52	47,74	49,33
LNS 2000 mg·kg^{-1}	13,74	27,93	36,51	27,7	40,62	51,31
LNS 500 mg·kg^{-1}	9,72	16,33	21,8	24,39	38,06	41,42
LNS 100 mg·kg^{-1}	4,7	6,07	12,36	16,99	21,3	22,69
LNS 50 mg·kg^{-1}	5,13	8,35	20,92	22,03	23,41	24,55



Rys. 5. Redukcja emisji amoniaku (NH_3) w powietrzu wylotowym po zastosowaniu preparatu LNS o różnym stężeniu w odniesieniu do próby kontrolnej bez preparatu, (%)
Fig. 5. Reduction of ammonia (NH_3) emission in outlet air during experiment with LNS solutions in comparison to control sample without NS preparation (%)

Seria 6

Ocena skuteczności działania nanocząsteczek srebra domieszkowanego do polietylenu

Kolejny etap badań obejmował ocenę redukcji stężenia gazów emitowanych z gnojowicy w kontakcie z płytkami tworzywa sztucznego – polietylenu – domieszkowanego nanosrebrem o malejącym stężeniu 500, 200, 100, 50, 20, 10 ppm Ag, pod kątem przydatności w budynku inwentarskim, oraz znalezienia zastosowania w elementach konstrukcyjnych i technologicznych ze względu na zjawisko powierzchniowej katalizy gazów jak również efekt bakteriobójczy.

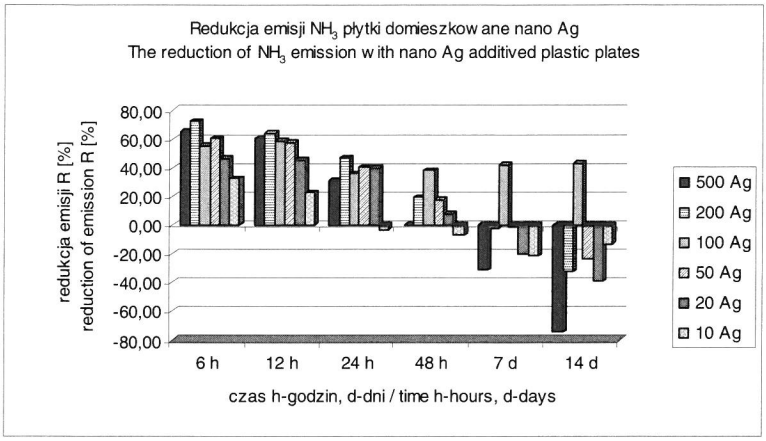
Uzyskane wyniki (tab.9.) wskazują na skuteczność redukcji emisji NH_3 ze wszystkich komór bilansowych przez pierwsze 24 godziny od umieszczenia płytek w pojemnikach z gnojowicą. Następnie obserwowano obniżanie się skuteczności za wyjątkiem płytki domieszkowanej nanosrebrem o stężeniu 100 mg·kg^{-1} Ag. Po upływie kolejnych dni nastąpiła emisja wtórna we wszystkich badanych stężeniach za wyjątkiem 100 mg·kg^{-1}. Płytka domieszkowana srebrem o stężeniu 100 mg·kg^{-1} wykazywała stałą redukcję emisji amoniaku o średniej wartości 45% (rys.6).

Tabela 9. Średnie stężenie amoniaku (NH_3) w powietrzu komór bilansowych (mg·m^{-3}), po zastosowaniu płytek polietylenowych domieszkowanych nanosrebrem
Table 9. Average ammonia (NH_3) concentration in air from balance chambers during experiment with plastic plates with nanoAg additives (mg m^{-3})

Próba Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7th day	14.dzień 14th day
Kontrola czysta Pure control	55,14	49,67	35,99	26,34	21,73	19,60
PE 500 mg·kg^{-1}Ag	19,22	19,75	24,84	26,32	28,57	34,19
PE 200 mg·kg^{-1}Ag	15,34	17,97	19,03	21,24	22,24	26,00
PE 100 mg·kg^{-1}Ag	24,71	20,45	23,01	16,29	12,63	11,20
PE 50 mg·kg^{-1}Ag	21,98	21,01	21,44	21,75	22,08	24,13
PE 20 mg·kg^{-1}Ag	29,49	27,15	21,67	24,30	26,00	27,32
PE 10 mg·kg^{-1}Ag	37,20	38,47	37,29	28,20	26,37	22,21

Analizując wyniki (tab. 10) dotyczące redukcji emisji metanu CH_4 w przypadku płytek polietylenowych domieszkowanych nanocząsteczkami srebra stwierdzono utrzymującą się przez cały okres trwania eksperymentu redukcję emisji tego gazu

w przypadku płytki o stężeniu 50 mg·kg^{-1} Ag, a wartość procentowa w stosunku do próby kontrolnej wynosiła 20,4-28% (rys. 7). Natomiast stężenia 10-5 mg·kg^{-1} nanosrebra w masie tworzywa sztucznego jest zbyt niskie do uzyskania efektu redukcji emisji.



Rys. 6. Redukcja emisji amoniaku (NH_3) w powietrzu wylotowym po zastosowaniu płytek z domieszką nanosrebra o różnym stężeniu, (%)
Fig. 6. Reduction of ammonia (NH_3) emission in outlet air during experiment on plastic plates with nanoAg additives (%)

Stężenia przekraczające wartości uzyskane w próbach kontrolnych mogą wynikać ze zwiększonej powierzchni adhezji dla bakterii beztlenowych, a co za tym idzie zwiększenia ich aktywności mikrobiologicznej i wzrostu emisji metanu w próbach.

Stężenia dwutlenku węgla CO_2 uwalnianego w komorach bilansowych z czystą gnojowicą były wyższe o około 60% w porównaniu z powietrzem czystym. W przypadku płytek polietylenowych reagujących z gnojowicą i powietrzem nad jej powierzchnią nie zaobserwowano znaczących zmian stężenia tego gazu w porównaniu z próbą kontrolną.

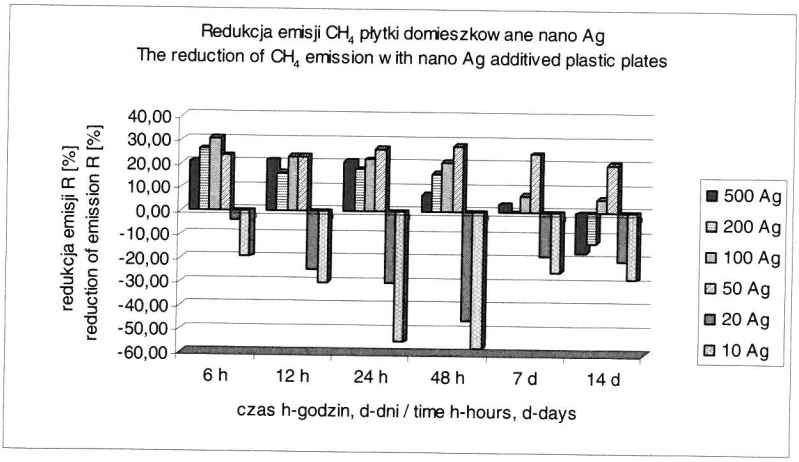
Nie zaobserwowano również istotnych różnic w stężeniu podtlenku azotu w żadnym analizowanym przypadku.

Na podstawie dotychczasowych doświadczeń zakładamy, że preparaty o właściwościach katalitycznej redukcji zanieczyszczeń gazowych, neutralizacji zapachów, bakteriobójczych, hydrofobowych, antystatycznych i ułatwiających zmywanie, mogą zostać użyte pod kątem zastosowania jako środki do pokrywania powierzchni szkliwionych tj. płytki ścienne i podłogowe (LNS na bazie srebra i krzemu), do zastosowania jako impregnaty powierzchni chropowatych tj. beton, fugi, oraz jako impregnaty włókien używanych w systemach oczyszczania powietrza. Ponadto tworzywa sztuczne domieszkowane nanocząsteczkami mają wiele możliwości zastosowania w miej-

scach, które narażone są na zabrudzenia odchodami zwierząt powodując powierzchowne reakcje katalizy, jak również są bardzo łatwo zmywalne.

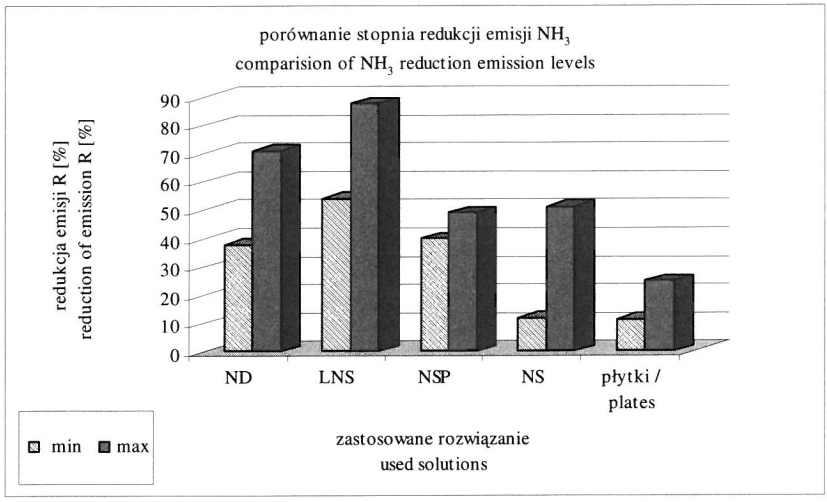
Tabela 10. Średnie stężenie metanu (CH_4) w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$), dla płytek polietylenowych domieszkowanych srebrem
Table 10. Average methane (CH_4) concentration in air from balance chambers during experiment with plastic plates with nanoAg additives ($mg\ m^{-3}$)

Próba Sample	Czas – Time					
	6 h	12 h	24 h	48 h	7. dzień 7th day	14. dzień 14th day
Kontrola czysta Pure control	4,91	4,67	4,87	5,79	7,05	8,93
PE 500 $mg \cdot kg^{-1}$Ag	4,56	4,98	5,05	5,23	7,31	8,62
PE 200 $mg \cdot kg^{-1}$Ag	4,30	4,56	4,79	4,93	6,77	7,18
PE 100 $mg \cdot kg^{-1}$Ag	4,74	4,57	4,53	4,51	5,49	6,07
PE 50 $mg \cdot kg^{-1}$Ag	6,46	7,39	7,99	9,12	8,62	9,21
PE 20 $mg \cdot kg^{-1}$Ag	7,39	7,73	9,55	9,85	9,15	9,78
PE 10 $mg \cdot kg^{-1}$Ag	4,91	4,67	4,87	5,79	7,05	8,93



Rys. 7. Redukcja emisji metanu (CH_4) w powietrzu wylotowym po zastosowaniu płytek z domieszką nanosrebra o różnym stężeniu, (%)
Fig. 7. Reduction of methane (CH_4) emission in outlet air during experiment on plastic plates with nanoAg additives (%)

Wyniki przeprowadzonych badań nad rozwiązaniami technicznymi zmniejszającymi emisję amoniaku z budynków inwentarskich zestawiono na rysunku 8, który umożliwia porównanie minimalnej i maksymalnej skuteczności rozwiązań wykorzystujących najlepiej działające preparaty o stężeniu 100 $mg \cdot kg^{-1}$ nanocząsteczki. Najwyższą skuteczność uzyskujemy w przypadku impregnacji filtrów powietrza preparatami LNS, ND. Należy jednak pamiętać o skali przeprowadzonych badań, tzn., wykorzystanie testowanych materiałów na większych powierzchniach może zwiększyć efektywną katalizę powierzchniową zarówno w kontakcie z gnojowicą jak i powietrzem w budynkach inwentarskich.



Rys. 8. Porównanie redukcji emisji amoniaku (NH_3) po zastosowaniu każdego z badanych rozwiązań technicznych (%)
Fig. 8. Comparison of reduction of ammonia (NH_3) emission in outlet air during all experiments (%)

Uzyskane wyniki potwierdzają wysoką skuteczność wybranych rozwiązań służących redukcji emisji gazów z pomieszczeń inwentarskich.

1. Stwierdzono, że nieimpregnowany filtr włókninowy stosowany w systemach wentylacyjnych skutecznie redukuje emisję amoniaku o wysokich stężeniach, przekraczających dopuszczalne wartości progowe w powietrzu wentylacyjnym tylko przez 1 dobę od zainstalowania. Po 24 godzinach aż do zakończenia eksperymentu obserwowano emisję wtórną z powierzchni filtra włókninowego.
2. Impregnacja preparatami na bazie nanocząsteczek pozwala uzyskać najlepsze efekty redukcji emisji amoniaku do powietrza stosując:

- preparaty (ND) na bazie dwutlenku tytanu, aktywowane światłem, które pozwalają na 35-71% redukcję NH_3 w powietrzu nad gnojowicą, przy stężeniu 100-50 $mg \cdot kg^{-1}$ TiO_2, co daje średnio 62% redukcji,
- wodne roztwory srebra, preparaty (NS): największą redukcję emisji uzyskano w przypadku rozcieńczenia 50 $mg \cdot kg^{-1}$ Ag, a średnia skuteczność redukcji wyniosła 40%, i 37% dla rozcieńczenia 100 ppm Ag,
- preparaty (NSP) gdzie rozpuszczalnikiem był alkohol etylenowy: uzyskano najwyższy procent redukcji w przypadku stężenia 100 $mg \cdot kg^{-1}$ Ag, który średnio wynosił 47%,
- preparaty wodne (LNS) na bazie nanosrebra i krzemu, które wykazują 54-87% redukcji NH_3, są najbardziej skuteczne w przypadku stężenia 100 $mg \cdot kg^{-1}$ Ag i wykazały najwyższą średnią redukcję 69%.

3. W przypadku CO_2 wszystkie badane rozcieńczenia impregnatu NS powodują wzrost stężenia tego gazu o ok. 188,5% wzrost emisji CO_2 do atmosfery, spowodowany reakcjami katalitycznymi zachodzącymi na powierzchni pokrytej nanosrebrem.

4. Stężenia podtlenku azotu N_2O, w komorach bilansowych z NS utrzymywały się w granicach szacowanego błędu pomiaru, dlatego przyjęto, że badany preparat nie wpływa na emisję N_2O.

5. W przypadku metanu CH_4, szczególny przypadek stanowi stężenie 100 $mg \cdot kg^{-1}$ nanosrebra w roztworze impregnującym NS, dla którego obserwowano redukcję emisji w ciągu całego okresu pomiarowego średnio o 21%.

6. Płytki polietylenowe domieszkowane srebrem wykazują skuteczną redukcję NH_3, w przypadku stężenia 100 ppm Ag, która wynosi średnio 45%, w przypadku płytki o stężeniu 50 $mg \cdot kg^{-1}$ Ag, obserwowano 20-28% skuteczną redukcję CH_4. Natomiast stężenia 10 i 5 $mg \cdot kg^{-1}$ nanosrebra w masie tworzywa sztucznego jest zbyt niskie do uzyskania efektu redukcji emisji.

PIŚMIENNICTWO

Hinz T. Schröder O., 2001. Optoakustiches-IR-Specrtometer, w: Massmetoden für Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltund. KTBL Damstadt, 73-77.

Myczko R., 2006. Sposoby obniżania emisji gazowych w bezściołowym systemie utrzymania zwierząt. Probl. Inż. Roln., 1(51), 135-142.

Osada T., Rom H.B., Dahl P., 1998. Continuous Measuremnet of Nitrous Oxide and Methane Emission in Pig Units by Infrared Photoacoustic Detection. ASAE 41(4), 1109-1114.

van Wagenberg A.V., Vranken E., Berckmans D., 2003. Simulation and Validation of the Evaporation from Liquid Manure using Ventilation Exhaust Air: two Simulation Models. Biosys. Eng., vol. 84, is.1, 31-43.

14. REDUKCJA STĘŻĘNIA GAZÓW CIEPLARNIANYCH EMITOWANYCH Z OBORY POPRZEZ SZKLARNIOWA UPRAWĘ POMIDORÓW

Przemysław Grześkowiak, J.Lech Jugowar, Renata Myczko

Instytut Budownictwa Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Oddział w Poznaniu
ul. Biskupińska 67, 60-463 Poznań
e-mail: pgrzesko@ibmer.waw.pl

W nowoczesnej produkcji zwierzęcej niezwykle ważne jest poszukiwanie rozwiązań zmierzających do ograniczenia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego z budynków inwentarskich (Eymontt i in. 2000). Zanieczyszczanie powietrza związane z odchodami zwierzęcymi jest powodowane emisją szkodliwych gazów oraz zapachów o przykrej i odrażającej woni. Odpowiednia wentylacja budynków inwentarskich zapewnia skuteczną wymianę powietrza, jednak nie rozwiązuje problemu emisji zanieczyszczeń do atmosfery. Stąd bardzo ważne jest poszukiwanie technologii pozwalających ich na redukcję, a także efektywne wykorzystanie tych zanieczyszczeń (Pankowski i in. 2000).

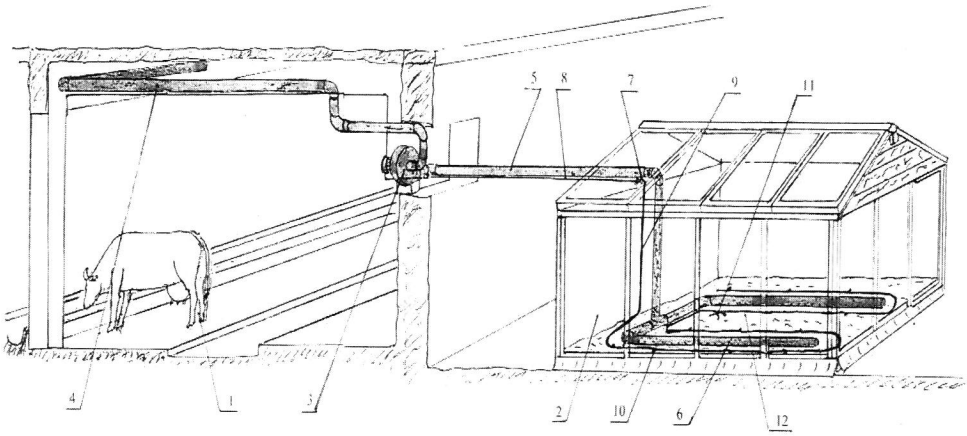
W tym celu opracowano koncepcję wykorzystania gazów cieplarnianych poprzez zintegrowanie systemu wentylacyjnego obory i szklarni uprawowej (Grześkowiak i in. 2002). Podstawową przesłanką podjęcia takiego rozwiązania jest powszechnie znana fizjologiczna zdolność roślin do wiązania różnych związków chemicznych (również w postaci gazów) i przez to neutralizacji ich szkodliwego oddziaływania na organizmy zwierząt i ludzi. Głównym celem badań było wyznaczenie różnicy w stężeniu mierzonych gazów cieplarnianych (dwutlenku węgla i metanu) emitowanych z obory między punktem wlotowym i wylotowym w szklarni. Celem dodatkowym było oszacowanie efektu produkcyjnego prowadzonej uprawy pomidora, a więc określenie wielkości i jakości plonu uzyskanego w atmosferze powietrza powentylacyjnego, a tym samym ocena jego przydatności handlowej (Pudelski 1998).

Stanowisko badawcze składało się ze szklarni uprawowej połączonej systemem wentylacyjnym z budynkiem inwentarskim (rys. 1) Jako obiekt inwentarski, źródło gazów oraz ciepła służącego dodatkowemu ogrzaniu szklarni wykorzystano oborę uwięziową dla 90 sztuk bydła mlecznego, położoną na terenie Zakładu Doświadczalnego IBMER Oddział Poznań.

Ideą tak skonstruowanego stanowiska badawczego jest przesyłanie powietrza, z zawartymi w nim gazami odlotowymi z obory, przy pomocy wentylatora i rur do szklarni, w której uprawiano pomidory.

Powietrze było zasysane w oborze przez czerpnię, usytuowaną na środku obory w odległości 0,5 m od jej dachu. Przy użyciu działającego 24 h na dobę wentylatora, powietrze przetłaczane było rurociągiem do szklarni i rozprowadzane przez

2 rury o długości 3m usytuowane miedzy rzędami uprawianych pomidorów. W każdej z tych rur nawierconych zostało kilkadziesiąt otworów o średnicy 1,5 cm rozmieszczonych regularnie co 10 cm, co umożliwiło równomierne rozprowadzenia powietrza pomiędzy roślinami.



Rys. 1. Schemat rozwiązania technicznego do wykorzystania gazów odlotowych z obory w uprawie szklarniowej warzyw

1. przekrój przez oborę, 2. szklarnia uprawowa, 3. wentylator wtłaczający powietrze do szklarni, 4. czerpnia powietrza, 5. rury przesyłające powietrze z obory do szklarni, 6. rozdzielacze powietrza z obory leżące na glebie w szklarni, 7-12. system indywidualnego nawadniania kroplowego roślin w szklarni

Fig. 1. Chart of technical solution to use harmful gases exhausted from cowbarn for greenhouse cultivation

1. cowbarn section, 2. greenhouse, 3. fan ventilating cowbarn exhaust air, 4. scooper with cowbarn exhaust air, 5. pipes exhausting air from cowbarn to greenhouse, 6. distributors of cowbarn exhaust air, 7-12. system of individual drop irrigation of greenhouse plants

Parametry techniczne obory, szklarni oraz wyposażenia technicznego całego stanowiska badawczego przedstawiono w tabeli 1.

Badania przeprowadzono w okresie od kwietnia do lipca w dwóch seriach – w 6 (seria I) i 9 (seria II) tygodniu rozwoju pomidorów. W każdej z serii określano różnicę w stężeniu dwutlenku węgla i metanu między punktem wlotowym powietrza z obory do szklarni i punktem wylotowym powietrza ze szklarni do atmosfery. Równolegle z pomiarem stężeń gazów dokonywano kontrolnych pomiarów temperatury i wilgotności względnej w punkcie wlotu i wylotu powietrza ze szklarni, a także badano efekt produkcyjny uprawianych pomidorów: przyrost masy zielonej, wielkość i jakość uzyskanego plonu.

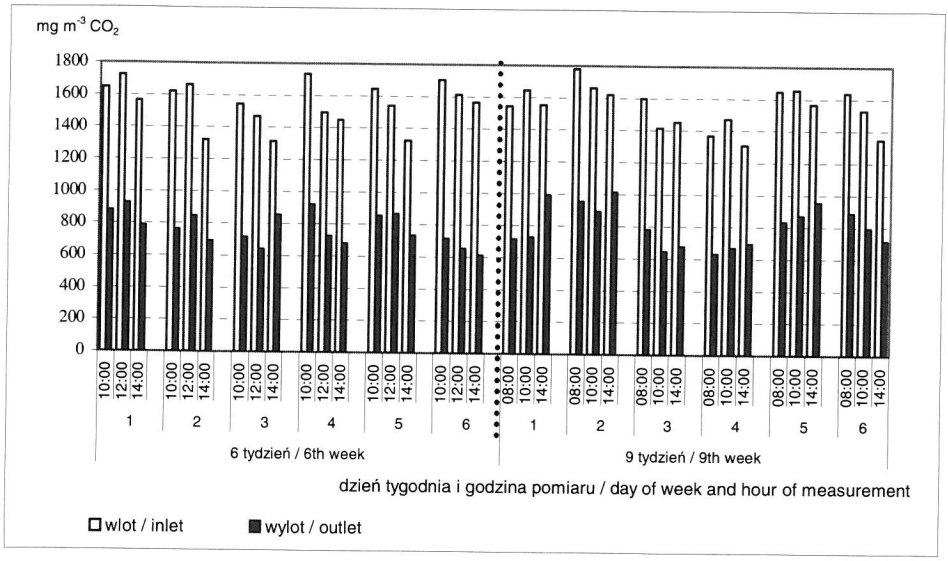
Tabela 1. Dane techniczne obory, szklarni i stanowiska badawczego
Table 1. Technical details of cowbarn, greenhouse, and experimental stand equipment

L.p.	Wyszczególnieni – Inventory	Jedn. Miary Unit of measure	Wartość liczbowa Numerical value
	Obora – Cowbarn		
1.	Obsada – Stock	szt.	90
2.	Długość – Length	m	96,96
3.	Szerokość – Width	m	15,80
4.	Wysokość – Height	m	3,30
5.	Kubatura – Cubature	m^3	4752
	Szklarnia – Greenhouse		
1.	Długość – Length	m	4
2.	Szerokość – Width	m	3
3.	Powierzchnia uprawowa – Farming area	m^2	12
4.	Kubatura – Cubature	m^3	23,7
5.	Grubość warstwy uprawnej gleby – Soil thickness	m	0,3
	Wyposażenie stanowiska badawczego – instalacja wentylacyjna Experimental stand equipment – ventilation system		
1.	Wentylator – Ventilation fan	typ	WPC-20
2.	Moc – Power	kW	0,25
3.	Średnica rurociągu – Diameter of pipeline	m	0,173
4.	Dł. rurociągu ssawnego – Length of suction pipeline	m	12
5.	Wydajność – Output	$m^3 \cdot h^{-1}$	120
6.	Dł. rurociągu tłocznego – Length of pressure pipeline	m	10,5

Wyniki pomiarów stężenia dwutlenku węgla przedstawiono na rysunku 2. Pomiarów dokonywano 3 razy dziennie, w pierwszej serii o godzinie 10:00, 12:00 i 14:00, natomiast w drugiej serii o godzinie 8:00, 10:00 i 14:00.

Maksymalną wartość dwutlenku węgla w punkcie wlotu powietrza do szklarni odnotowano w 2 dniu 9 tygodnia o godzinie 8:00. Wyniosła ona 1780 $mg \cdot m^{-3}$ (przy temperaturze 30,27 °C i wilgotności względnej 51,9%). Natomiast wartość minimalną zanotowano w 4 dniu 9 tygodnia o godzinie 14:00, wyniosła ona 1310 $mg \cdot m^{-3}$ (przy

temperaturze 33,86°C i wilgotności względnej 31%). Maksymalną wartość dwutlenku węgla w punkcie wylotu powietrza ze szklarni odnotowano w 2 dniu 9 tygodnia o godzinie14:00, wyniosła ona 1015 mg·m^{-3} (przy temperaturze 49,99°C i wilgotności względnej 36,5%) natomiast wartość minimalną zanotowano w 6 dniu 6 tygodnia o godzinie 14:00, wyniosła ona 610 mg·m^{-3} (przy temperaturze 44,76°C i wilgotności względnej 38,4%).



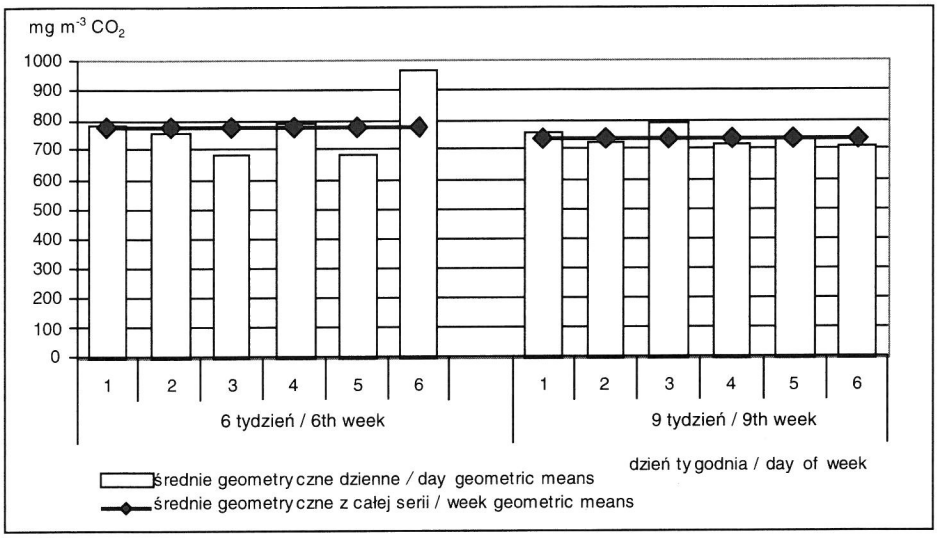
Rys. 2. Stężenie dwutlenku węgla na wlocie i wylocie powietrza ze szklarni
Fig. 2. Carbon dioxide concentration in inlet and outlet of air from greenhouse

Największa redukcja stężenia dwutlenku węgla wystąpiła w 6 dniu 6 tygodnia i wynosiła odpowiednio o godzinie 10:00 – 990 mg·m^{-3}, 12:00 – 960 mg·m^{-3}, 14:00 – 955 mg·m^{-3}. Najmniejsze redukcje wystąpiły kolejno: w 3 i 5 dniu 6 tygodnia – 460 mg·m^{-3} i 592,5 mg·m^{-3} oraz w 1 dniu 9 tygodnia – 565 mg·m^{-3}.

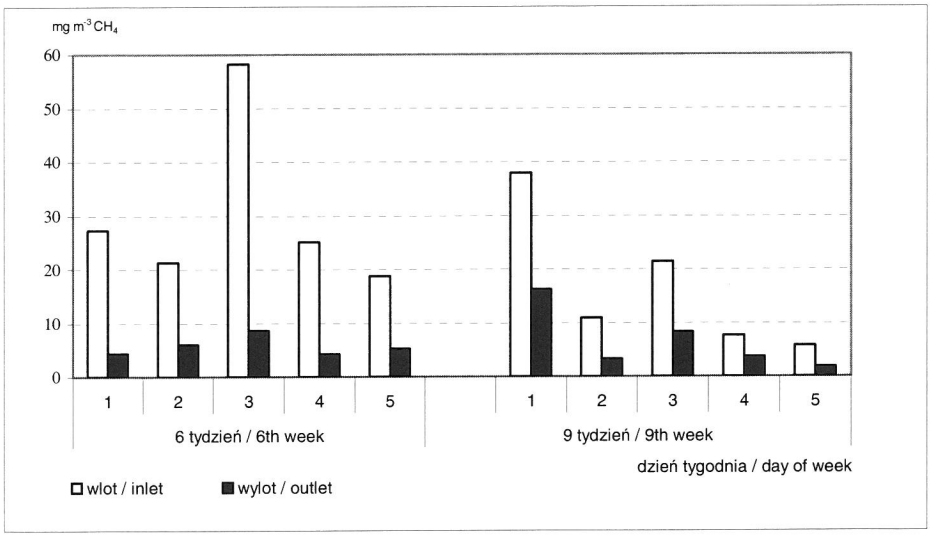
Na rysunku 3 przedstawiono rozkład wartości średniej geometrycznej redukcji stężenia dwutlenku węgla w poszczególnych dniach pomiarów, przy czym wartości średnie z każdego dnia pomiaru przedstawiono na tle średnich geometrycznych z obu serii badań.

Można zauważyć, że obie średnie różnią się nieznacznie, przy czym średnia z 6 tygodnia wegetacji pomidorów jest wyższa (wynosi 771 mg·m^{-3}) niż średnia z 9 tygodnia (737 mg·m^{-3}). Sugeruje to, że większa masa zielona pomidorów występująca w 9 tygodniu wegetacji, nie miała wpływu na zwiększenie się poziomu redukcji stężenia dwutlenku węgla.

Wyznaczono procentową redukcję stężenia dwutlenku węgla. W I serii pomiarowej maksymalna redukcja wyniosła 58,1%, minimalna 35%, a przeciętna 49,9%. Natomiast w drugiej serii wyniosła odpowiednio: 55,6%, 36,3% oraz 48,1%.



Rys. 3. Wartości średniej geometrycznej redukcji stężenia CO_2
Fig. 3. Geometric mean of reduction in CO_2 concentration



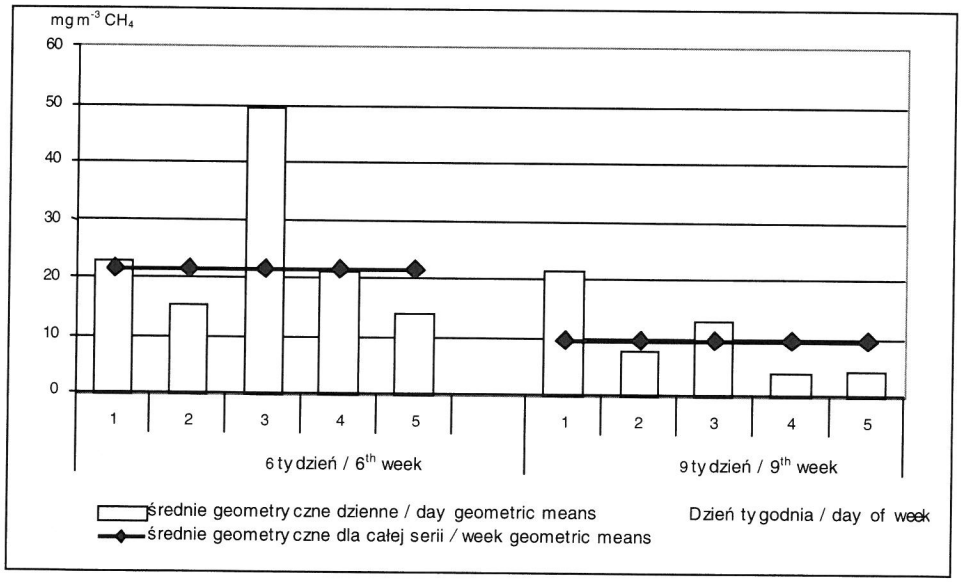
Rys. 4. Wartości średniej geometrycznej stężenia metanu w poszczególnych dniach pomiarów
Fig. 4. Geometric mean of methane concentration on individual measuring days

Wyniki pomiarów stężenia metanu przedstawiono na rysunku 4. Pomiary przeprowadzano codziennie w 6 i 9 tygodniu wegetacji pomidorów miedzy godziną 9:00 a 13:00. Każdy pomiar składał się z 10-20 odczytów następujących po sobie co 1 minutę, dokonywanych w miejscu wlotu i wylotu powietrza ze szklarni.

Na rysunku 4 przedstawiono średnie geometryczne stężenia metanu w kolejnych dniach pomiarów. Porównując I i II serię pomiarową widać duże zróżnicowanie w stężeniu metanu na wlocie do szklarni. Zdecydowanie wyższe wartości zaobserwować można w I serii, czyli w 6 tygodniu rozwoju pomidorów. Maksymalne stężenie wyniosło 58,20 $mg \cdot m^{-3}$, natomiast minimalne 18,85 $mg \cdot m^{-3}$.

W drugiej serii największe stężenie wyniosło 37,94 $mg \cdot m^{-3}$, a najmniejsze zaledwie 5,52 $mg \cdot m^{-3}$.

Dużo mniejsze różnice w stężeniu metanu między I i II serią pomiarową odnotowano na wylocie powietrza ze szklarni. Maksymalna wartość wyniosła 16,32 $mg \cdot m^{-3}$. W pozostałych przypadkach stężenie metanu nie przekroczyło poziomu 10 $mg \cdot m^{-3}$, przy czym minimum wyniosło zaledwie 1,81 $mg \cdot m^{-3}$. Świadczy to o dużej różnicy w stężeniu metanu między wlotem a wylotem powietrza ze szklarni, a tym samym o wykorzystaniu pomidorów jako biofiltra. Szczegóły dotyczące wartości redukcji metanu przepływającego przez szklarnię przedstawiono na rysunku 5.



Rys. 5. Wartości średniej geometrycznej redukcji stężenia metanu
Fig. 5. Geometric mean of reduction in methane concentration

Podobnie jak w przypadku dwutlenku węgla średnie te przedstawiono na tle średnich geometrycznych dla całych serii pomiarowych. Zdecydowanie większa redukcja stężenia wystąpiła w I serii pomiarowej. Spowodowane było to wyższymi wartościami stężenia metanu na wlocie do szklarni. Na wylocie stężenie metanu w obu seriach było zbliżone. Dysproporcje w tej redukcji potwierdzają wartości średnich geometrycznych obliczone dla obu serii pomiarów. Dla 6 tygodnia średnia wynosi 21,54 $mg \cdot m^{-3}$, natomiast dla 9 tygodnia jest o ponad połowę niższa i wynosi tylko 9,59 $mg \cdot m^{-3}$. Na podstawie pomiarów oszacowano, że w I serii największa redukcja stężenia metanu wyniosła 85,1%, najmniejsza – 72%, a przeciętna – 83,8%, natomiast w II serii pomiarów wyniosła ona odpowiednio 68%, 57% oraz 60%.

Oprócz określenie redukcji przepływającego przez szklarnię dwutlenku węgla i metanu, oszacowano również efekt produkcyjny uzyskany z uprawianych pomidorów. Wykonane pomiary przyrostu pędu pomidora, wykazały, że dzienny przyrost wynosił 3,5cm do 5cm w pierwszych 4 tygodniach, a dalej wartości te zmniejszały się i w ostatnich 2 tygodniach wynosiły tylko 1cm. Plony pomidora uzyskane w atmosferze powietrza z budynku inwentarskiego w porównaniu z plonami uzyskanymi w produkcji wielkotowarowej były podobne i w przeliczeniu na jedną roślinę wyniosły 3,8kg. W zebranym plonie było ponad 90% owoców wyboru IA, 8% owoców wyboru IB i 2% owoców wyboru II.,

Przeprowadzona analiza fizyko-chemiczna owoców pomidora, uzyskanych w atmosferze pomieszczenia inwentarskiego w porównaniu z owocami pomidora uzyskanego w zwykłej atmosferze wykazała dość podobne parametry jakościowe owoców w: suchej masie, zawartości cukrów i kwasowości (tab. 2.). Istniejące pewne różnice w parametrach jakości owoców nie umniejszają ich pełnej wartości spożywczej.

Tabela 2. Ocena fizyko-chemiczna owoców pomidora
Table. 2. Physicochemical estimation of tomatoes

Warunki uprawy Farming conditions	Sucha masa Dry matter (%)	Kwasowość Acidity ($mg \cdot 100g^{-1}$)	Cukry Carbohydrates ($g \cdot 100g^{-1}$)
Atmosfera pomieszczenia inwentarskiego Atmosphere of stock area	4,8	384	0,60
Atmosfera zwykła Atmosphere	5,5	526	1,00

źródło: Wojewódzka Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna, Poznań,
source: Voivodship Sanitary and Epidemiological Station in Poznan.

1. Stężenie gazów cieplarnianych (dwutlenek węgla, metan) wytwarzanych w oborze, po filtracji biologicznej w szklarni z uprawą pomidorów, ulega znaczącej redukcji. Średnie zmniejszenie stężenia dwutlenku węgla wyniosło od 48,1 do 49,9%, a metanu kształtowała się od 57% aż do 84%. Wielkość redukcji zależna była w głównej mierze od pory dnia oraz stadium fizjologicznego roślin.

2. Rośliny o dużej masie zielonej uprawiane w szklarni sprawdzają się jako filtr biologiczny powietrza powentylacyjnego emitowanego z budynku inwentarskiego.

3. Uzyskane plony i jakość owoców pomidora szklarniowego uprawianego w atmosferze powietrza powentylacyjnego z obory w porównaniu z plonem w produkcji wielkotowarowej były podobne.

PIŚMIENNICTWO

Eymontt A.; Malec R.; Piotrkowski M., 2000. Biofiltracja jako jeden ze sposobów redukcji gazów z budynków inwentarskich. IBMER, Warszawa.

Grześkowiak P., Piróg J., 2002. Badania możliwości ograniczenia szkodliwych domieszek gazowych i wykorzystania energii odnawialnej przez integrację systemów wentylacyjnych obory i pomieszczenia szklarniowego, Materiały VIII Międzynarodowej Konferencji Naukowej „Problemy intensyfikacji produkcji zwierzęcej z uwzględnieniem ochrony środowiska i przepisów UE", Warszawa, 153-157.

Pankowski Z., Pater Z., 2000. Minimalizacja nakładów energetycznych na mleko i mięso wołowe przy wykorzystaniu energii odnawialnej i optymalizacji warunków chowu, IBMER, Warszawa

Pudelski T.,1998. Pomidory pod szkłem i folią. Warszawa, PWRiL.

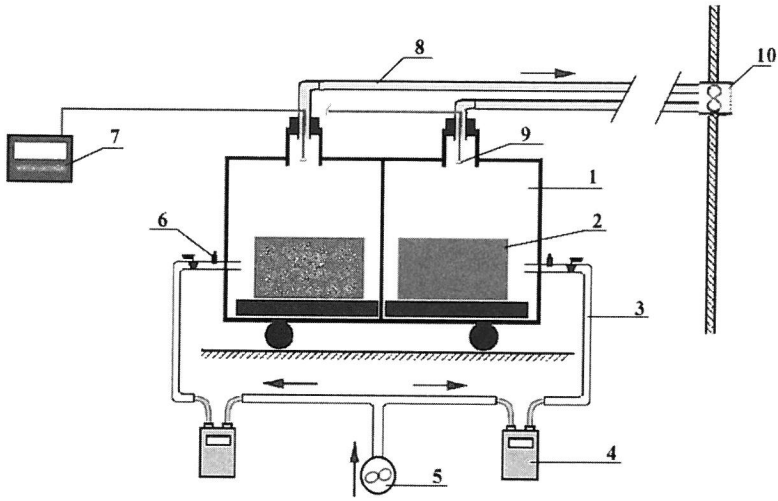
15. WPŁYW KANAŁÓW PODRUSZTOWYCH NA WIELKOŚĆ EMISJI AMONIAKU I GAZÓW CIEPLARNIANYCH Z BUDYNKÓW INWENTARSKICH

J. Lech Jugowar, Robert Szulc, Renata Myczko

Instytut Budownictwa Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Oddział w Poznaniu
ul. Biskupińska 67, 60-463 Poznań
e-mail: ljugowar@man.poznan.pl

Bezściołowe systemy utrzymania zwierząt stają się w Polsce coraz bardziej popularne ze względu na możliwość zmechanizowania praco- i energochłonnych zabiegów związanych z magazynowaniem oraz usuwaniem odchodów (Kreis-Tomczak 2004). W tym celu budowane są pod posadzką szczelinową kanały zbierające gnojowicę, które stanowią również czasowy jej magazyn. Z tych kanałów okresowo, zależnie od technologii przechowywania, gnojowica spławiana jest do zbiornika na zewnątrz budynku. Zarówno literatura jak i badania własne potwierdzają, że bezściołowe systemy utrzymania zwierząt na posadzkach szczelinowych powodują uwalnianie się do powietrza dużych ilości gazów szkodliwych i odorów, które usuwane są z pomieszczeń inwentarskich przez systemy wentylacyjne (Myczko 2000, Kreis-Tomczak 2004). Tempo uwalniania się i ilość emitowanych gazów zależy między innymi od temperatury, prędkości przepływu powietrza, oraz wielkości powierzchni parowania (Jugowar 2001). Dlatego, szukając skutecznych sposobów redukcji emisji gazów z budynków inwentarskich należy wziąć pod uwagę możliwie najwięcej czynników sprzyjających powstawaniu zanieczyszczeń paszy. Kolejnym krokiem jest zmniejszenie chłonności elementów betonowych, mających kontakt z gnojowicą oraz zmniejszenie powierzchni parowania w ogrzewanych pomieszczeniach inwentarskich. Dzięki zastosowaniu zmienionych kształtów kanałów magazynujących gnojowicę pod posadzką szczelinową założono uzyskanie znaczącej redukcji emisji amoniaku do powietrza. Prace badawcze miały na celu ocenę korzyści zmiany kształtu elementów konstrukcyjnych pomieszczeń inwentarskich, na przykładzie kanału podrusztowego służącego do gromadzenia gnojowicy z jednoczesnym zastosowaniem katalizy powierzchniowej (Graja i in. 2002) jako sposobu redukcji emisji gazów przy założeniu zmniejszenia chłonności betonu po zastosowaniu impregnujących preparatów hydrofobowych.

Badania przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych na modelach kanałów podrusztowych wykorzystując specjalnie skonstruowane stanowiska komór bilansowych do badań wpływu zmiany kształtu elementów konstrukcyjnych pomieszczeń inwentarskich na wielkość emisji gazowych (rys 1.), wyposażone w precyzyjny system wymiany powietrza.



Rys. 1. Schemat budowy dwuczęściowej komory bilansowej do badania emisji gazów z modeli zbiorników podrusztowych

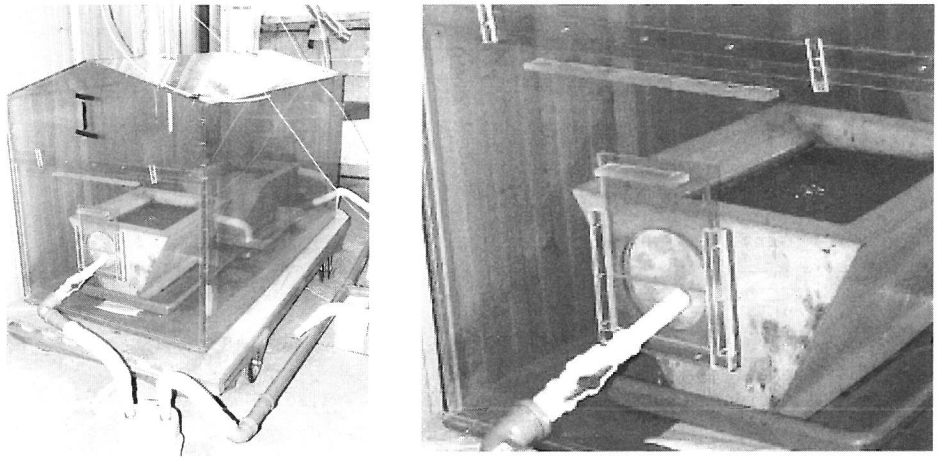
1 – pojedyncza komora bilansowa, 2 – model kanału, 3 – przewody wentylacyjne doprowadzające, 4 – licznik przepływu powietrza, 5 – wentylator kanałowy, 6 – punkt kontroli prędkości przepływu powietrza, 7– stanowisko pomiarowe z Multi Gas Monitorem, 8 – przewody wentylacyjne odprowadzające, 9 – sonda do pobierania prób powietrza, 10 – wentylator wyprowadzający zanieczyszczone powietrze.

Fig. 1. Schematic diagram of balance chamber used for researches on gas emissions from models of under slats ducts

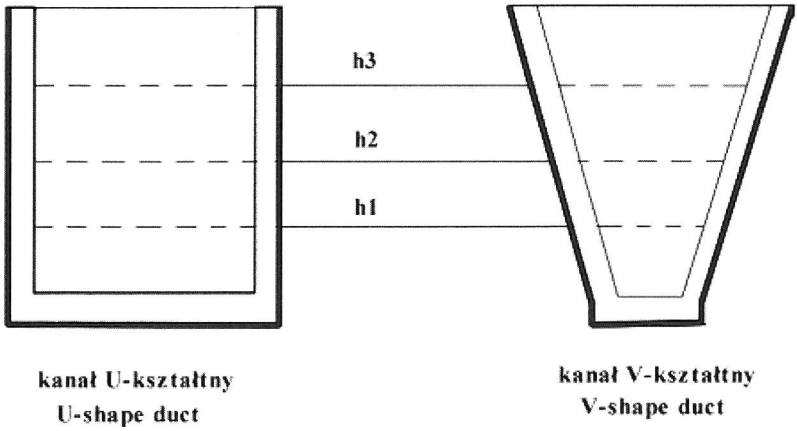
1 – separate balance chamber, 2 – model duct, 3 – inlet ventilation pipe, 4 – air velocity meter , 5 – fan, 6 – air velocity measuring point, 7– measuring stand with Multi–gas Monitor, 8 – outlet ventilation pipe, 9 – air probe, 10 – waste air outlet fan

Podstawowym elementem stanowiska badawczego są dwie komory bilansowe o objętości 1,05 m^3 każda wykonane z przezroczystych płyt ze szkła organicznego (fot. 1). Każda z komór zaopatrzona jest w identyczny system wentylacyjny o regulowanej wydajności, którego otwór wlotowy znajduje się dolnej części ściany frontowej, otwór wylotowy wraz z przewodami sond pomiarowych umieszczony został w formie komina na szczycie komory. System wentylacyjny usuwa z każdej z komór taką samą ilość powietrza w jednostce czasu, a jego działanie dla każdej komory jest kontrolowana w sposób ciągły przez przepływowe mierniki ilości gazu. Zanieczyszczone powietrze usuwane z komór bilansowych wydostaje się na zewnątrz laboratorium.powietrza. Pierwszym etapem jest obniżanie emisji amoniaku poprzez eliminowanie nadmiaru niestrawnego białka w diecie zwierząt, co powinno być osiągane przy stosowaniu zbilansowanych dawek.

Skomputeryzowany system pomiarowy oparty jest na fotoakustycznym analizatorze gazów o nazwie Multi Gas Monitor model 1312, firmy Innova. Przyrząd ten pobiera automatycznie, w zadanych odstępach czasu, próbkę powietrza z komory bilansowej, określając stężenie amoniaku, podtlenku azotu, metanu, dwutlenku węgla oraz pary wodnej. Na tej podstawie, dysponując dokładnymi danymi dotyczącymi wymiany powietrza w komorach bilansowych, można wyznaczyć emisję określonego gazu w jednostce czasu.



Fot. 1. Komora bilansowa z modelami kanałów podrusztowych
Photo. 1. Balance chamber with models of under-slat ducts



Rys. 2. Schematyczne przekroje modeli kanałów z zaznaczeniem poziomów napełnienia
Fig. 2. Cross section diagram of under-slat ducts models with fill levels

Do komór bilansowych wstawiano modele betonowych kanałów podrusztowych o wymiarach powierzchni wewnętrznej podanej w tabeli 1. Tradycyjny kanał o przekroju U-kształtnym stanowił próbę kontrolną dla kanału o przekroju V-kształtnym. W celu porównania całkowitej emisji gazów w czasie gromadzenia gnojowicy kanały napełniano trzykrotnie gnojowicą przygotowaną wstępnie w komorach fermentacyjnych. W związku z tym, że w modelu kanału U powierzchnia lustra gnojowicy była stała i wynosiła 1750 cm^2, to w przypadku badań z wykorzystaniem modelu kanału V również maksymalną powierzchnię uzyskaną po nalaniu gnojowicy ustalono na 1750 cm^2, co odpowiadało wysokości h_3 = 26,4 cm licząc od dna modelu. Natomiast dwie pierwsze wysokości ustalono na h_1 = 8,8 cm oraz h_2 = 17,6 cm, jak pokazano na rysunku 2.

Tabela 1. Podstawowe parametry badanych modeli podrusztowych kanałów gnojowicowych
Table 1. Basic parameters of tested models of under-slat liquid manure ducts

Rodzaj kanału Type of duct	Pojemność Capacity (dm^3)	Długość Length (cm)	Szerokość Width (cm)	Głębokość Depth (cm)	Powierzchnia parowania Vaporization surface (cm^2)
U-kształtny U shaped	47,25	50,0	35,0	27,0	1750
V-kształtny: V shaped					
Przy dnie-bootom	0,49	49	10,0		490
Przy krawędzi-edge	75,46	49	44,0	35	2156
h1	6,94	49	16,1	8,8	788,9
h2	21,99	49	25,5	17,6	1249,5
h3	46,21	49	35,72	26,4	1750,3

Po napełnieniu modeli jednorodną gnojowicą do żądanego poziomu, komory szczelnie zamykano i uruchamiano wentylację. Po upływie 3 godzin koniecznych do ustalenia się warunków mikroklimatycznych rozpoczynano pomiary stężenia gazów w powietrzu wentylacyjnym i prowadzono je raz dziennie przez 7 dni, po czym dolewano gnojowicę do kolejnego poziomu i powtarzano pomiary.

Kolejny etap badań obejmował ocenę emisji gazów z modeli kanałów podrusztowych, po naniesieniu na powierzchnię betonu wybranych preparatów zawierających nanoczasteczki. Preparatom tym nadano następujące oznaczenia:

- ND – wodny roztwór dwutlenku tytanu, o stężeniu 50 i 100 ppm TiO_2
- LNS – wodny roztwór nanosrebra i krzemu o stężeniu 50 i 100 ppm Ag.

Porównując emisję amoniaku z modeli kanałów podrusztowych, napełnianych kolejno do 3 poziomów stwierdzono, że średni poziom redukcji amoniaku wynosi 38% dla kanału V-kształtnego w porównaniu do tradycyjnie stosowanego kanału U-kształtnego, zgodnie z danymi zawartymi w tabeli 2.

Następnie przeprowadzono eksperyment impregnując nanopreparatami V-kształtne modele kanałów podrusztowych, a uzyskane wyniki badań umożliwiły stwierdzenie, że najwyższa skuteczność redukcji emisji amoniaku wystąpiła przy stosowaniu preparatu LNS o stężeniu 100 ppm. Wyniki pomiarów stężenia amoniaku w komorach badawczych z badanymi modelami kanałów podrusztowych zestawiono w tabeli 3, a na rysunku 3 przedstawiono procentową wielkość redukcji amoniaku przez badane rozwiązania.

Tabela 2. Średnie stężenie amoniaku w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$) porównanie pomiędzy kształtem U i V. Dane zebrane w tabeli stanowią uśrednione wartości z pomiarów tygodniowych
Table 2. Average concentration of ammonia in balance chambers outlet air ($mg\ m^{-3}$), comparison between U and V shaped models

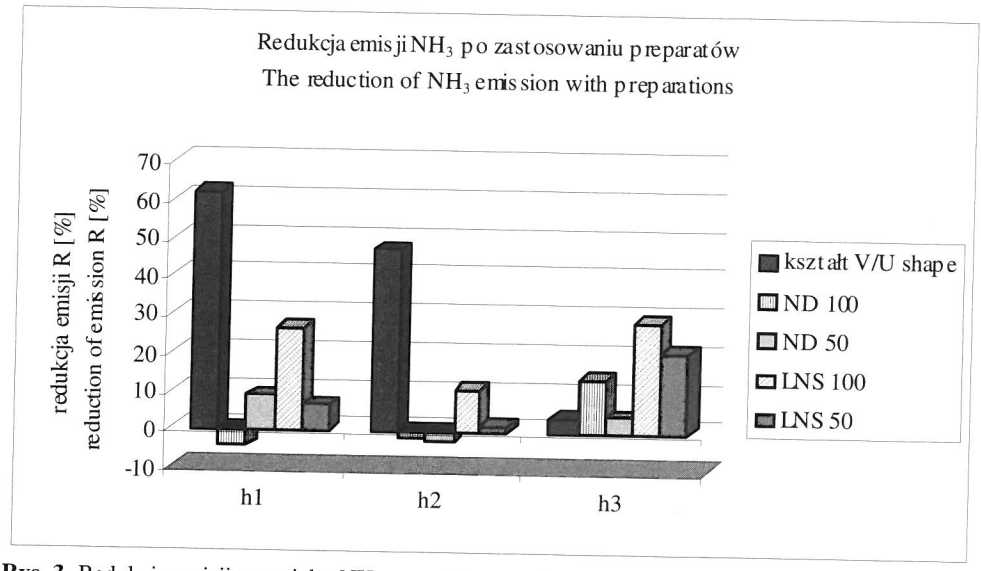
Wysokość napełnienia Height of fullfill	h1	h2	h3	Średnia Average
Kontrola U-kształt U shaped control	76,6	77,8	76,7	77,0
Kontrola V-kształt V shaped control	29,4	41,0	73,9	48,1
% redukcji – % reduction	61,7	47,4	3,6	37,6%

Tabela 3. Średnie stężenie amoniaku w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$) po zastosowaniu preparatów ND i LNS. Dane zebrane w tabeli stanowią uśrednione wartości z pomiarów tygodniowych
Table 3. Average concentration of ammonia in balance chambers outlet air ($mg\ m^{-3}$), comparison between ND and LNS solutions

Wysokość napełnienia Height of fullfill	h1	h2	h3	Średnia Average
Kontrola V-kształt V shaped control	29,4	41,0	73,9	48,1
ND 100 ppm	9,5	27,2	65,3	34,0
ND 50 ppm	13,4	27,4	72,9	37,9
LNS 100 ppm	7,7	20,9	50,3	26,3
LNS 50 ppm	13,9	26,2	59,6	33,2

Dla metanu uzyskano średnio 24% redukcję jego emisji przy zmianie kształtu tradycyjnego U na V (tab. 4). Po zastosowaniu preparatów impregnujących redukcja średnio wyniosła 29% dla 100 ppm TiO_2 preparatu ND i 35% dla LNS również o tym stężeniu (tab. 5).

Na rysunku 4 przedstawiono redukcję stężenia metanu CH_4 w powietrzu wylotowym nad modelami kanałów podrusztowych impregnowanych preparatami ND i LSN, w stosunku do stężenia metanu w próbie kontrolnej.



Rys. 3. Redukcja emisji amoniaku NH_3 w powietrzu wylotowym po preparatów ND i LNS, w modelach kanałów podrusztowych (%)

Fig. 3. Reduction of ammonia emissions in balance chambers outlet air (%), comparison between ND and LNS solutions

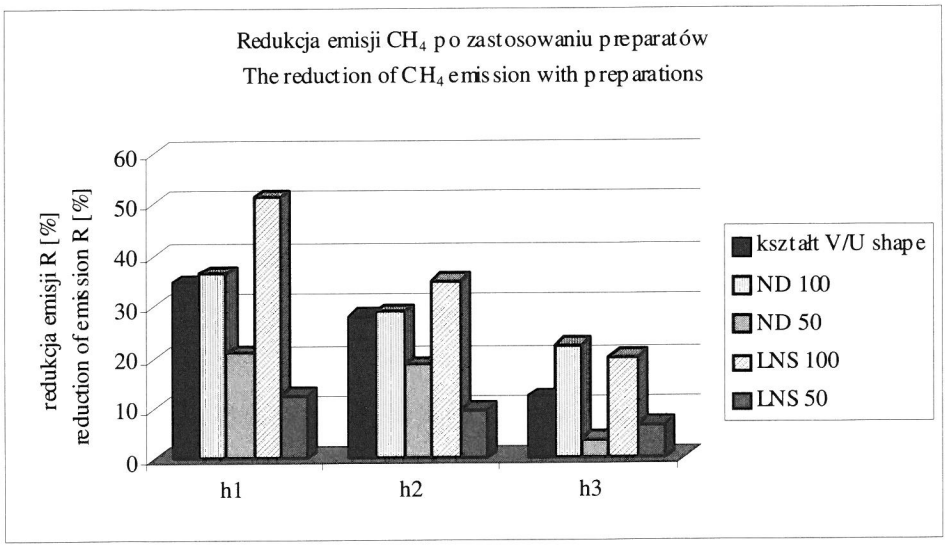
Tabela 4. Średnie stężenie metanu w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$). Dane zebrane w tabeli stanowią uśrednione wartości z pomiarów tygodniowych

Table 4. Average concentration of methane in balance chambers outlet air ($mg\ m^{-3}$)

Wysokość napełnienia Height of fullfill	h1	h2	h3	Średnia Average
Kontrola U-kształt U shaped control	19,75	21,2	22,81	21,25
Kontrola V-kształt V shaped control	12,91	15,23	20,08	16,07
% redukcji % reduction	34,63	28,16	11,97	24,37%

Tabela 5. Średnie stężenie metanu w powietrzu komór bilansowych ($mg \cdot m^{-3}$) po zastosowaniu preparatów ND i LNS. Dane zebrane w tabeli stanowią uśrednione wartości z pomiarów tygodniowych
Table 5. Average concentration of methane in balance chambers outlet air ($mg\ m^{-3}$) after impregnation with ND and LNS solutions

Wysokość napełnienia Height of fullfill	h1	h2	h3	Średnia Average
Kontrola V-kształt V shaped control	12,91	15,23	20,08	16,07
ND 100 ppm	8,21	10,82	15,59	11,54
ND 50 ppm	10,19	12,38	19,38	13,98
LNS 100 ppm	6,29	9,91	16,04	10,75
LNS 50 ppm	11,31	13,80	18,72	14,61



Rys. 4. Redukcja emisji metanu w powietrzu wylotowym nad modelami kanałów podrusztowych impregnowanych preparatami ND i LSN o różnym stężeniu w stosunku do stężenia metanu w próbie kontrolnej (%)
Fig. 4. Reduction of methane emissions in balance chambers outlet air after impregnation with ND and LNS solutions in comparison to control sample (%)

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

1. Modele V-kształtnych kanałów podrusztowych w porównaniu do modeli U-kształtnych wykazują mniejszą emisją amoniaku i metanu.
2. Pokrycie modeli V-kształtnych preparatami ND i LNS o stężeniu 100 ppm nanocząsteczek powoduje najwyższą skuteczność redukcji emisji zanieczyszczeń.
3. Zmiana kształtu kanału podrusztowego z U na V oraz pokrycie go nanaopreparatem LNS 100 ppm Ag powoduje obniżenie emisji amoniaku średnio o 52%, a metanu o 35%.

PIŚMIENNICTWO

Graja A., Bułka B. R, Kajzar F. (red.), 2002. Molecular low dimensional and nanostructured materials for advanced applications. NATO Science Series. Series II, Mathematics, Physics and Chemistry, 59, Kluwer Academic Publishers.

Jugowar J., 2001. Metody analizy emisji i rozprzestrzeniania się gazów szkodliwych z budynków inwentarskich na przykładzie amoniaku. Inżynieria Rolnicza, 3(23), 124.

Kreis-Tomczak K., 2004. Gospodarowanie odchodami zwierzęcymi zgodnie z europejskimi standardami. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering, 49 (2), 26-30.

Myczko A., 2000. Wpływ techniki utrzymania tuczników na poziom emisji amoniaku z budynków inwentarskich. Inżynieria Rolnicza. nr 1(12), 1-85

16. MIKORYZACJA GLEB W PRODUKCJI ROŚLINNEJ OGRANICZA ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA

Andrzej Kliber, J.Lech Jugowar

Instytut Budownictwa Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Oddział w Poznaniu
ul. Biskupińska 67, 60-463 Poznań
e-mail: akliber@ibmer.waw.pl

Współczesne rolnictwo wnosi istotny wkład w proces zanieczyszczenia środowiska (powietrza, wody i gleby). Jest wiele źródeł (przyczyn), które zanieczyszczają środowisko.

Jedną z podstawowych przyczyn jest intensywne nawożenie roślin uprawnych nawozami mineralnymi, przy minimalnym stosowaniu nawozów organicznych, co prowadzi do destrukcji, erozji gleby i w konsekwencji spadku jej urodzajności.

W warunkach naturalnych pomiędzy glebą a roślinnością utrzymuje się określona równowaga charakteryzująca się zrównoważonym obiegiem materii. Pobierane przez rośliny z gleby pierwiastki i związki chemiczne z powrotem wracają do niej w postaci produktów obumarłej masy roślinnej, która jest mineralizowana, między innymi przez żyjące w niej liczne mikroorganizmy. Mikroorganizmy glebowe, które tworzą specyficzny mikrobiologiczny ekosystem, są ze sobą powiązane różnymi współzależnościami, a także w wielu przypadkach z roślinami.

Pozbawienie gleby substancji organicznych z jednej strony, oraz wprowadzanie do niej dużych ilości składników pokarmowych w postaci gotowych nawozów mineralnych, szczególnie azotu i fosforu, prowadzi do naruszenia równowagi ekosystemu glebowego. Ponadto, w tym przypadku znaczna część wprowadzanego azotu (azotanowego i amonowego) oraz fosforu (w postaci przyswajalnych jonów kwasu fosforowego; H3PO4) nie zostaje pobrana przez rośliny, lecz w wyniku działania różnego rodzaju mikroorganizmów glebowych lub różnego rodzaju reakcji chemicznych ze składnikami gleby zostaje uwolniona do środowiska (w postaci gazów do atmosfery oraz wypłukiwana do wód powierzchniowych i podziemnych) lub zostaje przetworzona do formy nieprzyswajalnej przez rośliny i w istotny sposób wpływa na odczyn gleby.

Wprowadzony do gleby fosfor w postaci nawozu mineralnego bardzo szybko wchodzi w reakcje z metalami ciężkimi, tworząc z nimi nierozpuszczalne i nieprzyswajalne przez rośliny kompleksy fosforanowe. Dlatego, pomimo ciągłego wzrostu wprowadzania do gleby coraz większych ilości fosforu, pierwiastek ten limituje wzrost roślin. Ponadto, znaczne ilości fosforanów z nawozów sztucznych zostają wypłukiwane z gleby do rzek i jezior powodując ich eutrofizację.

Wprowadzone do gleby sole amonowe i azotanowe ulegają, przy udziale flory bakteryjnej różnym przemianom, których szybkość i nasilenie zależy od wielu czynników, takich jak, odczyn gleby, dostępność tlenu, ilość substancji organicznej, itp. W wyniku nitryfikacji i denitryfikacji oraz asymilacji i desymilacji azotanów i azotynów uwalniany zostaje do atmosfery między innymi podtlenek azotu (N_2O) zaliczany do tzw. "gazów cieplarnianych". Gaz ten, dzięki bardzo długiemu życiu w atmosferze (ok. 120 lat) oraz dużemu globalnemu potencjałowi cieplarnianemu (GPC; przyjmuje się, że w najbliższych 100 latach wynosić on będzie ok. 310) w stosunku do dwutlenku węgla, znacznie przyczynia się do zwiększenia efektu cieplarnianego. Jego udział w tym procesie szacuje się na ok. 4%. Obserwuje się stały wzrost stężenia podtlenku azotu w atmosferze (szacowany na poziomie 0,25%/rok), a podstawowym źródłem tego zjawiska są nawozy sztuczne stosowane w rolnictwie. Według IPCC (Intergovernement Panel on Climate Change) dla stabilizacji gazów cieplarnianych niezbędna jest redukcja emisji globalnej tego gazu o 70-80% (Ciok 2001). Ponadto, coraz większa ilość podtlenku azotu dostaje się do górnych warstw atmosfery, gdzie w procesie dekompozycji chemicznej i radiacyjnej przyczynia się pośrednio do nasilenia procesów degradacji warstwy ozonowej. W wyniku reakcji N_2O z tlenem atomowym powstaje tlenek azotu (NO), który z kolei reaguje z ozonem (O_3). Podwojenie N_2O w atmosferze mogłoby spowodować 12% ubytek ozonu stratosferycznego (AGGIH 1986).

Użytkowanie ziemi, zabiegi agrotechniczne oraz uprawiane rośliny wywierają istotny wpływ na emisję podtlenku azotu. Szybkość tej emisji, między innymi, rośnie wraz ze wzrostem nawożenia azotowego, dostępnością węgla, uwodnienia gleby, udziału dużych agregatów glebowych (Hatano i Lipiec 2004). Ponadto, nawożenie gleby azotem mineralnym, szczególnie w formie azotanowej jest groźne dla środowiska przyrodniczego. Jony azotanowe, w porównaniu z amonowymi, dobrze rozpuszczają się w wodzie i jednocześnie słabo wiążą się z koloidami glebowymi, przez co bardzo łatwo wraz z wodą deszczową przenikają do wód podziemnych (powodując ich skażenie) lub spływają do zbiorników wodnych powodując ich eutrofizację.

Intensywne nawożenie mineralne z ograniczonym lub bez nawożenia organicznego powoduje stale postępującą destrukcję gleby i spadek jej urodzajności. Spowodowane jest to kilkoma podstawowymi przyczynami. Po pierwsze, substancja organiczna warunkuje powstawanie i utrzymywanie określonych struktur glebowych oraz utrzymywanie określonych ładunków i sił sorpcyjnych, co w istotny sposób decyduje o losie wprowadzonych do gleby składników pokarmowych. Po drugie, substancja organiczna jest pokarmem dla organizmów heterotroficznych zasiedlających glebę. Jej brak lub małe zróżnicowanie powoduje istotne zmiany w ekosystemie glebowym organizmów. W normalnych warunkach przy nawożeniu organicznym, w którym wszystkie organizmy (heterotrofy, autotrofy, organizmy tlenowe i beztlenowe) współżyją ze sobą w równowadze, tworząc między

sobą liczne bardzo skomplikowane współzależności, wszystkie składniki pokarmowe są zatrzymywane w glebie i mogą być w 100% wykorzystane przez rośliny. Po trzecie, wprowadzane do gleby nawozy mineralne (azot i fosfor) pogłębiają zmiany w mikrobiologicznym ekosystemie gleby. W efekcie stale wzrasta zanieczyszczenie gleby, powietrza i wody oraz produkowanej żywności (Adriano 1998, Turnau 2002).

Koniecznym, więc staje się opracowanie niedrogich i skutecznych metod (technik) ograniczających zanieczyszczenie gleb oraz emisję do wód substancji toksycznych i do atmosfery gazów cieplarnianych, które powstają w wyniku intensywnego nawożenia gleb nawozami mineralnymi, jak i w wyniku stosowania różnego rodzaju środków (w tym organicznych) do ochrony roślin. Najprostszą metodą wydaje się ograniczenie nawożenia mineralnego. Jest to skuteczny sposób, jednak niesie on za sobą znaczne ograniczenie produktywności produkcji roślinnej.

Naturalnym sposobem stymulowania wydajności produkcji roślinnej, przy jednoczesnym znacznym ograniczeniu stosowania nawozów mineralnych, a w przypadku rolnictwa ekologicznego całkowitego zaprzestania ich stosowania, jest wpływanie na rozwój mikroflory gleby. Wyniki wielu obserwacji wykazują, że mikroorganizmy gleby intensywnie rozwijają się przede wszystkim w warstwie ryzosfery, która obejmuje glebę otaczającą korzeń, jego powierzchnię i komórki kory korzenia. Natomiast, nawet w niewielkiej odległości od niej jest ich znacznie mniej (Badura 2004).

Oddziaływanie mikroorganizmów ryzosfery na korzeń rośliny może być negatywne, obojętne lub pozytywne. W szczególności ten ostatni typ interakcji odgrywa istotną rolę w sytuacjach, gdy poszukuje się możliwości poprawy warunków wzrostu roślin uprawianych przy ograniczonym stosowaniu nawozów sztucznych, lub na terenach zdegradowanych przez działalność człowieka. Organizmy te wchodzą z rośliną w bezpośrednie układy symbiotyczne, jak np. bakterie brodawkowe roślin motylkowych (Brockwell 1995). Ponadto, wydzielają wiele wtórnych metabolitów, które hamują rozwój patogenów lub stymulują pobieranie przez roślinę składników biogennych. Wiele substancji wydzielanych przez mikroorganizmy wykazuje właściwości hormonów roślinnych stymulujących rozwój korzeni roślin (Barea 1997, Badura 2004).

Mikroorganizmy są, więc jednym z najistotniejszych elementów prawidłowego funkcjonowania gleby. Jakiekolwiek i czymkolwiek spowodowane wyniszczenia mikroorganizmów w glebie lub naruszenie w niej równowagi pierwiastków, a dokładnie materii, musi doprowadzić do istotnej zmiany danego systemu: ekoczy agrosystemu. W wielu krajach, w których przez lata doprowadzono do erozji gleby i zniszczenia w niej życia biologicznego, między innymi, przez nadmierne lub wyłącznie mineralne nawożenie, na coraz większą skalę zaczyna się stosować licencjonowane preparaty tzw. efektywnych mikroorganizmów – EM. Są to róż-

nego rodzaju organizmy o wybranych właściwościach biologicznych i fizjologicznych, które zasiedlają systemy korzeniowe roślin lub glebę i wspomagają rozwój roślin uprawnych, a także przywracają równowagę biologiczną w glebie lub ukierunkowują określone procesy (w tym chemiczne). Bardzo często wystarczy przywrócić jedynie określoną równowagę biologiczną w glebie by uzyskać odpowiednie plony bez wprowadzania dodatkowych ilości nawozów sztucznych (pierwiastków), które prędzej czy później wejdą do globalnego obiegu materii, powodując nieodwracalne zmiany w środowisku przyrodniczym, w którym musi żyć człowiek w wielorakich powiązaniach i uzależnieniach.

Mikoryza jest wzajemnie korzystnym współżyciem roślin i specyficznych grzybów symbiotycznych, nawiązujących bezpośredni kontakt z korzeniami roślin wyższych, jako gospodarzy. Symbioza ta jest wzajemnie korzystna, ponieważ grzyb zyskuje siedlisko dla swojego wzrostu oraz dostęp do związków organicznych (węglowodanów, jako źródła energii) z korzeni rośliny. Natomiast roślina ma zwiększony dostęp do składników mineralnych: a/ poprzez znacznie zwiększoną strefę pobierania przez pozakorzeniowe strzępki symbionta grzybowego; b/ dzięki wzmożonej mineralizacji związków organicznych zawierających pierwiastki biogenne. Z tego powodu dla określenia strefy korzeniowej roślin mikoryzowych wprowadzono umownie termin mikosfera, poprzez analogię do ryzosfery, czyli strefy aktywności korzeni roślin niemikoryzowych w podłożu wzrostowym.

Grzyby mikoryzowe zajmują szczególne miejsce w obrębie populacji mikroorganizmów ryzosfery korzeni roślin. Po pierwsze, są one szeroko rozpowszechnione, a po drugie wykazują zdolność do tworzenia symbiozy z większością gatunków roślin na kuli ziemskiej. Ponadto, cechą wspólną grzybów mikoryzowych jest ich obecność we wszystkich strefach ryzosfery. Ich grzybnia przerasta podłoże otaczające korzenie rośliny, przyczyniając się między innymi do jego stabilizacji poprzez tworzenie sieci strzępek oraz wydzielanie substancji sklejających cząsteczki gleby (Miller i Jastrow 2000). Sposób kolonizacji korzenia oraz jego powierzchni zależy od typu mikoryzy. Wyróżniamy dwa zasadnicze typy mikoryzy, tj. ektomikoryzę i endomikoryzę.

W ektomikoryzie grzybnia wytwarza na powierzchni korzenia gęsty splot grzybni zwany "opilśnią" lub "mufką grzybniową". Grzybnia wnika także pomiędzy komórki kory pierwotnej korzenia tworząc "sieć HARTIGA" stanowiącą miejsce wymiany substancji pomiędzy partnerami symbiozy. Wykształcana na zewnątrz korzenia grzybnia przerasta podłoże i bierze udział w pobieraniu składników pokarmowych i wody. Grzybnia ta zastępuje funkcję włośników korzeniowych. Ektomikoryza występuje na 3 do 5% roślin, zarówno nagozalążkowych jak i okrytozalążkowych roślin drzewiastych.

Najpowszechniej występującą w przyrodzie jest endomikoryza. Cechą charakterystyczną tego typu mikoryzy jest zdolność penetracji grzybni zarówno przestrzeni

międzykomórkowych korzenia rośliny, jak i wnętrza żywych komórek kory korzenia. Wyróżniamy trzy podstawowe typy endomikoryzy: mikoryzę storczyków, mikoryzę erikoidalną i arbuskularną. W mikoryzie storczyków oraz erikoidalnej grzybnie grzybów tworzą specyficzne zwoje. Natomiast w arbuskularnej wewnątrz komórek kory korzenia tworzą się specyficzne struktury zwane arbuskularami.

Mikoryza arbuskularna (AM) jest najbardziej rozpowszechnionym typem mikoryzy. Występuje ona u ponad 80% gatunków roślin żyjących na ziemi. Grzyby tworzące tego typu mikoryzę to głównie przedstawiciele rzędu *Glomales*, rodziny *Glomacea* (Remy i in. 1994, Błaszkowski 2004). Strzępki kiełkujących zarodników wrastają do komórek korzeni, gdzie się rozgałęziają tworząc arbuskule (gałązki). Oprócz arbuskul tworzone są pęcherzyki (wezikule). Uważa się, że w pęcherzykach gromadzone są substancje zapasowe, które w krytycznych warunkach mogą być udostępniane roślinom. Grzybnia wrastając do komórek powoduje powstawanie "wgłębień", zwiększając w ten sposób jej powierzchnie, i tym samym zwiększając transport substancji pomiędzy partnerami symbiozy. Jednocześnie wraz z rozrastaniem się grzybni wewnątrz korzenia, rozbudowuje się grzybnia na jego powierzchni. Przerasta ona podłoże pełniąc funkcje absorpcyjne i jednocześnie poprawia strukturę gleby.

Stosując w produkcji roślinnej arbuskularną mikoryzę (AM) uzyskujemy z jednej strony korzyści gospodarcze, bowiem przyśpiesza ona tempo wzrostu roślin uprawnych i wzrost ich plonowania (Norman i in. 1996, Koide i Mosse 2004, Lekberg i Koide 2005, Gosling i in. 2006, Marcel i in. 2006), a z drugiej strony w znacznym stopniu możemy ograniczać zanieczyszczenie środowiska (Gosling i in. 2006). Grzyby arbuskularne posiadają bowiem wiele specyficznych właściwości, które pozwalają w produkcji roślinnej na obniżenie emisji do środowiska wielu czynników działających destrukcyjnie na środowisko:

Mikoryza chroni rośliny przed patogenami glebowymi z rodzaju *Fusarium*, *Phytophtora Verticillium*, wirusami oraz wieloma nicieniami (Dehne 1982, Graham 1986, Orlikowski 2004, Koide i Mosse 2004, Selosse i in. 2004). Mechanizm tego zjawiska polega na: a/grzybnia zewnętrzna nie dopuszcza do kontaktu korzenia z patogenami, b/grzyby mikoryzowe będąc kompatybilne z rośliną wygrywają z grzybami patogennymi, c/ oraz mikoryza aktywuje naturalną odporność roślin, wzbudzając w niej naturalne mechanizmy obronne przeciw patogenom. Mikoryza ma szczególne znaczenie przy uprawie roślin pochodzących z warunków sterylnych oraz roślin szczególnie wrażliwych na patogeny glebowe. W normalnych warunkach w uprawach polowych tych roślin konieczne jest, między innymi, stosowanie bromku metylu, który jest silną trucizną i ponadto zabija on wszelkie organizmy glebowe. Stosowanie grzybów mikoryzowych pozwala zmniejszyć (a nawet całkowicie wyeliminować) odkażanie chemiczne gleby oraz stosowanie wielu środków ochrony roślin (Yestberg i Estaun 2001, Estrada-Luna i in. 2000).

Grzyby arbuskularne korzytnie wpływają na strukturę gleby, jej odczyn i zasolenie oraz mineralizację związków organicznych (Turnau i in. 2002, van der Heijden i in. 2006, Rillig i Mummey 2006). Wpływają one między innymi na jej agregację, i stabilizację agregatów, co w istotny sposób pobudza rozwój mikroflory glebowej i jej kompozycję. Zrównoważony ekosystem mikroflory glebowej przyczynia się do tworzenia właściwej struktury gleby, mineralizacji materii organicznej oraz właściwego obiegu związków mineralnych w glebie. Właściwa struktura gleby w istotny sposób poprawia gospodarkę wodną, zatrzymuje związki mineralne w glebie, ogranicza uwstecznianie składników pokarmowych oraz korzystnie wpływa na rozwój systemów korzeniowych roślin. W efekcie możemy uzyskać: a/ znaczne ograniczenie nawożenia mineralnego; b/ ograniczoną emisję azotu do atmosfery; w tym także podtlenku azotu, który odgrywa istotną rolę w procesie ocieplania się klimatu; c/ ograniczone przenikanie do wód podziemnych i zbiorników wodnych azotanów; d/ zmniejszone nagromadzanie w glebie nieprzyswajalnych kompleksów fosforanowych oraz znacznie mniejsze wymywanie z gleby do zbiorników wodnych fosforanów, które są odpowiedzialne za ich eutrofizację.

Rośliny uprawiane na glebach mikoryzowanych znacznie lepiej znoszą stres jakim jest susza (Auge 2001, Borkowska 2002). Dzięki temu można w znacznym stopniu ograniczyć zużycie wody, której coraz bardziej brakuje, do ich nawadniania.

Mikoryzowane rośliny wymagają znacznie mniejszego nawożenia mineralnego, bowiem grzyby mikoryzowe modyfikują budowę i strukturę korzeni. Powodują, że system korzeniowy jest bardziej rozgałęziony, zawiera znacznie więcej bocznych korzeni, przez co zajmuje większą objętość podłoża. Dzięki temu penetracja gleby jest lepsza, co powoduje wydajniejsze pobieranie składników pokarmowych oraz wody (Norman i in. 1996, Barker i Tagu 2000).

Grzyby mikoryzowe posiadają zdolność uruchamiania z niedostępnych dla roślin form fosfor z połączeń organicznych oraz z chelatowych połączeń z żelazem i glinem (Hutton i in. 1994, Toro i in. 1997, Read i Perez-Moreno 2002, Koide i Mosse 2004, van der Heijden i in. 2006, Rillig i Mummey 2006). Niedawno wykazano, że grzyby arbuskularne kolonizując systemy korzeniowe roślin modyfikują system transportu fosforu, prawdopodobnie przez pobudzanie aktywności genów odpowiedzialnych za transport tego pierwiastka (Karandashov i Bucher 2005).

Wykazano, że grzyby arbuskularne uczestniczą także w uruchamianiu azotu ze związków organicznych oraz zwiększają pobieranie azotu z gleby przez rośliny (Hawkins i in. 2000, Read i Perez-Moreno 2003, Koide i Mosse 2004, van der Heijden i in. 2006). W wielu doświadczeniach wykazano, że mikoryza zwiększa od czterech do pięciu razy współczynnik wykorzystania fosforu i azotu przez uprawiane rośliny, które tworzą związki symbiotyczne z grzybami arbuskularnymi. Pożądany plon tych roślin można uzyskać obniżając znacznie zalecane dawki nawozu (Williams i in. 1992, Taylor i Harrier 2001). Jednocześnie należy zaznaczyć, że nadmierne nawożenie roślin zaszczepionych grzybami mikoryzowymi

może osłabiać korzystne efekty symbiozy mikoryzowej (Gryndler i in. 2001, Avis i in. 2003, Li i in. 2006).

Arbuskularne grzyby mikoryzowe są potencjalnie ważnym ogniwem w łańcuchu odpowiedzi ekosystemów na wzrost zawartości dwutlenku węgla w atmosferze. Przez promowanie pobierania przez rośliny fosforu oraz pobudzanie fotosyntezy zwiększają pobieranie CO_2 z atmosfery (Newsham i in. 1995, Fitter i in. 2000, Koide i Mosse 2004, Grimoldi i in. 2006)). Pozytywne sprzężenie może być następujące: roślina w odpowiedzi na zwiększoną zawartość CO_2 w atmosferze zwiększa jego wiązanie i transportuje zwiększone ilości węgla (w postaci związków organicznych) do korzeni; w konsekwencji grzyby mikoryzowe mogą szybciej rosnąć i wychwytywać więcej fosforu, który z kolei jest pobierany przez roślinę i pobudza jej wzrost (przyrost biomasy). Ten pozytywny efekt jest w znacznym stopniu zmniejszany przez same grzyby, bowiem dla własnych potrzeb energetycznych część węgla organicznego skumulowanego w korzeniach przetwarzają do dwutlenku węgla, który przechodzi do gleby i atmosfery (Staddon i in. 1999, Fitter i in. 2000 Grimoldi i in. 2006). Na przykład, Pfeffer i in. (1999) wykazali, że do 50% wytworzonego w procesie fotosyntezy węgla organicznego przez roślinę może być przechwytywane przez symbiotyczne grzyby arbuskularne żyjące na jej korzeniach.

Grzyby arbuskularne wspomagają także procesy fitostabilizacji, fitodegradacji oraz fitoekstrakcji w bioremediacji terenów (gleb) zdegradowanych przez przemysł i porolnych (Wójcik 2000,Turnau i in. 2002). Grzybnie wielu grzybów arbuskularnych filtrując roztwory wody i soli mineralnych z gleby dzięki zdolności wiązania znacznych ilości metali ciężkich (Joner i in. 2000), powodują ich zatrzymanie na powierzchni grzybni, bądź w jej strukturach (Hilderbrandt i in. 1999, Tonin i in. 2001). W technologiach fitodegradacji organicznych zanieczyszczeń gleby dodawane grzyby arbuskularne pozwalają zastąpić wprowadzanie specyficznych substancji zwiększających dostępność substancji toksycznych dla roślin degradujących organiczne zanieczyszczenia gleby (Schwab i Banks 1994, Shann i Boyle 1994). Grzyby te także wspomagają wzrost tych roślin przez obniżenie stresu związanego z brakiem dostępności fosforu oraz wody, jak również wzmagają produkcję enzymów oksydatywnych (Sanchez-Diaz i Honrubia 1994, Salzer i in. 1999, Joner i Leyval 2001. Coraz więcej uwagi poświęca się możliwości zastosowania endomikoryzy w procesach fitoekstrakcji, bowiem grzyby arbuskularne tworzą układy symbiotyczne z wieloma roślinami wykazującymi zdolności do hiperkumulacji metali (Turanau i in. 2002). W tym przypadku rola mikoryzy niekoniecznie musi polegać jedynie na wzmaganiu procesu fitoekstrakcji, ale przede wszystkim na zwiększeniu biomasy plonu (zawierającego duże ilości metali), poprawie warunków glebowych i na ochronie roślin przed patogenami.

IBMER od 2006 roku prowadzi w Zakładzie Doświadczalnym w Oddziale poznańskim prace związane z technicznymi aspektami wykorzystania mikoryzacji gleb w gospodarstwach ekologicznych celem zwiększenia plonowania i efektyw-

ności ekonomicznej przez zwiększenie żyzności i utrzymanie prawidłowej struktury gleb w tych gospodarstwach. Jednocześnie Instytut uczestniczy w wielu projektach badawczych w ramach badań Sieci Naukowej AGROGAS, których jednym z celów jest poszukiwanie możliwości ograniczania emisji gazów cieplarnianych z gleb użytkowanych rolniczo.

Program tych badań zakłada, że ograniczenie emisji gazów cieplarnianych z gleb użytkowanych rolniczo będzie można uzyskać między innymi przez systematyczne stosowanie określonych praktyk rolniczych, do których należy także rolnictwo ekologiczne oraz stosowanie efektywnych mikroorganizmów (EM), a w szczególności grzybów endomikoryzowych.

Zadaniem projektu jest określenie, w jakim stopniu uprawa gleby systemem rolnictwa ekologicznego z jednoczesną jej mikoryzacją grzybami endomikoryzowyni ogranicza emisję gazów cieplarnianych, a zwłaszcza podtlenku azotu w porównaniu z emisjami występującymi przy tradycyjnych metodach uprawy gleby. Planowane wyniki podjętych badań, to ograniczenie emisji gazów cieplarnianych do atmosfery przez wdrażanie ekologicznych rozwiązań technologicznych, które z jednej strony umożliwią ograniczenie nadmiernego stosowania nawozów mineralnych (sztucznych) i środków ochrony roślin, a z drugiej będą stymulowały żyzność gleby, jej aktywność biologiczną oraz właściwości fizyko-chemiczne.

PIŚMIENNICTWO

Adriano D.C., Chłopecka A., Kaplan I., 1998. Role of soil chemistry in soil remediation and ecosystem conservation. Soil Chemistry and Ecosystem Health. Special Publication 52, Soil Science Society of America, Madison.

AGGIH, 1986. Documentation of the Threshold Values and Biological Exposure Indices. V Ed. American Conference of Governmental Industrial Hygienists Association. Publication Cincinnati OH.

Auge R.M., 2001. Water relations, and vesicular-arbuscularmycorrhizal symbiosis. Mycorrhiza, 11, 3-42.

Avis P.G., McLaughlin D.J., Dentinger B.C., Reich P.B., 2003. Long-term increase in nitrogen supply alters above- and below-ground ectomycorrhizal communities and increases the dominance of *russula spp.* in a temperate oak savanna. New Phytol., 160(1), 239-253.

Azcon-Aguilar C., Barea J.M., 1996. Arbuscular mycorrhizas and biological control of soil-borne plant pathogens. An overview of the mechanisms involved. Mycorrhiza, 6, 457-464.

Badura L., 2004. Czy znamy wszystkie uwarunkowania funkcji mikroorganizmów w ekosystemach lądowych? Kosmos, 53(3-4), 373-379.

Barea J.M., 1997. Mycorrhiza/bacteria interactions on plant growth. [w:] Plant growth-promoting rhizobacteria present status and future prospects. Ogoshi A., Kobayashi L., Homma Y., Kodama F., Kondon N., Akino S. (red.). OECD, Paris, 150-158.

Barker S.J., Tagu D., 2000. The role auxins and cytokinins in mycorrhizal symbioses. J. Plant Growth Regulation, 19(2), 144-154.

Błaszkowski J., 2004. Przeszłość, teraźniejszość i przyszłość klasyfikacji arbuskularnych grzybów mikoryzowych. Kosmos, 53(1), 17-24.

Borkowska B., 2002. Growth and photosynthetic activity of micro-propagated strawberry plants inoculated with endomycorrhizal fungi (AMF) and growing under drought stress. Acta Physiol. Plantarum, 24(4), 365-370.

Brockwell J., Bottomley P.J., Thies J.E., 1995. Manipulation of rhizobia microflora for improving legume productivity and soil fertility: a critical assessment. Plant Soil, 174, 143-180.

Ciok Z., 2001. Zanieczyszczenia i ochrona powietrza atmosferycznego [w:] Ochrona środowiska w elektroenergetyce. PWN, Warszawa.

Dehne H-W., 1982. Interaction between vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi and plant pathogens. Phytopathology, 72, 1115-1119.

Estrada-Luna A.A., Davies E.T., Egill J.N., 2000. Mycorrhizal fungi enhancement of growth and gas exchange of micro-propagated guava plantlets (*Psidium guajava* L.) during ex vitro acclimatization and plant establishment. Mycorrhiza, 10, 1-8.

Fitter A.H., Heinemeyer A., Staddon P.L., 2000. The impact of elevated CO_2 and global climate change on arbuscular mycorrhizas: a mycocentric approach. New. Phytol, 147, 179-187.

Gosling P., Hodge P., Goodlass G., Bending G.D., 2006. Arbuscular mycorrhizal fungi and organic farming. Agriculture Ecosystems & Environment, 113(1-4), 17-35.

Graham J.H., 1986. Citrus mycorrhizae: potential benefits and interactions with pathogens. Hortic Sci., 21, 1302-1306.

Grimoldi A.A., Kavanová M., Lattanzi F.A., Schäufele, Schnyder H., 2006. Arbuscular mycorrhizal colonization on carbon economy in perennial ryegrass: quantification by $^{13}CO_2/^{12}CO_2$ steady-state labelling and gas exchange. New Phytol., 172, 544-553.

Gryndler M., Hrselova H., Vosatka M., Votruba J., Klir J., 2001. Organic fertilization changes the response of mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi and their sporulation to mineral NPK supply. Folia Microbiol. (Praha), 46(6), 540-542.

Hatano R., Lipiec J., 2004. Effects of land use and cultural practices on greenhouse gas fluxes in soil. Acta Agrophysica, Monograph, 109.

Hawkins H.J., Johansen A., George E., 2000. Uptake and transport of organic and inorganic nitrogen by arbuscular mycorrhizal fungi. Plant and Soil, 226, 275-285.

Hilderbrandt U., Kaldorf M., Bothe H., 1999. The zinc violet and its colonization by arbuscular mycorrhizal fungi. J. Pl. Physiol., 154, 709-717.

Hutton B.J., Dixon K.W., Sivasithamparam K., 1994. Ericoid endophytes of Western Australian heaths (*Epacridaceae*). New Phytol., 127: 557-566.

Joner E.J., Briones R., Leyval C., 2000. Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. Plant Soil, 226: 227-234.

Joner E.J., Leyval C., 2001. Influence of arbuscular mycorrhiza on clover and ryegrass grown together in a soil spiked with polycyclic aromatic hydrocarons. Mycorrhiza, 10, 155-159.

Karandashov V., Bucher M., 2005. Symbiotic phosphate transport in arbuscular mycorrhizas. Trends Plant. Sci., 10(1), 22-29.

Koide R.T., Mosse B., 2004. A history research on arbuscular mycorrhiza. Mycorrhiza, 14, 145-163.

Lekberg Y., Koide R.T., 2005. Is plant performance limited by abundance of arbuscular mycorrhizal fungi? A meta-analysis of studies published between 1988 and 2003. New Phytol., 168(1), 189-204.

Li H., Smith S.E., Holloway R.E., Zhu Y., Smith F.A., 2006. Arbuscular mycorrhizal fungi to phosphorus uptake by wheat grown in a phosphorus-fixing soil even in the absence of positive growth responses. New Phytol., 172, 536-543.

Miller R.M., Jastrow J.D., 2000. Mycorrhizal fungi influence soil structure [w:] Arbuscular mycorrhizas: physiology and fuction. Kapulnik Y., Douds D.D. (red.). Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 3-18.

Newsham K.K., Fitter A.H., Watkinson A.R., 1995. Multifuctionality and biodiversity in arbuscular mycorrhizas. Trends in Ecology and Evolution, 10, 407-411.

Norman J.R., Atkinson D., Hooker J.E., 1996. Arbuscular mycorrhizal fungal-induced alteration to root architecture in strawberry and induced resistance to root pathogen *Phytophtora fragariae*. Plant and Soil, 185, 191-198.

Orlikowski L., 2004. Mikoryzowanie roślin a rozwój fytoftorozy. Materiały Seminarium "Dlaczego mikoryza jest szansą sukcesu dla roślin ogrodniczych i leśnych?", Warszawa, 21.01.2004: 93-96.

Pfeffer P., Douds D., Becard G., Shachar-Hill Y., 1999. Carbon uptake and the metabolism and transport of lipids in an arbusvular mycorrhiza. Plant Physiology, 120, 587-598.

Read D.J., Perez-Moreno J., 2003. Mycorrhiza and nutrient cycling in ecosystems - journey towards relevance?. New Phytolog., 157, 475-492.

Remy W., Taylor T.N., Hass H.,Kerp H., 1994. Four hundred-million-year-old vesicular arbuscular mycorrhizas. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 91, 11841-11843.

Rillig M.C., Mummey D.L., 2006. Mycorrhizas and soil structure. New Phytologist, 171, 41-53.

Salzer P., Corbere H., Boller T., 1999. Hydrogen peroxide accumulation in *Medicago truncatula* roots colonized by the arbuscular mycorrhiza-forming fungus *Glomus intraradices*. Planta, 208, 319-325.

Sanchez-Diaz M., Honrubia M., 1994. Water relations and alleviation of drought stress in mycorrchizal plants. [w:] Impact of arbuscular mycorrchizas on sustainable agriculture and natural ecosystems. Gianinazzi S., Schüepp H. (red.). birkhäuser, Basel, 167-178.

Schwab A.P., Banks M.K., 1994. Biologically mediated dissipation of polyaromatic hydrocarbons in the root zone. [w:] Bioremediation through rhizosphere technology. Anderson T.A., Coats J.R. (red.). American Chemical Society, Washington DC, 132-141.

Selosse M.A., Baudoin E., Vandenkoornhuyse P., 2004. Symbiotic microorganisms, a key for ecological success and protection of plants. C. R. Biol., 327(7), 639-648.

Shann J.R., Boyle J.J., 1994. Influence of plant species on in situ rhisosphere degradation. [w:] Bioremediation through rhizosphere technology. Anderson T.A., Coats J.R. (red.). American Chemical Society, Washington DC: 70-81.

Staddon P.L., Robinson D., Graves J.D., Fitter A.H., 1999. The $\delta^{12}C$ signature of the external phase of a *Glomus* mycorrhizal fungus: determination and implications. Soil Biology and Biochemistry. 31, 1067-1070.

Taylor J., Harrier L.A., 2001. A comparison and nutrition of micro-propagated *Fragaria x ananassa cv. Elvira* (strawberry) when colonised by nine species of arbuscular mycorrhizal fungi. Applied Soil Ecology, 18(3), 205-215.

Tonin C., Vandenkoornhuyse P., Joner E.J., Straczek J., Leyval C., 2001. Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi diversity in rhizosphere of *viola calaminaria* and these fungi on heavy metal uptake clover. Mycorrhiza, 10, 161-168.

Toro M., Azoon R., Barea J., 1997. Improvement of arbuscular mycorrhiza development by inoculation of soil with phosphate-solubilizing rhizobacteria to improve rock phosphate bioavailability ((sup32)P) and nutrient cycling. Appl. Environ. Microbiol., 63(11), 4408-4412.

Turnau K., Jurkiewicz A., Grzybowska B., 2002. Rola mikoryzy w bioremediacji terenów zanieczyszczonych. Kosmos, 51(2), 185-194.

van der Heijden M.G.A, Streitwolf-Engel R., Riedl r., Siegrist S., Neudecker A., Ineichen K., Boller T., Wiemken A., Sanders I.R., 2006. The mycorrhizal contribution to plant productivity, plant nutrient and soil structure in experimental grassland. New Phytol., 172, 739-752.

Williams S.C.K., Yestberg M., Uosukainen M., Dodd J.C., Jeffries P., 1992. Effects offertilizers and arbuscular mycorrhizal fungi on the post-vitro growth of micro-propagated strawberry. Agronomie, 12, 851-857.

Wójcik M., 2000. Fitoremediacja - sposób oczyszczania środowiska. Kosmos, 49, 135-147.

Yestberg M., Estaum V. 1994. Micropropagated plants, an opportunity to positively manage mycorrhizal activities [w:] Impact of arbuscular mycorrhizas on sustainable agriculture and ecosystems. Gianinazzi S., Shuepp H. (Eds.). Birkhauser, Basel, 217-226.

17. STRESZCZENIE

Monografia przedstawia wyniki badań prowadzonych w pierwszym roku działalności sieci naukowej „Redukcja gazów cieplarnianych i amoniaku w rolnictwie" – AGROGAS. Badania prowadzono na poziomie pola, gdzie zastosowano dwa systemy uprawy roli – tradycyjny i uproszczony, na poziomie gospodarstwa przy trzech systemach produkcji roślinnej - ekologicznym, konwencjonalnym i integrowanym oraz na poziomie województwa, gdzie dokonano szacunków emisji metanu i tlenku azotu (I). Prowadzono również badania dotyczące możliwości zastosowania metod redukcji amoniaku i gazów cieplarnianych wytwarzanych podczas chowu zwierząt.

Uzyskane wyniki badań wskazują, że zastosowane systemy uprawy roli powodowały istotne zmiany badanych fizycznych i chemicznych i mikrobiologicznych właściwości gleb. Uprawa uproszczona wywierała wzrost zagęszczenia i uwilgotnienia gleby, jak również wzrost zawartości potasu, szczególnie w jej powierzchniowej warstwie. Również wzrost i wegetacja roślin w systemie uprawy uproszczonej charakteryzowała się odmiennym przebiegiem niż w uprawie tradycyjnej. Stwierdzono tam gorsze odżywienie roślin azotem (niższy wskaźnik zieloności liści) i mniejszą suchą masę roślin.

System uprawy uproszczonej przyczynia się również do tworzenia bardziej przyjaznych warunków w środowisku glebowym dla wzrostu i rozwoju mikroorganizmów w porównaniu do systemu tradycyjnego.
Wykazano także wpływ uprawy na stężenie dwutlenku węgla w profilu glebowym. Stwierdzono wyższe stężenie dwutlenku węgla w uprawie tradycyjnej w stosunku do uproszczonej.

Analiza warunków klimatycznych w miejscowościach w których prowadzono badania polowe wykazała, że temperatura od października do grudnia 2006 znacznie przewyższała średnie wieloletnie określone z Modelu Agroklimatu Polski na lata 2001-2010.

Analiza szacunkowej emisji metanu i tlenku azotu (I) wykonana zgodnie z wytycznymi Międzynarodowego Panelu ds. Zmian Klimatu (IPCC) wykazała duże zróżnicowanie między poszczególnymi województwami. Na podstawie badań stwierdzone również, że sekwestracje węgla zapewniają neutralność procesów spalania roślin energetycznych (miskanta i wierzby krzewiastej) pod względem emisji gazów cieplarnianych do atmosfery.

W monografii przedstawiono również szczegółowy opis stanowisk badawczych oraz metodyki prowadzenia badań w mało-objętościowych komorach bilansowych oraz komorach bilansowych ze stałym wymuszonym ruchem powietrza. Uzyskane wyniki potwierdzają skuteczność wybranych rozwiązań służących redukcji emisji gazów z pomieszczeń inwentarskich.

Przeprowadzone analizy uzyskanych i zaprezentowanych w pracy wyników badań oraz wyników badań prowadzonych w dalszych latach działalności Sieci AGROGAS pozwolą wskazać sposoby i metody postępowania umożliwiające ograniczenie emisji gazów cieplarnianych i amoniaku w rolnictwie.

Słowa kluczowe: gazy cieplarniane, emisja, produkcja, uprawa gleby

18. SUMMARY

THE GREENHOUSE GAS AND AMMONIA EMISSION IN AGRICULTURE

The Monograph presents the results of research conducted in the first year of activity of the research network "Reduction of greenhouse gases and ammonia in agriculture" – AGROGAS. The experiments were conducted at the field level, where two soil tillage systems were applied – the conventional and the reduced, at the farm level, with three systems of plant production – ecological, conventional and integrated, and at the level of a region, where estimations were made of the levels of emission of methane and nitric oxide (I). Also, studies were conducted on the applicability of methods for the reduction of ammonia and greenhouse gases generated in farm animal breeding.

The results indicate that the applied systems of soil tillage caused significant changes in the examined physical, chemical and microbiological properties of the soils. Reduced tillage caused an increase in soil compaction and moisture, as well as an increase in the content of potassium, especially in the top horizon of the soil. Also, the growth and vegetation of plants in the reduced tillage system were characterized by different runs than in the conventional tillage system. Poorer nutrition of plants with nitrogen (lower leaf green index) and lower dry mass of plants were observed there.

The reduced tillage system was also conducive to the creation of soil environment conditions that were more friendly for the growth and development of soil micro-organisms, as compared to the conventional system.

The study also showed an effect of the tillage system applied on the concentration of carbon dioxide in the soil profile. Higher carbon dioxide concentration was observed in the conventional tillage system as opposed to the reduced tillage.

Analysis of climatic conditions at the localities where the field experiments were conducted showed that the temperature from October to December, 2006, notably exceeded the mean multi-year values determined from the Model Agroclimate of Poland for the years 2001-2010.

Analysis of estimated emissions of methane and nitric oxide (I), performed in accordance to the recommendations of the International Panel for Climate

Changes (IPCC), showed notable differentiation between the particular regions. The study demonstrated that carbon sequestration ensured the neutrality of the processes of combustion of energy crop plants (Miscanthus and coppiced willow) with respect to the emission of greenhouse gases to the atmosphere.

The Monograph presents also a detail description of test station equipment and methods of experimentation in low-volume balance chambers and in balance chambers with enforced constant air circulation. The obtained results support the effectiveness of the selected solutions aimed at the reduction of emission of gases from farm animal sheds and barns.

Analyses performed for the experimental results obtained and presented in the Monograph and of results of studies conducted in subsequent years of the activity of the AGROGAS network will permit identification of methods allowing the reduction of greenhouse gases and ammonia emission in agriculture.

Keywords: greenhouse gases, emission, production, soil tillage