

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA
I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT
BADAWCZY



**STUDIA
I
RAPORTY
IUNG - PIB**

5

PROGRAM WIELOLETNI
2005–2010

PULAWY, 2007

SPRAWDZENIE PRZYDATNOŚCI
WSKAŹNIKÓW DO OCENY
ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA
ZASOBAMI ŚRODOWISKA ROLNICZEGO
W WYBRANYCH GOSPODARSTWACH
GMINACH I WOJEWÓDZTWACH

KSZTAŁTOWANIE
ŚRODOWISKA ROLNICZEGO POLSKI
ORAZ ZRÓWNOWAŻONY ROZWÓJ
PRODUKCJI ROLNICZEJ

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Seweryn Kukula*

Redaktor: *doc. dr hab. Adam Harasim*

Recenzenci: *prof. dr hab. Franciszek Dębicki*
prof. dr hab. Antoni Faber
prof. dr hab. Tadeusz Filipek
prof. dr hab. Stanisław Krasowicz
prof. dr hab. Franciszek Rudnicki
prof. dr hab. Józef Sasik

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *dr Irena Marcinkowska*

ISBN 978-83-89576-29-5

Egzemplarz bezpłatny

Nakład 200 egz., B-5, zam. 33/F/07
Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG - PIB w Puławach
tel. (081) 8863421 w. 301 i 307; fax (081) 8864547
e-mail: iung@iung.pulawy.pl; <http://www.iung.pulawy.pl>

SPRAWDZENIE PRZYDATNOŚCI WSKAŹNIKÓW DO OCENY
ZRÓWNOWAŻONEGO GOSPODAROWANIA ZASOBAMI
ŚRODOWISKA ROLNICZEGO W WYBRANYCH
GOSPODARSTWACH GMINACH I WOJEWÓDZTWACH

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. Antoni Faber – Przegląd wskaźników rolnośrodowiskowych zalecanych do stosowania w ocenie zrównoważonego gospodarowania w rolnictwie	9
2. Andrzej S. Zaliwski – Oszacowanie emisji podtlenku azotu i metanu z rolnictwa w przekroju województw za lata 1999–2004	25
3. Janusz Igras – Ocena jakości płytkich wód gruntowych w Polsce	49
4. Tomasz Stuczyński i in. – Warunki przyrodnicze ekologicznej produkcji rolniczej a jej stan obecny na obszarze Polski	55
5. Artur Łopatka i in. – Analiza warunków wodnych gleb i zagrożeń związanych z suszą na przykładzie województwa podlaskiego	79
6. Janusz Igras, Jerzy Kopiński – Zużycie nawozów mineralnych i naturalnych w układzie regionalnym	107
7. Jerzy Kopiński – Bilans azotu brutto dla Polski i województw w latach 2002–2005	117
8. Arkadiusz Tujaka – Krajowy bilans fosforu w ujęciu regionalnym	133
9. Beata Feledyn-Szewczyk – Opis modelu RISE do oceny stopnia zrównoważenia gospodarstw	141
10. Rafał Wawer, Eugeniusz Nowocień – Aktualne zagrożenie erozją gleb w Polsce	157
11. Zuzanna Jarosz, Antoni Faber – Zmiany w użytkowaniu ziemi w województwach	169

WSTĘP

Powołana w 1983 r. przez Sekretarza Generalnego ONZ Komisja Brundtland opracowała w 1987 r. raport z prac pt. „Nasza wspólna przyszłość”. Przedstawiona w nim została koncepcja rozwoju zrównoważonego, która stała się w 1992 r. motywem przewodnim II Konferencji w Rio de Janeiro „Środowisko i rozwój”. Opracowany w trakcie konferencji dokument Agenda 21 precyzował sposób opracowywania i wdrażania programów zrównoważonego rozwoju w praktyce.

W kraju „Strategię zrównoważonego rozwoju Polski do 2025 r.” przyjęto w grudniu 1999 r. (Ministerstwo Środowiska; http://www.mos.gov.pl/1materialy_informacyjne/raporty_opracowania/strategia/index1.html). Wykorzystano w niej definicję rozwoju zrównoważonego zaproponowaną przez Komisję Brundtland: „*sustainable development*” to prawo do zaspokajania aspiracji rozwojowych obecnej generacji bez ograniczania praw przyszłym pokoleniom w ich rozwoju. Definicja ta wskazuje, że rozwój gospodarczy i cywilizacyjny obecnego pokolenia nie powinien odbywać się kosztem wyczerpywania zasobów nieodnawialnych i niszczenia środowiska, dla dobra przyszłych pokoleń, które też będą posiadały prawa do swego rozwoju. W tak rozumianym rozwoju dąży się do harmonijnego godzenia celów ekologicznych, ekonomicznych i społecznych.

Zasady rozwoju zrównoważonego zostały mocno ugruntowane w polskim prawodawstwie. Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej w artykule 5 określa, że: „Rzeczpospolita Polska strzeże niepodległości i nienaruszalności swego terytorium, zapewnia wolności i prawa człowieka i obywatela oraz bezpieczeństwo obywateli, strzeże dziedzictwa narodowego oraz zapewnia ochronę środowiska, kierując się zasadą zrównoważonego rozwoju”. Oznacza to, że zasady zrównoważonego rozwoju zaliczone zostały w ustawie zasadniczej do najbardziej żywotnych interesów narodowych.

Pojęcie zrównoważonego rozwoju zdefiniowano w ustawie o ochronie i kształtowaniu środowiska z dnia 31 stycznia 1980 roku (Dz. U. Nr, poz. 196, z późn. zm.). W artykule 3.3a stwierdza się, że: „rozwój zrównoważony, to taki rozwój społeczno-gospodarczy, w którym w celu równoważenia szans dostępu do środowiska poszczególnych społeczeństw lub ich obywateli – zarówno współczesnego, jak i przyszłych pokoleń – następuje proces integrowania działań politycznych, gospodarczych i społecznych z zachowaniem równowagi przyrodniczej oraz trwałości podstawowych procesów przyrodniczych”.

Definicje i zasady rozwoju zrównoważonego powinny być uwzględniane w bieżącej i planowanej działalności we wszystkich sektorach gospodarki.

Intensyfikacja rolnictwa przyniosła nie tylko znaczący wzrost produkcji żywności, ale często również negatywne skutki środowiskowe. Równoważenie rozwoju rolnictwa wymagać będzie działań długofalowych, ponieważ procesy równowagi w rolnictwie kształtują się w długich okresach. Niezbędne do monitorowania stanu równowagi rolnictwa są właściwie dobrane wskaźniki ocen. W niniejszym zeszycie z serii „Studia i Raporty IUNG-PIB” przedstawiono dotychczasowe prace nad

opracowaniem wskaźników rolnośrodowiskowych do ocen zrównoważonego gospodarowania w rolnictwie, wykonana w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB.

Kierownik zadania 1.2

prof. dr hab. Antoni Faber

Antoni Faber

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

**PRZEGLĄD WSKAŹNIKÓW ROLNOŚRODOWISKOWYCH
ZALECANYCH DO STOSOWANIA W OCENIE ZRÓWNOWAŻONEGO
GOSPODAROWANIA W ROLNICTWIE***

Wstęp

Rolnictwo, podobnie jak inne działy gospodarki, zobowiązane jest do uwzględniania zasad zrównoważonego rozwoju i gospodarowania w swojej polityce oraz działalności. Obowiązek taki wynika z zapisów Konstytucji, ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska oraz z podpisanych przez Polskę deklaracji, umów i porozumień międzynarodowych (np. Agenda 21, Rio de Janeiro 1992). Cele, zadania i sposoby równoważenia rozwoju zaprogramowane zostały w „Strategii zrównoważonego rozwoju Polski do 2025 roku” (15). W dokumencie tym podkreśla się między innymi, że skutki podejmowanych decyzji gospodarczych powinny być oceniane pod względem efektów ekologicznych (środowiskowych), ekonomicznych i społecznych. Do prowadzenia takich ocen i monitorowania stopnia zrównoważenia gospodarki, w tym zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego, potrzebne są odpowiednie wskaźniki.

Pierwszy zestaw wskaźników dla potrzeb rolnictwa został opracowany przez OECD (16, 17). Wstępną próbę opracowania wskaźników dla wybranych krajów UE podjęto w projekcie ELISA (13). Decyzje dotyczące opracowania wskaźników dla całej UE zapadły pod koniec lat dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku. Rada Unii Europejskiej na swoich posiedzeniach w Cardiff (czerwiec 1998), w Wiedniu (grudzień 1998) oraz w Helsinkach (grudzień 1999) nałożyła na Komisję Europejską zadanie integracji ochrony środowiska z sektorowymi politykami Wspólnoty. W przypadku rolnictwa Komisja zaproponowała Radzie UE i Parlamentowi Europejskiemu 35 wskaźników rolnośrodowiskowych, które monitorować mają wpływ na środowisko Wspólnej Polityki Rolnej (9). Opracowanie tych wskaźników oraz ich zastosowanie w praktyce w krajach UE-15 realizowane jest w ramach projektu IRENA (11). Pierwsze oceny wykonane w tym projekcie opublikowane zostały w 2005 r. (12). W niektórych krajach opracowano wskaźniki dostosowane do istniejącej w nich specyfiki rolnictwa. Przykładem jest tu pilotowy zestaw wskaźników przyjęty w Wielkiej Brytanii (14).

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

Jak dotąd najmniejszy jest postęp w doborze i próbach zastosowań wskaźników do oceny stopnia zrównoważenia produkcji rolniczej w gospodarstwach (1-3). Najpełniejszą propozycję wykonywania ocen w tej skali ujęto w opracowanym w Szwajcarii modelu RISE (3).

Definicje zrównoważonego rozwoju rolnictwa i wskaźników do jego oceny

Nie ma jednej i powszechnie przyjętej definicji rozwoju zrównoważonego. Najczęściej w różnych opracowaniach i dokumentach cytuje się definicję zaczerpniętą z raportu Komisji Brundtlanda. Modyfikację tej definicji przytacza się także w polskiej strategii rozwoju zrównoważonego (15). W dokumencie tym rozwój zrównoważony (*sustainable development*) definiuje się jako prawo do zaspokajania aspiracji rozwojowych obecnych generacji bez ograniczania praw przyszłych pokoleń do zaspokajania ich potrzeb rozwojowych. Z definicji tej wynika, że dla dobra przyszłych pokoleń, rozwój gospodarczy i cywilizacyjny nie powinien odbywać się kosztem wyczerpywania zasobów nieodnawialnych i degradacji środowiska. W tworzeniu warunków do osiągania rozwoju zrównoważonego podkreśla się potrzebę uwzględnienia celów ekologicznych (środowiskowych), ekonomicznych i społecznych (5, 15-17).

Próby podejmowane przez organizacje międzynarodowe i środowiska naukowe nie doprowadziły do przyjęcia powszechnie obowiązującej definicji zrównoważonego rozwoju rolnictwa (5). Dwie, spośród licznie spotykanych definicji, zostaną tu przytoczone jako przykłady rozumienia tego pojęcia.

Robocza definicja FAO ujmuje rozwój zrównoważony jako gospodarowanie zasobami przyrody, ich ochronę oraz takie ukierunkowywanie zmian technologicznych i instytucjonalnych, aby zabezpieczyć zaspokojenie potrzeb ludzi obecnie i w przyszłości (za 6). W odniesieniu do rolnictwa cechują go: ochrona gruntów, wód, zasobów genowych roślin i zwierząt, brak degradacji środowiska, techniczna poprawność, ekonomiczna trwałość i społeczna akceptowalność. Natomiast wynikiem dyskusji ministrów ochrony środowiska krajów europejskich jest definicja zaproponowana przez Eckert i Breitschuh (za 5), wedle której rolnictwo zrównoważone (*sustainable agriculture*), to gospodarowanie ekosystemem rolniczym w sposób zapewniający jego biologiczną różnorodność, produktywność, zdolność regeneracji, żywotność oraz funkcjonowanie, które zapewni spełnienie obecnych i przyszłych funkcji ekologicznych, ekonomicznych i społecznych na poziomie lokalnym, krajowym oraz globalnym z wykluczeniem negatywnych wpływów na inne ekosystemy.

Wskaźnik jest miarą wykorzystywaną do oceny: spełnienia pewnych aspektów polityki, strategii gospodarczej lub jakości czegoś (4, 7, 9, 16, 17). W sensie bardziej praktycznym wskaźnik jest definiowany jako mierzalny parametr lub ocena jakościowa (5). W ocenach i monitoringu równowagi rozwoju rolnictwa proponuje się stosować przede wszystkim wskaźniki ilościowe (1, 2, 4, 5, 16). W obrębie wskaźników ilościowych wyróżnia się wskaźniki bezpośrednie (wyniki analiz chemicznych lub pomiarów) i pośrednie (z reguły dane statystyczne). Wskaźniki jakościowe proponuje

się stosować do charakteryzowania takich właściwości rolnictwa, które trudno opisać ilościowo, jak na przykład piękno krajobrazu czy dobrostan zwierząt. Dobrze dobrane wskaźniki winny umożliwiać: ocenę warunków i ich zmian, dokonywanie porównań między sytuacjami i miejscami, śledzenie trendów w odniesieniu do założonych celów, wczesne ostrzeganie przed negatywnymi następstwami oraz prognozowanie przyszłych warunków i trendów. Z naukowego punktu widzenia powinny być poprawne, reprezentatywne, proste i łatwe w interpretacji (5, 8, 16). Zaś ze względu na ich praktyczną przydatność: powiązane z istotnymi dla rolnictwa problemami, zrozumiałe dla użytkowników i łatwo dostępne (5, 16).

Równowaga rozwoju rolnictwa powinna być badana w układzie przestrzennym i czasowym (6). Wielość przekrojów przestrzennych rolnictwa (międzynarodowy, krajowy, regionalny, lokalny oraz gospodarstwa) stwarza trudności w analizowaniu równowagi jego rozwoju i wyborze odpowiednich wskaźników. Sytuację dodatkowo komplikuje fakt, że badania powinny być prowadzone dostatecznie długo. Z doświadczenia wiadomo, że w rolnictwie utrwalenie się zmian zachodzi na ogół po wielu latach. Niekiedy stabilizują się one dopiero po pierwszych 20–40 latach od wprowadzenia (6). W konsekwencji monitoring równowagi rozwoju rolnictwa powinien być prowadzony przez dostatecznie długi czas.

Modele wyboru wskaźników

Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD), skupiająca 29 najbardziej rozwiniętych państw, opracowała zasady wyboru wskaźników charakteryzujących stan środowiska i postępy w równoważeniu rozwoju. Do tego celu przystosowano model P–S–R (17). Rozwinięcie skrótu jego nazwy podano niżej.

Presja (P) wynika z działalności człowieka, wywierającej wpływ na środowisko i jego zasoby. Wskaźniki presji powiązane są ściśle z produkcją i konsumpcją dóbr. Często są charakterystykami wielkości emisji, intensywności wykorzystywania zasobów lub opisują trendy i zmiany tych charakterystyk w jakimś okresie. Mogą być wykorzystywane do rozdzielania działalności gospodarczych od wywoływanych przez nie skutków środowiskowych, czy stosowane do oceny postępów w osiąganiu zamierzonych celów w ochronie środowiska. Wskaźniki te poddane interpretacji odpowiadają na pytanie: Co powoduje zmiany w środowisku? Przykładami takich wskaźników odnoszących się do rolnictwa mogą być zużycie środków ochrony roślin, czy wielkość pochodzących z rolnictwa strat azotu lub fosforu.

Stan (S) charakteryzuje jakość środowiska oraz jakość i ilość jego zasobów. Termin odnosi się do ekosystemu, warunków środowiska naturalnego, jak również jakości życia i aspektów zdrowia ludzkiego. Wskaźniki stanu mają być przydatne przy wyborze podstawowych celów polityki środowiskowej. Przeznaczone są do ocen środowiska i zmian w nim zachodzących w czasie. Poddane interpretacji mają odpowiadać na pytanie: Jakie efekty środowiskowe wywołują presje? Przykładami mogą być stężenie azotanów i pestycydów w wodach rzecznych, czy pozostałości pestycydów w żywności i paszach.

Reakcja (R) pokazuje jak społeczeństwo odnosi się do problemów środowiskowych oraz jakie działania są podejmowane dla ich rozwiązywania. Termin obejmuje więc swoim zakresem: przeciwdziałanie negatywnym zmianom zachodzącym w środowisku, naprawianie szkód już zaistniałych oraz ochronę przyrody i jej zasobów. Wskaźniki poddane interpretacji powinny odpowiadać na pytanie: Jakie działania zostały podjęte jako reakcja na zmiany zachodzące w środowisku? Przykładami wskaźników mogą tu być wydatki ponoszone na ochronę środowiska rolniczego, czy udział rolników w programach rolnośrodowiskowych.

Jak każdy model, także i P-S-R ma swoje zalety i wady (17). Do tych pierwszych zalicza się: prostotę, łatwość stosowania oraz elastyczność (jest łatwy do modyfikowania i stosowania w różnych przekrojach). Wśród wad wymienia się to, że: sugeruje on liniową zależność pomiędzy ludzką aktywnością a środowiskiem oraz, iż powiązania pomiędzy środowiskiem a wskaźnikami ekonomicznymi i społecznymi nie są w nim prawidłowo uwzględnione. Ostatnią z wymienionych wad usunięto poprzez modyfikację modelu, która polegała na zastąpieniu terminu „presja” terminem „siły sterujące” (**D**). Pozwoliło to z jednej strony na szersze uwzględnienie wskaźników ekonomicznych i społecznych, z drugiej zaś strony pojęcie „siły sterujące” odnosi się nie tylko do negatywnych oddziaływań na środowisko, ale także obejmuje te z nich, które wpływają nań pozytywnie. Powstał w ten sposób model D-S-R. Nie wymaga on założenia przyczynowości pomiędzy wskaźnikami w obrębie poszczególnych ich kategorii (środowiskowe, ekonomiczne, społeczne i instytucjonalne).

Wskaźniki porządkowane według modeli P-S-R, czy D-S-R stosowane mają być do różnych celów, dlatego konieczne było ustalenie uzupełniających kryteriów ich wyboru. Za kryteria takie OECD przyjęło: przydatność do oceny polityk, przydatność dla użytkownika, poprawność analityczną oraz mierzalność (17).

Europejska Agencja Środowiska (EEA) dla potrzeb projektu IRENA dokonała kolejnej modyfikacji omawianych modeli w wyniku czego powstał model D-P-S-I-R (10). „D” oznacza siły sterujące, które wywierają presję na środowisko. „P” to presje, które zmieniają jego stan. „S” oznacza stan środowiska charakteryzowany za pomocą wskaźników ilościowych lub jakościowych. „I” to oddziaływanie, które powoduje zmiany w stanie środowiska. „R” to reakcja lub działanie podejmowane w celu przywrócenia właściwych warunków środowiska.

Wskaźniki proponowane do ocen równowagi rolnictwa w różnych przekrojach

Wskaźniki OECD stosowane w przekroju międzynarodowym, krajów i regionów. Prace OECD zmierzające do opracowania wskaźników przydatnych do monitorowania i ocen środowiska rolniczego zapoczątkowane zostały we wczesnych latach 90. ubiegłego wieku. W 2001 r. uzgodniono listę wskaźników, którą uznano za kompletną (tab. 1). Próba zastosowania wskaźników z tej listy do ocen stanu środowiska w krajach OECD ujawniła, że wskaźniki uśrednione dla krajów mogą maskować

rzeczywistą ich zmienność, występującą w przekrojach regionalnych. Wskazano więc, że istnieje potrzeba stosowania tych wskaźników w takich właśnie przekrojach (16).

Tabela 1

Pełna lista wskaźników rolnośrodowiskowych przyjętych przez OECD

Ekonomiczne, społeczne i środowiskowe charakterystyki rolnictwa		
Informacje i wskaźniki		Sytuacja finansowa gospodarstwa
Udział rolnictwa w PKB	użytkowanie gruntów: – obszar UR – struktura użytkowania gruntów – zmiany w strukturze użytkowania gruntów	dochód rolniczy
Wielkość produkcji		wydatki na ochronę środowiska rolniczego: – wydatki publiczne i prywatne – wydatki na naukę
Zatrudnienie w rolnictwie		
Wiek rolników wg płci		
Wykształcenie rolników		
Liczba gospodarstw		
Dotacje i dopłaty		
Zarządzanie gospodarstwem a środowisko		
Zarządzanie gospodarstwem		
Zarządzanie gospodarstwem: – plan ochrony środowiska – rolnictwo ekologiczne	gospodarowanie składnikami pokarmowymi: – plan nawozowy – testy glebowe	gospodarowanie glebami i gruntami: – pokrycie gleb przez rośliny – praktyki gospodarowania gruntami
	ochrona roślin: – bez stosowania chemikaliów – zintegrowana	nawadnianie i gospodarka wodna: – technologia nawadniania
Składniki pokarmowe	Pestycydy	Woda
Bilans azotu Efektywność azotu	zużycie pestycydów	zużycie wody
	zagrożenia zdrowotne powodowane przez pestycydy	efektywność wykorzystania wody: – techniczna – ekonomiczna
		stresy wodne
Wykorzystywanie środków produkcji i zasobów naturalnych		
Wpływy rolnictwa na środowisko		
Jakość gleb	Ochrona gruntów	Gazy cieplarniane
Zagrożenie erozją wodną Zagrożenie erozją wietrzną	zdolność retencjonowania wody	emisja gazów cieplarnianych brutto
Jakość wód	oporność gleb na spływy powierzchniowe	
Wskaźniki pogorszenia jakości wód Wskaźniki stanu jakości wód		
Bioróżnorodność	Siedliska przyrody	Krajobraz
Różnorodność genetyczna	siedliska na obszarach rolnictwa intensywnego	struktura krajobrazu: – właściwości i sposoby użytkowania – elementy kulturowe gospodarowanie krajobrazem
Różnorodność gatunków – gatunki dzikie – gatunki nierodzące	siedliska półnaturalne	
	siedliska naturalne na obszarach nie użytkowanych rolniczo	
Różnorodność ekosystemów	tło siedliskowe	koszty i korzyści z gospodarowania krajobrazem

Źródło: OECD, 2001 (16).

Wskaźniki UE stosowane w przekroju międzynarodowym, krajów i regionów. Obowiązująca w UE lista 35 wskaźników rolnośrodowiskowych uporządkowana została według modelu D-P-S-I-R (tab. 2). W próbach zastosowania wskaźników w praktyce, przeprowadzonych w 2005 r., wykorzystywano głównie zasoby informacji z istniejących unijnych baz danych, jak również dane dostarczone przez kraje członkowskie. Wstępnie wskaźniki zastosowano do ocen przeprowadzonych w przekroju krajów członkowskich. Docelowo mają być one stosowane dla jednostek terytorialnych NUTS 2 (województwa) i NUTS 3 (regiony).

Wskaźniki stosowanie w przekroju regionów. Próbę zastosowania modelu OECD do ocen stanu równowagi rolnictwa w wybranych krajach UE podjęto w ramach projektu ELISA (13). W realizacji projektu (1998/99) brało udział 12 instytucji z 9 krajów. Prace koordynowane były przez Europejskie Centrum d/s Ochrony Przyrody (ECNC). Dla potrzeb projektu adaptowano model D-S-R. Zestaw przyjętych wskaźników obejmował takie elementy środowiska, jak woda i gleba (nie uwzględniono wskaźników dla powietrza) oraz dwa systemy ekologiczne; bioróżnorodność i krajobraz. Wskaźniki charakteryzujące siły sterujące przyporządkowane zostały typologii obszarów (regiony biogeograficzne dla bioróżnorodności, jednostki krajobrazowe dla krajobrazu, typy gleb dla gleb oraz zlewnie dla wód). Zaś wskaźniki stanu środowiska odnosiły się przede wszystkim do obszarów wartościowych przyrodniczo lub wrażliwych na negatywne oddziaływania rolnictwa. Obie grupy wskaźników miały być pomocne w ocenach realizacji celów polityki rolnej i środowiskowej. Ogółem wybrano 22 wskaźniki stanu oraz 12 wskaźników sił sterujących (tab. 3).

Wskaźniki stosowanie w przekroju regionalnym i lokalnym. Przykładem może tu być przyjęty w Wielkiej Brytanii pilotowy zestaw wskaźników (14). Opracowano go tak, aby liczba zainteresowanych nim odbiorców była możliwie jak największa. Zaliczono do nich: rolników, dzierżawców, instytucje rządowe i pozarządowe oraz lokalne organy i organizacje zajmujące się Agendą 21 (tab. 4).

Opracowane wskaźniki mają być przydatne w ocenie polityk prowadzących do równoważenia rozwoju rolnictwa. W uzasadnieniu wyboru mocno podkreślono, że równowagi rozwoju nie można osiągnąć bez zapewnienia opłacalności rolnictwa. Uwagę zwraca, że choć wskaźniki stosowane mają być głównie do monitoringu i ocen w przekrojach regionalnych i lokalnych, to jednak jest wśród nich wiele takich, które odnoszą się bezpośrednio do gospodarstw.

Tabela 2

Wskaźniki rolnośrodowiskowe obowiązujące w UE, które opracowywane są w ramach projektu IRENA

Kod EEA	Wskaźnik	Źródło danych*	Klasyfikacja wskaźnika
IRENA01	powierzchnia objęta dopłatami rolno-środowiskowymi	DG Rolnictwo, kraje członkowskie	R
IRENA02	regionalne stosowanie dobrej praktyki rolniczej	DG Rolnictwo, DG Środowisko, kraje członkowskie, EUROSTAT	R
IRENA03	regionalne występowanie obszarów o wyznaczonych celach środowiskowych	DG Środowisko, kraje członkowskie	R
IRENA04	obszar objęty ochroną przyrody	EEA/IRENA	R
IRENA05.1	premia cenowa dla rolników prowadzących produkcję ekologiczną	DG Rolnictwo, instytuty badawcze	R
IRENA05.2	dochód rolników prowadzących produkcję ekologiczną	DG Rolnictwo, kraje członkowskie	R
IRENA06	szkolenie rolników	EUROSTAT i DG Rolnictwo	R
IRENA07	obszar objęty produkcją ekologiczną	DG Rolnictwo, EUROSTAT	R
IRENA08	zużycie nawozów	FAOSTAT, EUROSTAT	D
IRENA09	zużycie pestycydów	EUROSTAT, kraje członkowskie, OECD	D
IRENA10	intensywność wykorzystywania wody (do nawodnień)	EUROSTAT, CORINE Land Cover	D
IRENA11	zużycie energii	EUROSTAT, kraje członkowskie	D
IRENA12	zmiany w użytkowaniu gruntów	EEA/IRENA, EUROSTAT, kraje członkowskie	D
IRENA13	struktura użytkowania gruntów/chowu zwierząt	EUROSTAT, kraje członkowskie, DG Rolnictwo	D
IRENA14	praktyki zarządzania gospodarstwem	EUROSTAT, DG Rolnictwo, kraje członkowskie	D
IRENA15	intensyfikacja/Ekstensyfikacja	EUROSTAT, DG Rolnictwo	D
IRENA16	specjalizacja/dywersyfikacja	EUROSTAT, DG Rolnictwo	D
IRENA17	marginalizacja	DG Rolnictwo, kraje członkowskie	D
IRENA18	bilans składników pokarmowych brutto	kraje członkowskie, przemysł	D
IRENA19	emisja metanu (CH ₄) i podtlenku azotu (N ₂ O)	EEA/IRENA	P
IRENA20	zanieczyszczenie gleb pestycydami	JRC	P
IRENA21	zanieczyszczenie wód	kraje członkowskie	P
IRENA22	zużycie wody przez rolnictwo	EEA/IRENA, EUROSTAT/OECD	P
IRENA23	erozja gleb	JRC, EEA/IRENA, EUROSTAT	P
IRENA24	zmiany użytków rolnych na użytki półnaturalne lub naturalne i <i>vice versa</i>	EEA/IRENA, EUROSTAT	P

cd. tab. 2

Kod EEA	Wskaźnik	Źródło danych*	Klasyfikacja wskaźnika
IRENA25	bioróżnorodność genetyczna	FAO, DG Zdrowia i Ochrony Konsumentów, kraje członkowskie	P
IRENA26	obszary rolne cenne przyrodniczo	DG Rolnictwo, EEA/IRENA	P
IRENA27	produkcja energii odnawialnej (wg źródeł)	kraje członkowskie, EUROSTAT	P
IRENA28	bogactwo gatunkowe (np. ptaków)	EEA/IRENA	S
IRENA29	jakość gleby	JRC, EEA/IRENA, EUROSTAT	S
IRENA30	azotany/pestycydy w wodach	EEA/IRENA, kraje członkowskie	S
IRENA31	poziom wód gruntowych	kraje członkowskie	S
IRENA32	stan krajobrazu	EUROSTAT, EEA/IRENA, DG Rolnictwo, kraje członkowskie	S
IRENA33	wpływ rolnictwa na siedliska i bioróżnorodność	EUROSTAT, DG Rolnictwo	I
IRENA34.1	udział rolnictwa w emisji gazów cieplarnianych	EEA/IRENA	I
IRENA34.2	udział rolnictwa w zanieczyszczeniu azotanami	EEA/IRENA, EUROSTAT/OECD	I
IRENA34.3	udział rolnictwa w zużyciu wody	EEA/IRENA, EUROSTAT/OECD	I
IRENA35	wpływ rolnictwa na różnorodność krajobrazu	EEA/IRENA, EUROSTAT, DG Rolnictwo	I

* DG – Dyrektoriat Generalny Komisji Europejskiej; EEA – Europejska Agencja Środowiska; EUROSTAT – Biuro Statystyczne Komisji Europejskiej; FAOSTAT – baza danych statystycznych Organizacja Narodów Zjednoczonych ds. Wyżywienia i Rolnictwa (FAO); OECD – Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju; CORINE Land Cover – dane o pokryciu terenu; JRC – Wspólnotowe Centrum Badawcze; klasyfikacja wskaźników według modelu D-P-S-I-R
Źródło: IRENA (11).

Wskaźniki stosowane w przekroju gospodarstw. Bardzo nieliczne są prace, w których rozważa się zagadnienie równowagi rozwoju wyłącznie w odniesieniu do gospodarstw (1-3). Wskaźniki proponowane do badań w tym przekroju mają być przydatne przede wszystkim do porównań systemów produkcji, ocen stosowanych praktyk rolniczych oraz poprawy metod zarządzania gospodarstwem.

W badaniach przeprowadzonych w kraju do oceny stopnia zrównoważenia produkcji w gospodarstwie przyjęto następujące wskaźniki: dochód rolniczy brutto, bilans składników mineralnych, bilans substancji organicznej, efektywność wykorzystywania energii, indeks pokrycia gleby przez rośliny oraz liczba wykonywanych zabiegów ochrony roślin (2). W innych cytowanych pracach dobór wskaźników uzależniony był od typu uwzględnionych w badaniach gospodarstw oraz dostępności informacji.

Tabela 3

Wskaźniki uwzględnione w projekcie ELISA

Wskaźniki stanu (S)	Wskaźniki sił sterujących (D)
1. GLEBA: 1.1 erozja wodna 1.2 erozja wietrzna 1.3 ugniecenie gleby 1.4 pestycydy w glebie	6.1 PESTYCYDY: 6.1 a. bezpośrednie zużycia pestycydu 6.1 b. ilość sprzedanego pestycydu 6.1 c. szacunkowe zużycie na roślinę 6.1 d. ryzyko pestycydowe
2. WODA: 2.1 azotany w wodach rzecznych 2.2 azotany w wodach gruntowych 2.3 azotany w wodach pitnych 2.4 pestycydy w wodach gruntowych 2.5 pestycydy w wodach otwartych 2.6 poziom wód gruntowych	6.2 OBCIĄŻENIE SKŁADNIKAMI POKARMOWYMI: 6.2 a. pogłowie zwierząt 6.2 b. obciążenie azotem 6.2 c. nadmiar azotu
3. POWIETRZE <i>(nie uwzględniono)</i>	6.3 INTENSYWNOŚĆ UŻYTKOWANIA: 6.3 a. udział obszarów nawadnianych 6.3 b. plon zbóż 6.3 c. udział gospodarstw mających >50% zbóż/w relacji do powierzchni GO 6.3.d. udział UR w całkowitej powierzchni 6.4.e. udział użytków zielonych w UR
4. BIORÓŻNORODNOŚĆ: 4.1 przestrzenna kompleksowość 4.2 korytarze i powiązania między siedliskami 4.3. wielkość/% charakterystycznych siedlisk 4.4 gatunki wskaźnikowe 4.5 różnorodność gatunkowa 4.6 trendy populacji gatunkowych 4.7 genetyczna różnorodność półnaturalnych agrocenoz 4.8 genetyczna różnorodność gatunków w gospodarstwach	
5. KRAJOBRAZ 5.1 poprawność wykorzystywania gruntów 5.2 otwartość w stosunku do zamknięcia 5.3 poprawność podstawowych właściwości kulturowych 5.4 obszary wyróżniające się walorami widokowymi lub naukowymi	

Źródło: ECNC: ELISA, 2000 (13).

Tabela 4

Pilotowy zestaw wskaźników stosowanych w Wielkiej Brytanii
i ich klasyfikacja według modelu D-S-R

Obszar	Wskaźnik	Model*
Rolnictwo w ocenie ekonomicznej i społecznej		
Struktura rolnictwa	1. Sytuacja finansowa gospodarstwa	S
	2. Wiek rolnika	S
	3. Procent gospodarstw dzierżawionych	S, R
Zasoby finansowe gospodarstwa	4. Szacunkowa wartość dopłat UE do produkcji	D, S
	5. Płatności rolnośrodowiskowe	R
	6. Całkowity dochód z gospodarstwa	D, S
	7. Średni dochód na zatrudnionego w rolnictwie	D, S
Produktywność	8. Produktywność rolnictwa	R
Zatrudnienie	9. Zatrudnienie w rolnictwie	S, R
System zarządzania gospodarstwem		
Zarządzanie	10. Stosowanie alternatywnych systemów produkcji	R
R. ekologiczne	11. Obszar rolnictwa ekologicznego	R
Kodeks	12. Znajomość kodeksu dobrych praktyk rolniczych	S
Zużycie środków produkcji		
Zużycie pestycydów	13. Pestycydy w wodach rzecznych	S
	14. Pestycydy w wodach gruntowych	S
	15. Zużycie pestycydów w substancji czynnej	D
	16. Obszar opryskiwany pestycydami	D
	17. Pozostałości pestycydów w żywności	S
Zużycie nawozów	18. Straty azotanów i fosforanów z rolnictwa	D
	19. Zawartość fosforu w warstwie ornej	D
	20. Gospodarowanie obornikiem	R
	21. Emisja amoniaku z rolnictwa	D
Gazy cieplarniane	22. Emisja metanu i tlenków azotu z rolnictwa	D
Energia	23. Bezpośrednie zużycie energii przez gospodarstwo	D
	24. Trend pośredniego zużycia energii	D
Wykorzystywanie zasobów		
Woda	25. Zużycie wody do nawodnień	D
Gleba	26. Zawartość próchnicy w warstwie ornej	S
	27. Akumulacja metali ciężkich	S
Przestrzeń rolnicza	28. Powierzchnia użytków rolnych	S
	29. Zmiana użytkowania na cele nierolnicze	D
Inne uprawy	30. Uprawa roślin na cele nieżywnościowe	R
Ochrona obszarów rolniczych		
Ochrona środowiska	31. Powierzchnia obszarów wrażliwych	R
Krajobraz	32. Charakterystyczne właściwości obszarów wiejskich (miedze, żywopłoty, stawy itp.)	S
	33. Obszar marginalnych pól zbożowych objętych programami środowiskowymi	R
Siedliska	34. Obszar półnaturalnych użytków zielonych	S
Bioróżnorodność	35. Populacje podstawowych ptaków na obszarach rolniczych	S

* D – siły sterujące, S – stan, R – reakcja

Źródło: MAFF, 2000 (14).

Tabela 5

Wskaźniki przyjęte w modelu RISE do oceny stanu równowagi w gospodarstwie

Obszar	Wskaźnik	Parametry presji (DP)	Parametry stanu (SP)
Zasoby naturalne	1. Energia	DP1: Zużycie energii na 1 ha DP2: Zużycie energii na 1 os. pełnozatrudnioną	SP1: Wpływ na środowisko wykorzystywanych nośników energii
	2. Woda	DP1: Ilość i efektywność wykorzystania wody: DP1a: Zużycie i wydajność wody w produkcji roślinnej DP1b: Zużycie wody do produkcji zwierzęcej DP1c: Zużycie wody do innych celów DP2: Wskaźniki zagrożenia/ryzyka jakości wody: DP2a: Zanieczyszczenie wody nawozami naturalnymi DP2b: Zanieczyszczenie wody sokami kiszonkowymi DP2c: Produkcja i zagospodarowanie odpadów i ścieków DP2d: Ochrona wód przez odpowiednie użytkowanie gruntów i uprawę roli DP2e: Przepuszczalność gleb/Zagrozenie wymywaniem składników mineralnych i skażeniem wód np. środkami ochrony roślin	SP1: Ilość i dostępność wody SP1a: Na podstawie opinii rolnika SP1b: Na podstawie Kodeksu dobrych praktyk rolniczych w zakresie ochrony wód SP2: Jakość wody i stabilność parametrów jakościowych SP1a: Na podstawie opinii rolnika SP1b: Na podstawie „obiektywnych” źródeł informacji (z monitoringu)
	3. Gleba	DP1: Udział powierzchni traktowanych środkami ochrony roślin i nawozami mineralnymi o działaniu zakwaszającym DP2: Udział gleb uprawianych DP3: Zasolenie na skutek nawadniania bez właściwego drenowania DP4: Zubażanie gleby w składniki pokarmowe (niewłaściwa uprawa)	SP1: pH gleby, zasolenie, podtopienie, kontrola właściwości gleby SP2: Wskaźnik erozji
	4. Bioróżnorodność	DP1: Udział intensywnie wykorzystywanych użytków rolnych w całkowitej powierzchni użytków rolnych DP2: Wielkość działek DP3: Regulacja zachwaszczenia	SP1: System produkcji rolnej sprzyjający bioróżnorodności

cd. tab. 5

Obszar	Wskaźnik	Parametry presji (DP)	Parametry stanu (SP)
Gospodarowanie	5. Potencjał emisyjny (N i P)	DP1: N i P z nawozów naturalnych i mineralnych (import/export)	SP1: Bilans N i P (wniesienie/wyniesienie) SP2: Przechowywanie nawozów naturalnych i metody aplikacji SP2a: Przechowywanie nawozów naturalnych SP2b: Metody aplikacji
	6. Ochrona roślin	DP1: System produkcji roślinnej: - nawożenie azotem w nawozach mineralnych - obszar stosowania środków ochrony roślin - dobór odmian - progi toksyczności, prognozowanie występowania agrofagów, selekcja substancji i aktywnych - bioróżnorodność, - inne alternatywne zabiegi ochrony roślin DP2: Płodzmian	SP1: Jakość zabiegów stosowania środków ochrony roślin: - przeszkolenie personelu - sprawdzanie sprzętu - przestrzeganie okresów karencji - strefy buforowe wzdłuż cieków wodnych SP2: Ryzyko środowiskowe i toksykologiczne dla człowieka
	7. Odpady i ścieki	DP1: Ścieki i odpady produkowane w gospodarstwie (typ i ilość)	SP1: Stopień zagrożenia dla środowiska SP2: Zagospodarowanie odpadów
Ekonomia	8. Efektywność ekonomiczna	DP1: Produkcyjność (wydajność)	SP1: dochód z majątku rzeczowego i finansowego SP2: dochód z kapitału własnego SP3: dochód całkowity
	9. Stabilność ekonomiczna	DP1: Przepływy pieniężne DP2: Utrata wartości/amortyzacja DP3: Stan maszyn, budynków i uprawy wieloletnie	SP1: Obsługa zadłużenia przez zmiany kapitału własnego i płacone odsetki SP2: Wskaźnik kapitału SP3: Inwestycje brutto
Ekonomia/ warunki socjalne	10. Lokalna gospodarka/ekonomia	DP1: Wydajność/przychody z 1 ha/rok	SP1: Ilość lokalnych i regionalnych pracowników w stosunku do całkowitej ilości osób pełnozatrudnionych oraz suma lokalnych i regionalnych wynagrodzeń w porównaniu z właściwym dochodem z gospodarstwa SP2: Najniższe wynagrodzenie w gospodarstwie w porównaniu z najniższym dochodem w regionie

cd. tab. 5

Obszar	Wskaźnik	Parametry presji (DP)	Parametry stanu (SP)
Ekonomia/ warunki socjalne	10. Lokalna gospodarka/ekonomia	DP1: Wydajność/przychody z 1 ha/rok	SP1: Ilość lokalnych i regionalnych pracowników w stosunku do całkowitej ilości osób pełnozatrudnionych oraz suma lokalnych i regionalnych wynagrodzeń w porównaniu z właściwym dochodem z gospodarstwa SP2: Najniższe wynagrodzenie w gospodarstwie w porównaniu z najniższym dochodem w regionie
Warunki socjalne	11. Bezpieczeństwo/sytuacja socjalna Zabezpieczenia socjalne	DP1: Potencjalnie opłacalne wynagrodzenie (satysfakcjonujące pracownika) DP2: Plan dziedziczenia gospodarstwa DP3: Legalność zatrudnienia i prowadzenie dokumentacji pracowników DP3a: Zameldowanie pracowników DP3b: Umowa o pracę (umowa o dzieło, umowa zlecenie itp.) DP3c: Pozwolenie na pracę	SP1: Zabezpieczenia socjalne: - ubezpieczenia rentowo-emerytalne, zdrowotne, od nieszczęśliwych wypadków i niezdolności do pracy i bezrobocia - ochrona przed zwolnieniem w przypadku choroby, wypadku lub macierzyństwa SP2: Struktura środków utrzymania/warunki utrzymania
	12. Warunki pracy	DP1: Kontynuacja nauki (możliwość podnoszenia kwalifikacji) DP2: Uciążliwość pracy DP3: Ocena warunków pracy DP4: Zróżnicowanie/nierówność dochodów	SP1: Dostęp do opieki medycznej SP2: Zaopatrzenie/dostęp do wody pitnej SP3: Warunki zamieszkania i sprzęt sanitarny SP4: Godziny pracy SP5: Dyskryminacja w zarobkach SP6: Praca dzieci SP7: Praca przymusowa

Źródło: Häni, 2004 (3).

Tabela 6

Lista wskaźników do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego przyjęta w zadaniu nr 1.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB

Zasób środowiska	Kategoria wskaźnika	Wskaźnik	Skala opracowania
Atmosfera	Emisja gazów cieplarnianych	1. Emisja podtlenku azotu z rolnictwa ^{*/**/} 2. Emisja metanu z rolnictwa ^{*/**/}	województwa województwa
Woda	Jakość płytkich wód gruntowych	3. Zawartość azotu azotanowego 4. Zawartość azotu amonowego 5. Zawartość fosforu	woj., zlewnie woj., zlewnie woj., zlewnie
Gleba	Jakość gleb	6. Bonitacja gruntów 7. Waloryzacja przestrzeni dla potrzeb rolnictwa ekologicznego 8. Zawartość próchnicy w warstwie ornej gleb ^{**/} 9. Zagrożenie gleb suszą	gminy gminy gminy mapa 1:500 000
		10. Udział gleb w klasach zasobności fosforu 11. Udział gleb w klasach zasobności potasu 12. Udział gleb w klasach zasobności magnezu 13. Udział gleb bardzo kwaśnych i kwaśnych 14. Zawartość azotu mineralnego w glebach jesienią 15. Zawartość azotu mineralnego w glebach gospodarstw położonych na obszarach wrażliwych 16. Bilans azotu ^{*/**/} 17. Bilans fosforu ^{**/}	województwa województwa województwa województwa gospodarstwa województwa województwa
	Nawożenie	18. Zużycie nawozów mineralnych ^{**/} 19. Zużycie składników w nawozach naturalnych	kraj, woj. województwa
	Zanieczyszczenie gleb	20. Udział gleb zanieczyszczonych cynkiem powyżej tła naturalnego 21. Udział gleb zanieczyszczonych ołowiem powyżej tła naturalnego 22. Udział gleb zanieczyszczonych kadmem powyżej tła naturalnego 23. Udział gleb zanieczyszczonych niklem powyżej tła naturalnego 24. Udział gleb zanieczyszczonych miedzią powyżej tła naturalnego	gminy gminy gminy gminy gminy
	Degradacja gleb	25. Narażenie gleb na aktualną erozję wodną ^{*/**/}	mapa 1:500 000
	Użytkowanie gruntów	26. Trendy w strukturze użytkowania gruntów	województwa

^{*/} – wskaźniki zalecane do stosowania przez OECD

^{**/} – wskaźniki zalecane do stosowania przez UE

Źródło: Opracowanie własne.

W opracowanym w Szwajcarii modelu RISE służącym do oceny stopnia zrównoważenia funkcjonowania gospodarstw uwzględniono 12 wskaźników (3). Oceniają one gospodarstwo pod względem oddziaływań na środowisko, sytuacji ekonomicznej i społecznej (tab. 5).

Wybór wskaźników do ocen w skali gospodarstw, regionów i kraju. Opracowana lista obejmuje 26 wskaźników przeznaczonych do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego (tab. 6). Dodatkowa lista obejmuje wskaźniki uwzględniane w prototypowym modelu RISE. Wskaźniki wymagające szerszego omówienia scharakteryzowane zostały w następnych podrozdziałach.

Podsumowanie

W wielu organizacjach międzynarodowych i krajach prowadzona jest ożywiona dyskusja dotycząca realizacji w praktyce zasad zrównoważonego rozwoju rolnictwa i zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego. Jedną z dróg, która ma prowadzić do osiągnięcia tych celów jest przyjęcie i zastosowanie w praktyce odpowiednich wskaźników do monitorowania rolnictwa oraz ocen zmian w nim zachodzących. Wskaźniki te mają być przydatne do kontroli skutków jakie powodują procesy decyzyjne i działalność gospodarcza na różnych poziomach organizacji rolnictwa. Jak dotąd określone zostały zasady wyboru wskaźników i pierwsze ich listy, przeznaczone do badań rolnictwa w różnych przekrojach. Zastosowania w praktyce przyjętych wskaźników są nadal nieliczne. Według terminarza przyjętego w UE prace nad wyborem wskaźników zostały zakończone w 2004 r. Pełny system ocen rolnictwa i równowagi wykorzystywania zasobów środowiska rolniczego powinien być sprawdzony w latach 2005–2008.

W niniejszym przeglądzie przytoczone zostały pełne listy wskaźników (środowiskowych, ekonomicznych i społecznych) przyjętych w ocenach równowagi gospodarowania w rolnictwie, jakkolwiek przedmiotem prac prowadzonych w zadaniu 1.2 PIB są wyłącznie wskaźniki środowiskowe. Z przytoczonych list wybrano więc do dalszych opracowań następujące wskaźniki zalecane do stosowania przez OECD i UE: emisja podtlenku azotu i metanu z rolnictwa, zawartość próchnicy w warstwie ornej gleb, bilans azotu i fosforu, zużycie nawozów mineralnych oraz wskaźniki modelu RISE. Listę tych wskaźników rozszerzono o takie, które są specyficzne dla polskiego rolnictwa.

Literatura

1. Andreoli M., Tellarini V.: Farm sustainability evaluation: methodology and practice. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 2000, **77**: 43-52.
2. Fotyła M., Kuś J.: Zrównoważony rozwój gospodarstwa wiejskiego. *Pam. Puł.*, 2000, **120/I**: 101-116.
3. Häni F.: Holistic sustainability assessment at the farm level. 2004, <http://old.shl.bfh.ch/fed/docs/Subotica.pdf>.
4. Herrick J. E.: Soil quality: an indicator of sustainable land management. *Appl. Soil Ecol.*, 2000, **15**: 75-83.
5. Lewandowski I., Härdtlein M., Kaltschmitt M.: Sustainable crop production: definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. *Crop Sci.*, 1999, **39**: 184-193.

6. Lütteken A., Hagedorn K.: Concepts and issues of sustainability in countries in transition - an institutional concept of sustainability as a basis for the network. 1999. <http://www.fao.org/Regional/SEUR/CEESA/concept.htm>
7. Steiner K., Herveg K., Dumanski J.: Practical and cost-effective indicators and procedures for monitoring the impacts of rural development projects on land quality and sustainable land management. Agric. Ecosyst. Environ., 2000, **81**: 147-154.
8. Yli-Vikari A.: Indicators for sustainable agriculture – a theoretical framework for classifying and assessing indicators. Agric. Food Sc. Finl., 1999, **8**, **3**: 265-283.
9. C E C : Statistical information needed for indicators to monitor the integration of environmental concerns into the Common Agricultural Policy. 2001. http://europa.eu.int/eur-lex/en/com/cnc/2001/com2001_0144en01.pdf
10. Function indicators and indices. The Driving force-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) model. http://esl.jrc.it/envind/theory/handb_03.htm
11. IRENA indicators. http://themes.eea.eu.int/IMS_IRENA/Topics/IRENA/indicators.
12. IRENA indicator fact sheets. <http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library>.
13. ECNC: ELISA: Environmental indicators for sustainable agriculture. 2000. <http://www.ecnc.nl/doc/projects/elisa.html>
14. MAFF: Towards sustainable agriculture. A pilot set of indicators. 2000. <http://www.defra.gov.uk/farm/sustain/pilotind.pdf>
15. Ministerstwo Ochrony Środowiska: Strategia zrównoważonego rozwoju Polski do 2025 roku. 1999. http://www.mos.gov.pl/1materialy_informacyjne/raporty_opracowania/strategia/index1.html
16. OECD: Environmental indicators for agriculture. V. 3: Methods and results. Executive summary. Paris, 2001, pp. 54.
17. OECD: Environmental indicators for agriculture. Vol. 2: Issues and design. Proc. "The York Workshop", 1999, pp. 216.

Adres do korespondencji:

prof. dr hab. Antoni Faber
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. (081) 886 34 21
e-mail: faber@iung.pulawy.pl

Andrzej S. Zaliwski

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

OSZACOWANIE EMISJI PODTLENKU AZOTU I METANU Z ROLNICTWA W PRZEKROJU WOJEWÓDZTWA ZA LATA 1999–2004*

Wstęp

W skład dolnych warstw atmosfery wchodzi składniki pierwszorzędne (azot, tlen, argon i dwutlenek węgla), składniki drugorzędne (m.in. gazy szlachetne, metan i wodor), domieszki (m.in. para wodna i amoniak), śladowe ilości gazów i substancji pochodzenia naturalnego (pyły kosmiczne i ziemskie, aerozole morskie, gazy wulkaniczne, mikroorganizmy, części roślinne i zwierzęce) i sztucznego. Składniki sztuczne oraz składniki naturalne występujące w ilościach przekraczających wartości graniczne przyjęto nazywać zanieczyszczeniami (17). Niektóre z nich wywołują efekt cieplarniany. Do efektu cieplarnianego najbardziej przyczyniają się: para wodna – 62,1%, dwutlenek węgla – 21,7%, ozon – 7,2%, podtlenek azotu – 4,2% oraz metan – 2,4% (16, 23). Ze względu na ogólnosiwiatowy 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. Zdecydowanym krokiem w kierunku realnego zmniejszenia globalnej emisji gazów cieplarnianych był Protokół z Kioto, uzgodniony w grudniu 1997 roku przez przedstawicieli 160 państw (8, 18, 26) i realizowany od lutego 2005 roku. Za podstawowe gazy cieplarniane zostały uznane: dwutlenek węgla, metan i podtlenek azotu, a także tzw. gazy przemysłowe. Zobowiązaniami Polski są m.in. prowadzenie badań i monitoringu w zakresie zmian klimatu oraz przekazywanie do Sekretariatu Konwencji w Bonn corocznej inwentaryzacji emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych przeprowadzonej zgodnie z aktualną metodyką IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change – Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu). Metodyka „Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories” (9, 10, 13, 14) obejmuje m.in. zalecenia dotyczące wyboru sposobu obliczeń, wskaźników emisji, danych o źródłach emisji i metodach szacowania dokładności wyników, a także procedury kontroli jakości danych i wyników. W przypadku stosowania krajowych wskaźników emisji odbiegających od zaleceń IPCC w raporcie należy podać metodę ich obliczenia.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

Zgodnie z Protokołem z Kioto państwa uprzemysłowione i państwa w okresie transformacji zobowiązane są do redukcji emisji gazów cieplarnianych do atmosfery. Zobowiązanie Polski odnośnie redukcji emisji CO₂, CH₄ oraz N₂O wynosi 6%, a rokiem bazowym jest rok 1988 (26).

Metodyka

Uwagi wstępne. Problematyka emisji gazów cieplarnianych przez rolnictwo została szczegółowo omówiona w raporcie rocznym (27). Opisano tam stosowaną metodykę kalkulacji emisji metanu i podtlenku azotu, obowiązującą do 2006 roku (3, 9, 10, 11, 19, 20, 24, 28). Ponieważ IPCC opublikował poprawioną metodykę w 2006 roku (13, 14), więc jej zmiany zostały uwzględnione w niniejszym opracowaniu. Dotyczą one m.in.: współczynników fermentacji przyjętych dla krów mlecznych i pozostałego bydła, współczynnika bezpośredniej emisji N₂O z gleb mineralnych EF₁, współczynnika bezpośredniej emisji N₂O z gleb organicznych EF₂, wprowadzenia odchodów w postaci moczu jako źródła N₂O na pastwiskach i wybiegach, usunięcia roślin wiążących azot atmosferyczny jako źródła N₂O z gleb, a także propozycji szacunku emisji CO₂ z mocznika używanego do nawożenia.

Do obliczeń emisji metanu i podtlenku azotu wykonanych w niniejszym opracowaniu wykorzystano, podobnie jak do obliczeń emisji dla roku 2004 (27), gotowy arkusz kalkulacyjny 1996 „Greenhouse Gas Inventory Workbook” (11) opracowany w MS Excel według obowiązującej metodyki IPCC (9), który można pobrać z portalu internetowego IPCC. Obecnie dostępna jest nowsza wersja arkusza 1998 (12), która uwzględnia niektóre poprawki w metodyce obliczeń. W związku z problemami wynikłymi podczas instalacji najnowszej wersji arkusza, zdecydowano się na wykorzystanie do obliczeń wersji oznaczonej 1996. Współczynniki emisji zaktualizowano według zaleceń nowej metodyki, a obliczenia objęły także dane z roku 2004.

W odróżnieniu od sposobu prezentacji wyników dla roku 2004, gdzie wielkość emisji podano w gigagramach [Gg], w niniejszym raporcie podano także jednostkowe wielkości emisji [Gg/mln ha UR], ponadto wyniki przedstawiono z podziałem na emisję pochodzącą z produkcji zwierzęcej i roślinnej.

W ramach prezentowanego opracowania przeprowadzono obliczenia emisji metanu i podtlenku azotu dla 16 województw Polski na podstawie danych z lat 1999–2004. Tabele arkusza „Greenhouse Gas Inventory Workbook” w części dotyczącej rolnictwa (11) powielono zgodnie z liczbą województw, zachowując układ stron, a następnie powielono arkusz zgodnie z liczbą lat. Do obliczeń wykorzystano dane GUS (5, 6, 7) dotyczące stanu zwierząt gospodarskich, zużycia nawozów azotowych, zbiorów głównych płodów rolnych (zboża, ziemniak i burak cukrowy). Wymienione uprawy stanowią ok. 90% powierzchni zasiewów w Polsce.

Metodyka IPCC. Metodyka IPCC dzieli źródła zanieczyszczeń antropogenicznych na sektory (przemysł wytwórczy, energia, transport, rolnictwo itd.). Głównymi zanieczyszczeniami pochodzącymi z rolnictwa, przyczyniającymi się do efektu cieplarnianego są metan i podtlenek azotu. Dla sektora rolnictwa przyjmuje się zerowy bilans

emisji dwutlenku węgla, ponieważ rośliny uprawne pochłaniają w następnym sezonie wegetacyjnym całą ilość uprzednio wyemitowanego CO₂ (9). Metodyka IPCC przewiduje trzy poziomy dokładności obliczeń dla metanu i podtlenku azotu. Poziom 1 (Tier 1) zakłada wykorzystanie współczynników emisji opracowanych dla potrzeb inwentaryzacji i podanych w metodyce IPCC. Jest to najprostszy sposób obliczeń, ale jego dokładność zależy od zgodności założeń metodycznych z rzeczywistymi warunkami produkcyjnymi. Poziom 2 (Tier 2) zalecany jest w przypadku, gdy charakter produkcji rolniczej zbytnio odbiega od założeń metodyki (gatunki zwierząt i sposoby chowu są inne). Poziom 2 wymaga dość dużego zestawu danych lokalnych (dotyczących danego kraju), ale procedury obliczeniowe są dość szczegółowo opisane w metodyce. Poziom 3 polega na zastosowaniu zarówno własnych danych, jak i własnych procedur obliczeniowych.

Emisja podtlenku azotu. Około 2/3 N₂O dostającego się do atmosfery pochodzi z naturalnych procesów zachodzących w glebach i oceanach. Pozostała część emisji wynika z działalności człowieka, powodując roczny wzrost stężenia N₂O w atmosferze o ok. 0,2-0,3%. Do wzmożonej produkcji podtlenku azotu prowadzą bezpośrednio lub pośrednio zakłócenia globalnego cyklu azotu powodowane przez rolnictwo (w ok. 75%), spalanie biomasy pochodzenia rolniczego (ok. 7%) i procesy przemysłowe (18%). Do źródeł rolniczych N₂O należy zaliczyć stosowanie sztucznych nawozów azotowych i naturalnych oraz technologie uprawy gleb (mineralnych i organicznych) prowadzące do intensywnej mineralizacji materii organicznej. Podtlenek azotu może być emitowany bezpośrednio z gleby, budynków gospodarskich, z pastwisk, a także pośrednio w wyniku transportu azotu z gleby do wód powierzchniowych (przez wymywanie i spływy powierzchniowe) i z systemów rolniczych do gleby (przez unoszenie i osiadanie amoniaku i tlenków azotu NO_x). W warunkach Polski należy wziąć pod uwagę trzy źródła emisji N₂O z rolnictwa (9, 21): gleby (ok. 65%), gospodarkę nawozami naturalnymi (ok. 35%) i spalanie słomy na polach, przy czym emisja z ostatniego źródła jest niewielka (poniżej 0,2%).

Zasadniczymi procesami, w których powstaje N₂O są mikrobiologiczne procesy nitryfikacji i denitryfikacji azotu, które zachodzą w glebie, ale także poza nią, w zbiornikach wodnych i w składowanych nawozach naturalnych (15, 19, 24).

Nitryfikacja jest procesem utleniania amoniaku NH₄ do NO₃ (2). Zachodzi w sposób dość ciągły w obecności tlenu. Dokonywana jest przez samożywne (chemolitotroficzne) bakterie glebowe. Proces ten wpływa korzystnie na żyzność gleby, gdyż w jego wyniku nieprzyswajalne dla roślin związki azotowe przekształcane są w związki łatwo dostępne. Niemniej, jeżeli nie zostaną one wchłonięte przez kompleks sorpcyjny gleby (NH₄⁺) lub pobrane przez rośliny (NO₃⁻) łatwo ulegają wymyciu z profilu glebowego, zanieczyszczając wody gruntowe.

Denitryfikacja jest również procesem wywołanym przez bakterie, w którym tlenki azotu w warunkach beztlenowych są redukowane do N₂ lub N₂O (2). Obecność tlenu znacznie hamuje enzymy aktywne w procesie denitryfikacji. Proces ten w dużym stopniu uzależniony jest od wilgotności gleby oraz dostępności węgla organicznego.

W warunkach polowych nasila się wraz ze wzrostem stężenia azotanów w wilgotnej glebie, a więc po aplikacji sztucznych nawozów azotowych i nawozów naturalnych oraz przyoraniu resztek poźniwnych bogatych w azot. Emisje N_2O z gleby powodowane denitryfikacją są krótkotrwałe (1-2 dniowe), ale o dużym nasileniu. W naszej strefie klimatycznej warunki powodujące przyspieszoną produkcję N_2O występują zwłaszcza wiosną w okresach rozmarzania i zamarzania gleby oraz w lecie w okresach ponownego uwilgotnienia przesuszonych gleb. Denitryfikacja nie jest korzystna z punktu widzenia żyzności gleby, gdyż ją zuboża w przyswajalny azot. Wraz z procesem produkcji N_2O następuje także jego redukcja. Ze względu na zależność przebiegu produkcji i redukcji od wielu czynników środowiska, zmiennych w czasie, wielkość emisji można ustalić tylko w przybliżeniu; dokładność szacunków oceniana jest na $\pm 50\%$ (2, 12). N_2O powstaje głównie w procesie denitryfikacji, a w znacznie mniejszym stopniu (poniżej 1%) w procesie nityfikacji.

Produkcja podtlenku azotu przez rolnictwo ma dwa aspekty – bezpośredni i pośredni (19, 24). Bezpośrednia produkcja wynika z przemian azotu w glebie oraz w nawozach naturalnych. Produkcja pośrednia zachodzi w środowisku wodnym (woda gruntowa, rzeki i zbiorniki wodne) dokąd drogą pośrednią trafia azot zawarty w glebie (przez wymycie i spływ powierzchniowy). Procesy nityfikacji i denitryfikacji w zbiornikach wodnych zachodzą zarówno w dennej warstwie osadowej, jak i całej masie wody.

Emisja całkowita podtlenku azotu w skali rocznej. Całkowita emisja podtlenku azotu oceniana według metodyki IPCC jest sumą emisji z trzech źródeł, tj.: emisji bezpośredniej i pośredniej z gleb, emisji bezpośredniej z nawozów naturalnych i emisji ze spalania resztek poźniwnych. Ze względu na bardzo niewielki udział N_2O pochodzącego ze spalania resztek poźniwnych (0,2%) w całkowitej emisji ze źródeł rolniczych, w niniejszej inwentaryzacji to źródło pominięto.

Wobec tego całkowitą emisję podtlenku azotu można obliczyć według następującego wzoru:

$$N_2O_{TOTAL} = N_2O_{SOILS} + N_2O_{AWMS} \quad (1)$$

gdzie:

N_2O_{TOTAL} – całkowita ilość podtlenku azotu emitowanego przez źródła rolnicze (z pominięciem spalania resztek poźniwnych), wyrażona w kg azotu N_2 [$kg\ N \cdot rok^{-1}$],

N_2O_{SOILS} – podtlenek azotu pochodzący z gleby [$kg\ N \cdot rok^{-1}$],

N_2O_{AWMS} – podtlenek azotu pochodzący z nawozów naturalnych [$kg\ N \cdot rok^{-1}$].

Wypasanie zwierząt jako źródło emisji podtlenku azotu zgodnie z metodyką IPCC zalicza się do źródeł emisji z gleby (N_2O_{SOILS}), więc ten sposób chowu zwierząt jest pominięty w źródłach związanych z technologią składowania nawozów naturalnych (N_2O_{AWMS}).

Podtlenek azotu pochodzący z gleby. Obejmuje trzy źródła emisji: bezpośrednią emisję z gleby, bezpośrednią emisję z gleby w wyniku wiązania azotu dostarczonego do gleby w odchodach zwierzęcych podczas wypasania i pośrednią emisję w wyniku

przemian azotu wprowadzonego do środowiska przez rolnictwo (9). Można to ująć następującym wzorem:

$$N_2O_{\text{SOILS}} = N_2O_{\text{DIRECT}} + N_2O_{\text{ANIMALS}} + N_2O_{\text{INDIRECT}} \quad (2)$$

gdzie:

- N_2O_{SOILS} – podtlenek azotu pochodzący z gleby, wyrażony w kg azotu N_2 [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$],
 N_2O_{DIRECT} – bezpośrednia emisja z gleby [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$],
 N_2O_{ANIMALS} – bezpośrednia emisja z gleby z azotu produkowanego podczas wypasania [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$],
 N_2O_{INDIRECT} – pośrednia emisja z azotu wprowadzonego do środowiska przez rolnictwo [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$].

Bezpośrednia emisja z gleby. Emisja podtlenku azotu bezpośrednio z gleby jest uwarunkowana procesami produkcyjnymi wnoszącymi azot do gleby (nawożenie sztucznymi nawozami azotowymi i naturalnymi pochodzenia zwierzęcego, przyoranie resztek poźniwnych i utylizacja ścieków); (14). Zabiegi uprawowe na glebach organicznych (poziom organiczny o miąższości powyżej 30 cm); (25) powodujące intensyfikację mineralizacji materii organicznej również mogą prowadzić do emisji podtlenku azotu. Całkowita wielkość bezpośredniej emisji z gleby jest sumą emisji ze wszystkich wymienionych źródeł, co można ująć następującym wzorem (19):

$$N_2O_{\text{DIRECT}} [\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}] = (F_{\text{SN}} + F_{\text{AW}} + F_{\text{CR}}) \cdot EF_1 + F_{\text{OS}} \cdot EF_2 \quad (3)$$

gdzie:

- N_2O_{DIRECT} – bezpośrednia emisja z gleby [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$],
 F_{SN} – całkowite zużycie sztucznych nawozów azotowych po odjęciu emisji NH_3 i NO_x , wyrażone w kg azotu N_2 [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$],
 F_{AW} – azot (N_2) dostarczony do gleby w nawozach naturalnych pochodzenia zwierzęcego, po odjęciu odchodów zwierząt wypasanych i po odjęciu emisji NH_3 i NO_x , wyrażony w kg azotu N_2 [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$],
 F_{CR} – azot (N_2) dostarczony do gleby w resztkach poźniwnych, wyrażony w kg azotu N_2 [$\text{kg N} \cdot \text{rok}^{-1}$],
 EF_1 – współczynnik bezpośredniej emisji N_2O z gleb mineralnych [$\text{kg N}_{\text{emitowany}} / \text{kg N}_{\text{wpro- wadzony}}$],
 F_{OS} – powierzchnia uprawianych gleb organicznych [ha],
 EF_2 – współczynnik bezpośredniej emisji N_2O z gleb organicznych [$\text{kg N} \cdot \text{ha} \cdot \text{rok}^{-1}$].

Bezpośrednia emisja z produkcji zwierzęcej. Sposób obliczenia bezpośredniej emisji N_2O z produkcji zwierzęcej jest podobny dla wszystkich technologii chowu, zmienia się jedynie wartość wskaźnika emisji $EF_{3(\text{AWMS})}$. Należy zwrócić uwagę, że emisja N_2O z wypasania zwierząt (N_2O_{ANIMALS}) jest zaliczona do emisji bezpośredniej z gleby, natomiast N_2O emitowany w pozostałych technologiach chowu ($N_2O_{(\text{AWMS})}$)

jest zaliczony do emisji bezpośredniej z odchodów zwierzęcych. Można to ująć następująco:

$$N_2O_{ANIMALS} = N_2O_{(AWMS)} = \sum_{(T)} [N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot AWMS_{(T)} \cdot EF_{3(AWMS)}] \quad (4)$$

gdzie:

$N_2O_{ANIMALS}$ – bezpośrednia emisja N_2O z gleby z azotu produkowanego podczas wypasania [$kg\ N \cdot rok^{-1}$],

$N_2O_{(AWMS)}$ – podtlenek azotu pochodzący z odchodów zwierzęcych z chowu zwierząt według technologii AWMS [$kg\ N \cdot rok^{-1}$],

$N_{(T)}$ – liczba zwierząt gatunku T [szt.],

$Nex_{(T)}$ – azot wydany przez jedno zwierzę danego gatunku T [$kg\ N/zwierzę/rok$]; (tab. 1),

$AWMS_{(T)}$ – udział procentowy technologii AWMS w produkcji azotu w zależności od gatunku zwierzęcia T [%],

$EF_{3(AWMS)}$ – wskaźnik emisji dla technologii AWMS, określający ile azotu wydalanego z odchodów jest wydane w formie N_2O , w zależności od technologii, [$kg\ N$ w $N_2O/kg\ N$ razem], (tab. 2).

Pośrednia emisja. Pośrednia emisja N_2O ma kilka przyczyn, z których dwie uwzględnia metodyka IPCC. Pierwsza zachodzi, gdy azot ulatnia się z pól w formie NO_x i NH_3 zaraz po nawożeniu pól uprawnych nawozami sztucznymi i naturalnymi. Gazy te, mimo lotności, osadzają się wkrótce w glebie w sąsiedztwie nawożonych pól. Drugim źródłem pośredniej emisji jest nityfikacja i denityfikacja azotu pochodzenia rolniczego, który przez wymycie i spływy powierzchniowe trafia do wody gruntowej, rzek, rowów melioracyjnych i zbiorników wody stojącej (19). Wyemitowana ilość N_2O jest sumą emisji z obydwu źródeł, co można wyrazić następującym wzorem:

$$N_2O_{INDIRECT} = N_2O_{(G)} + N_2O_{(L)} \quad (5)$$

gdzie:

$N_2O_{INDIRECT}$ – pośrednia emisja z gleby [$kg\ N \cdot rok^{-1}$],

$N_2O_{(G)}$ – emisja z gleby będąca następstwem ulatniania się i wchłonięcia amoniaku i tlenków azotu z pól po aplikacji nawozów do gleby, wyrażona w kg azotu N_2 [$kg\ N \cdot rok^{-1}$],

$N_2O_{(L)}$ – podtlenek azotu powstały przez nityfikację i denityfikację azotu wymytego i ze spływów powierzchniowych, wyrażony w kg azotu N_2 [$kg\ N \cdot rok^{-1}$].

Bezpośrednia emisja z odchodów zwierzęcych. Ilość podtlenku azotu emitowanego z odchodów zwierzęcych zależy od liczby i gatunku zwierząt oraz technologii chowu. Metodyka kalkulacji emisji uwzględnia najczęściej stosowane w rolnictwie technologie chowu i związane z nimi sposoby zagospodarowania odchodów (10, 15, 24). Technologie uwzględnione w metodyce ICPP obejmują składowanie odchodów płynnych w zbiornikach zamkniętych i otwartych, składowanie odchodów stałych, wywóz odchodów na pole w cyklu dziennym oraz zagospodarowanie odchodów na pastwiskach i wybiegach. Całkowita emisja bezpośrednia z odchodów zwierzęcych jest sumą emisji obliczonych dla poszczególnych technologii zagospodarowania odchodów (z pominięciem wypasania, które zalicza się do bezpośredniej emisji z gleb). Ilość azotu wydalanego przez jedno zwierzę w zależności od gatunku podano w tabeli 1.

Tabela 1

Ilość azotu wydalanego przez jedno zwierzę w zależności od gatunku

Gatunek zwierząt	Ilość azotu w odchodach zwierzęcych (kg · rok ⁻¹)
Bydło mleczne	100
Bydło pozostałe	70
Drób	0,6
Owce	20
Trzoda chlewna	20
Pozostałe zwierzęta	25

Źródło: IPCC, 1996 (10).

Procedura obliczeń jest zgodna ze wzorem (4), ale tutaj jest ona rozdzielona na dwa etapy. W pierwszym etapie oblicza się ilość azotu wydalonego w odchodach zagospodarowywanych, według poszczególnych technologii na podstawie wzoru:

$$Nex_{(AWMS)} = \sum_{(T)} [N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot AWMS_{(T)}] \quad (6)$$

gdzie:

$Nex_{(AWMS)}$ – azot wydany w określonej technologii zagospodarowania odchodów zwierzęcych
 $AWMS$ [kg × rok⁻¹],

$N_{(T)}$ – liczba zwierząt gatunku T [szt.],

$Nex_{(T)}$ – azot wydany przez jedno zwierzę gatunku T [kg N/zwierzę/rok]; (tab. 1),

$AWMS_{(T)}$ – udział procentowy technologii AWMS w produkcji azotu w zależności od gatunku zwierzęcia T [%].

Następnie sumuje się całkowite ilości podtlenku azotu wydalonego w odchodach w każdej technologii:

$$N_2O_{(AWMS)} = \sum [Nex_{(AWMS)} \cdot EF_{3(AWMS)}] \quad (7)$$

gdzie:

$N_2O_{(AWMS)}$ – całkowita ilość emitowanego N_2O wyrażona w kg azotu N_2 [kg N × rok⁻¹],

$Nex_{(AWMS)}$ – azot wydany w technologii AWMS [kg N × rok⁻¹],

$EF_{3(AWMS)}$ – wskaźnik emisji dla technologii AWMS, określający ile azotu jest wydane w formie N_2O , w danej technologii [kg N w N_2O /kg N razem]; (tab. 2).

Wskaźniki emisji EF_3 dla różnych technologii podano w tabeli 2. W celu przeliczenia masy podtlenku azotu z kg N_2 na kg N_2O wynik otrzymany na podstawie wzoru (2) należy pomnożyć przez 44/28 (gdzie 44 = 2 · 14 + 16 to masa cząsteczkowa N_2O , a 28 = 2 · 14 to masa cząsteczkowa N_2). Wielkość emisji N_2O należy podać w Gg (wynik w kg pomnożyć przez 10⁻⁶).

Tabela 2

Wskaźniki emisji EF₃ dla różnych technologii chowu zwierząt

Technologia	Wskaźnik emisji EF ₃ (kg/kg)
Zbiornik zamknięty	0,001 (<0,002)
Zbiornik otwarty	0,001 (<0,001)
Codzienny wywóz	0,0 (bez zakresu)
Odchody stałe	0,02 (0,005-0,03)
Pastwisko i wybieg	0,0 (bez zakresu)
Inna technologia	0,005

Źródło: IPCC, 1996 (10).

Emisja metanu. Metan powstaje w procesie beztlenowego rozkładu szczątków roślin o pochodzeniu naturalnym lub antropogenicznym (szczególnie z działalności rolniczej). Najważniejszymi źródłami metanu są: naturalne bagna, hodowla i chów zwierząt, pola ryżowe, spalanie biomasy, wysypiska śmieci, kopalnie węgla i odwierty gazu naturalnego. Rolnictwo ma znaczący udział w emisji metanu, np. w Polsce w 2003 r. 25% wyemitowanego metanu pochodziło ze źródeł rolniczych (21). Dwa podstawowe źródła rolnicze to wydzieliny zwierzęce powstające w procesie fermentacji jelitowej (ok. 90%) i odchody zwierzęce (ok. 10%). Trzecie źródło (spalanie resztek pożywnych) przyczynia się w znacznie mniejszym stopniu do zanieczyszczenia atmosfery (0,2%).

Ilość metanu emitowana w procesie fermentacji jelitowej zależy od liczby zwierząt, rodzaju układu pokarmowego oraz rodzaju i masy skarmianej paszy (3, 15). Najwięcej metanu produkują przeżuwacze (bydło, owce, kozy), które posiadają żołądek wielokomorowy i dzięki rozkładowi bakteryjnemu dobrze trawią pasze objętościowe o dużej zawartości włókna. Konie także dobrze trawią włókno roślinne, bowiem choć nie są przeżuwaczami, posiadają ślepe jelito pełniące podobną funkcję jak żwacz. Należy je więc zaliczyć do grupy zwierząt-producentów metanu. Pozostałe zwierzęta hodowlane (tzn. nieprzeżuwające, np. świnie) nie trawią włókna prawie wcale.

Drugim ważnym źródłem metanu w rolnictwie są nawozy naturalne, rozkładające się w warunkach beztlenowych (15, 28). Powstająca ilość metanu zależy od masy nawozu i technologii ich zagospodarowania (sposobu przechowywania). Technologia najbardziej niekorzystną z punktu widzenia emisji metanu jest składowanie gnojówki i gnojowicy w zbiornikach otwartych. Przy składowaniu obornika penetracja powietrza ogranicza występowanie warunków beztlenowych. Bezpośrednie wywożenie nawozów naturalnych na pole (z krótkotrwałym tylko składowaniem lub z pominięciem składowania) jest ze względu na zanieczyszczenie środowiska metanem rozwiązaniem stosunkowo najkorzystniejszym.

Biorąc pod uwagę wytyczne do metodyki inwentaryzacji emisji CH₄ przez rolnictwo, opracowane przez IPCC (9), w warunkach Polski należy uwzględnić trzy źródła emisji metanu: fermentację jelitową, nawozy naturalne i spalanie resztek pożywnych.

Emisja całkowita metanu w skali rocznej. Całkowita emisja metanu oceniana według metodyki IPCC jest sumą emisji z poszczególnych źródeł (fermentacja jelitowa, nawozy naturalne i spalanie resztek pożywnych). Ze względu na bardzo niewielki udział metanu pochodzącego ze spalania resztek pożywnych – 0,24% (21, 22) w niniejszej inwentaryzacji to źródło metanu pominięto.

Metan pochodzący z fermentacji jelitowej. Zarówno przeżuwacze, jak i zwierzęta nieprzeżuwające są źródłem metanu. Ilość wytwarzanego CH_4 zależy od gatunku, wieku i ciężaru zwierzęcia oraz rodzaju i ilości paszy. Poziom 1 uwzględnia tylko gatunek zwierząt. Wielkość emisji metanu z fermentacji jelitowej oblicza się jako iloczyn współczynnika emisji (innego dla każdego gatunku i liczby zwierząt hodowlanych). Całkowita emisja jest sumą emisji wszystkich gatunków zwierząt (9). Współczynniki emisji podano w tabeli 3.

Tabela 3

Współczynniki emisji metanu z fermentacji jelitowej (zmiany w stosunku do metodyki obowiązującej do roku 2006)

Nr	Gatunek zwierząt	Współczynnik emisji CH_4 (kg/szt/rok)	
		przed 2006 r.	po 2006 r.
1.	Bydło mleczne 4200 l/rok	100	89
2.	Bydło pozostałe	56	58
3.	Owce	8	8
4.	Kozy	5	5
5.	Konie	18	18
6.	Trzoda chlewna	1,5	1,5
7.	Drób	nie szacuje się	

Źródło: IPCC, 1996 i 2006 (9 i 13).

Metan pochodzący z nawozów naturalnych. Metan z nawozów naturalnych powstaje podczas ich rozkładu w warunkach beztlenowych. Warunki takie występują najczęściej w technologiach produkcji zwierzęcej charakteryzujących się dużym zagęszczeniem zwierząt na jednostce powierzchni (fermy bydła mlecznego, trzody chlewnej i drobiu). Wielkość emisji metanu z nawozów naturalnych oblicza się, podobnie jak w przypadku fermentacji jelitowej, jako iloczyn współczynnika emisji właściwego dla gatunku i liczby zwierząt hodowlanych. Współczynniki emisji zależą przede wszystkim od konsystencji nawozów i sposobu ich zagospodarowania. Postać ciepla odchodów najbardziej sprzyja powstawaniu warunków beztlenowych i dlatego współczynniki emisji są w tym przypadku najwyższe. Mniej intensywna emisja metanu ma miejsce przy składowaniu obornika, a najmniej intensywna przy cyklicznym wywożeniu i rozrzucaniu nawozów na polu. Współczynniki emisji zależą także od średniej rocznej temperatury powietrza. Metodyka IPCC uwzględnia trzy zakresy temperatury: chłod-

ny, umiarkowany i ciepły. Dla Polski przyjęto zakres chłodny na całym jej obszarze. Średnia temperatura roczna w naszym kraju mieści się w granicach -3°C do $+9^{\circ}\text{C}$ w zależności od położenia geograficznego (4), tzn. w żadnym miejscu nie przekracza górnej granicy ($+15^{\circ}\text{C}$) zakresu chłodnego podanej w metodyce IPCC (9).

Całkowitą emisję metanu z odchodów zwierzęcych oblicza się jako sumę emisji dla głównych gatunków zwierząt (9). Współczynniki emisji z odchodów zwierzęcych podano w tabeli 4. W największym stopniu do emisji metanu (w przeliczeniu na sztukę) przyczyniają się odchody bydła i trzody chlewnej.

Tabela 4

Współczynniki emisji metanu z odchodów zwierzęcych

Nr	Gatunek zwierząt	Współczynnik emisji CH_4 (kg/szt./rok)
1.	Bydło mleczne	6
2.	Bydło pozostałe	4
3.	Owce	0,19
4.	Kozy	0,12
5.	Konie	1,39
6.	Trzoda chlewna	4
7.	Drób	0,078

Źródło: IPCC, 1996 (9)

Omówienie wyników

W tabeli 5 zamieszczono wyniki obliczeń emisji podtlenku azotu i metanu dla danych z roku 2004 według metodyki IPCC z 1996 roku (9, 10, 11) oraz z 2006 r. (13, 14). Szacunki emisji według poprawionej metodyki są mniejsze zarówno dla metanu (o ok. 5%), jak i dla podtlenku azotu (ok. 12%).

Wyniki zbiorcze (dla Polski) zestawiono także z wynikami z bazy danych AirEmissionDB prowadzonej przez Instytut Ochrony Środowiska (1); (tab. 6 i 7). Wyniki szacunku emisji metanu i podtlenku azotu wykonane w IUNG-PIB są co najmniej kilkanaście procent wyższe niż przeprowadzone w IOŚ. Różnice mogą mieć źródło zarówno w danych, jak i w metodyce.

W obliczeniach ilości odchodów (dla oceny emisji CH_4 i N_2O) przeprowadzonych w IUNG wszystkie zwierzęta niezależnie od wieku traktowano jako osobniki dorosłe, co choć jest zgodne z metodyką IPCC (poziom 1) prowadzi jednak do zawyżenia wyników. Podobnie posłużenie się współczynnikami emisji z metodyki IPCC może stanowić źródło błędów, prowadząc do wyników przybliżonych.

Wyniki obliczeń emisji metanu i podtlenku azotu w latach 1999–2004 wykonanych według metodyki IPCC z 2006 r. (13, 14) przedstawiono na rysunkach 1a-6e. Ze

Tabela 5

Porównanie wielkości emisji CH₄ i N₂O dla źródeł rolniczych w Polsce w roku 2004 obliczonych na podstawie metodyki IPCC z 1996 i 2006 roku

Lp.	Źródło emisji CH ₄	IPCC 1996	IPCC 2006	Źródło emisji N ₂ O	IPCC 1996	IPCC 2006
1.	Fermentacja jelitowa	456,22	430,92	Gleby	43,23	34,49
2.	Odchody zwierząt	103,50	103,50	Odchody zwierząt	28,10	28,10
3.	Spalanie resztek poźniwnych	0,00	0,00	Spalanie resztek poźniwnych	0,00	0,00
4.	Razem źródła rolnicze	559,72	534,42	Razem źródła rolnicze	71,33	62,59

Źródło: IPCC, 1996 i 2006 (9-11, 13, 14).

Tabela 6

Porównanie wielkości emisji CH₄ dla źródeł rolniczych w Polsce

Lp.	Źródło emisji CH ₄	2000		2001		2002		2003	
		IUNG	IOŚ	IUNG	IOŚ	IUNG	IOŚ	IUNG	IOŚ
1.	Fermentacja jelitowa	462,55	432,16	449,38	413,72	462,55	397,62	430,58	397,12
2.	Odchody zwierząt	102,23	36,08	103,01	35,71	102,23	36,49	101,04	43,72
3.	Spalanie resztek poźniwnych	0,00	1,18	0,00	1,28	0,00	1,15	0,00	1,07
4.	Razem źródła rolnicze	564,79	469,42	552,39	450,71	564,79	435,27	531,62	441,97

Źródło: Obliczenia własne.

Tabela 7

Porównanie wielkości emisji N₂O dla źródeł rolniczych w Polsce

Lp.	Źródło emisji N ₂ O	2000		2001		2002		2003	
		IUNG	IOŚ	IUNG	IOŚ	IUNG	IOŚ	IUNG	IOŚ
1.	Gleby	35,02	34,55	35,12	34,56	34,45	33,61	32,04	34,11
2.	Odchody zwierząt	27,44	18,65	28,06	18,19	27,48	17,43	26,58	18,80
3.	Spalanie resztek poźniwnych	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	-	0,00	0,05
4.	Razem źródła rolnicze	62,46	53,26	63,18	52,82	61,93	51,10	58,62	52,96

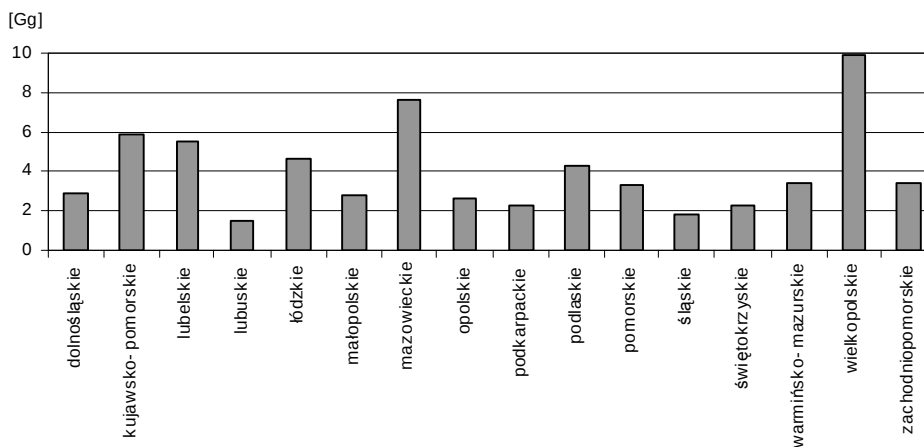
Źródło: Obliczenia własne.

względem na dużą liczbę rysunków w układzie powtarzającym się w latach, uznano za celowe wprowadzenie pewnego porządku do sposobu ich oznaczenia. Oznaczenia liczbowe (1-6) odniesiono do kolejnych lat szacunku emisji (1999–2004). Symbole literowe odniesiono do treści rysunku według następującego schematu:

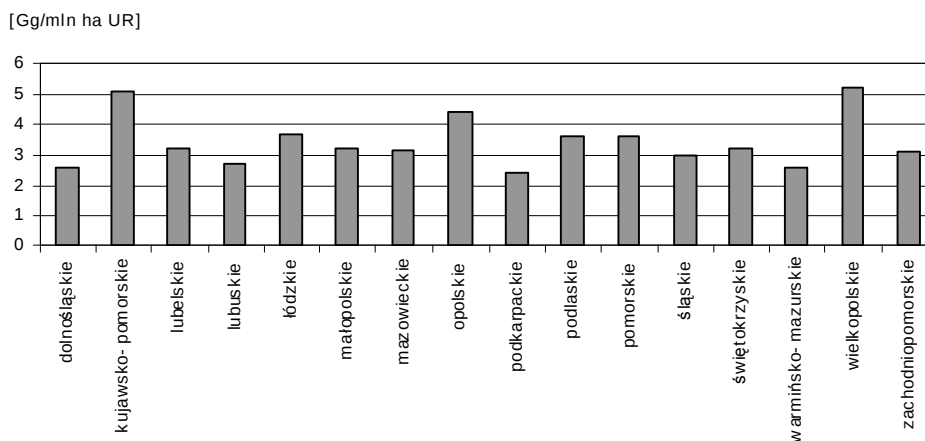
- a – łączna emisja podtlenku azotu [Gg],
- b – łączna emisja podtlenku azotu [Gg/mln ha UR],
- c – łączna emisja podtlenku azotu [Gg] w podziale na źródła (odchody i gleby),
- d – łączna emisja metanu [Gg],
- e – łączna emisja metanu [Gg/mln ha UR],
- f – łączna emisja metanu [Gg] w podziale na źródła (odchody i fermentacja jelitowa),

gdzie: Gg/mln ha UR – emisja jednostkowa w Gg na powierzchnię użytków rolnych w województwie w mln ha.

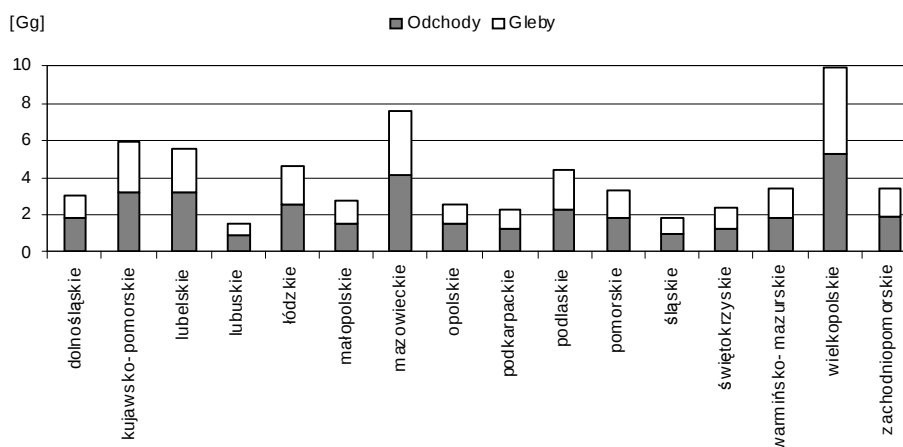
Autor żywi nadzieję, że wprowadzenie takiego kodu ułatwi szybkie odnalezienie rysunków z różnych lat w celu ich porównania.



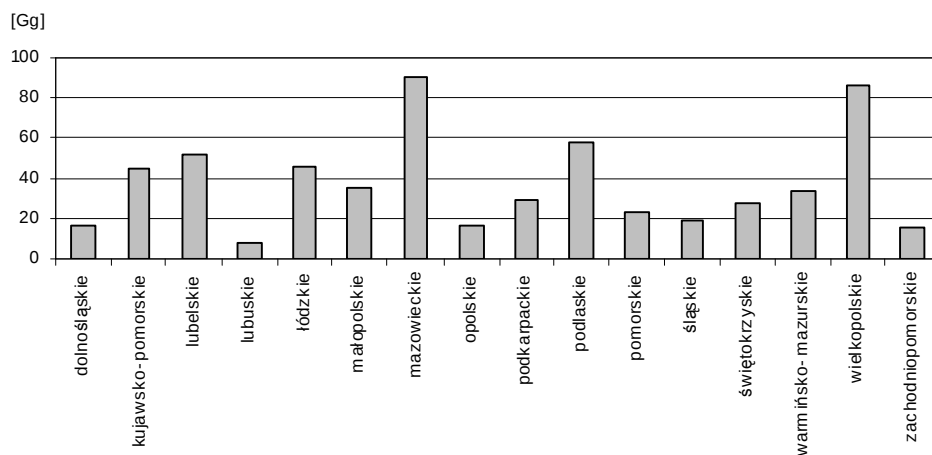
Rys. 1a. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 1999 roku



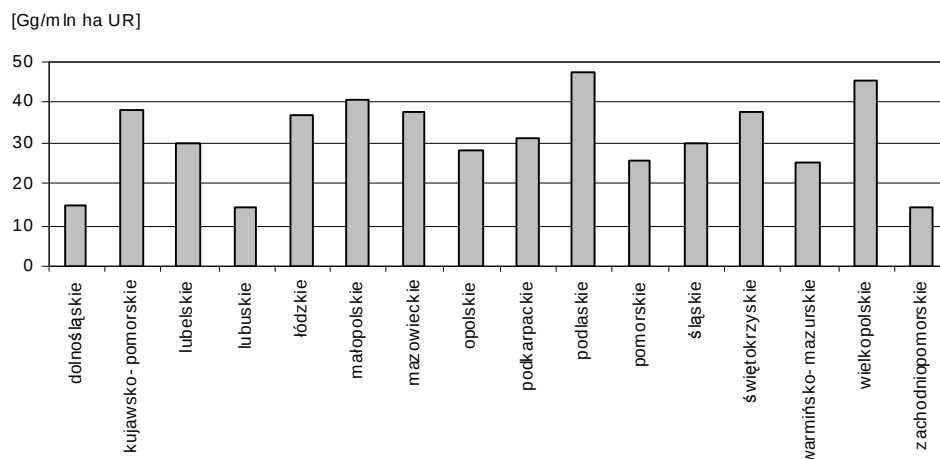
Rys. 1b. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 1999 roku



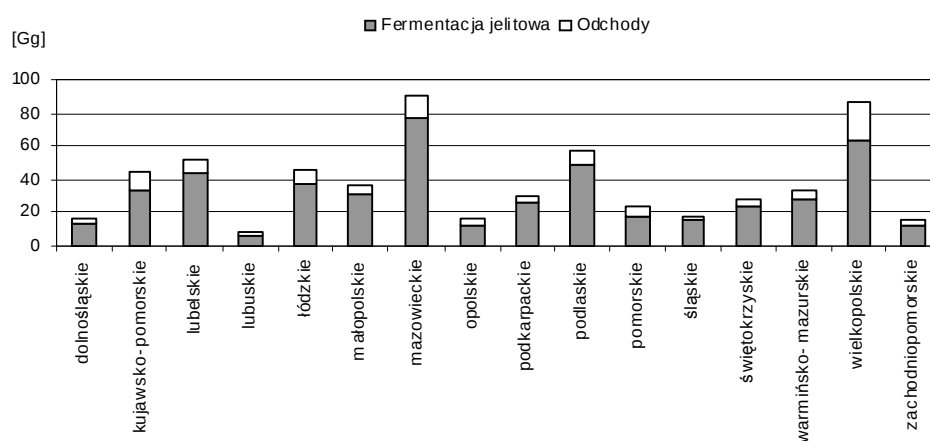
Rys. 1c. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 1999 roku, w podziale na źródła



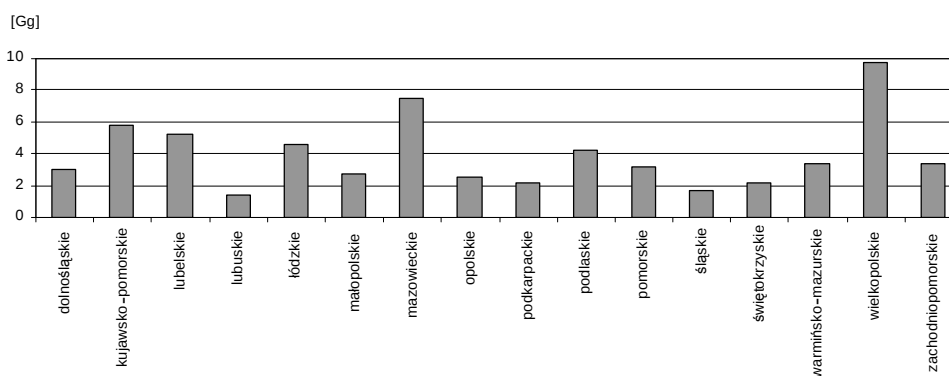
Rys. 1d. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 1999 roku



Rys. 1e. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 1999 roku

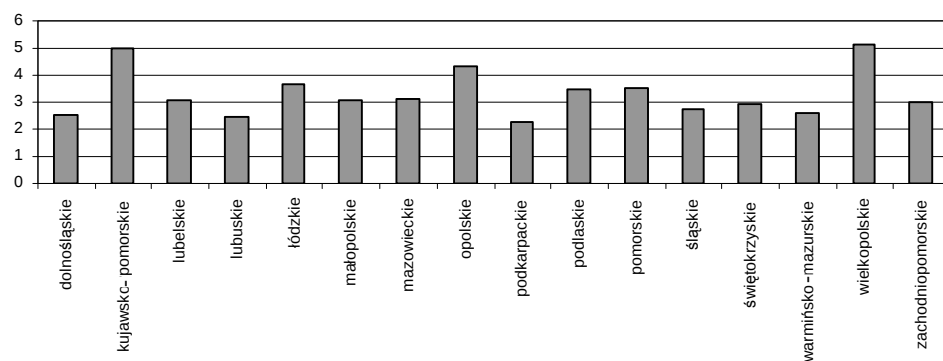


Rys. 1f. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 1999 roku, w podziale na źródła



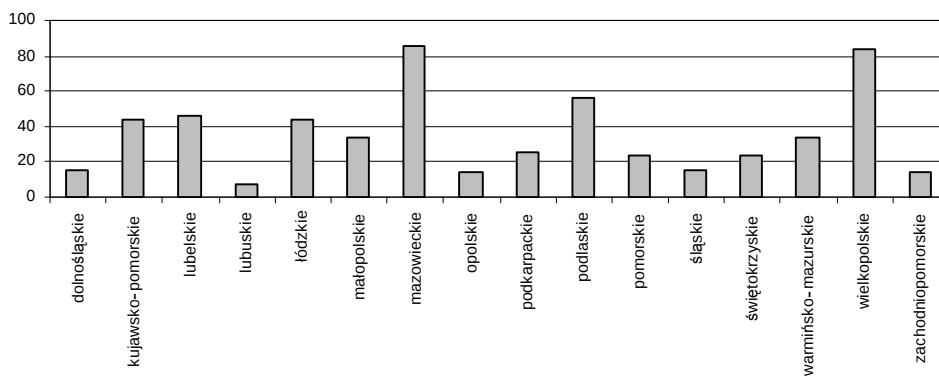
Rys. 2b. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2000 roku

[Gg/mln ha UR]



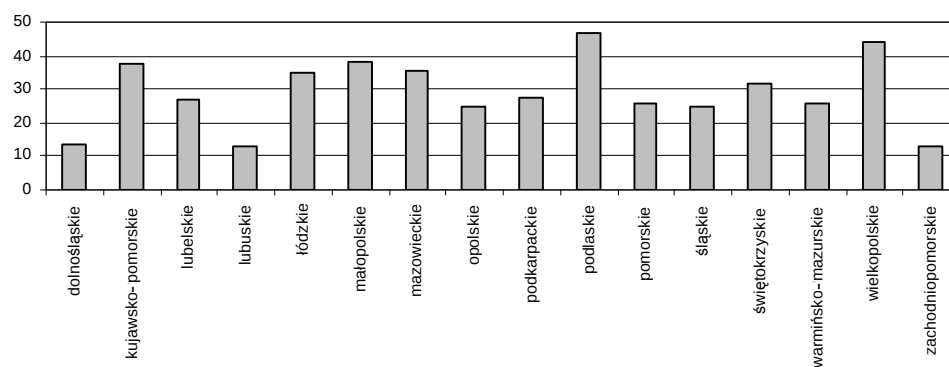
Rys. 2b. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2000 roku

[Gg]

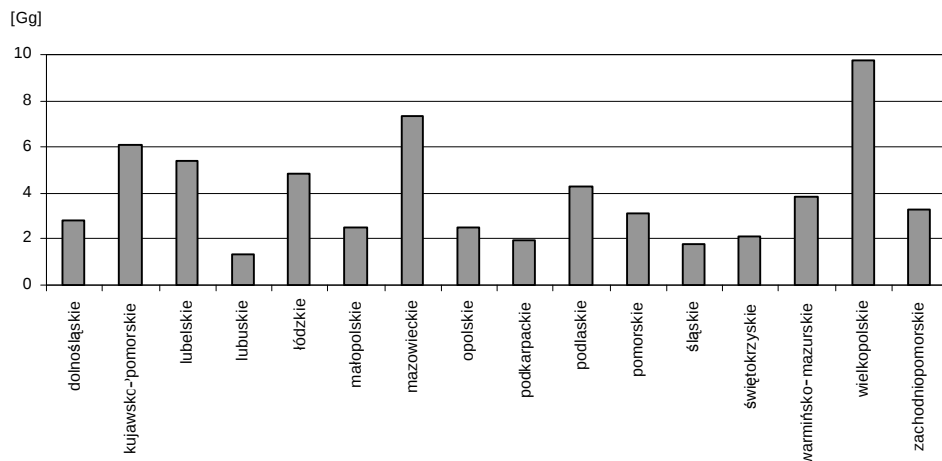


Rys. 2d. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2000 roku

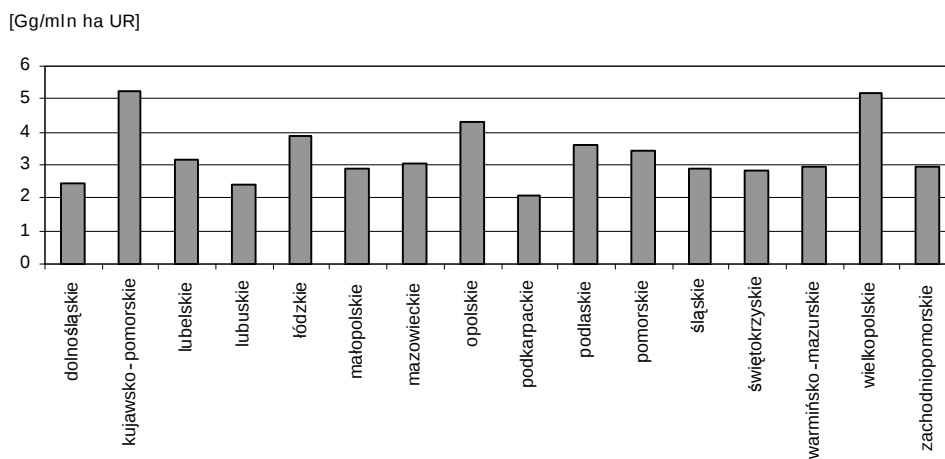
[Gg/mln ha UR]



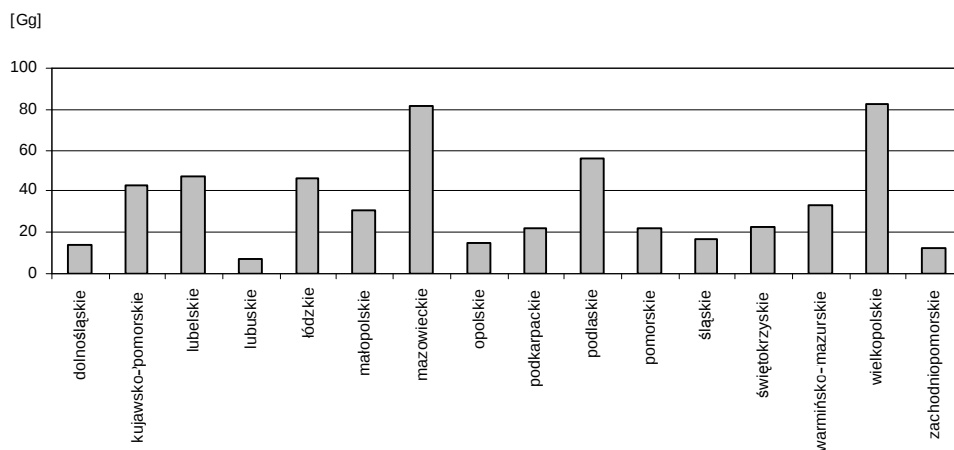
Rys. 2e. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2000 roku



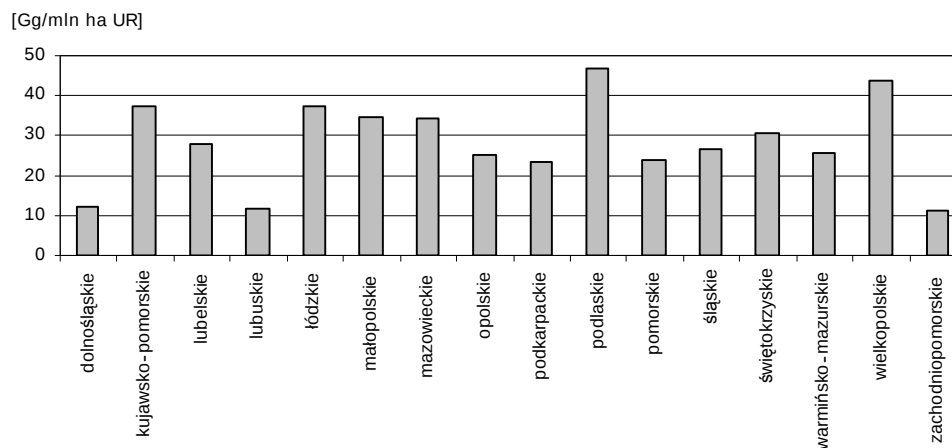
Rys. 3a. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2001 roku



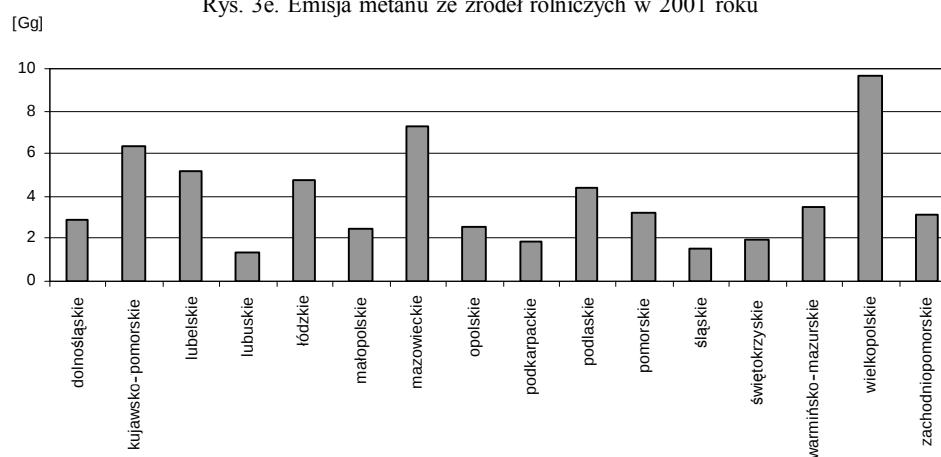
Rys. 3b. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2001 roku



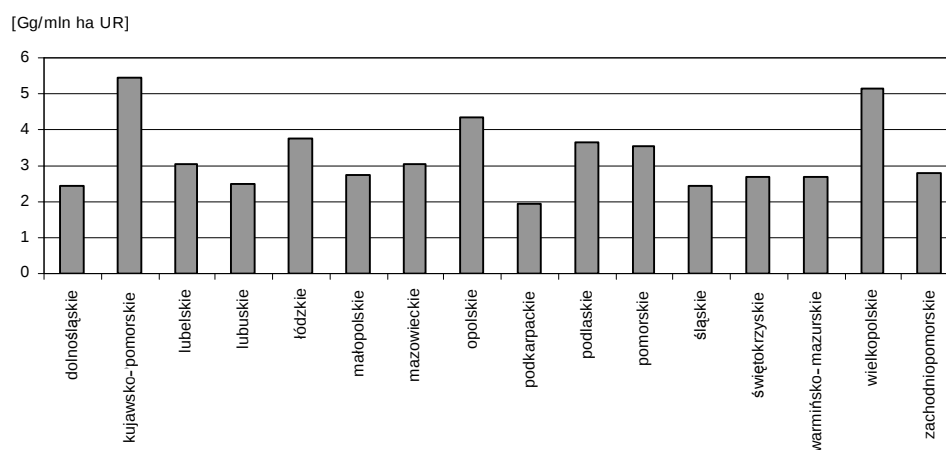
Rys. 3c. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2001 roku



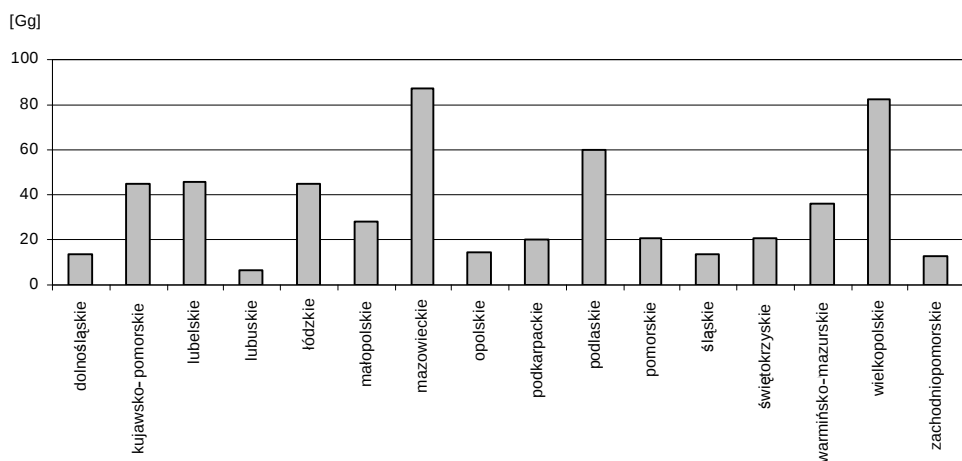
Rys. 3e. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2001 roku



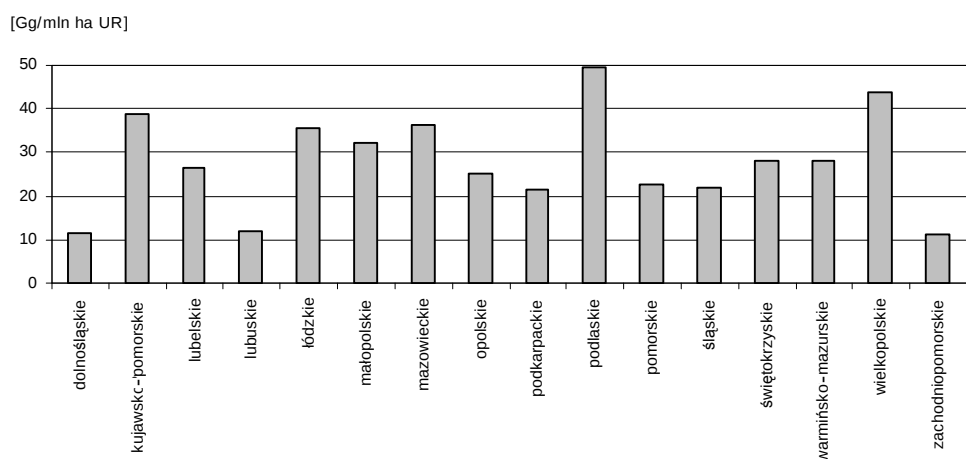
Rys. 4a. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2002 roku



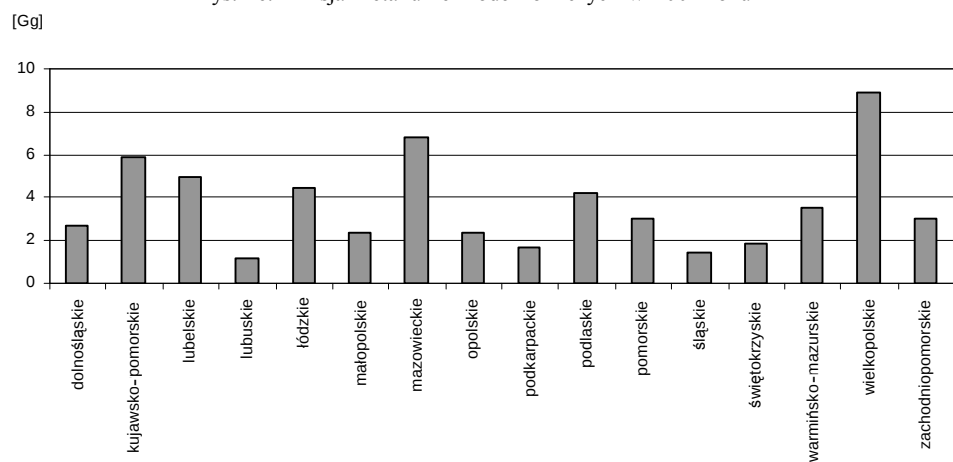
Rys. 4b. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2002 roku



Rys. 4d. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2002 roku

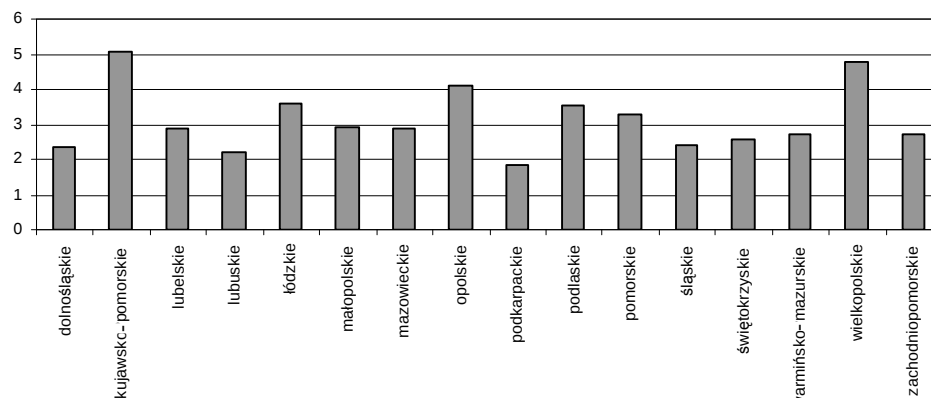


Rys. 4e. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2002 roku



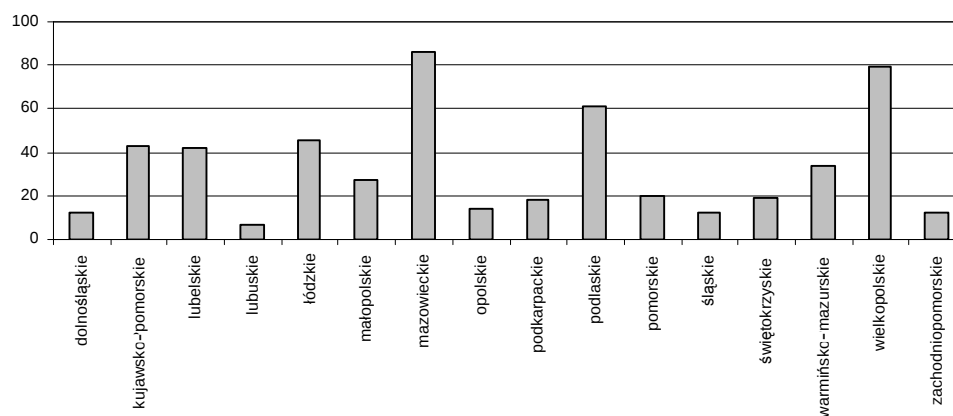
Rys. 5a. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2003 roku

[Gg/min ha UR]



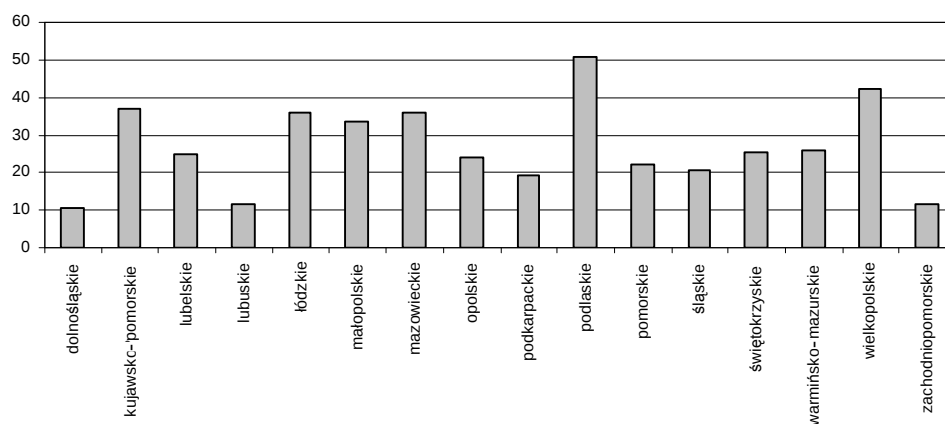
Rys. 5b. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2003 roku

[Gg]

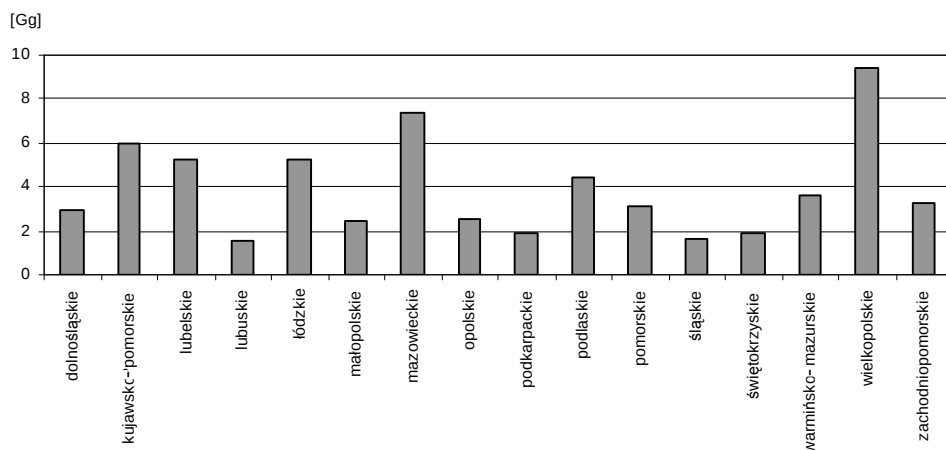


Rys. 5d. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2003 roku

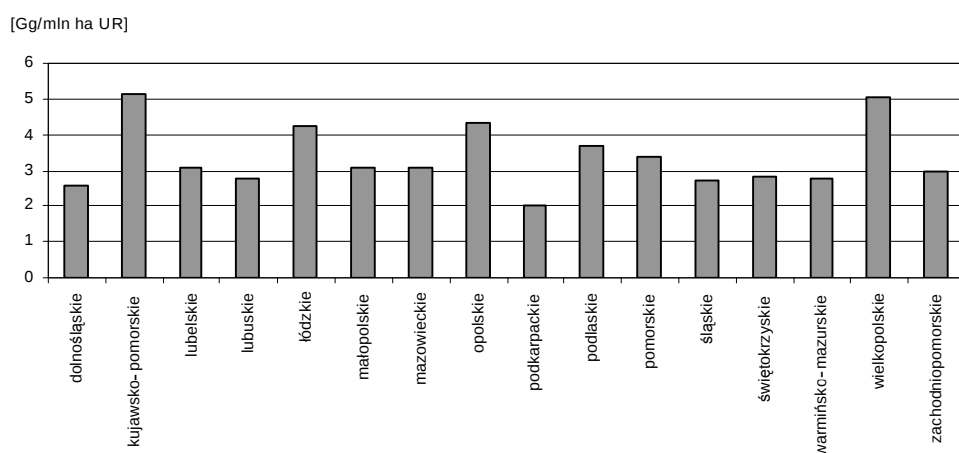
[Gg/min ha UR]



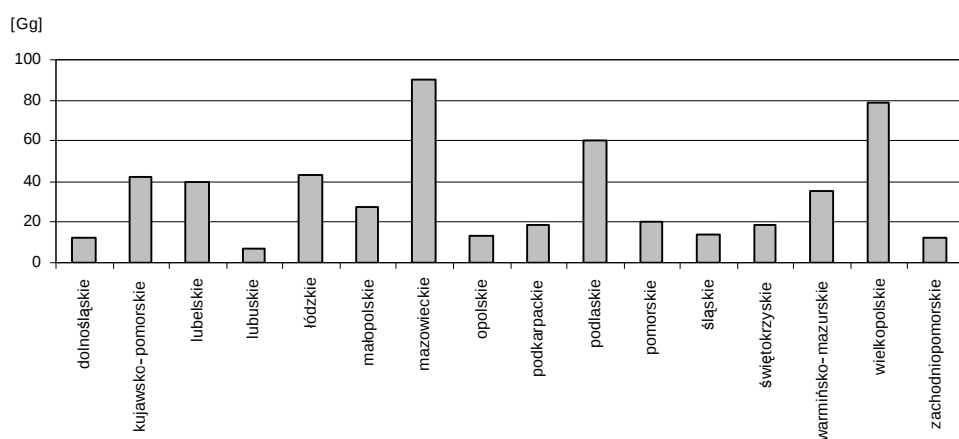
Rys. 5e. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2003 roku



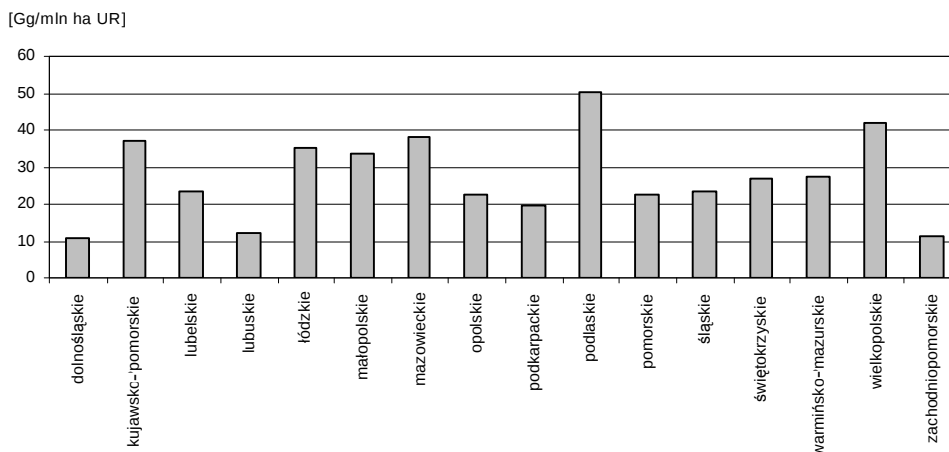
Rys. 6a. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2004 roku



Rys. 6b. Emisja podtlenku azotu ze źródeł rolniczych w 2004 roku



Rys. 6d. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2004 roku



Rys. 6e. Emisja metanu ze źródeł rolniczych w 2004 roku

Już z pobieżnej analizy danych zamieszczonych na rysunkach 1a i 1b wynika, że rozkład emisji całkowitej podtlenku azotu różni się od rozkładu emisji jednostkowej w województwach. Na przykład w woj. mazowieckim całkowita emisja wyniosła 7,64 Gg, a w opolskim 2,59 Gg, natomiast emisja jednostkowa odpowiednio 3,19 i 4,44 Gg/mln ha UR. Różnice te w tym przypadku wynikają ze znacznie większego zużycia nawozów azotowych w woj. opolskim, które wynosiło w 1999 roku średnio 68,22 kg/ha, natomiast w woj. mazowieckim tylko 35,43 kg/ha UR. Emisja jednostkowa podtlenku azotu pochodząca z odchodów jest w obydwu województwach zbliżona (ok. 0,42 Gg/mln ha UR). Generalnie, wspomniane różnice mogą być spowodowane także obsadą zwierząt na 1 mln ha UR. Wielkość powierzchni użytków rolnych wpływa także w różny sposób na kształtowanie się emisji jednostkowej metanu i podtlenku azotu w województwach (w porównaniu z emisją całkowitą). Wynika to ze źródeł emisji; metan pochodzi bowiem głównie z produkcji zwierzęcej, natomiast podtlenek azotu z produkcji roślinnej. Sposób wykorzystania użytków rolnych przez te dwa typy produkcji jest inny. Około 90% emisji metanu pochodzi z fermentacji jelitowej (porównaj rys. 1f), co jest także potwierdzone przez dane literaturowe (21).

Z porównania rysunków 1a-6a (emisja podtlenku azotu w Gg), a także 1d-6d (emisja metanu w Gg) wynika, że różnice w emisji między latami w tym samym województwie są niewielkie, znacznie większe są różnice między województwami. Świadczy to, że zmiany w produkcji roślinnej w poszczególnych województwach odnośnie głównych upraw i zużycia nawozów azotowych, a także w produkcji zwierzęcej (połowie bydła) nie były duże w latach 1999–2004.

Porównując emisje całkowite podtlenku azotu (rysunki oznaczone literą „a”) i metanu (rysunki „d”) z emisjami jednostkowymi (odpowiednio rysunki „b” i „e”) w latach należy zauważyć większe „wyrównanie” wartości jednostkowych w województwach. Przy czym wartości jednostkowe emisji podtlenku azotu są bardziej wyrównane niż wartości jednostkowe emisji metanu (porównaj np. rys. 4a i 4b oraz

4d i 4e). Wynika to z silniejszego związku produkcji roślinnej z wielkością powierzchni użytków rolnych w porównaniu z produkcją zwierzęcą (innymi słowy, produkcja zwierzęca nie jest zależna od powierzchni użytków rolnych w takim stopniu, jak produkcja roślinna).

Podsumowanie

W pracy przedstawiono szacunek emisji metanu i podtlenku azotu przeprowadzony w układzie województw dla danych GUS za lata 1999–2004. 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 na podstawie szczegółowych danych krajowych pozwoliłoby na zwiększenie dokładności obliczeń. Przykładowo, 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.

Literatura

1. AirEmissionDB.: Polish Air Emissions Database. IOŚ, Warszawa, 2006. emissions.ios.edu.pl.
2. F a b e r A.: Emisja gazów cieplarnianych oraz retencjonowanie węgla przez rolnictwo. *Fragm. Agron.*, 2001, **4(72)**:102-117.
3. Gibbs M., Conneely D., Johnson D., Lasse K. R., Ulyatt M. J.: CH₄ 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, 2002. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpg-bgp.htm
4. Górski T., Górská K., Wróblewska E., Zaliwski A., Posielski K.: Atlas agroklimatyczny Polski. Średnia temperatura roku. IUNG Puławy, 1998. www.zazi.iung.pulawy.pl/Documents/MA_Mapy_pl.htm.
5. GUS: Rolnictwo w 2004 r. Dział III. Podstawowe dane o rolnictwie w przekroju wojewódzkim w 2004 r. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa, 2005. www.stat.gov.pl/dane_spol-gosp/rol-nic_lesnict_srodowi/rolnictwo/2004/2004/.
6. GUS: Roczniki statystyczne województw. 2005.
7. GUS: Bank Danych Regionalnych: Dane dla jednostki podziału terytorialnego, wg województw. Główny Urząd Statystyczny, 2006. www.stat.gov.pl/bdr/bdrap.dane_cechter.nts
8. IOŚ. Protokół z Kioto. Baza danych o międzynarodowych konwencjach ekologicznych. Instytut Ochrony Środowiska, 2003. kon-ekol.ios.edu.pl/
9. IPCC: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 1996, Vol. 3. Agriculture. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6c.htm.
10. IPCC: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual. 1996, Vol. 3. Agriculture. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6c.htm
11. IPCC: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Greenhouse Gas Inventory Software for the Workbook. 1996. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/software.htm
12. IPCC: Greenhouse Gas Inventory Software for the Workbook + Instruction Manual. 1998. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/software.htm.

13. IPCC: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. 2006. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm
14. IPCC: 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. 2006. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm
15. Jun P., Gibbs M., Gaffney K.: CH₄ and N₂O emissions from livestock manure. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. 2002.
16. Kondratieff K.: Globalny klimat i jego zmienienie. Nauka, Moskwa, 1987.
17. Kożuchowski K. (red.): Meteorologia i klimatologia. PWN Warszawa, 2005, ss. 321.
18. MŚ: Polityka ekologiczna państwa na lata 2007–2010. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 2006. www.mos.gov.pl/2materialy_informacyjne/raporty_opracowania/pep.pdf
19. Nevison C.: Indirect N₂O emissions from agriculture. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. 2002.
20. Oenema O., Amon B., Gnapet L., Groenestein K., Heinemeyer O., van Aardenne J., van Amstel A.: N₂O emissions from animal waste management systems. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. 2002.
21. Ołendrzyński K. i in.: Inwentaryzacja emisji do powietrza za rok 2003. IOŚ, Warszawa, 2005.
22. Ołendrzyński K.: Inwentaryzacja emisji gazów cieplarnianych i ich prekursorów za rok 2002. IOŚ, Warszawa, 2004.
23. Różański K.: Antropogeniczne zmiany klimatu: mit czy rzeczywistość? Postępy Fizyki, 2002, **(53D)**: 162-168.
24. Smith K., Bouwman L., Braatz B.: N₂O: direct emissions from agricultural soils. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. 2002.
25. Stankiewicz A.: Systematyka gleb Polski. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław, 2005. culex.biol.uni.wroc.pl/instbot/stankiew/system.htm
26. UN: Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations. 1998. unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf
27. Zaliwski A. S.: Opracowanie metodyki inwentaryzacji emisji gazów cieplarnianych (podtlenku azotu i metanu) w przekroju województw. Zadanie szczegółowe w zadaniu PIB 1.2 pt. „Opracowanie wskaźników oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego”. Maszynopis, str. 23. IUNG-PIB Puławy, 2006.
28. Zeeman G., Gerbens S.: CH₄ emissions from animal manure. In: Background Papers - IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. 2002.

Adres do korespondencji:

dr Andrzej S. Zaliwski
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG - PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: (081) 886 34 21, w. 202
e-mail: Andrzej.Zaliwski@iung.pulawy.pl

Janusz Igras

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

OCENA JAKOŚCI PŁYTKICH WÓD GRUNTOWYCH W POLSCE*

Wstęp

Płytkie wody gruntowe podlegają największej antropopresji, przenikają bowiem bezpośrednio przez profil glebowy. Przyjmuje się powszechnie, że skład chemiczny tych wód jest bardzo zbliżony do składu wód odprowadzanych systemem drenarskim (4). Znajdują się one na początku szlaku migracji składników mineralnych w zlewni. Wody te zasilane są głównie z opadów atmosferycznych. Przenoszą składniki mineralne przede wszystkim do wód powierzchniowych, ale również do wód wglębnych, a nawet głębinowych. Ocena jakości tych wód stanowi ważny element badań nad zanieczyszczeniami obszarowymi, pochodzącymi z działalności rolniczej (2). Na jakość wód wpływają przede wszystkim składniki biogenne, tj. związki azotu i fosforu.

Celem pracy była ocena jakości płytkich wód gruntowych pobranych z systemu drenarskiego w układzie zlewni drugiego rzędu w Polsce.

Metodyka

Przedstawione w pracy wyniki pochodzą z badań monitoringowych przeprowadzonych na terenie całego kraju w latach 1998–2002 w sieci gospodarstw kontrolnych. Monitoring gospodarstw wykonywany był przez Krajową Stację Chemiczno-Rolniczą w Wesolej i jej oddziały terenowe. Metodyczny nadzór nad badaniami sprawował Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach. Jednym z zasadniczych elementów monitoringu były badania zawartości składników biogennych, tj. azotu azotanowego i amonowego oraz fosforanów w wodach drenarskich.

Sieć gospodarstw kontrolnych zlokalizowano w układzie regionów hydrograficznych odpowiadających w przybliżeniu zlewniom drugiego rzędu, zgodnie z podziałem GUS (6). Populację badanych gospodarstw w każdym z regionów podano w tabeli 1. Do badań wybrano w sposób losowy gospodarstwa typowe dla danej zlewni. W gospodarstwach objętych badaniami wytypowano pola produkcyjne na gruntach ornych i trwale użytki zielone z bezpośrednim dostępem do wód drenarskich. Wody drenarskie pobierano jesienią w każdym roku w tych samych ustalonych punktach, przeważ-

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

Tabela 1

Liczba gospodarstw objętych monitoringiem oraz całkowita liczba pobranych próbek wody na obszarze poszczególnych regionów hydrograficznych w latach 1998–2002

Lp.	Region hydrograficzny	Liczba gospodarstw	Liczba pobranych próbek wody w latach 1998–2002
1.	Polska	722	5437
2.	Dorzecze Wisły	408	2942
3.	Wisła od źródeł do ujścia Dunajca	37	487
4.	Dorzecze Dunajca	18	255
5.	Wisła od ujścia Dunajca do ujścia Wisłoki	24	164
6.	Dorzecze Wisłoki	14	60
7.	Wisła od ujścia Wisłoki do ujścia Sanu	13	104
8.	Dorzecze Sanu	31	123
9.	Wisła od ujścia Sanu do ujścia Wieprza	21	144
10.	Dorzecze Wieprza	12	30
11.	Wisła od ujścia Wieprza do ujścia Pilicy	4	10
12.	Dorzecze Pilicy	13	96
13.	Wisła od ujścia Pilicy do ujścia Narwi	9	33
14.	Narew od źródeł do ujścia Biebrzy	21	187
15.	Dorzecze Biebrzy	13	120
16.	Narew od ujścia Biebrzy do ujścia Bugu	16	124
17.	Dorzecze Bugu	47	225
18.	Narew od ujścia Bugu do ujścia Wisły	24	122
19.	Wisła od ujścia Narwi do ujścia Bzury	20	91
20.	Wisła od ujścia Bzury do ujścia Drwęcy	23	155
21.	Dorzecze Drwęcy	19	176
22.	Wisła od ujścia Drwęcy do ujścia Brdy	12	109
23.	Wisła od ujścia Brdy do ujścia do Bałtyku	17	127
24.	Dorzecze Odry	242	1785
25.	Odra od granicy do ujścia Nysy Kłodzkiej	28	271
26.	Dorzecze Nysy Kłodzkiej	11	88
27.	Odra od ujścia Nysy Kłodzkiej do ujścia Bobru	58	396
28.	Dorzecze Bobru Bóbr	12	54
29.	Odra od ujścia Bobru do ujścia Warty	4	33
30.	Warta od źródeł do ujścia Prosny	30	271
31.	Dorzecze Prosny	8	72
32.	Warta od ujścia Prosny do ujścia Noteci	44	444
33.	Dorzecze Noteci	18	298
34.	Warta od ujścia Noteci do ujścia do Odry	4	24
35.	Odra od ujścia Warty do ujścia do Zalewu Szczecińskiego	25	167
36.	Dorzecze rzek Przymorza	66	612
37.	Zlewnia Zalewu Szczecińskiego	brak danych	brak danych
38.	Dorzecze rzek Przymorza Zachodniego do ujścia do Wisły	32	400
39.	Zlewnia Zalewu Wiślanego (bez dorzecza Wisły)	17	87
40.	Dorzecze Pregoly	17	125
41.	Pozostałe Dorzecza	brak danych	brak danych
42.	Dorzecze Niemna	brak danych	brak danych
43.	Inne rzeki	6	98

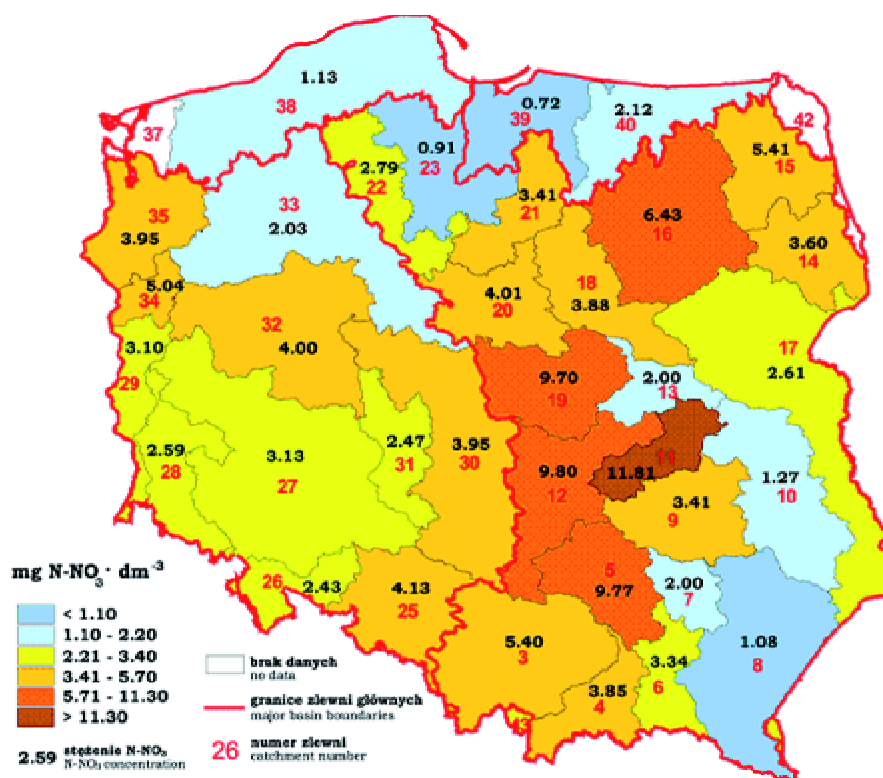
Źródło: Igras, 2004 (3).

nie na kilku polach gospodarstwa. Próbkę pobierano w terminie ok. 6 tygodni od końca zbiorów roślin do początku jesiennych prac polowych. Przy pobieraniu próbek wody starano się zapewnić ten sam przedział czasowy w każdym roku badań. Próbkę wody zabezpieczano i przewożono do laboratoriów lokalnych oddziałów Krajowej Stacji Chemiczno-Rolniczej, gdzie wykonywano analizy znormalizowanymi metodami.

Wyniki badań

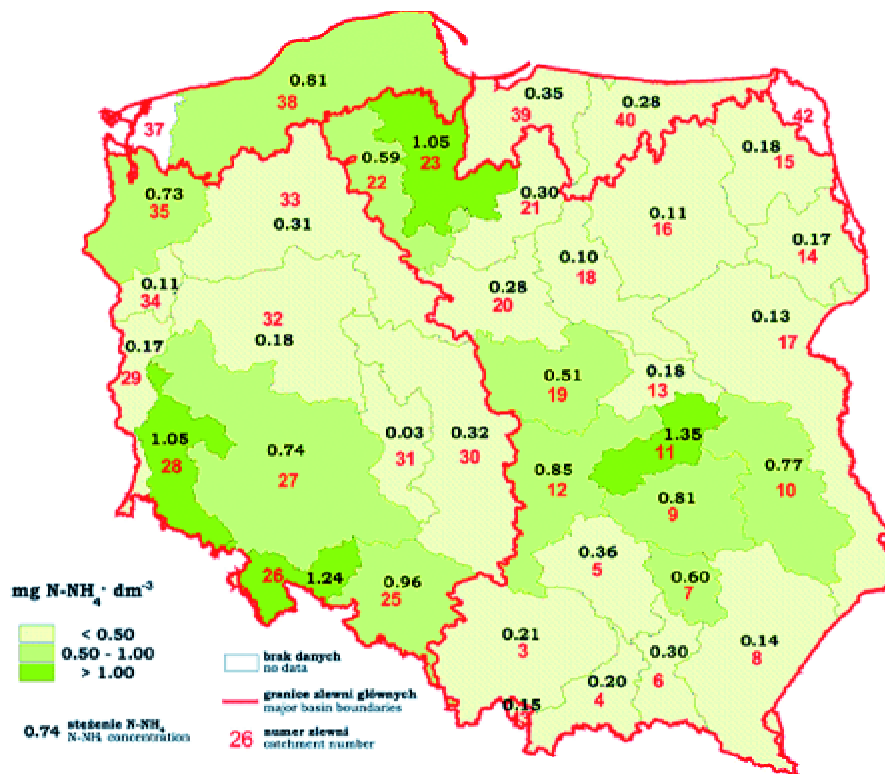
Regionalne zróżnicowanie zawartości składników biogennych w wodach drenarskich przedstawiono na mapach w układzie zlewni (rys. 1-3). Ocena ta może służyć weryfikacji potencjalnych zagrożeń wód składnikami biogennymi pochodzenia obszarowego jesienią, gdyż zgodnie z wynikami licznych badań zagrożenie dla hydrosfery nadmiarem składników mineralnych występuje o wiele częściej jesienią niż wiosną (5, 8). Spowodowane jest to tym, że w okresie jesiennym wykorzystanie składników pokarmowych w produkcji roślinnej jest niższe, a ich nadmiar przedostaje się do wód gruntowych wraz z opadami.

Przeciętna zawartość azotanów w wodach drenarskich w większości zlewni była niska (rys. 1). Najmniej azotanów zawierały wody drenarskie pochodzące ze zlewni



Rys. 1. Przeciętne stężenie N-NO₃ w wodach z drenów

Źródło: Igras J., 2004 (3).

Rys. 2. Przeciętne stężenie N-NH₄ w wodach z drenów

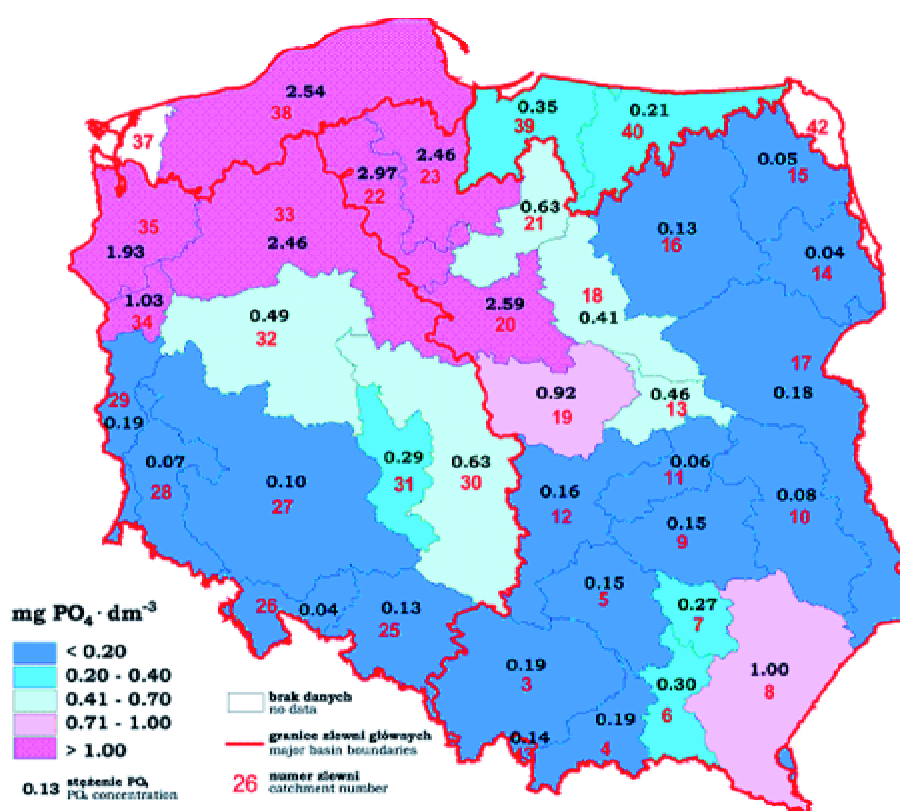
Źródło: Igras J., 2004 (3).

północnej i południowo-wschodniej części Polski. Na tych obszarach zawartość azotanów kształtowała się na poziomie kilkakrotnie niższym w stosunku do normy określonej Dyrektywą Azotanową (1). Najwyższą zawartość azotanów odnotowano w centralnej części Polski. W kilku zlewniach na tym obszarze zawartość azotanów zbliżała się do normy, a w zlewni Wisły od Wieprza do ujścia Pilicy – Lp. 11 zawartość azotanów w wodach drenarskich przekraczała normę wyznaczoną Dyrektywą Azotanową.

Przeciętne stężenia azotu amonowego w wodach z drenów na przeważającym obszarze kraju były bardzo niskie (rys. 2). Jedynie w dwóch zlewniach z Dorzecza Wisły i dwóch z Dorzecza Odry zawartość azotu amonowego było nieco wyższa i dochodziła do 1,5 mg N-NH₄ · dm⁻³.

Składnikiem biogennym decydującym w największym stopniu o eutrofizacji wód są fosforany. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenia związkami azotu ze źródeł rolniczych (7) jako graniczną dla procesu eutrofizacji przyjmuje się zawartość fosforanów

poniżej $0,7 \text{ mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Zawartość fosforanów w wodach drenarskich była zróżnicowana regionalnie (rys. 3). Najwięcej fosforanów zawierały wody drenarskie z północno-zachodniej części Polski. W większości zlewni zlokalizowanych na tym obszarze zawartość fosforanów trzykrotnie przekraczała normę dla eutrofizacji. We wschodniej i południowej części Polski stężenia fosforanów były bardzo niskie i na tym obszarze niebezpieczeństwo eutrofizacji płytkich wód gruntowych jest najmniejsze.



Rys. 3. Przeciętne stężenie PO_4 w wodach z drenów

Źródło: Igras J., 2004 (3).

Podsumowanie

Przeciętna zawartość zarówno azotanów, jak i azotu amonowego w płytkich wodach gruntowych na przeważającym obszarze Polski była niska. Jedynie w centralnej części kraju stężenie azotu azotanowego przekraczało nieco normy określone Dyrektywą Azotanową.

W północnej części Polski jakość płytkich wód drenarskich pogarszała nadmierna zawartość związków fosforu, którego stężenia przewyższały normy przyjęte do oceny eutrofizacji.

Literatura

1. Council Directive: Council directive concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources. (91/67/EEC) Official J. Euro. Commun., 1991, **L 375**:1-8.
2. D u e r I.: Ryzyko zagrożenia jakości wód wynikające z działalności rolniczej. (W): Mat. Sem. „Ochrona środowiska w rolnictwie”. ODR Minikowo, 2000, 23-30.
3. I g r a s J.: Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich z użytków rolnych w Polsce. Monogr. i Rozpr. Nauk., IUNG Puławy, 2004, **13**: 1-123.
4. I g r a s J.: Skład chemiczny wód glebowo-gruntowych w Polsce. Nawozy i Nawożenie, 2000, **3a**: 38-49.
5. K o c J., C i e ć k o C z., J a n i c k a R., R o c h w e r g e r A.: Czynniki kształtujące poziom mineralnych form azotu w wodach obszarów rolniczych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 1996, **440**: 175-185.
6. Ochrona środowiska. GUS Warszawa, 2003.
7. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenia związkami azotu ze źródeł rolniczych. Dz. U. z 2002, Nr 241, poz. 2093.
8. S a p e k A.: Risk of water pollution as a result of agricultural activities. (In:) Sustainable agriculture and rural area development. Activity of working group reports and conference proceeding. IMUZ Falenty, 1997, 79-99.

Adres do korespondencji:

doc. dr hab. Janusz Igras
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: (081) 886 34 21
e-mail: ij@iung.pulawy.pl

**Tomasz Stuczyński¹, Krzysztof Jończyk², Renata Korzeniowska-Puculek¹, Jan Kuś²,
Henryk Terelak¹**

¹ Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów

² Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

WARUNKI PRZYRODNICZE EKOLOGICZNEJ PRODUKCJI ROLNICZEJ A JEJ STAN OBECNY NA OBSZARZE POLSKI*

Rolnictwo ekologiczne jako system gospodarowania, który opiera się głównie na wykorzystaniu naturalnych walorów siedliska oraz procesów zachodzących w agrocenozie w dużym stopniu zależy od jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej. Dane dotyczące rozwoju rolnictwa ekologicznego w innych krajach europejskich wskazują jednak, że rozwija się ono najlepiej w warunkach trudnych przyrodniczo, gdzie ograniczenia siedliskowe uniemożliwiają efektywne pod względem ekonomicznym gospodarowanie metodami konwencjonalnymi.

W rejonach tych do wartości dodanych tworzonych przez rolnictwo ekologiczne, obok funkcji produkcyjnej, zaliczyć należy również funkcje ochronne polegające między innymi na zachowaniu walorów środowiska oraz tradycyjnych form krajobrazu i jego bioróżnorodności, ograniczenie presji przemysłowych środków produkcji na jakość gleb i wód, a także ochronę wartości kulturowych. Ze względu na funkcję środowiskową, jaką może spełniać rolnictwo ekologiczne w rejonach cennych przyrodniczo ocena jego funkcjonowania jest istotnym elementem polityki ukierunkowanej na wspieranie i promocję tego systemu gospodarowania.

Istotnym zagadnieniem dla wspierania rozwoju obszarów predestynowanych do rozwoju rolnictwa ekologicznego jest opracowanie zestawu wskaźników odzwierciedlających w sposób ilościowy warunki sprzyjające produkcji ekologicznej zarówno związane z jakością siedliska, jak i różnorodnością i poziomem ochrony zasobów przyrodniczych.

Należy zaznaczyć, że do zasadniczych barier rozwoju tego systemu w Polsce należy słaba infrastruktura rynkowa oraz mały popyt wewnętrzny, wynikający z ciągle ograniczonej siły nabywczej krajowych konsumentów. Potencjalne możliwości organizacji eksportu produktów ekologicznych są dość znaczne, jednak nie mogą być w pełni wykorzystane bez wdrożenia właściwie koordynowanych i lokalizowanych

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

programów celowych. Przedsięwzięcia te w ramach kolejnych okresów planowania instrumentów polityki, w tym między innymi, w ramach Planu Rozwoju Obszarów Wiejskich (PROW), winny opierać się na wszechstronnym rozpoznaniu przestrzennego rozmieszczenia i wzajemnego układu czynników środowiskowych, rynkowych oraz infrastrukturalnych, sprzyjających rozwojowi rolnictwa ekologicznego.

Istniejące nieliczne opracowania z tego zakresu (2, 6) zawierają dane i analizy umożliwiające wstępną ocenę szans rozwoju rolnictwa ekologicznego, ze względu na różne kryteria środowiskowe i społeczno-ekonomiczne, jednakże adekwatne rozwiązanie problematyki waloryzacji obszarów pod kątem przydatności do produkcji ekologicznej wymaga dalszej dyskusji i kolejnych przybliżeń metodycznych.

Waloryzacja warunków środowiskowych za pomocą wskaźników może być ważną wskazówką dla instytucji i przedsiębiorstw zainteresowanych inwestycjami i programami stymulującymi rozwój rolnictwa ekologicznego w regionach posiadających określoną charakterystykę, na którą składają się mierzalne kryteria oceny jakości środowiska, sprzyjające wdrażaniu tego systemu produkcji. Przedstawiona poniżej waloryzacja czynników środowiskowych, w założeniu decydujących o potencjale produkcji ekologicznej, ma charakter wielokryterialny i obejmuje takie elementy, jak: jakość i żyzność gleb, warunki rzeźby i klimatu, stan zanieczyszczenia, przejawy degradacji oraz różnorodność krajobrazu rolniczego. Należy podkreślić, że waloryzacja ta ma charakter dyskusyjny i wymaga dalszego doskonalenia w dostosowaniu do nowych okoliczności funkcjonowania rolnictwa polskiego, niemniej wydaje się, że stanowi dobre przybliżenie zróżnicowania warunków środowiskowych, które będą w znacznym stopniu decydować o trendach rozwojowych produkcji ekologicznej.

W nawiązaniu do przedstawionej waloryzacji dokonano również wstępnej oceny występowania gospodarstw ekologicznych w Polsce, z uwzględnieniem rozmieszczenia obszarów cennych przyrodniczo oraz organizacji produkcji.

Założenia metodyczne waloryzacji przestrzeni rolniczej dla potrzeb produkcji ekologicznej

Istotą waloryzacji przestrzeni rolniczej, z punktu widzenia potrzeb rolnictwa ekologicznego, jest dobór odpowiedniego zestawu kryteriów odzwierciedlających możliwie obiektywnie czynniki sprzyjające jego rozwojowi; w znaczeniu bezpośrednich związków ilościowych pomiędzy jakością siedliska a efektywnością produkcji. Równie istotne jest uwzględnienie czynników jakościowych, takich jak na przykład: różnorodność krajobrazu, udział obszarów chronionych, udział użytków zielonych, lesistość itp., jak również przypisanie im odpowiednich wskaźników (wag). W opracowaniu wykorzystano koncepcję wydzielenia obszarów przydatnych dla rolnictwa ekologicznego opartą na analizie uwarunkowań glebowo-przyrodniczych, wzorując się na założeniach metodycznych opisanych dla Polski przez Radę i in. (6) i zmodyfikowanych przez Dworka i in. (2). W analizie wykorzystano tak zwaną metodę „wag wielokrotnych”, która umożliwia przypisanie poszczególnym czynnikom, istot-

Tabela 1

Wartość wag dla poszczególnych czynników oceny rolniczej przestrzeni produkcyjnej

Czynnik (wskaźnik)	Symbol	Waga
Jakość rolniczej przestrzeni produkcyjnej	WJRPP	1,5
Trwałe użytki zielone	WTUZ	1,5
Obszary chronione	WOCH	1,0
Gleby marginalne	WGM	-1,5
Kwasowość gleb	WKG	-0,5
Próchniczność gleb	WPG	1,5
Zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi	WZG	-1,5

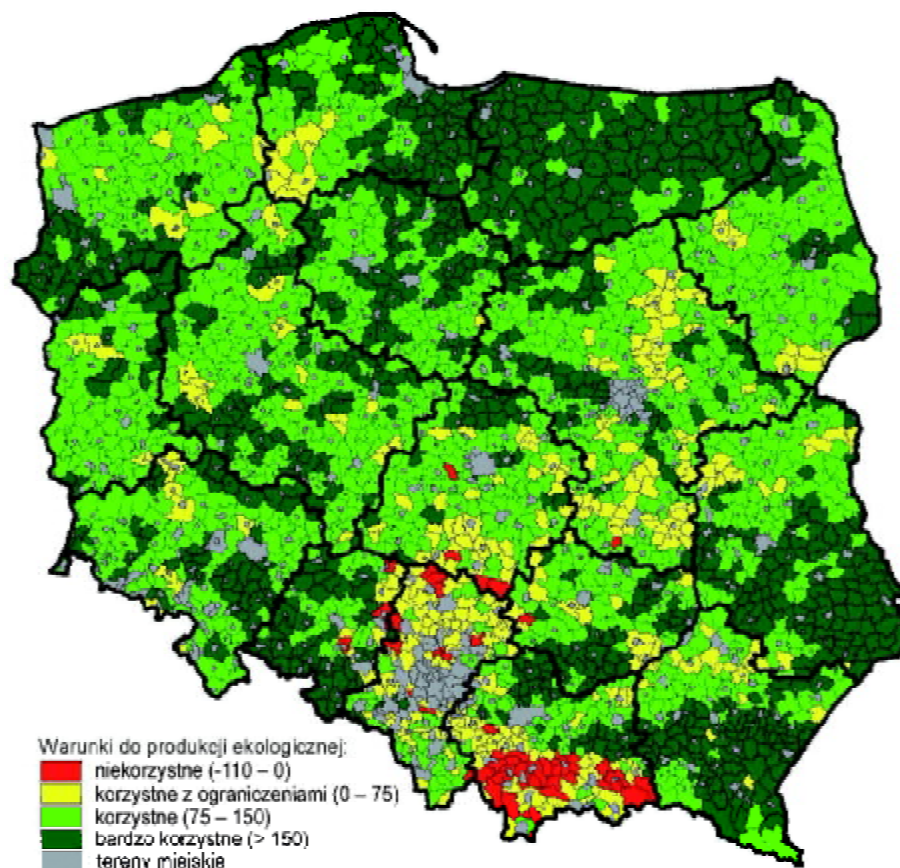
Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (21).

nym dla rolnictwa ekologicznego, różnej siły poprzez nadanie im odpowiednich wag (współczynników). Poszczególne wskaźniki są zagregowane do poziomu gminy.

W analizie danych wykonanych metodą skupień uwzględniono m.in.:

- **wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej wg IUNG – WRPP;**
- **wskaźnik obszarów chronionych – WOCHR ;**
- **syntetyczny środowiskowy wskaźnik przydatności obszarów do produkcji ekologicznej – SŚWP.**

Syntetyczny środowiskowy wskaźnik przydatności obszarów do produkcji ekologicznej (SŚWP) jest sumą wskaźników cząstkowych charakteryzujących poszczególne czynniki uwzględnione w waloryzacji (WJRPP + WGM + WUZ + WOCHR + WZG + WKG + WPG). Wartość wskaźnika syntetycznego jest wyrazem ogólnej przydatności danego obszaru do produkcji ekologicznej, jakkolwiek jego wysokie wartości nie muszą być równoznaczne z największą produktywnością siedlisk. Z punktu widzenia efektów produkcyjnych przyjęto, że minimum warunków glebowo-siedliskowych, wyrażone zmodyfikowanym wskaźnikiem jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WJRPP x 1,5), zapewniające możliwość uprawy większości gatunków roślin wynosi 95-100 pkt. Obszary o niższej punktacji WJRPP, niezależnie od korzystnego układu pozostałych czynników, nie zapewniają możliwości uprawy bardziej wymagających roślin, w tym zwłaszcza warzyw, których produkcja stanowi zasadniczy element rolnictwa ekologicznego, często decydujący o opłacalności produkcji, zwłaszcza w mniejszych gospodarstwach (rys. 1).



Rys. 1. Przestrzenne zróżnicowanie syntetycznego wskaźnika przydatności do produkcji ekologicznej (SSWP) w gminach

Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

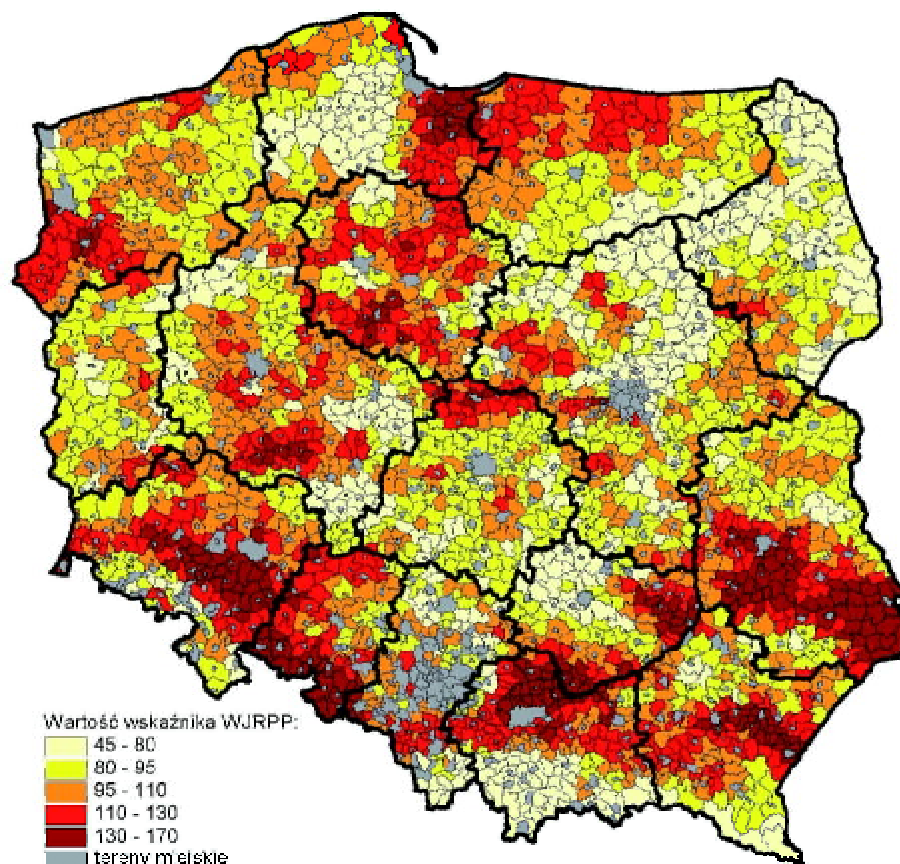
Wskaźnik jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej – WJRPP

$$WJRPP = w_{IUNG} \times P$$

w_{IUNG} – wartość wskaźnika waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej wg IUNG

P – wartość współczynnika (wagi): 1,5.

Ocenę warunków przyrodniczych rolnictwa wykonano dla poszczególnych gmin w oparciu o metodę IUNG opisaną szczegółowo przez Witkai Górskiego (11). Jest to metoda kompleksowa, uwzględniająca: jakość gleb, agroklimat, warunki wodne oraz rzeźbę terenu (rys. 2). Wskaźnik (WJRPP) w niektórych regionach wyjaśnia ponad 85% zmienności plonów w gminach. Potwierdza to, że jest on bardzo dobrą miarą sumy czynników siedliskowych decydujących o potencjale plonotwórczym.



Rys. 2. Przestrzenne zróżnicowanie zmodyfikowanego wskaźnika jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WJRPP) w gminach

Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

czym obszaru. Przyjęta wartość współczynnika (1,5) jest wynikiem kolejnych przybliżeń, mających na celu ustalenie właściwych relacji pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami, tak aby rola każdego z nich była oddana w adekwatny sposób.

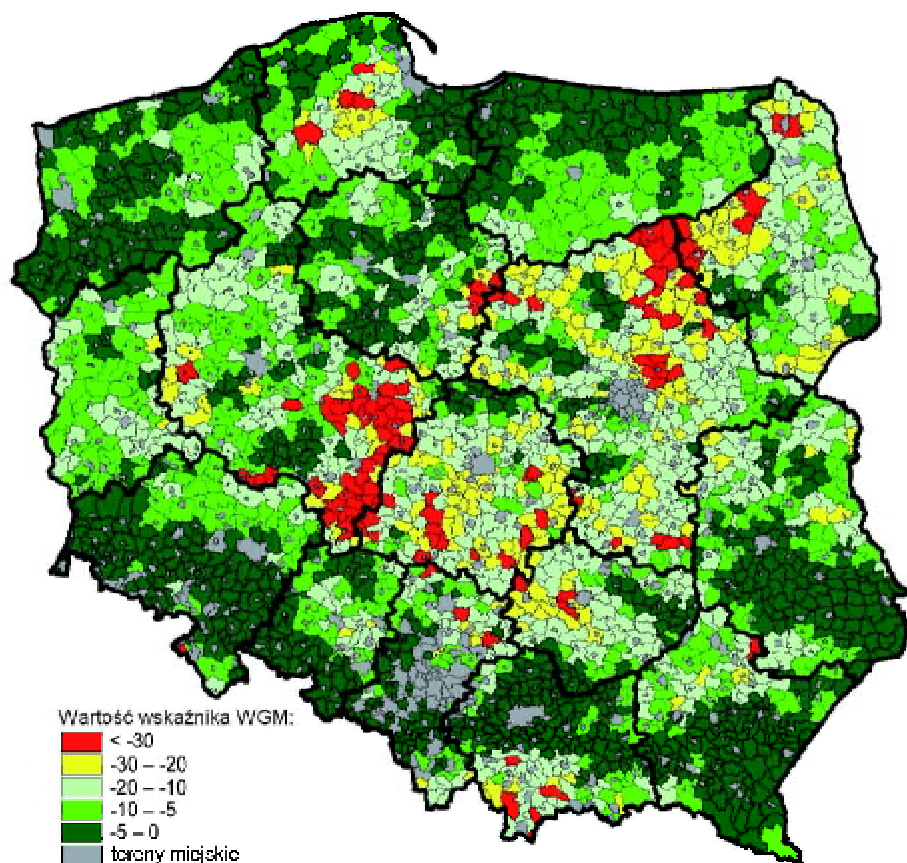
Wskaźnik gleb marginalnych – WGM

$$WGM = GM \times P$$

GM – % powierzchni ogólnej zajmowanej przez gleby marginalne

P – wartość współczynnika: -1.

Gleby marginalne, według J ó z e f a c i u k a i in. (4), obejmują obszary pozostające obecnie w użytkowaniu rolniczym lub w ewidencji użytków rolnych, które ze względu na niekorzystne uwarunkowania przyrodnicze lub antropogeniczne mają niską



Rys. 3. Przestrzenne zróżnicowanie wskaźnika gleb marginalnych (WGM) w gminach
Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

produkcyjność lub ograniczenia w zakresie produkcji bezpiecznej żywności i powinny być przekwalifikowane w inną formę użytkowania (zalesienie, zabudowę, użytki ekologiczne, rekreacja itp.). Do gleb marginalnych w tym opracowaniu zaliczono wszystkie grunty orne klas VI i VI Rz oraz użytki zielone klas VI i Psz VI (rys. 3).

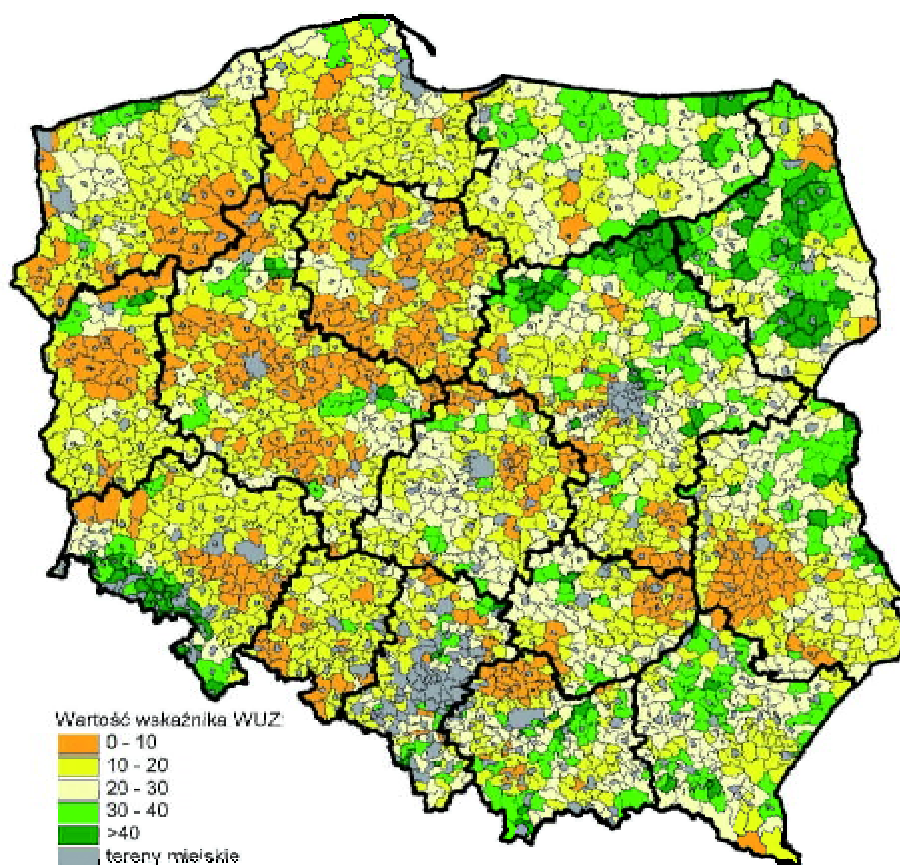
Wskaźnik użytków zielonych – WUZ

$$WUZ = TUZ \times P$$

TUZ – % ogólnej powierzchni zajmowanej przez trwałe użytki zielone

P – wartość współczynnika: 1,5.

Założono, że w gminach o większym udziale łąk i pastwisk istnieją lepsze warunki do rozwoju rolnictwa ekologicznego, umożliwiając one bowiem zachowanie organicznego charakteru gospodarstwa, poprzez utrzymanie równowagi pomiędzy produkcją roślinną i zwierzęcą (rys. 4).



Rys. 4. Przestrzenne zróżnicowanie wskaźnika użytków zielonych (WUZ) w gminach
Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

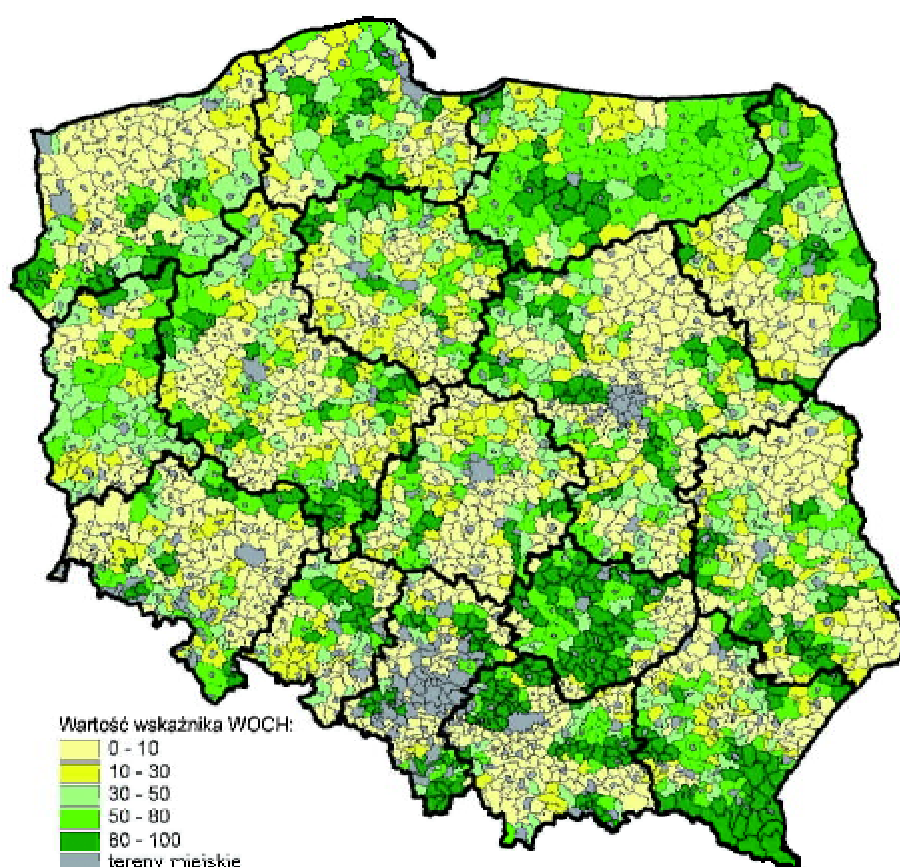
Wskaźnik obszarów chronionych – WOCHR

$$\text{WOCHR} = \text{OCHR} \times P$$

WOCHR – % powierzchni ogólnej zajmowanej przez obszary prawnie chronione

P – wartość współczynnika: 1.

Użytki rolne położone na terenie obszarów chronionych lub w ich bezpośrednim otoczeniu są szczególnie przydatne dla rolnictwa ekologicznego z uwagi na względny brak zanieczyszczeń środowiska oraz dużą różnorodność biologiczną (rys. 3). Do obszarów chronionych, zgodnie z obowiązującym ustawodawstwem, zalicza się: parki narodowe i ich strefy ochronne, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe i ich strefy ochronne, obszary chronionego krajobrazu.



Rys. 5. Przestrzenne zróżnicowanie wskaźnika obszarów chronionych (WOCHR) w gminach
Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

Obszary chronione w znacznym stopniu pokrywają się z terenami leśnymi, dlatego też w waloryzacji zrezygnowano ze wskaźnika lesistości, tak aby nie przeszacować znaczenia tych siedlisk w kształtowaniu warunków dla rolnictwa ekologicznego (rys. 5).

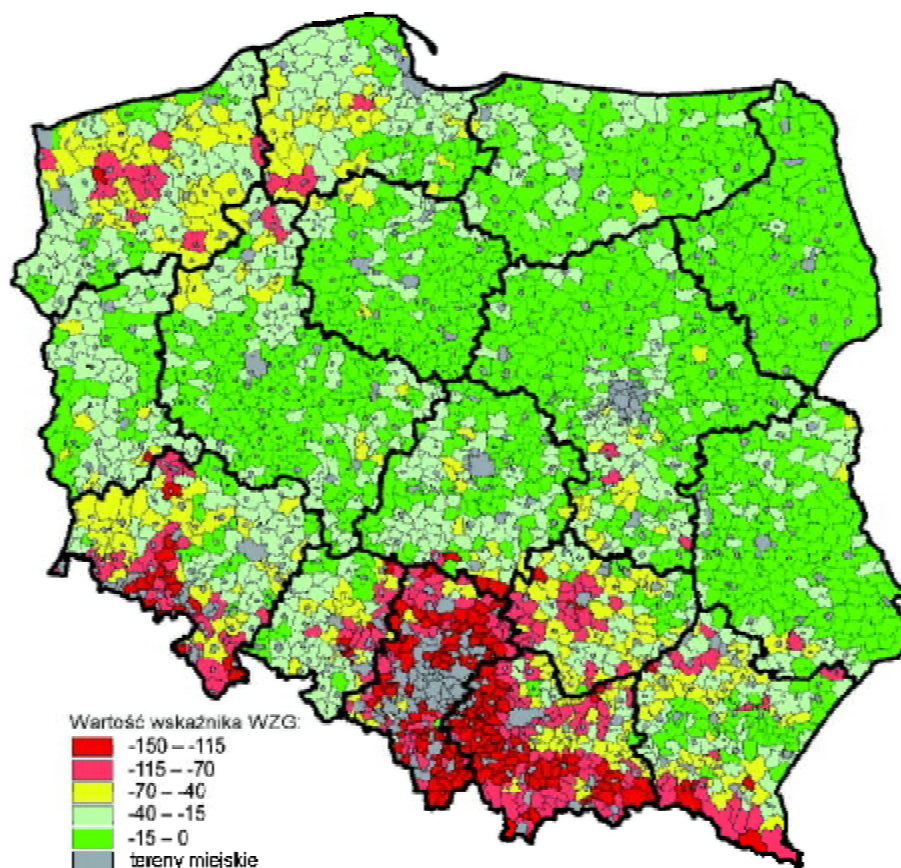
Wskaźnik zanieczyszczenia gleb – WZG

$$WZG = ZG \times P$$

ZG – % powierzchni gleb użytków rolnych o zawartości metali ciężkich powyżej tła naturalnego

P – wartość wagi: -1,5.

Uwzględnienie tego wskaźnika jest konieczne z punktu widzenia bezpieczeństwa żywności. Przyjęto, że czynnikiem ograniczającym rozwój rolnictwa ekologicznego jest występowanie gleb, w których zawartość metali ciężkich przekracza poziom tła



Rys. 6. Przestrzenne zróżnicowanie wskaźnika zanieczyszczenia gleb (WZG) w gminach
Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

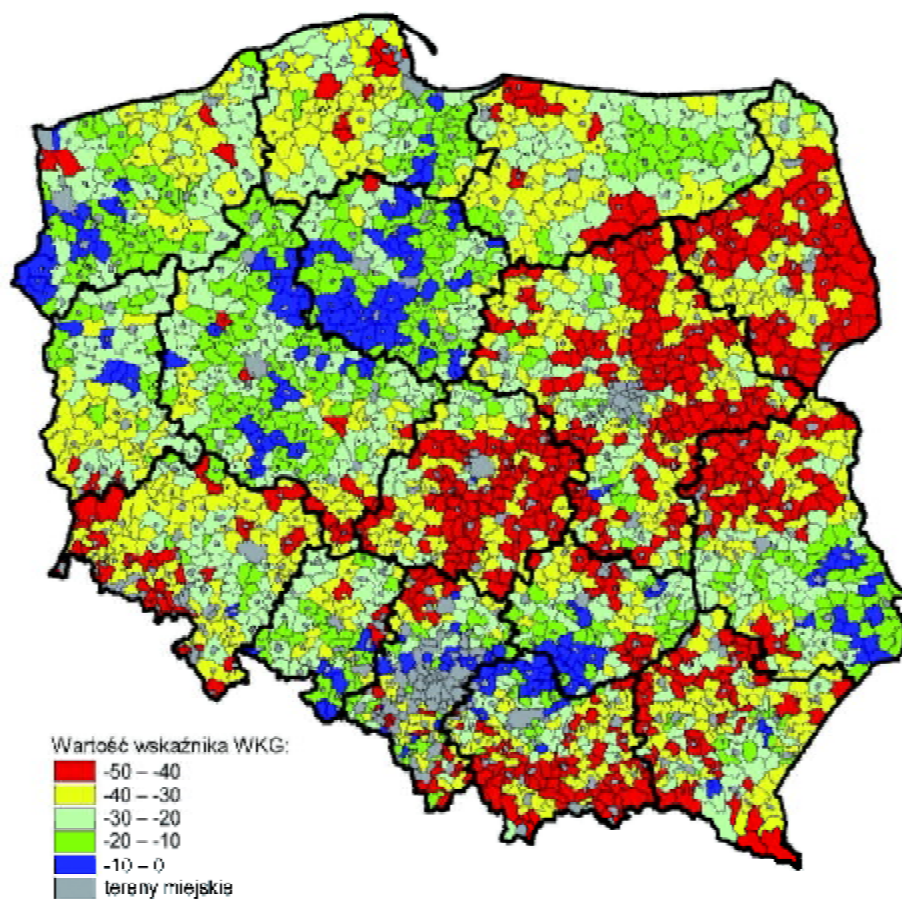
naturalnego. Udział takich gleb wyznaczono na podstawie danych Okręgowych Stacji Chemiczno-Rolniczych (9). W ocenie zanieczyszczenia gleb oprócz zawartości cynku, miedzi, kadmu, niklu i ołowiu wzięto pod uwagę odczyn oraz zawartość próchnicy jako czynników mających wpływ na dynamikę uruchamiania i pobierania tych pierwiastków przez rośliny (7); (rys. 6).

Wskaźnik kwasowości gleb – WKG

$$\text{WKG} = \text{KwG} \times \text{P}$$

KwG – % powierzchni zajętej przez gleby kwaśne i bardzo kwaśne

P – wartość współczynnika: -0,5.



Rys. 7. Przestrzenne zróżnicowanie wskaźnika zakwaszenia gleb (WKG) w gminach
Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

Odczyn decyduje o dostępności składników pokarmowych, aktywności biologicznej (składzie i funkcjach mikroflory glebowej), a także oddziałuje bezpośrednio na stan fizyczny gleb, w tym na ich strukturę. Niski odczyn powoduje powstawanie toksycznych dla roślin form glinu oraz zwiększa mobilność metali ciężkich. Stosunkowo łatwa możliwość poprawy odczynu oraz częściowe jego uwzględnienie we wskaźniku waloryzacji zdecydowała o przyjęciu współczynnika -0,5 (rys. 7).

Wskaźnik próchniczności gleb – WPG

$$WPG = PG \times P$$

PG – % powierzchni gleb użytków rolnych o zawartości próchnicy większej od 2%

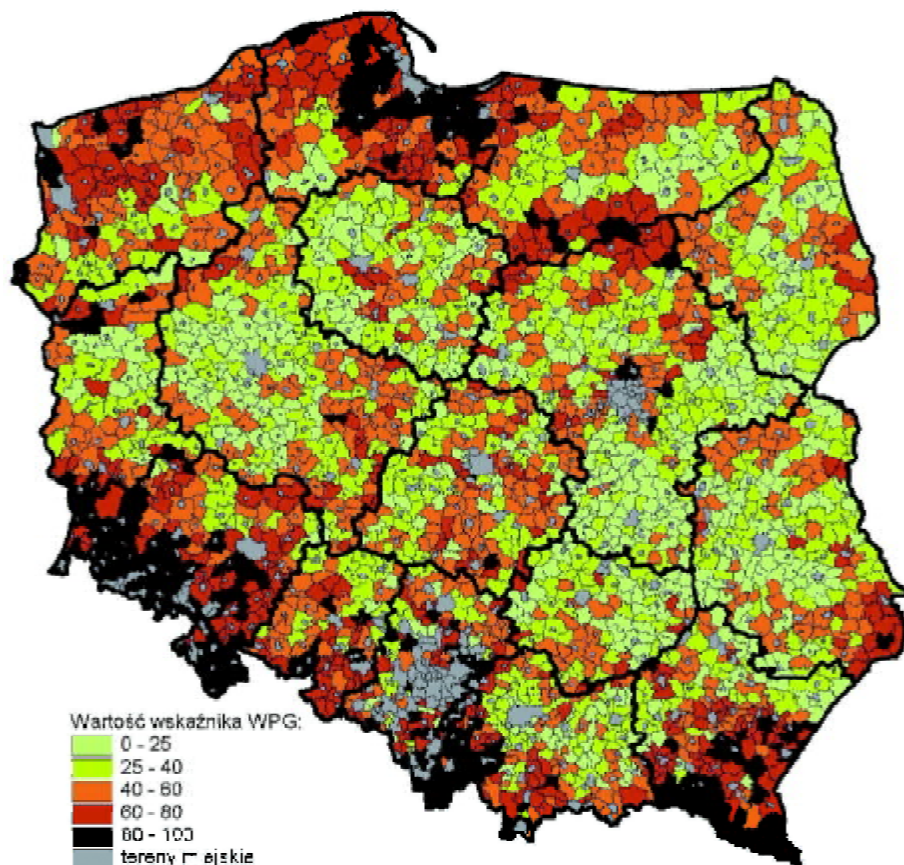
P – wartość współczynnika: 1,5.

Gleby o naturalnie wysokiej zawartości próchnicy charakteryzuje wysoka żyzność i naturalna zasobność w składniki pokarmowe, w tym zwłaszcza w azot uruchamiany w procesach mineralizacji. Gleby zasobne w próchnicę stanowią najcenniejsze siedliska dla produkcji ekologicznej, w związku z tym dla wyliczenia wskaźnika próchniczności gleb (WPG) przyjęto współczynnik (waga) 1,5 (rys. 8).

Wyniki waloryzacji

Zmienność przestrzenną waloryzowanych czynników środowiskowych w ujęciu dla gmin wiejskich i miejsko-wiejskich przedstawiono za pomocą wskaźnika syntetycznego oraz wskaźników cząstkowych na załączonych mapach (rys. 1-8). Obszary miejskie zostały wyłączone z analizy jako mało przydatne z punktu widzenia lokalizacji produkcji ekologicznej. Zestawienie średnich ważonych wskaźników dla poszczególnych województw zawiera tabela 2.

Przestrzeń rolnicza kraju jest silnie zróżnicowana ze względu na dużą zmienność gleb, przy stosunkowo dużym udziale siedlisk charakteryzujących się różnymi ograniczeniami, w tym zwłaszcza deficytem wody bądź silnym zakwaszeniem gleb. Z punktu widzenia efektów produkcyjnych można przyjąć, że minimum warunków glebowo-siedliskowych, wyrażone zmodyfikowanym wskaźnikiem jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WJRPP x 1,5), zapewniające możliwość uprawy większości gatunków roślin wynosi 95-100 pkt. Obszary o niższej punktacji WJRPP, niezależnie od korzystnego układu pozostałych czynników, nie zapewniają możliwości uprawy roślin bardziej wymagających, w tym zwłaszcza warzyw, których produkcja stanowi zasadniczy element systemu ekologicznego, często decydujący o zachowaniu zadowalających relacji pomiędzy wielkością produkcji i nakładami, zwłaszcza w gospodarstwach o mniejszym areale. Najkorzystniejsze warunki pod względem kryterium jakim jest jakość przestrzeni rolniczej panują w województwach: opolskim, lubelskim, dolnośląskim i podkarpackim. Z poważnymi ograniczeniami siedliskowymi dla rolnictwa ekologicznego należy się liczyć w województwach podlaskim, mazowieckim i lubuskim (tab. 2, rys. 2).



Rys. 8. Przestrzenne zróżnicowanie wskaźnika próchniczności gleb (WPG) w gminach
Źródło: Stuczyński T. i in., 2004 (8).

Zgodnie z przyjętą metodyką wskaźnik gleb marginalnych (WGM) ma stosunkowo niewielką wagę w porównaniu z pozostałymi wskaźnikami cząstkowymi, ponieważ zjawiska marginalizacji związane z występowaniem gleb najsłabszych, nieprzydatnych do uprawy, zostały w znacznym stopniu uwzględnione w zmodyfikowanym wskaźniku jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej ($WJRPP \times 1,5$). Średnia wartość wskaźnika gleb marginalnych wynosi -10,45 pkt. (tab. 2) Największe powierzchnie gleb marginalnych występują w województwach: łódzkim, podlaskim, mazowieckim i wielkopolskim (rys. 3). Wartość WGM w tych regionach wynosi odpowiednio: -17,21, -16,40, -16,55, 16,86 pkt. Należy podkreślić, że występowanie gleb marginalnych nie jest zasadniczym czynnikiem ograniczającym możliwość rozwoju produkcji ekologicznej w większości regionów kraju.

Najwyższą w kraju wartością wskaźnika użytków zielonych (WUZ) charakteryzuje się województwo podlaskie – 30,45 pkt. (tab. 2, rys. 4). Biorąc pod uwagę fakt, że gleby tego regionu należą do najsłabszych w kraju, co ogranicza dobór roślin do gatunków o niskich wymaganiach siedliskowych, preferowanym kierunkiem rolnictwa ekologicznego powinna być produkcja mleka. Wsparciem procesu przechodzenia gospodarstw wyspecjalizowanych w produkcji mleka na metody ekologiczne w tym regionie jest silna pozycja mleczarstwa i odpowiednia infrastruktura.

W sytuacji, gdy zakładanym celem polityki jest wyznaczenie regionów dla rozwoju rolnictwa ekologicznego, w powiązaniu z priorytetem jakim jest ochrona walorów obszarów przyrodniczo najcenniejszych, pod uwagę należy wziąć przede wszystkim wskaźnik obszarów chronionych (WOCHR) oraz wskaźnik zanieczyszczenia gleb (WZG); (rys. 5 i 6). Można przyjąć, że obszary kwalifikowane jako priorytetowe ze względu na ochronną funkcję systemu ekologicznego powinny charakteryzować się zdecydowanie lepszymi warunkami (co najmniej 20%) od średnich krajowych wartości wskaźników WOCHR i WZG; znaczenie przydatności rolniczej gleb (zmodyfikowany wskaźnik WJRPP) z punktu widzenia tak zakładanego celu jest drugorzędne, ponieważ priorytetem są tutaj funkcje ochronne, a ewentualne różnice w przychodach gospodarstw zlokalizowanych na gruntach słabszych mogą być rekompensowane poprzez odpowiednie instrumenty w ramach polityki rolnej. Wysokie wartości wskaźnika obszarów chronionych charakteryzują województwa: świętokrzyskie, warmińsko-mazurskie, podkarpackie i pomorskie (tab. 2, rys. 5). Stwierdzono, że wraz ze wzrostem udziału obszarów chronionych w gminie zwiększa się liczba gospodarstw ekologicznych. Wartość współczynnika korelacji prostej dla tej zależności wynosi 0,6. Gospodarstwa ekologiczne, niezależnie od udziału obszarów chronionych w gminie, wyróżniają się większą powierzchnią trwałych użytków zielonych oraz większą obśadą bydła w porównaniu ze średnimi dla poszczególnych grup gmin. Może to wskazywać, że ten system gospodarowania w praktyce sprzyja utrzymaniu naturalnych walorów przyrodniczych obszarów chronionych i ochronie środowiska przyrodniczego. Na obszarze województw z największym udziałem obszarów chronionych (świętokrzyskie, małopolskie, podkarpackie i warmińsko-mazurskie) odnotowano bardziej równomierne rozmieszczenie gospodarstw ekologicznych, gdyż występowały one w 75-90% gmin.

Zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi dotyczą stosunkowo niewielkiej części powierzchni gleb kraju – ponad 90% użytków rolnych wykazuje tzw. zerowy stan zanieczyszczenia bądź też zawartość lekko podwyższoną (9), co nie stwarza zagrożeń jakościowych dla uprawy podstawowych gatunków roślin. Przyjęty w opracowaniu wskaźnik zanieczyszczenia gleb (WZG) stanowi kryterium ostrzejsze od stosowanego dla tradycyjnych upraw rolniczych. Przeciętna wartość WZG dla kraju wynosi – 34,38 pkt. (tab. 2), przy czym największa koncentracja gleb wykazujących zawartość metali ciężkich powyżej poziomu tła naturalnego występuje w województwach śląskim, małopolskim i dolnośląskim (rys. 6). Niemniej nie oznacza to, że w regionach tych nie występują obszary przydatne dla produkcji ekologicznej, nie posiadające ogra-

Tabela 2

Średnie ważone cząstkowych wskaźników waloryzacji i wskaźnika syntetycznego dla województw

Województwo	WJRPP	WGM	WUZ	WOCHR	WZG	WKG	WPG	SŚWP
Dolnośląskie	111,07	-4,11	20,90	21,70	-57,16	-32,54	74,13	133,69
Kujawsko-pomorskie	103,76	-8,97	11,80	28,09	-8,45	-14,54	34,03	145,71
Lubelskie	111,28	-6,38	19,62	30,95	-10,07	-28,36	34,38	151,43
Lubuskie	91,84	-9,47	16,32	35,49	-22,30	-25,39	45,10	131,58
Łódzkie	92,78	-17,21	17,93	21,13	-18,76	-37,76	42,71	100,82
Małopolskie	102,83	-6,39	21,63	34,15	-94,81	-31,87	48,76	74,39
Mazowieckie	89,42	-16,55	23,15	29,68	-13,21	-35,95	34,27	110,81
Opolskie	116,59	-6,78	14,46	30,91	-45,46	-23,45	56,78	143,05
Podkarpackie	107,10	-6,03	25,69	43,89	-38,21	-33,49	57,66	156,60
Podlaskie	81,48	-16,40	30,45	34,99	-4,19	-38,75	33,61	121,19
Pomorskie	95,53	-10,12	16,05	40,96	-28,59	-26,78	70,00	157,04
Śląskie	94,77	-8,35	21,19	33,83	-117,17	-26,95	61,33	58,66
Świętokrzyskie	101,78	-12,41	19,73	60,01	-49,05	-25,49	32,78	127,35
Warmińsko-mazurskie	98,19	-5,51	24,97	53,63	-12,38	-28,76	48,48	178,61
Wielkopolskie	95,41	-16,86	15,53	32,08	-14,25	-21,80	37,39	127,49
Zachodniopom.	100,99	-4,72	16,20	27,40	-36,61	-21,78	54,65	136,12
Polska	99,21	-10,45	20,02	33,65	-34,38	-29,14	46,10	125,04

Źródło: Opracowanie własne.

niczeń związanych z obecnością nadmiernych ilości metali ciężkich. W odniesieniu do województwa śląskiego niska wartość wskaźnika przydatności wynika z dużego udziału gleb zanieczyszczonych. Średni wskaźnik zanieczyszczenia gleb (WZG) wynosi tutaj -117,17 pkt. (tab. 2). Jak już wspomniano, również na terenie Śląska występują gleby **nie zanieczyszczone**. Ponadto, niektóre utwory glebowe w tym regionie charakteryzują się wysoką zawartością próchnicy – przeciętny wskaźnik próchniczności (WPG) gleb województwa śląskiego wynosi 61,33 pkt. i jest wyższy od średniej dla kraju o ponad 30% (tab. 2).

Niekorzystna ocena niektórych obszarów pod względem zawartości metali ciężkich rzadko wynika z występowania wyższych stopni zanieczyszczeń gleb. W analizie przyjęto bardzo ostre kryterium oceny zanieczyszczenia, kwalifikując jako przydatne dla rolnictwa ekologicznego wyłącznie utwory o zawartości metali odpowiadającej poziomowi tła naturalnego, czyli tzw. zerowy poziom zanieczyszczenia wg kryteriów IUNG (5). W praktyce gleby wykazujące podwyższoną zawartość metali ciężkich (I stopień wg kryteriów IUNG) nie są jeszcze traktowane jako zanieczyszczone i możliwa jest na nich uprawa wszystkich roślin, przy czym istnieje ryzyko, że w określonych

warunkach, na przykład w wyniku obniżenia odczynu, nastąpi nadmierne pobieranie metali przez rośliny. Obowiązujący w Polsce system oceny zanieczyszczenia gleb, wprowadzony Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleb i ziemi (Dz. U. z 2002 r. Nr 165. poz.1359), jest w świetle dostępnych danych monitoringowych zbyt liberalny i nie zabezpiecza właściwej jakości niektórych upraw. W szczególności odnosi się to do gromadzenia nadmiernych ilości kadmu przez warzywa, a zwłaszcza pobierania tego metalu przez marchew uprawianą na glebach zakwalifikowanych według standardów rozporządzenia jako czyste (20). Standardy te są odpowiednie dla zabezpieczenia jakości zbóż i pasz, dominujących w strukturze zasiewów rolnictwa konwencjonalnego.

Większe obszary o podwyższonej zawartości metali (o ograniczonej przydatności z punktu widzenia kryteriów zaproponowanych dla rolnictwa ekologicznego) występują również w województwie małopolskim, zwłaszcza w rejonach występowania skał rudonośnych i działalności związanej z hutnictwem cynku (rys. 6). Mniej przydatne dla upraw ekologicznych są także niektóre utwory wietrzeniowe oraz gleby wytworzone z łupków fliszowych, naturalnie zawierające podwyższone ilości metali, zwłaszcza kadmu, położone w południowej części regionu; dodatkową niekorzystną charakterystyką tych obszarów jest równocześnie niski odczyn gleb, co zwiększa ryzyko migracji metali do łańcucha żywieniowego (rys. 7). Wskaźnik WZG dla całego województwa małopolskiego wynosi -94,81 pkt. Podobny problem dotyczy części gleb występujących w południowej części województwa podkarpackiego, mimo że występowanie nadmiernych ilości kadmu w tych glebach nie ma związku z procesami antropogenicznymi, nie powinny być one przeznaczane do produkcji ekologicznej warzyw: znajduje to potwierdzenie w wynikach monitoringu gleb i roślin (10). Należy jednak zaznaczyć, że stan jakości gleb na przeważającej części Podkarpacia jest korzystny, a wskaźnik zanieczyszczenia (WZG) dla całego województwa jest tylko nieco niższy od średniej krajowej (-34,8) i wynosi -38,21 pkt. Przekroczenia wartości tła naturalnego metali występują również w glebach kompleksów górskich rejonu Sudetów, w województwie dolnośląskim, gdzie wskaźnik zanieczyszczenia gleb wynosi -57,16 pkt. Podwyższona zawartość metali wynika tutaj z uwarunkowań naturalnych związanych z charakterystyką i pochodzeniem geologicznym skał macierzystych gleb. Podwyższonemu tłu pierwiastków śladowych towarzyszy często także zakwaszenie gleb (rys. 6), a regulacja odczynu może być trudna z uwagi na duże zdolności buforowe występujących na tym obszarze gleb związanych. Zanieczyszczenia gleb pochodzenia antropogenicznego w województwie dolnośląskim występują na obszarze zagłębia miedziowego, gdzie produkcja o kierunku warzywniczym nie powinna być lokalizowana.

Poważnym ograniczeniem dla rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce jest stan zakwaszenia gleb. Względnie korzystna sytuacja w tym względzie panuje jedynie w województwach: kujawsko-pomorskim, wielkopolskim i zachodniopomorskim, gdzie wskaźnik kwasowości gleb wynosi odpowiednio -14,54, -21,8 i -21,78 pkt. wobec średniej krajowej -29,14 pkt. Szczególnie niekorzystne warunki odczynu panują

w województwach: łódzkim, mazowieckim i podlaskim (tab. 2, rys. 7), co wynika z dużego udziału gleb lekkich o niskim poziomie wysycenia zasadami. Regulacja odczynu tych gleb jest warunkiem koniecznym dla poprawy jakości siedliska, jednak wymagać będzie poniesienia znacznych nakładów finansowych.

Wskaźnik próchniczności gleb (WPG) stanowiący ogólną miarę żyzności, aktywności biologicznej i stosunków wodnych gleb jest przestrzennie dość zróżnicowany, a jego wartość średnia dla kraju wynosi 46,1 pkt. Najwyższymi wartościami tego wskaźnika charakteryzują się gleby województw: dolnośląskiego, pomorskiego, podkarpackiego i opolskiego – odpowiednio: 74,13; 70,0; 57,66 i 56,78 pkt. (tab. 2, rys. 8). Pokrywa glebowa tych regionów obejmuje utwory o najwyższej w kraju przydatności rolniczej. Szersze wdrożenie rolnictwa ekologicznego na tych obszarach jest uzasadnione wysoką naturalną żyznością występujących tutaj gleb, jak również potrzebą ochrony istniejących zasobów próchnicy glebowej, co stanowi istotny cel Europejskiej Strategii Ochrony Gleb (1). Wysoka próchniczność tych gleb świadczy o korzystnych warunkach retencjonowania wody i sprzyja lokalizacji produkcji warzyw metodami ekologicznymi.

Syntetyczne ujęcie waloryzacji przestrzeni dla produkcji ekologicznej

Syntetyczny wskaźnik przydatności przestrzeni rolniczej gmin do produkcji ekologicznej (SŚWP) stanowi uogólnienie umożliwiające szacunkową ocenę perspektyw rozwoju tego systemu na danym obszarze, po łącznym uwzględnieniu występowania zarówno korzystnych czynników środowiskowych, jak i czynników ograniczających. Wysoka wartość wskaźnika syntetycznego jest wyrazem określonego potencjału, co nie jest równoznaczne z najwyższą efektywnością produkcji ekologicznej, w znaczeniu wielkości i wartości plonu oraz ich relacji do poniesionych nakładów. Wysoką wartość wskaźnika syntetycznego mogą uzyskać gminy atrakcyjne pod względem krajobrazowym, o dużym udziale obszarów chronionych i użytków zielonych, czystych glebach, w dobrej kulturze (uregulowany odczyn), należących jednocześnie do słabszych kompleksów przydatności rolniczej – przykładem jest tutaj obszar województwa lubuskiego.

Sumowanie wskaźników opisujących czynniki środowiskowe w celu wyznaczenia jednego parametru ogólnego charakteryzującego przydatność danego obszaru do produkcji ekologicznej jest pewnym uproszczeniem, bowiem ich rzeczywisty wpływ na kształtowanie warunków optymalnych dla rolnictwa ekologicznego, jak również zdefiniowanie samego optimum nie są empirycznie zweryfikowane i skwantyfikowane. Agregowanie wskaźników zakłada addytywny charakter zależności pomiędzy czynnikami, co należałoby rozumieć jako potencjalną możliwość kompensacji wpływu czynników działających ujemnie poprzez czynniki korzystne. W rzeczywistości ograniczenia wynikające z niskiej żyzności gleb należących do słabych kompleksów przydatności rolniczej nie są kompensowane różnorodnością krajobrazu, czy też brakiem zanie-

czyszczeń i w takich warunkach produkcja metodami ekologicznymi może być nieuzasadniona ze względów ekonomicznych, między innymi, poprzez brak warunków do uprawy warzyw. Biorąc pod uwagę wymienione ograniczenia przedstawionej waloryzacji i zasadnicze znaczenie warunków glebowo-siedliskowych jako obszary przydatne do produkcji ekologicznej należałoby zakwalifikować wydzielienia spełniające łącznie dwa warunki, tj. charakteryzujące się zmodyfikowanym wskaźnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej powyżej 95 pkt. oraz wskaźnikiem syntetycznym powyżej 125 pkt.

W świetle przyjętych założeń metodycznych największy udział obszarów bardzo korzystnych dla produkcji ekologicznej (wskaźnik syntetyczny powyżej 150 pkt.) charakteryzuje województwa: warmińsko-mazurskie, kujawsko-pomorskie, lubelskie, podkarpackie i pomorskie.

Ogólnie najkorzystniejsze warunki środowiskowe do produkcji ekologicznej posiada województwo warmińsko-mazurskie (tab. 2). Wskaźnikami decydującymi są tutaj: duży udział obszarów chronionych (WOCHR), wyższy niż w innych regionach udział gleb o zawartości metali poniżej poziomu tła naturalnego (WZG) oraz niższy od przeciętnej udział gleb marginalnych. Wyższy od przeciętnej jest również wskaźnik użytków zielonych (WUZ). Jakość przestrzeni rolniczej w tym regionie, wyrażona zmodyfikowanym wskaźnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WJRPP), jest zbliżona do średniej krajowej, co określa potencjalną produktywność gospodarstw ekologicznych jako przeciętną (tab. 2).

Do regionów o stosunkowo małym udziale obszarów bardzo przydatnych do produkcji ekologicznej należą województwa śląskie i małopolskie – syntetyczne wskaźniki przydatności wynoszą odpowiednio 58,66 i 74,39 pkt.

Analiza rozmieszczenia gospodarstw ekologicznych w Polsce w kontekście waloryzacji

Analizę i interpretację rozmieszczenia gospodarstw ekologicznych w Polsce, w nawiązaniu do założeń waloryzacji, przeprowadzono w oparciu o dane charakteryzujące 7181 gospodarstw ekologicznych, które w 2005 r. posiadały certyfikat gospodarowania zgodnego z zasadami rolnictwa ekologicznego lub znajdowały się w fazie przedstawiania na ten system produkcji. Dane uzyskano z Głównego Inspektoratu Jakości Handlowej Artykułów Rolno-Spożywczych (3). W analizie wykorzystano również dane z powszechnego spisu rolnego 2002 r. w układzie dla gmin, opisujące strukturę użytkowania gruntów, obsadę zwierząt, charakterystykę rolniczej przestrzeni produkcyjnej oraz wybrane wskaźniki opisujące podstawowe czynniki produkcji. Łącznie w analizie uwzględniono 1399 gmin, na obszarze których udokumentowano występowanie gospodarstw ekologicznych.

W ocenie rozmieszczenia gospodarstw ekologicznych w Polsce wykorzystano analizę skupień metodą k-średnich w pakiecie Statistica 6.0. Analiza ta umożliwia wydzielenie podzbiorów charakteryzujących się podobną zmiennością i rozkładem cech. Wy-

Tabela 3

Wybrane charakterystyki gmin i gospodarstw ekologicznych w wydzielonych skupieniach

Wyszczególnienie*	Skupienie 1	Skupienie 2	Skupienie 3
Charakterystyka gospodarstw ekologicznych			
Liczba gospodarstw ekologicznych w gminie	9	4	5
Powierzchnia gospodarstwa (ha)	20,4	41,9	13,8
Udział gruntów ornych (% UR)	40	50	59
Udział trwałych użytków zielonych (% UR)	44	31	28
Udział zbóż (% GO)	64	55	54
Udział ziemniaków (% GO)	9	3	5
Pogłowie bydła (szt.)	52	19	14
Pogłowie bydła (szt./100 ha TUZ)	156	259	255
Charakterystyka gmin, w których zlokalizowane są gospodarstwa ekologiczne			
Powierzchnia gospodarstwa (ha)	7,3	13,8	4,8
Liczba działek (liczba/100 ha UR)	73	24	82
Udział gruntów ornych (% UR)	59	83	78
Udział trwałych użytków zielonych (% UR)	40	16	19
Udział zbóż (% GO)	53	64	58
Udział ziemniaka (% GO)	9	4	8
Pogłowie bydła (SD/100 ha TUZ)	109	203	190
PLON zbóż ($t \cdot ha^{-1}$)	2,4	3,0	2,8
WRPP	53	70	70
WOCHR	73	46	47
SYNT	230	234	204
Udział obszarów chronionych (% pow. gminy)	53	28	30
Udział produkcji towarowej (%)	14	47	13
Zatrudnienie osób w rolnictwie (%)	33	106	46
Gęstość zaludnienia (osób/km²)	72	84	234
Dochody ludności zł/1 mieszkańca	3240	3820	4187

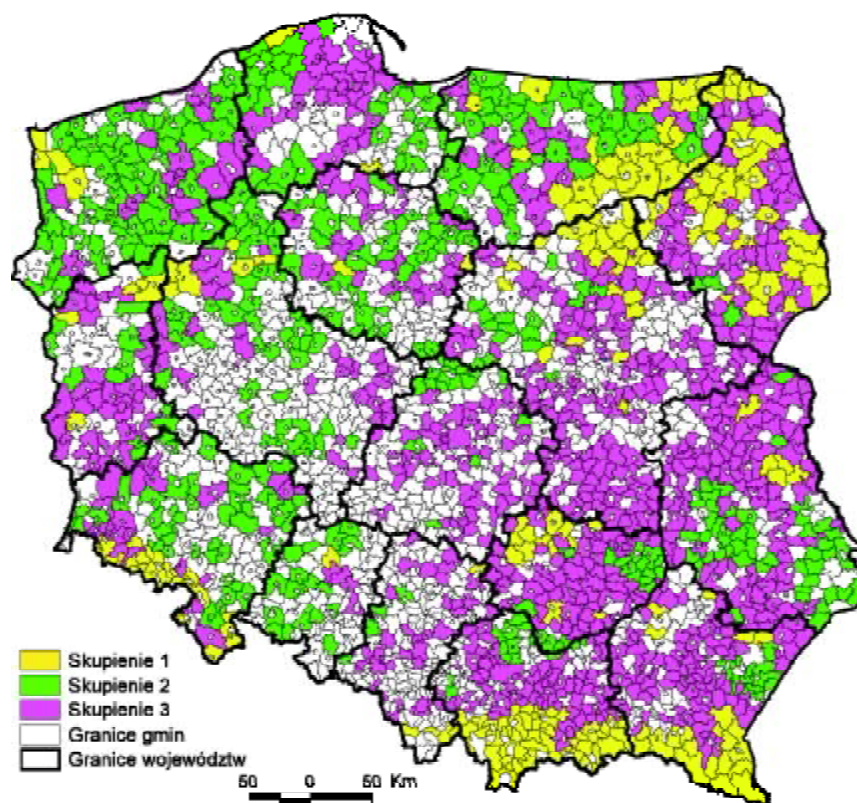
* pogrubioną czcionką zaznaczono cechy wykorzystane do wyznaczenia skupień
 Źródło: Opracowanie własne.

dzielone w analizie 3 typy gmin (skupień) wykazują podobieństwo pod względem ekonomiczno-organizacyjnym, jak również warunków przyrodniczych (tab. 3). W celu dokładniejszego określenia charakteru (typu) gospodarstw ekologicznych i ich związku z obszarami chronionymi, zastosowano analizę korelacji i klasyfikację jednostek administracyjnych ze względu na udział obszarów chronionych. Klasyfikacja przeprowadzona w oparciu o analizę skupień umożliwiła przestrzenne rozmieszczenie gmin o podobnych cechach na mapie Polski (rys. 9).

W zastosowanej metodzie skupień uwzględniono 15 cech zarówno charakteryzujących gospodarstwa ekologiczne, jak również jednostki administracyjne, na terenie których się znajdują, a które posłużyły do wydzielenia trzech jednorodnych podzbiorów (skupień).

Na podstawie analizy średnich standaryzowanych zmiennych opisujących poszczególne skupienia dokonano interpretacji samych skupień, jak również określono typologię gospodarstw ekologicznych w poszczególnych podzbiorach.

Skupienie 1 reprezentuje gminy, w których zlokalizowana jest większa niż w pozostałych podzbiorach liczba gospodarstw ekologicznych. Gminy znajdujące się w tym zbiorze charakteryzują się gorszymi warunkami siedliskowymi oraz mniejszą wydajnością produkcji rolniczej, w porównaniu ze skupieniami 2 i 3. Znajdują się one głównie w województwach: podlaskim, małopolskim, warmińsko-mazurskim i podkarpackim. Udział obszarów prawnie chronionych w gminach tworzących to skupienie jest największy, gdyż wynosi średnio 53% powierzchni. Średnia powierzchnia gospodarstwa ekologicznego w tych gminach wynosi 20,4 ha i jest zbliżona do przeciętnej wielkości gospodarstw ekologicznych w Polsce. W gospodarstwach ekologicznych należących do gmin z tego podzbioru trwałe użytki zielone stanowią 44%, a grunty orne około 40% ogółu. Duży udział użytków zielonych jest charakterystyczny dla typowych gospodarstw tego skupienia. Na gruntach ornych w strukturze zasiewów

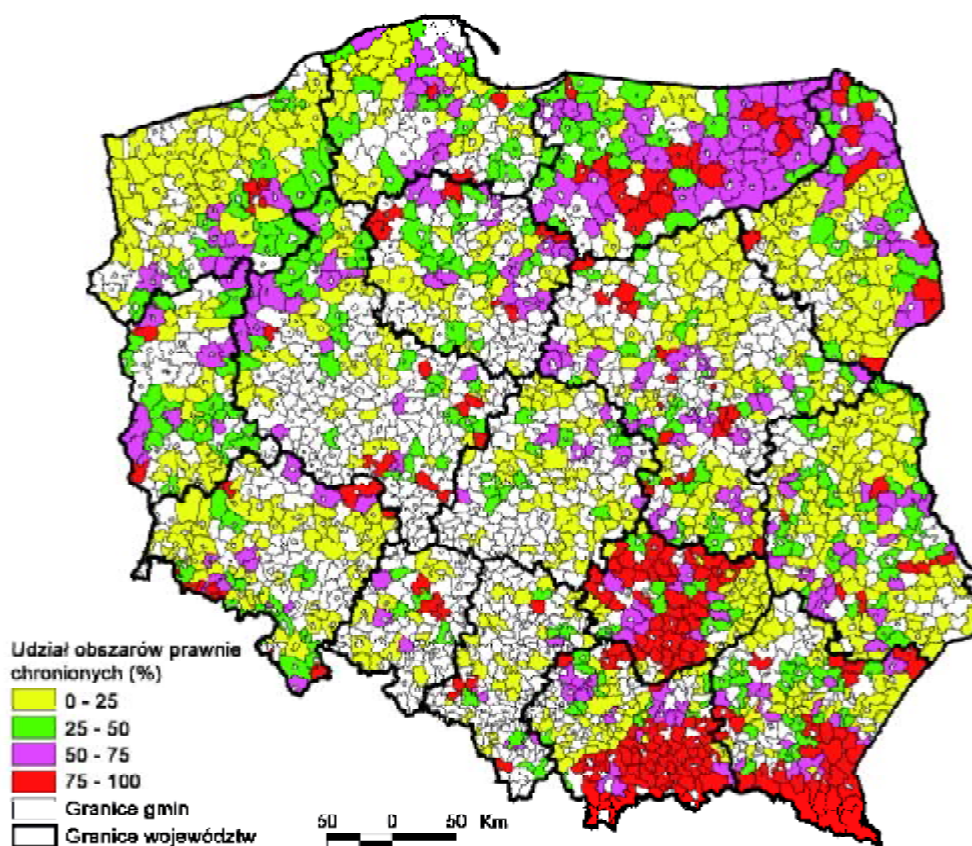


Rys. 9. Przestrzenny układ gmin z gospodarstwami ekologicznymi należących do wydzielonych skupień

Źródło: Opracowanie własne.

gospodarstw ekologicznych dominują zboża – 64% GO, a udział ziemniaka jest większy niż w gospodarstwach reprezentujących pozostałe skupienia. Gospodarstwa ekologiczne w tym skupieniu utrzymują większe pogłowie bydła, przy małej obsadzie zwierząt ogółem.

W gminach należących do skupienia 2 zlokalizowanych jest najmniej gospodarstw ekologicznych, są one jednak największe. Gospodarstwa te koncentrują się głównie w województwach: zachodniopomorskim, warmińsko-mazurskim, dolnośląskim i pomorskim, czyli w rejonach z większymi powierzchniami gospodarstwami. Gminy zakwalifikowane do tego skupienia cechuje mały udział obszarów chronionych – 28% powierzchni – oraz najwyższa wartość współczynnika waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej – 70. Charakterystyczną cechą gmin tego zbioru jest duży udział gruntów ornych (83%) i bardzo mały udział trwałych użytków zielonych (16%). W warunkach tych średnie plony zbóż oraz udział produkcji towarowej jest największy spośród analizowanych gospodarstw skupienia 1 i 3. Średnio w gospodarstwach ekologicz-



Rys. 10 . Udział obszarów prawnie chronionych w gminach z gospodarstwami ekologicznymi
Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 4

Wybrane cechy gospodarstw ekologicznych i gmin zależnie od udziału obszarów prawnie chronionych

Wyszczególnienie	Udział obszarów chronionych w gminach (% powierzchni gminy)			
	0-25	25-50	50-75	75-100
Charakterystyka gospodarstw ekologicznych				
Liczba gospodarstw	4	5	5	9
Udział trwałych użytków zielonych (% UR)	30	34	34	41
Udział gruntów ornych (% UR)	55	50	49	40
Powierzchnia gospodarstwa (ha)	16	26	18	14
Udział zbóż (% GO)	57	51	56	53
Udział ziemniaka (% GO)	4	6	6	11
Pogłowie bydła (szt.)	25	17	25	39
Charakterystyka gmin, w których zlokalizowane są gospodarstwa ekologiczne				
Udział trwałych użytków zielonych (% UR)	18	22	26	35
Udział zbóż (% GO)	61	57	57	48
Udział ziemniaka (% GO)	7	6	6	10
Liczba działek (liczba/100 ha UR)	62	62	59	99
Pogłowie bydła (SD/100 ha TUZ)	202	175	155	139
WRPP	69	64	62	59
WOCHR	16	66	97	114
SYNT	178	232	269	260
Zatrudnienie osób w rolnictwie (%)	64	61	57	33

Źródło: Opracowanie własne.

nych tego podzbioru w strukturze użytków rolnych grunty orne stanowią 50%, a trwałe użytki zielone 31%, wskazuje to na inną niż w pozostałych gospodarstwach organizację produkcji roślinnej. W gospodarstwach ekologicznych wysiewa się mniej zbóż.

W gminach należących do skupienia 3 zlokalizowana jest niewielka liczba gospodarstw ekologicznych małych obszarowo. Udział terenów chronionych zajmuje średnio 30% powierzchni gmin. Warunki dla produkcji rolniczej w ocenianych gminach, wyrażone współczynnikiem waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej, są podobne jak w skupieniu 2. Cechą charakterystyczną gospodarstw w tym skupieniu jest duże rozdrobnienie działek, dodatkowo gminy cechują się dużą gęstością zaludnienia. Wskaźniki ekonomiczne pokazują ponadto, że gminy te nie mają typowo rolniczego charakteru. W strukturze użytków rolniczych średnio w gminach dominują grunty orne – 78%, a trwałe użytki zielone stanowią tylko 19%. Gospodarstwa ekologiczne, podobnie jak w skupieniu 2, posiadają mniej niż typowe gospodarstwa tego podzbioru gruntów ornych (59%) i więcej trwałych użytków zielonych (28%). W strukturze zasiewów zboża zajmują średnio 54% i udział ten jest podobny, jak w pozostałych gospodarstwach analizowanych gmin.

3.2. Związek gospodarstw ekologicznych z obszarami objętymi ochroną prawną

Stwierdzono istotną zależność między liczbą gospodarstw ekologicznych a udziałem i powierzchnią obszarów chronionych w gminach. Współczynnik korelacji prostej dla tej zależności wynosi około 0,6.

W województwach z największą powierzchnią obszarów chronionych, tj.: świętokrzyskim, małopolskim, podkarpackim i warmińsko-mazurskim, gminy z gospodarstwami ekologicznymi zajmują od 75 do 90% powierzchni województw. Gospodarstwa ekologiczne reprezentujące te gminy należą głównie do skupień 1 i 3. Wskazuje to, że są one średnie obszarowo (w stosunku do ogółu gospodarstw ekologicznych w kraju), posiadają duży areal użytków zielonych lub są małe o dużym rozdrobnieniu działek, nie odbiegające sposobem organizacji produkcji od typowych gospodarstw zakwalifikowanych do skupienia 3.

W tabeli 4 gminy, w których występują gospodarstwa ekologiczne pogrupowano w zależności od udziału obszarów prawnie chronionych w ogólnej ich powierzchni. Zestawienie to wskazuje, że wraz ze wzrostem udziału obszarów chronionych zwiększa się liczba gospodarstw ekologicznych w gminie. Równocześnie maleje średnia powierzchnia gospodarstwa ekologicznego, a w strukturze użytkowania gruntów wzrasta udział trwałych użytków zielonych, czemu towarzyszy wzrost pogłowia bydła.

Średnie statystyki dla gmin wskazują, że jednostki o najwyższym udziale obszarów prawnie chronionych charakteryzują się gorszymi warunkami siedliskowymi dla produkcji rolnej, co znajduje odzwierciedlenie w niższym wskaźniku waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej (WRPP). Towarzyszy temu mniejsza obsada zwierząt i mniejsze zatrudnienie w rolnictwie (tab. 4). Jednocześnie wraz ze wzrostem udziału obszarów chronionych w gminach wzrasta syntetyczny wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni do produkcji ekologicznej. Przy czym w grupie gmin o najwyższym udziale obszarów chronionych liczba gospodarstw ekologicznych jest dwukrotnie większa od jednostek z małym ich udziałem. Powyższe statystyki wskazują na istnienie w Polsce analogicznej do innych krajów europejskich tendencji rozwoju produkcji ekologicznej w rejonach o słabszym potencjale produkcyjnym siedliska, charakteryzujących się jednocześnie urozmaicheniem walorów przyrodniczych i krajobrazowych.

Podsumowanie

Z punktu widzenia zasad regionalizacji produkcji ekologicznej i konstrukcji ewentualnych programów wspierających jej rozwój poprzez instrumenty finansowe można wyróżnić dwa większe regiony charakteryzujące się ogólnie najlepszymi warunkami środowiskowymi:

- 1) północny z województwami warmińsko-mazurskim, pomorskim i kujawsko-pomorskim,
- 2) południowo-wschodni z województwami lubelskim i podkarpackim.

Dodatkowo można wydzielić region zachodni z województwami: zachodniopomorskim, lubuskim, dolnośląskim i wielkopolskim, gdzie panują średnie warunki do rozwoju rolnictwa ekologicznego.

W regionie centralnym i północno-wschodnim, obejmującym województwa: łódzkie, mazowieckie i podlaskie ogólne warunki środowiskowe są mniej korzystne, przy dużym ich zróżnicowaniu przestrzennym. Należy wyraźnie podkreślić, że analizy w ujęciu regionalnym są bardzo zgeneralizowane, z czego wynika, że również w regionach o mniej korzystnym układzie warunków środowiska występują obszary waloryzowane jako najbardziej przydatne dla rolnictwa, których potencjał powinien być uwzględniony w strategiach regionalnych.

W praktyce rozmieszczenie gospodarstw ekologicznych odbiega od dokonanej waloryzacji warunków siedliskowych Polski pod kątem ich przydatności dla tego systemu gospodarowania. Rozmieszczenie tych gospodarstw w istotny sposób koreluje jedynie ze wskaźnikiem obszarów chronionych (WOCHR). Wskazuje to, że w praktyce rozwój rolnictwa ekologicznego w dużo większym stopniu niż od warunków przyrodniczych zależy od czynników ekonomiczno-organizacyjnych. Stwierdzono, że wraz ze wzrostem udziału obszarów chronionych w gminie zwiększa się liczba gospodarstw ekologicznych. Gospodarstwa ekologiczne, niezależnie od udziału obszarów chronionych w gminie, wyróżniają się większym udziałem trwałych użytków zielonych oraz większą obsadą bydła, w porównaniu ze średnią dla gmin, z których pochodzą. Może to wskazywać, że ten system gospodarowania w praktyce sprzyja utrzymaniu naturalnych walorów przyrodniczych obszarów chronionych i ochronie środowiska przyrodniczego.

Na obszarze województw z największym udziałem obszarów chronionych (świętokrzyskie, małopolskie, podkarpackie i warmińsko-mazurskie) odnotowano bardziej równomierne rozmieszczenie gospodarstw ekologicznych, gdyż występowały one w 75-90% gmin.

Literatura

1. COM(2002) 179 final. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection.
2. Dworakowski T., Kuś J., Kuźmicki J., Madej A.: Wydzielenie obszarów przydatnych do różnych sposobów zagospodarowania – woj. podlaskie. IUNG Puławy, 2004.
3. GIJHARS, 2003: Mapa – liczba gospodarstw z certyfikatem i w okresie przedstawiania w poszczególnych województwach w 2003 roku. Strona IJHAS www.ijhar.gov.pl
4. Józefaciuk Cz. i in.: Uzasadnienie potrzeb wydzielenia gleb marginalnych oraz opracowanie ich definicji. IUNG Puławy, 1996.
5. Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., Terelak H., Witek T.: Ramowe wytyczne dla oceny stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi. Wyd. IUNG Puławy, 1993, **P(53)**.
6. Radecki A. i in.: Waloryzacja obszarów wiejskich Polski dla potrzeb rolnictwa ekologicznego. SGGW Warszawa, 1999.
7. Stuczyński T., Siebielec G., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Gawrysiak L.: Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb. Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2004, 103.

8. Stuczyński T., Zawadzka B., Kukuła S., Terelak H., Kuś J.: Waloryzacja warunków środowiskowych dla potrzeb rozwoju rolnictwa ekologicznego. *Acta Agroph.*, 2004, **5**: 129-152.
9. Terelak H. i in.: Właściwości chemiczne gleb oraz zawartość metali ciężkich i siarki w glebach i roślinach. IUNG Puławy, 1998.
10. Terelak H., Motowicka-Terelak T., Stuczyński T., Pietruch C. z.: Pierwiastki śladowe w glebach użytków rolnych Polski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2000, ss.70.
11. Witek T., Górski T.: Przyrodnicza bonitacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce. Wyd. Geol., Warszawa, 1977.

Adres do korespondencji:

dr Tomasz Stuczyński
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: (081) 886 34 21
e-mail: ts@iung.pulawy.pl

Artur Łopatka¹, Tomasz Stuczyński¹, Ewa Czyż¹, Jerzy Kozyra², Jan Jadczyński¹

¹Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów

²Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

ANALIZA WARUNKÓW WODNYCH GLEB I ZAGROŻEŃ ZWIĄZANYCH Z SUSZĄ NA PRZYKŁADZIE WOJEWÓDZTWA PODLASKIEGO*

W ostatnich kilkunastu latach obserwuje się wyraźną tendencję do pogłębiania się ujemnych wartości klimatycznego bilansu wodnego (KBW) na znacznych obszarach kraju w sezonie wegetacyjnym. Prowadzi to do wzrostu częstości występowania zjawiska suszy glebowej i związanych z tym wymiernych strat w uprawach i produkcji zwierzęcej. Do rejonów szczególnie narażonych na wystąpienie skrajnie niskich wartości KBW należy pas nizin polskich, zbieżny z występowaniem gleb polodowcowych. Do obszarów szczególnie narażonych na suszę należy Wielkopolska i znaczna część Podlasia. Dotkliwe susze powodujące 20% spadek plonu występują na tym obszarze przeważnie raz na 5-7 lat.

Pokrywa glebowa tworzy tutaj mozaikę o silnie zróżnicowanych właściwościach fizykochemicznych i gospodarce wodnej. Dominują tu gleby lekkie, wytworzone z utworów piaszczystych o dużej przepuszczalności (ograniczonej retencji). Gleby te w większości charakteryzują się opadowym typem gospodarki wodnej, w którym system korzeniowy roślin jest w stanie efektywnie korzystać wyłącznie z wody opadowej retencjonowanej w profilu i znajduje się poza zasięgiem podsiąku kapilarnego wód gruntowych. Przestrzenna zmienność właściwości wodnych tych gleb wynika zarówno z dużego zróżnicowania uziarnienia i budowy profilu glebowego, jak również warunków siedliskowych, związanych z ukształtowaniem terenu. Dobrym przybliżeniem przestrzennego zróżnicowania potencjału produkcyjnego gleb i ich właściwości wodnych są kompleksy przydatności rolniczej, zobrażowane na mapach glebowo-rolniczych w skalach: 1:5000, 1:25 000 i 1:100 000.

Znaczenie jakości pokrywy glebowej i warunków siedliskowych w analizie ryzyka plonu, związanego z suszą, było do tej pory niedostatecznie uwzględniane, a straty w plonach w poszczególnych regionach kraju były wyrażane wyłącznie w funkcji parametrów opisujących pogodę. Zmienne opisujące wpływ jakości gleb na stres wodny były uśrednione i pośrednio zawarte w charakterystykach plonów z danego regionu,

* Opracowanie wykonano w ramach zadań: 1.1, 1.2, 1.3 w wieloletnim programie IUNG-PIB

których poziom i zmienność odzwierciedla zróżnicowanie warunków glebowo-siedliskowych na tym obszarze. Z punktu widzenia praktycznego w szacowaniu i lokalizacji strat w plonach, będących następstwem suszy, podejście takie jest niewystarczające – dla przykładu, na glebach lekkich przy KBW wynoszącym 130 mm wzrost i rozwój roślin zbożowych może być silnie hamowany, prowadząc do ponad 15% spadku plonów, natomiast na glebach zwięzłych niżej położonych nie obserwuje się wpływu na plon.

Zagadnienia właściwości wodnych gleb i procesów kształtujących zasoby wody dostępnej dla roślin nabierają szczególnego znaczenia w kontekście ustawy z dnia 7 lipca 2005 r. o dopłatach do ubezpieczeń upraw rolnych i zwierząt gospodarskich (Dz. U. z 2006 r. Nr 150, poz. 1249; Nr 120, poz. 825 i Nr 157, poz. 1119). Regulacja ta wprowadza definicję suszy, określając wartości progowe KBW dla poszczególnych sześciodekadowych okresów od dnia 1 kwietnia do 30 września danego roku. Wartości te są zróżnicowane dla poszczególnych gatunków i grup roślin uprawnych oraz gleb podzielonych na kategorie agronomiczne, z uwzględnieniem ich różnej zdolności do retencjonowania wody dostępnej dla roślin. Wprowadzone rozwiązania przewidują udział budżetu państwa w dopłatach do składek ubezpieczenia upraw rolnych. W związku z tym ważnym zagadnieniem jest opracowanie i udostępnienie w formie informacji przestrzennej ilościowych danych charakteryzujących zróżnicowanie właściwości retencyjnych pokrywy glebowej w Polsce, jak również wdrożenie odpowiednich modeli symulacyjnych dających możliwość bieżącego monitorowania zasobów wody dostępnej w glebach, z uwzględnieniem sposobu ich użytkowania.

W opracowaniu przedstawiono możliwości wykorzystania przestrzennych baz danych oraz metod modelowania bilansu wodnego gleb z wykorzystaniem danych glebowych, meteorologicznych oraz danych o ukształtowaniu terenu. Przedstawione podejście jest prezentacją koncepcji modelowania i możliwości obliczeniowych, przy czym rozwiązania te wymagają dalszej kalibracji i udoskonalania w oparciu o niezbędne dane zbierane dla różnych upraw i gleb metodą pomiarów bezpośrednich. Wybór województwa podlaskiego do prac pilotażowych wynika z niekorzystnego stanu gospodarki wodnej w tym województwie, który należy przypisać nie tylko ujemnym klimatycznym bilansom wodnym w sezonie wegetacyjnym, ale również towarzyszącej temu zjawisku dominacji gleb lekkich o ograniczonej retencji wodnej. Praktycznym uzasadnieniem dla wykonania testów w tym regionie była dostępność danych przestrzennych gromadzonych w zasobach podlaskiego systemu informacji przestrzennej (12).

Oprócz względów praktycznych wynikających z wdrażania monitoringu występowania suszy rolniczej dodatkowym uzasadnieniem dla przestrzennego rozmieszczenia gleb, ze względu na ich zdolności retencyjne, jest opracowanie racjonalnej strategii perspektywnego ich zagospodarowania. Na podstawie tych analiz można wyznaczyć gleby o małych zasobach wody dostępnej dla roślin, gdzie dalszy rozwój produkcji rolniczej i wzrost jej efektywności, konieczny ze względu na istniejące trendy konkurencji na rynkach rolnych, nie jest możliwy bądź jest silnie ograniczony przez głębokie deficyty wody. W analizie perspektywicznej należy również brać pod uwagę moż-

liwe scenariusze zmian klimatu i przewidywane ich skutki dla wykorzystania dominujących w regionie gleb lekkich.

Korzystając z danych i narzędzi zintegrowanego systemu informacji o rolniczej przestrzeni produkcyjnej województwa podlaskiego (12) wykonano dwa opracowania dotyczące gospodarki wodnej gleb:

- cyfrową mapę obrazującą potencjalne zasoby wody dostępnej dla roślin, retencjonowanej przez gleby zależne od uziarnienia profilu glebowego;
- przestrzenny model bilansu wodnego gleb służący do analizy obiegu wody w zlewniach w czasie rzeczywistym w celu monitorowania zjawisk suszy.

Rola i właściwości wody w glebie

Woda jest czynnikiem niezbędnym do życia wszelkich organizmów. Bez niej nie mogą zachodzić żadne procesy życiowe w roślinie i glebie. Do najważniejszych funkcji jakie spełnia woda w glebie i w roślinie należą: udostępnienie roślinom składników pokarmowych znajdujących się w glebie przez ich rozpuszczanie do postaci wodnego roztworu glebowego, transport składników pokarmowych w roślinie, udział w procesach asymilacji dwutlenku węgla oraz w syntezie węglowodanów i innych związków organicznych, regulowanie procesów oddychania, warunków termicznych (transpiracja) oraz utrzymanie turgoru w komórkach. Poza tym woda stanowi podstawowy składnik środowiska glebowego, w którym żyje roślina, wpływając na życie mikroflory, stan struktury gleby oraz stan fizyczny koloidów glebowych.

Woda stanowi jeden z czynników glebotwórczych, wywierających wpływ na procesy wietrzenia, transport składników i humifikację związków organicznych. Spływ powierzchniowy decyduje również o transporcie i akumulacji materiału glebowego w procesach deluwialnych i aluwialnych. Woda zawarta w glebie jest tylko częściowo dostępna dla roślin, a jej dostępność zależy od siły z jaką jest związana w glebie, czyli od siły ssącej gleby. Siła ssąca gleby jest sumą sił osmotycznych, hydrostatycznych, grawitacyjnych, molekularnych i kapilarnych. Z punktu widzenia zdolności retencyjnej gleb najistotniejsze są [15]:

- siły kapilarne występujące w porach glebowych (kapilarach) na granicy trzech faz: stałej – materiał glebowy, ciekłej – woda glebowa i gazowej – powietrze glebowe. Siły te zatrzymują tzw. wodę kapilarną w glebie. Wielkość sił kapilarnych zmienia się wraz ze zmianą średnicy kapilar – ciśnienie ssące jest odwrotnie proporcjonalne do średnicy kapilary. Dzięki działaniu tych sił sucha gleba łatwo pobiera wodę (zasysa), a trudniej oddaje. Jest to z jednej strony właściwość bardzo korzystna, gdyż pozwala na dostarczanie wody przez tzw. podsiąk do wierzchnich warstw gleby z poziomu wody gruntowej, ogranicza parowanie z gleby oraz odpływ wymuszony przez grawitację, przez co zapobiega szybkiemu i nadmiernemu wysuszeniu gleby. Z drugiej strony niekorzystnie ogranicza zasoby wody, jakie mogą wykorzystywać rośliny, ponieważ ich systemy korzeniowe pobierają wodę tylko wtedy, gdy siła ssąca korzeni przewyższy siły wiążące wodę z glebą,

- siły grawitacyjne, czyli siły naturalnego przyciągania ziemskiego, powodują ruch wody grawitacyjnej w głąb gleby w przestrzeniach większych od kapilar. Pomimo że woda grawitacyjna jest teoretycznie łatwo dostępna dla roślin zwykle uchodzi ona szybko poza zasięg systemu korzeniowego i praktycznie jest mało wykorzystywana przez rośliny. Kiedy odpływ wody grawitacyjnej jest utrudniony, np. poprzez występowanie w profilu warstw słabo przepuszczalnych, korzenie większości roślin (jednym z wyjątków jest ryż) cierpią na niedostatek tlenu.

Miarą siły ssania gleby (F) jest wysokość słupa wody, który może być podtrzymywany dzięki tej sile. Wartość siły ssania w miarę wysychania gleby wzrasta stopniowo i tak w glebie nasyconej wodą – $F = 0$ cm słupa wody, a w glebie wysuszonej w temperaturze 105°C – $F = 10^7$ cm słupa wody. W celu łatwiejszego operowania liczbami w tak wielkim przedziale, w 1935 r. Schofield zaproponował posługiwanie się logarytmem z wielkości F , wprowadzając pojęcie:

$$pF = \lg_{10} F \text{ (cm H}_2\text{O)} \quad [1]$$

gdzie:

pF – logarytm dziesiętny podciśnienia (wyrażanego w cm słupa wody) wiążącego wodę w glebie

F – siła ssąca gleby

Retencja wodna gleb, czyli zdolność gleby do magazynowania wody pochodzącej z opadów atmosferycznych, spływów powierzchniowych, poziomych przepływów gruntowych, podsiąku kapilarnego i ewentualnie stosowanych nawodnień jest jedną z najistotniejszych funkcji gleby decydujących o możliwościach efektywnej uprawy roślin. Ze względów praktycznych wyróżniamy następujące stany uwilgotnienia gleb:

- **pełna pojemność wodna** – jest to maksymalna ilość wody możliwa do zmagazynowania w profilu glebowym, odpowiadająca całkowitemu nasyceniu wodą wolnych przestrzeni międzycząsteczkowych i międzyagregatowych, zmniejszonych o objętość zamkniętych banieczek powietrza. Odpowiada to brakowi ciśnienia ssącego – $F = 0$ cm, czyli $pF = 0$. Często ilość wody jaką może zmagazynować gleba szacuje się na podstawie jej porowatości:

$$\text{porowatość} = \frac{\text{objętość gleby} - \text{objętość fazy stałej gleby}}{\text{objętość gleby}} \quad [2]$$

Różnica pomiędzy tymi wielkościami polega na tym, że porowatość nie uwzględnia objętości zamkniętych banieczek powietrza i dlatego jest zawsze nieco większa od pełnej pojemności wodnej.

- **polowa pojemność wodna (PPW)** – jest to zawartość wody w glebie stwierdzona po swobodnym odpływie wody grawitacyjnej w danej warstwie gleby uprzednio całkowicie wypełnionej wodą, przy braku oddziaływania wody gruntowej i przerwaniu parowania terenowego w glebie. W tych warunkach w glebie pozostaje woda, która

może być utrzymana siłami kapilarnymi. Połowej pojemności wodnej odpowiadają zawartości wody w glebie w przedziale ciśnienia ssącego – $F = 100-300$ cm, czyli $pF = 2-2,5$. Wahanie tej wielkości zależy od składu granulometrycznego i mineralnego, struktury gleby, gęstości gleby oraz zawartości próchnicy.

- **punkt trwałego wędnięcia roślin (PTWR)** – odpowiada wilgotności gleby, przy której pojawiają się oznaki trwałego wędnięcia roślin. Ilość wody odpowiadająca PTWR występuje przy ciśnieniu ssania – $F = 15800$ cm, czyli dla $pF = 4,2$. Przy wilgotności gleby niższej od PTWR woda zawarta w glebie staje się niedostępna dla roślin. Korzenie roślin w rzeczywistości mogą wywierać ssanie większe od $pF = 4,2$, ale przewodność kapilar glebowych staje się wówczas tak mała, że straty wody na transpirację nie mogą być na czas uzupełniane.

Tabela 1

Zestawienie danych dotyczących retencji wody glebowej oraz dostępności wody dla roślin

Ø porów w μm	Potencjał wody			Stan wilgotności gleby	Siły wiązania i ruchu	Użyteczność dla roślin
	pF	atm.	cm H_2O			
<0,06	4,7	50	$5 \cdot 10^4$	maksymalna higroskopijna	molekularne	niedostępna $pF > 4,2$
<0,2	4,2	15,8	15800	PTWR		
<0,6	3,7	5,0	5000	całkowite zahamowanie wzrostu roślin	kapilarne	bardzo trudno dostępna $pF 3,7-4,2$
<1,5	3,2	1,5	1500	silne hamowanie wzrostu roślin		trudno dostępna $pF 3,2-3,7$
<4,0	2,85	0,7	700	początek hamowania wzrostu roślin		łatwo dostępna $pF 2,85-3,2$
<30-10	2,0-2,5	0,1-0,3	100-300	PPW		bardzo łatwo dostępna $pF 2,0-2,85$
>30	0	0	0	pełna pojemność wodna	grawitacji	zbędna $pF < 2,0$

Źródło: Czyż E., 2000 (3).

Bazując na wielkościach zawartych w tabeli 1 zdefiniować można wodę ogólnie dostępną dla roślin (WOD), czyli wodę glebową, która może być produktywnie wykorzystywana przez rośliny. Woda ogólnie dostępna zawarta jest w przedziale wilgotności gleby między punktem trwałego wędnięcia (PTWR) a połową pojemnością wodną (PPW), co oznacza, że ilość WOD wylicza się z różnicy między zawartością wody odpowiadającą PPW a zawartością wody odpowiadającej PTWR:

$$WOD = PPW - PTWR \quad [3]$$

Ilość wody dostępnej dla roślin (mm) zależy głównie od składu granulometrycznego gleb i wynosi (w warstwie 0-100 cm) odpowiednio:

piasek luźny (pl) – 92 mm;
piasek słabogliniasty (ps) – 117 mm;
piasek gliniasty lekki (pgl) – 138 mm;
piasek gliniasty mocny (pgm) – 155 mm;
glina lekka (gl) – 185 mm;
glina średnia (gs) – 200 mm;
glina ciężka (gc) – 240 mm;
ił (i) – 220 mm.

W warunkach klimatycznych naszego kraju po wiosennych roztopach profil glebowy jest zazwyczaj nasycony do poziomu wilgotności, który odpowiada połowej pojemności wodnej (PPW). Z upływem czasu wilgotność gleby spada, osiągając minimum w szczycie sezonu wegetacyjnego.

Woda ogólnie dostępna jest maksymalną ilością wody użytecznej dla roślin, która może być zgromadzona w glebie. Jest to więc potencjalna użyteczna pojemność zbiornika jakim jest gleba. Stąd też w dalszej części opracowania na określenie wody ogólnie dostępnej dla roślin (WOD) używany będzie też termin **potencjalne zasoby wody dostępnej dla roślin**, dla odróżnienia od **rzeczywistych zasobów wody dostępnej dla roślin**, które zmieniają się w czasie. Znajomość wartości WOD (przy założeniu, że przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego wilgotność gleby jest równa PPW) umożliwia proste oszacowanie całkowitego niedoboru wody N (wyrażony w milimetrach) w sezonie wegetacyjnym na podstawie wzoru:

$$N = PZW - (O + WOD) \quad [4]$$

gdzie:

PZW – połowe zużycie wody dla danej uprawy (w milimetrach)

O – suma opadów w sezonie wegetacyjnym (w milimetrach)

Znając połowe zużycie wody (PZW) poszczególnych roślin [4] można dopasować strukturę wykorzystania przestrzeni rolniczej w taki sposób, aby nie dochodziło do nadmiernego zużycia i niedoborów wody.

Zjawiska suszy i ich skutki w rolnictwie

Susza jest to czasoprzestrzenne zjawisko meteorologiczne, charakteryzujące się brakiem lub ostrym niedoborem opadów atmosferycznych, wysoką temperaturą i niską wilgotnością powietrza. Jest ona skutkiem dysproporcji między ilością opadów a zużyciem wody przez rośliny. To zakłócenie bilansu wodnego danego obszaru spowodowane jest długotrwałym okresem bezopadowym (30–50–60 dni), który powstaje na skutek niesprzyjającej cyrkulacji atmosferycznej. Susza, w zależności od miejsca występowania, może przybierać charakter:

- ciągły – na terenach pustynnych, zajmujących 5% powierzchni Ziemi,
- sezonowy – w regionach wyraźnej pory suchej i deszczowej,
- całkowicie nieprzewidywalny – może wystąpić w dowolnym miejscu i czasie.

Susza w Polsce ma zwykle charakter dynamiczny, objawiający się pogłębiającą różnicą pomiędzy zasobami a potrzebami wodnymi. Rozwija się ona w następujących cyklach:

- susza atmosferyczna z brakiem lub bardzo małymi opadami powoduje zmniejszenie nie tylko zapasów wody w hydrosferze, ale również zawartości pary wodnej w atmosferze;
- susza glebowa, gdy przedłuża się okres bezopadowy następuje przesuszenie powierzchniowych, następnie w wyniku transpiracji roślin głębszych warstw gleby;
- susza hydrologiczna, gdy następuje zmniejszenie odpływu wód gruntowych do wód powierzchniowych, zmniejszenie przepływu w rzekach, a w skrajnych przypadkach zanik źródeł i małych cieków wodnych.

Jeśli w Polsce w okresie wegetacyjnym przez 20 dni nie ma opadów uznaje się, że nastąpił początek suszy atmosferycznej. Dalszy brak opadów powoduje suszę glebową, która wpływa niekorzystnie na wzrost roślin. Nawet jeśli w tym czasie opady są minimalne, efekty suszy glebowej mogą zostać złagodzone, lecz mimo to susza może przejść w stan suszy hydrologicznej. Susza atmosferyczna i glebowa zanikają stosunkowo szybko, natomiast susza hydrologiczna, której efektem jest tzw. niżówka hydrologiczna, czyli obniżenie się poziomu wód powierzchniowych i podziemnych, trwa na ogół długo, nawet kilka sezonów, bowiem odbudowa zasobów wodnych wymaga obfitych oraz długotrwałych opadów deszczu i śniegu. W Polsce susze występują najczęściej wtedy, gdy w okresie wegetacyjnym napływa bardzo ciepłe i suche powietrze zwrotnikowe. Przynosi ono słoneczną pogodę z wysokimi temperaturami oraz niedoborem opadów. Jeśli okres ten poprzedzony jest opadami mniejszymi od średnich zjawisko suszy może się pogłębić. Statystycznie w Polsce taka sytuacja zdarza się raz na 3-7 lat. W minionym stuleciu za najbardziej dotkliwe uważa się susze z lat 1921 i 1992 – ekstremalny charakter miała susza w okresie lata 2006 r. Okresowe występowanie suszy jest charakterystyczną cechą klimatu Polski. Według danych IMiGW w ostatnim 50-leciu 14-krotnie wystąpiły susze o różnym nasileniu, zasięgu i czasie trwania, a konkretnie w latach: 1951, 1953, 1959, 1963, 1964, 1969, 1971, 1976, 1982, 1988, 1989, 1990, 1992, 1996. Charakterystyczna była susza w 1992 r. Skutkiem trwającego od 1982 r. (ponad 10 lat) deficytu opadów w stosunku do wartości średnich z wielolecia obserwowano przez kilka miesięcy obniżenie przepływów oraz poziomów wody w rzekach na całym obszarze Polski.

Każda zmiana, choćby jednego z procesów hydrologicznych, wywołuje reakcję wszystkich elementów obiegu wody w środowisku. Stąd, mimo iż prąźródłem suszy jest niski poziom opadów, to niskie stany wód (susza hydrologiczna), czy wilgotności gleby (susza glebowa) nie muszą pokrywać się z suszą atmosferyczną (brak opadów). Na podstawie rocznego przebiegu zmiennych można wysunąć twierdzenie, że największe prawdopodobieństwo wystąpienia suszy atmosferycznej ma miejsce latem, a hydrologicznej jesienią. Z reguły nie obserwuje się głębokiej suszy wiosennej,

gdyż zasoby wody glebowej zostają odbudowane w okresie zimowym. Jednak w obliczu prawdopodobnych zmian klimatycznych może wzrosnąć ryzyko suszy wiosennej. Przykłady takiej sytuacji obserwowaliśmy w latach 1992 i 2000.

Ujemne skutki suszy w rolnictwie występują głównie w okresie największego zapotrzebowania roślin w wodę, w okresie terminowych zabiegów uprawowych oraz wskutek pogorszenia zaopatrzenia rolnictwa w wodę potrzebną dla ludzi i zwierząt.

Zapotrzebowanie roślin na wodę zwiększa się wraz z przyrostem zielonej masy, aż do fazy kwitnienia, natomiast w późniejszych okresach rozwoju maleje. Największą wrażliwość na niedobory wody w glebie wykazują rośliny w okresie zawiązywania pąków kwiatowych i wytwarzania organów generatywnych. Wskutek niedostatku wody w tym czasie zwiększa się ilość bezpłodnych kwiatów i źle wypełniają się nasiona, ulega zahamowaniu wzrost roślin oraz skraca się okres dojrzewania. Efektem tego są gorzej wypełnione nasiona i niższa plonu roślin.

Metodyka analiz gospodarki wodnej gleb

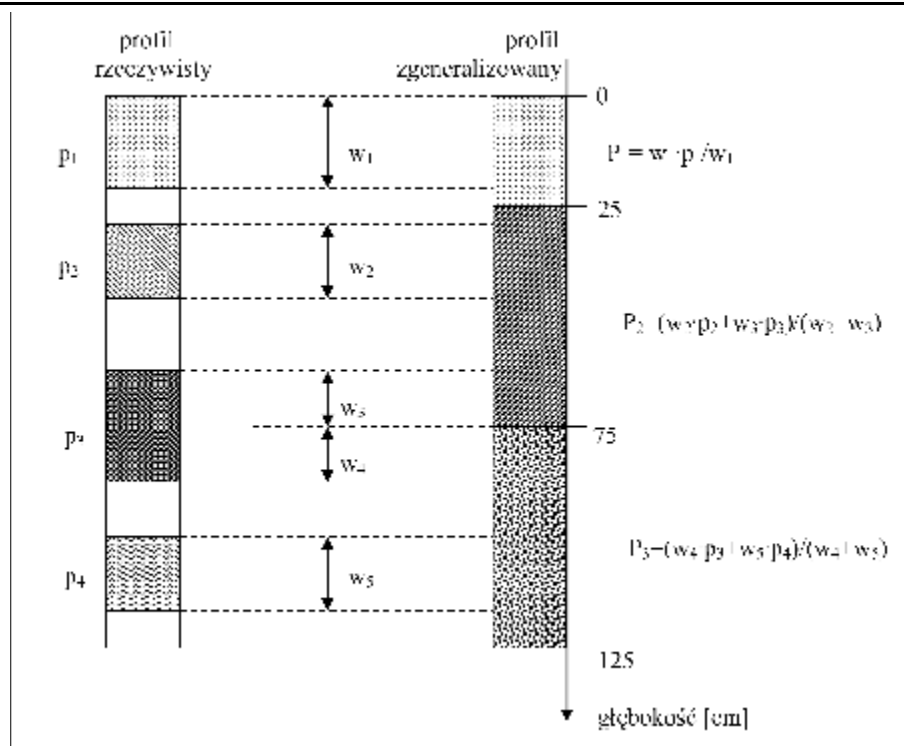
Metodyka opracowania bazy danych retencji gleb na podstawie map glebowo-rolniczych w skali 1:25 000 oraz charakterystyk profili wzorcowych

Mapa glebowo-rolnicza pozwala scharakteryzować właściwości wodne gleb dzięki ich silnej korelacji z uziarnieniem. Jednak liczba gatunków gleb wyróżnionych na mapie glebowo-rolniczej umożliwia jedynie przybliżoną identyfikację uziarnienia. W związku z tym, jako podstawę uszczegółowienia parametryzacji mapy glebowo-rolniczej przyjęto wyniki analiz profili wzorcowych. Na terenie województwa podlaskiego zlokalizowano ponad 700 takich profili o znanych współrzędnych geograficznych i zmierzonej charakterystyce uziarnienia. Z założenia profile te są reprezentatywne dla pokrywy glebowej województwa i mogą być przyporządkowane poszczególnym poligonom wydzielonym na mapie. Proces przyporządkowania profilu wzorcowego i wyników oznaczeń składu granulometrycznego poszczególnych poziomów profilu do każdego poligonu na mapie glebowo-rolniczej przebiegał w dwóch etapach.

Pierwszy etap polegał na uporządkowaniu zapisu w bazie danych zawierającej informacje o profilach wzorcowych. Każdy profil wzorcowy, niezależnie od liczby i miąższości poziomów, został zgeneralizowany do czterech poziomów o następujących miąższościach (cm): 0-25; 25-75; 75-125; 125-150.

Miąższości te odpowiadają symbolice zgeneralizowanego zapisu charakteryzującego skład granulometryczny poszczególnych poziomów profilu na mapie glebowo-rolniczej w skali 1:25000.

Ponieważ w każdym z czterech poziomów charakteryzowanych na mapie, w rzeczywistości może występować większe zróżnicowanie uziarnienia, szczegółowe dane z profili wzorcowych zostały zgeneralizowane metodą wagowania, zapewniającą adekwatne do rzeczywistości uśrednienie składu granulometrycznego profilu. Ideę procesu generalizacji danych z profili wzorcowych przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat procesu generalizacji zawartości frakcji piasku w profilu glebowym (p_i - zawartość piasku w i -tym poziomie profilu rzeczywistego analizowanego w laboratorium, P_j - zawartość piasku w j -tym poziomie profilu zgeneralizowanego)

Źródło: Opracowanie własne.

Przedstawiony sposób generalizacji składu granulometrycznego profilu wzorcowego zastosowano dla każdego poziomu, wyznaczając średnią ważoną zawartości poszczególnych frakcji: piasku, pyłu, części spławialnych oraz ilu koloidalnego. Do każdego poziomu zgeneralizowanego profilu wzorcowego przypisano odpowiedni symbol gatunku gleby, stosując oznaczenia identyczne z legendą stosowaną na mapie glebowo-rolniczej w skali 1:25000.

W drugim etapie do profilu glebowego, w każdym z poligonów na mapie glebowo-rolniczej, przyporządkowano skład granulometryczny, korzystając z najbardziej podobnych pod względem budowy i lokalizacji zgeneralizowanych profili wzorcowych. Przyporządkowanie poszczególnym poziomom profilu glebowego w danym poligonie mapy odpowiednich wartości parametrów składu z profili wzorcowych realizowano oddzielnie dla każdego z poziomów tworzących profil. Przyporządkowanie polegało na spełnieniu warunku, aby gatunek gleby w rozpatrywanym poziomie profilu, w danym poligonie mapy był identyczny, jak gatunek gleby w tym samym poziomie profilu wzorcowego. Ponadto spośród grupy profili wzorcowych spełniających powyższy warunek identyczności składu dla danego poziomu wybierano profil, dla którego zachodziło największe podobieństwo z profilem na mapie, również pod względem poło-

żenia w przestrzeni geograficznej oraz charakterystyki składu w pozostałych poziomach. Powyższe założenia miały na celu takie powiązanie parametrów składu i innych właściwości profili wzorcowych z mapą, które najlepiej odzwierciedla procesy kształtowania skał macierzystych gleb, dla których przebiegu dobrym odzwierciedleniem jest zróżnicowane fizjografii. Zatem stopień podobieństwa profilu wzorcowego do profilu opisującego dany poligon na mapie oceniano, przyznając za zgodność wymienionych elementów następujące wagi w punktach procentowych:

- mezoregionu 30,
- grupy mezoregionów 30,
- kompleksu przydatności rolniczej 25,
- gatunku gleby w każdym z pozostałych poziomów profilu 5.

Do opisu danego poziomu w poligonie mapy wybierano profil wzorcowy, który uzyskał największą sumę punktów. W przypadku, gdy dwa lub więcej profili wzorcowych uzyskało tę samą sumę punktów wybierano spośród nich profil położony najbliższej środka geometrycznego rozważanego poligonu.

Opisaną powyżej procedurę przedstawiono w formie schematu na rysunku 2. Poniżej wyjaśniono znaczenie występujących na schemacie zmiennych:

- i** – numer poligonu;
- j** – numer zgeneralizowanego profilu wzorcowego;
- A** – służy do sumowania liczby punktów uzyskanych za podobieństwo;
- a** – służy do przechowywania maksymalnej wartości „A”;
- R** – odległość od rozważanego poligonu;
- r** – służy do przechowywania maksymalnej wartości „R”;
- N(i)** – numer profilu wzorcowego przypisanego do i-tego poligonu.

Na podstawie składu granulometrycznego i zawartości próchnicy przyporządkowanych profilom z poligonów na mapie glebowo-rolniczej wykonano obliczenia porowatości, polowej pojemności wodnej (PPW) i punktu trwałego wędnięcia roślin (PTWR). W tym celu wykorzystano następujące wzory:

$$\text{porowatość} = 97,173 - 35,996 D \quad [5]$$

dla wszystkich typów gleb [13].

Dla gleb piaszkowych, gliniastych oraz iłowych:

$$PPW = 5,922 + 0,044 P + 0,342 S + 1,022 Pr \quad [6]$$

$$PTWR = 0,709 + 0,386 I \quad [7]$$

dla gleb pyłowych:

$$PPW = 304,569 - 2,845 P_i - 2,944 P - 2,631 (S - I) - 2,803 I + 1,43 Pr \quad [8]$$

$$\text{PTWR} = 1,901 + 0,293 I \quad [9]$$

gdzie:

Pi, P, S, I, Pr są procentowymi zawartościami wagowymi frakcji piasku, pyłu, cząstek spławialnych, iłu koloidalnego i próchnicy (14).

Wartość gęstości objętościowej gleby D obliczono ze wzorów [9]:

$$D = 1,78896 - 0,223558 \text{ Pr} + 0,0170729 \text{ Pr}^2 \quad R^2 = 0,50 \text{ w warstwie 0-25 [cm]} \quad [10]$$

$$D = 1,59382 + 0,00202135 \text{ Pi} - 0,0968198 \text{ Pr} \quad R^2 = 0,45 \text{ w warstwie 20-150 [cm]} \quad [11]$$

W sytuacji, gdy w bazie profili wzorcowych nie istniał profil o odpowiednim symbolu grupy granulometrycznej odpowiadającym rozpatrywanemu poziomowi z mapy, wartości porowatości, PPW i PTWR (% objętościowy) wyznaczano na podstawie danych zawartych w tabeli 2 (14, 15).

Tabela 2

Porowatość, PPW i PTWR poszczególnych gatunków gleb

Gatunek gleby	PTWR			PPW			Porowatość	
	warstwa w cm							
	0-25	25-75	75-150	0-25	25-75	75-150		0-150
pl, plp, zp	2	1,6	2	12	11	10	37,7	
ps, psp	4	2	3,2	16	14	14	33,7	
pgl, pglp	4	5	0,8	18	18	16	36,9	
pgm, pgmp	6	6	4	22	22	18	36,8	
gl, glp, zg	10	7	10	28	28	28	40,7	
gs, gsp	12	12	12	32	32	32	41,7	
gc, gcp	16	16	16	40	40	40	50,1	
i, ip	24	24	24	46	46	46	50,6	
plz	10	10	10	30	30	30	46,6	
pli	11,2	12	11,2	36	36	36	47,9	
n, tm, mt, wl, ga	20	20	20	50	50	50	90	
c	22	22	22	42	42	42	46	

Źródło: Opracowanie własne.

Metodyka opracowania i opis modelu bilansu wodnego gleb

Model bilansu wodnego gleby oparty jest na sumowaniu przychodów i rozchodów wody w glebie. Wzięto w nim pod uwagę wszystkie istotne mechanizmy przepływu wody. Po stronie przychodów uwzględniono trafiający na powierzchnię gleby opad atmosferyczny w postaci deszczu oraz zasilanie z poziomu wód gruntowych na drodze podsiąku kapilarnego. Do rozchodów zaliczono ewapotranspirację, czyli łączny ubytek wody w glebie, wynikający z poboru wody przez rośliny oraz parowania z odkrytej powierzchni gleby, odpływ w formie spływu powierzchniowego do cieków wodnych, jak i odpływ w głąb profilu zasilający wody podziemne. Bilansowanie w modelu wykonano w układzie trójwymiarowym z podziałem pokrywy glebowej na prostopadłościenne bloki, odzwierciedlające poszczególne warstwy profilu glebowego. Używany w symulacjach elementarny blok miał boki o długości 100 m i wysokość równą miąższości danego poziomu w profilu glebowym, zgodnie z opisem na mapie. Dla poziomu ornego przyjęto miąższość równą 25 cm, a dla trzech poziomów podglebia po 50 cm. W modelu, oprócz podziału profilu na warstwy, wyróżnia się także krok czasowy symulacji. Jest to odstęp czasu, po którym wyliczany jest nowy rozkład wilgotności gleby. Symulacja ta prowadzona była z krokiem czasowym jednego dnia. Obliczenia numeryczne wykonano w oparciu o schemat ADE (Alternating Direction Explicit).

Przepływy uwzględnione w modelu podzielić można na następujące grupy:

- przepływy pomiędzy elementarnymi blokami gleby,
- przepływy poprzez granice obszaru gleby rozważanego w modelu,
- przepływy poza granicami rozważanego obszaru gleby.

Przepływy pomiędzy elementarnymi blokami gleby zachodzą pod wpływem różnicy ciśnienia ssącego gleby i opisywane są wzorem Darcy'ego:

$$\vec{q} = K(\theta) \vec{\nabla} \left(z + \frac{p(\theta)}{\rho g} \right) \quad [12]$$

gdzie:

q – [m/s] jest tzw. przepływem, czyli ilością wody [m³] przepływającą przez powierzchnię bloku gleby [m²] w jednostce czasu [s]

z – jest współrzędną pionową środka bloku gleby liczoną od pewnego umownego poziomu (w tym przypadku powierzchni gleby)

g – jest współczynnikiem przyspieszenia ziemskiego

ρ – gęstość wody.

Wyrażenia $p(\theta)$ i $K(\theta)$ opisują odpowiednio zależność ciśnienia ssącego gleby oraz przewodność hydrauliczną gleby w zależności od jej wilgotności. W opisywanym modelu zastosowano ich postać funkcyjną zaproponowaną przez Campbella (2):

$$p(\theta) = -a \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^{-b} \quad [13]$$

$$K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^{2b+3}$$

Współczynniki a , b , K_s i θ_s wyznaczone dla kilku grup gatunków glebowych o zbliżonych właściwościach hydraulicznych zebrano w tabeli 3 (7).

Przypisanie powyższych parametrów do poszczególnych bloków (komórek grida 100 x 100 m) przeprowadzono na podstawie zdigitalizowanej mapy glebowo-rolniczej dla 4 poziomów profilu glebowego: 0-25, 25-75, 75-125 i 125-175 cm.

Przepływy poprzez granice obszaru gleby (zlewni hydrologicznej) rozważanego w modelu: granicą górną dla tych przepływów jest powierzchnia gleby, granicą dolną jest dolna powierzchnia czwartego, ostatniego poziomu w profilu glebowym, a granicą boczną jest pionowa powierzchnia wycinająca z obszaru będącego granicą zlewni hydrologicznych, na które podzielono przestrzeń. Na przepływy poprzez granice obszaru zlewni składają się następujące procesy:

- przepływ wody pochodzącej z opadów do wierzchniej warstewki gleby,
- przepływ przez dolną granicę gleby wymuszony przez stałe w czasie ciśnienie ssące na dolnej granicy gleby. Ciśnienie to ustalono tak, by przed rozpoczęciem symulacji rozkład wilgotności gleby był rozkładem równowagowym (siły kapilarne działające na wodę w glebie równoważą siłę grawitacji) wyznaczonym przez poziom lustra wody gruntowej znany z mapy hydrologicznej (rys. 3),
- ewapotranspiracja – odpływ poprzez górną powierzchnię gleby.

Ilość wody tracona w procesie ewapotranspiracji zależy od czterech czynników:

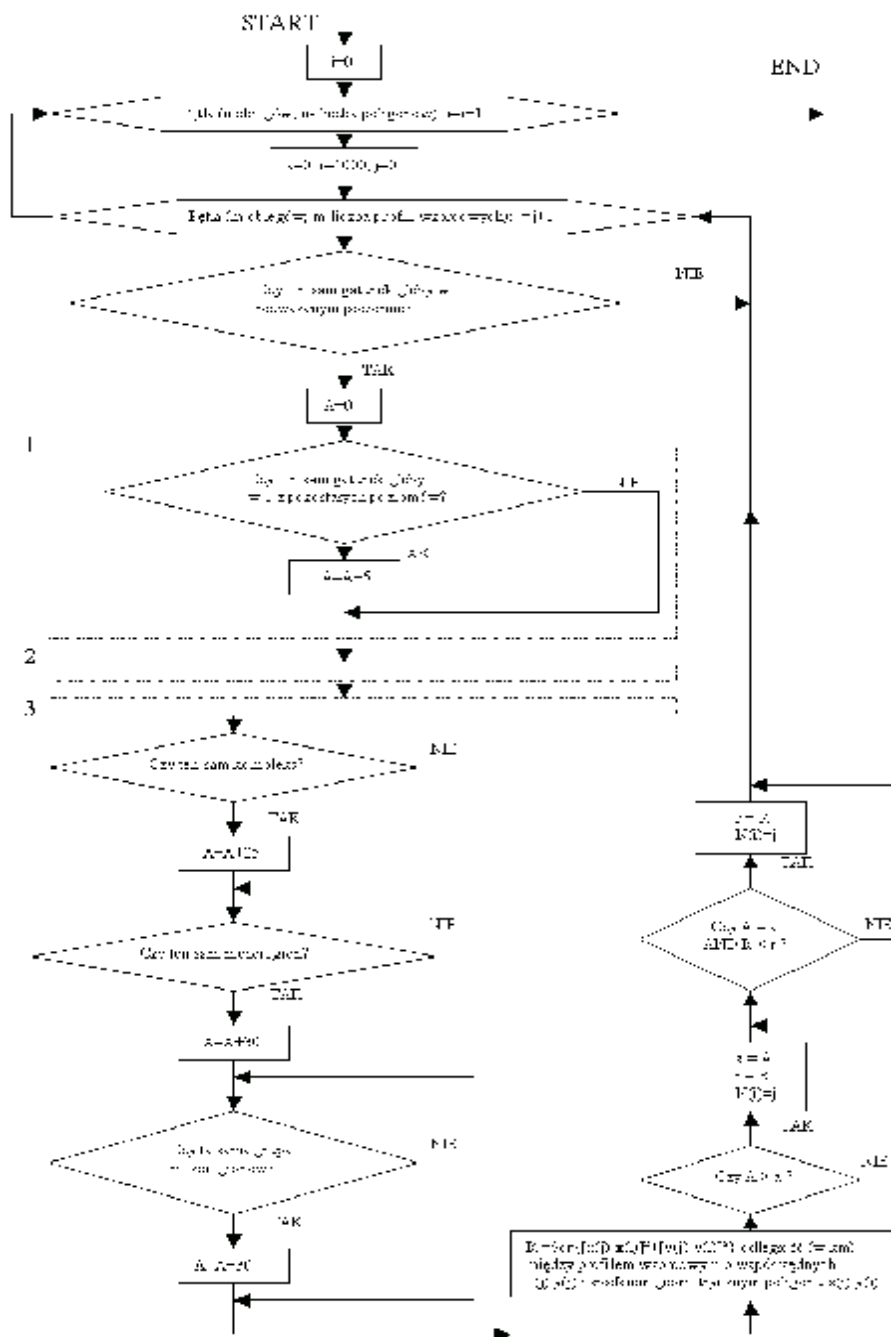
- **ewapotranspiracji potencjalnej**, czyli łącznego parowania z powierzchni gleby i roślin w warunkach braku ograniczeń ilości dostępnej wody w glebie. Wartość

Tabela 3

Właściwości hydrauliczne wybranych gleb

Gatunek gleby	θ_s ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)	a (m)	b	K_s ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
pl, plp	0,36	0,120	2,53	$4,22 \times 10^{-5}$
ps, psp	0,38	0,295	2,33	$2,75 \times 10^{-5}$
pgl, pglp	0,38	0,395	2,59	$1,52 \times 10^{-5}$
pgm, pgmp	0,39	0,391	2,88	$1,11 \times 10^{-5}$
gp, gl, gpp, glp	0,37	0,399	2,9	$9,94 \times 10^{-6}$
gs, gsp	0,49	0,368	4,82	$7,67 \times 10^{-6}$
gc, gbc, gcp, ip, i	0,51	0,364	5,82	$6,10 \times 10^{-6}$
płp, płz, płg	0,40	0,289	3,64	$8,87 \times 10^{-6}$
pli	0,49	0,477	3,41	$1,06 \times 10^{-5}$

Źródło: Opracowanie własne.



Rys. 2. Schemat blokowy algorytmu przeszukiwania bazy danych, prowadzącego do przyporządkowania wartości składu granulometrycznego z profilu wzorcowego do danego poziomu profilu w poligonie mapy glebowej

Źródło: Opracowanie własne.

ewapotranspiracji potencjalnej [mm/31 dni] jest funkcją jedynie czynników meteorologicznych i w tej pracy wyliczona została za pomocą wzoru Ivanova (6):

$$ETP = 0,0018 (25 + T)^2 (100 - H) \quad [14]$$

gdzie:

T – temperatura w [°C]

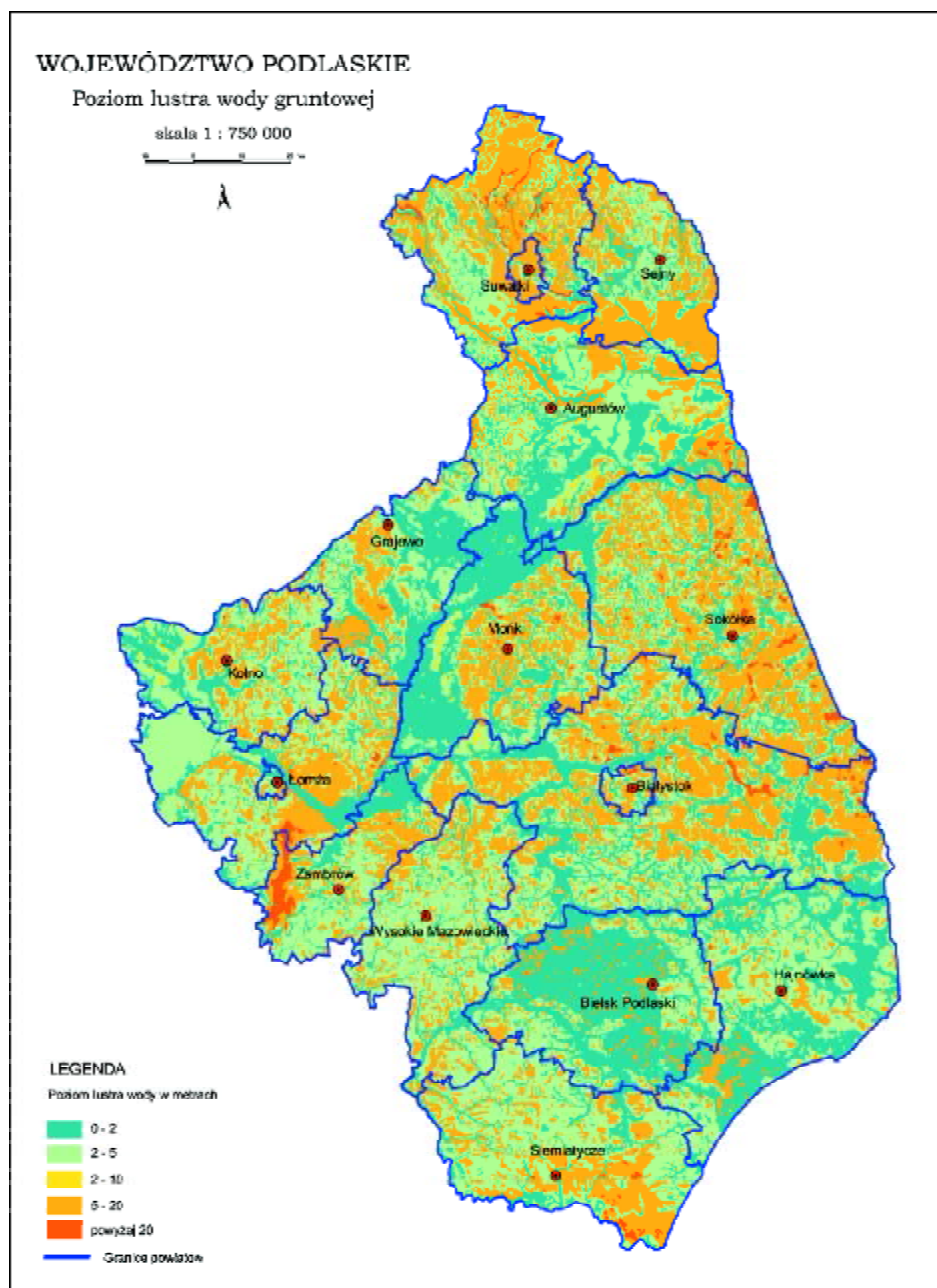
H – wilgotność względna powietrza w %

– **gęstości i stopnia rozwoju roślinności na powierzchni**, opisywanych w tej pracy poprzez indeks aktywnej powierzchni liścia LAI (Leaf Area Index), czyli łącznej powierzchni zielonych (zdolnych do fotosyntezy i transpiracji) liści przypadających na jednostkę powierzchni gleby. W początkowym lub końcowym okresie sezonu wegetacyjnego, kiedy roślinność dopiero rozwija się lub, gdy ulistnienie traci swoje zdolności do fotosyntezy i transpiracji, a wartości LAI są mniejsze od trzech, ewapotranspiracja rzeczywista jest obliczana jako iloczyn jednej trzeciej indeksu LAI oraz ewapotranspiracji potencjalnej. W środku sezonu wegetacyjnego, gdy roślinność jest w szczycie swojego rozwoju, a wartości indeksu LAI są większe od trzech, czynnikiem ograniczającym ewapotranspirację jest zdolność atmosfery do odprowadzania pary wodnej z powierzchni łąnu. Dlatego ewapotranspiracja rzeczywista jest w takich warunkach równa ewapotranspiracji potencjalnej. Wartości LAI w sezonie wegetacyjnym oszacowane zostały na podstawie satelitarnych pomiarów współczynnika NDVI (1). Do wyliczenia LAI na podstawie NDVI użyto wzoru (10):

$$LAI = -1,323 \ln \left(\frac{0,88 - NDVI}{0,714} \right) \quad R^2 = 0,987 \quad [15]$$

– **gęstości aktywnych korzeni**, która jest wprost proporcjonalna do wielkości poboru wody z danej warstwy gleby. W niniejszym opracowaniu założono, że rozkład korzeni w profilu glebowym jest taki, że masa korzeniowa maleje liniowo od powierzchni do głębokości charakteryzującej daną formację roślinną (tzw. maksymalny zasięg strefy korzeniowej); (8),

– **zawartości wody w danej warstwie gleby**. Przyjęto, że roślina zaczyna odczuwać stres wynikający z niedostatku wody jeżeli potencjał wody pF w glebie jest wyższy niż 3,2. Wraz ze wzrostem ciśnienia ssącego gleby spada zdolność systemu korzeniowego do poboru wody, a zatem redukowana jest także wielkość transpiracji. Dla potencjałów pF wyższych od 4,2 (PTWR punkt trwałego wędnięcia) roślina przestaje transpirować. Pomiedzy tymi wartościami potencjałów redukcja transpiracji jest liniowa (5). Przy zbyt dużym uwilgotnieniu, kiedy pF jest mniejsze niż 2 (PPW połowa pojemność wodna) system korzeniowy zaczyna odczuwać brak tlenu, co także skutkuje liniowym obniżeniem transpiracji aż do zera, przy potencjale pF = 0 (pełne nasycenie).



Rys. 3. Mapa poziomu lustra wody gruntowej w województwie podlaskim
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych Lipca J. (7).

Przepływy poza granicami rozważanego obszaru gleby obejmują następujące procesy:

- opady atmosferyczne zasilające warstwę wody na powierzchni gleby,
- spływ powierzchniowy opisywany także w oparciu o zasadę bilansu wodnego, jednakże z wykorzystaniem nieco innego wzoru na przepływ (11):

$$\bar{q} = \frac{h^{\frac{5}{3}}}{n} \bar{V}(z+h) \quad [16]$$

gdzie:

n – współczynnik szorstkości Manninga

h – grubość warstwy wody na powierzchni gleby

Wartości współczynnika n zostały przypisane do poszczególnych form użytkowania terenu (warstwa kompleksów użyteczności rolniczej) w oparciu o wartości zebrane przez Soczyńską (11).

Praktyczna realizacja zaprezentowanego modelu znalazła swój wyraz w aplikacji Water3D napisanej w języku VisualBasic w środowisku Windows, który jest załączony w „Atlasie elektronicznym województwa podlaskiego”.

Dane wejściowe do modelu obejmują następujące elementy:

- dane meteorologiczne:
 - wysokość opadów [mm],
 - temperatura powietrza [°C],
 - wilgotności względna powietrza [%],
- dane przestrzenne:
 - ukształtowanie terenu (numeryczny model terenu),
 - skład granulometryczny gleb (mapa glebowo rolnicza),
 - położenie lustra wody gruntowej (mapa hydrologiczna).

W wyniku modelowania na wyjściu uzyskuje się dane przestrzenne charakteryzujące:

- wilgotność objętościowej gleby i jej rozkład w profilu,
- grubość warstwy wody w miejscach jej stagnacji na powierzchni gleby, np. w zagłębieniach terenu o trudno przepuszczalnym podłożu i utrudnionym odpływie.

W programie istnieje możliwość zmiany parametrów dotyczących właściwości hydraulicznych gleb, współczynnika szorstkości oraz zasięgu strefy korzeniowej. Dane przestrzenne (wejściowe i wyjściowe) zapisywane są w formacie ASCII grid, rozpoznawanym przez większość programów GIS, co umożliwia łatwą wizualizację w postaci map generowanych w dowolnym systemie.

Zróżnicowanie występowania wody potencjalnie dostępnej dla roślin w województwie podlaskim

Na podstawie badań zużycia wody przez rośliny uprawne (3) wiadomo, że ponad 80% wody glebowej wykorzystywanej przez rośliny pochodzi z głębokości do 1 m, dlatego też na mapach retencji wodnej gleb w skali 1:25000 przedstawiono rozmieszczenie potencjalnych zasobów wody dostępnej dla roślin (WOD) w profilu glebowym do 1 m. Ze względów praktycznych wyróżniono trzy poziomy zasobów WOD:

małe: 95-125 mm,

średnie: 125-170 mm,

wysokie: 170-300 mm.

W tabeli 4 zestawiono powierzchnie i udział gleb, według powiatów, należących do poszczególnych klas potencjalnych zasobów wody dostępnej dla roślin (WOD). Na podstawie opracowanej mapy i bazy danych można wykonywać analizy hierarchii potrzeb działań na rzecz zwiększenia retencji wody dla dowolnych obszarów i jednostek administracyjnych, takich jak gminy i obręby bądź dla obszarów fizyczno-geograficznych.

Z załączonych zestawień tabelarycznych opracowanych dla poszczególnych powiatów wynika, że szczególnie dużym, ponad 50%, udziałem gleb gruntów ornych (GO) o małych potencjalnych zasobach wody dostępnej dla roślin (WOD) charakteryzują się powiaty: białostocki, grajewski, hajnowski, kolneński i łomżyński. Czynnikiem decydującym o małych zasobach WOD na tych obszarach jest dominacja gleb lekkich, wykazujących wysoką zawartość frakcji piasku w swoim składzie. Ponad 50% udziałem gleb gruntów ornych o dużych potencjalnych zasobach wody ogólnie dostępnej dysponują powiaty: augustowski, bielski, moniecki, sejneński, wysokomazowiecki i zambrowski. Przyczyną lepszych warunków retencyjnych w tych powiatach jest duży udział w pokrywie glebowej gruntów ornych utworów zwięźlejszych o wysokiej zawartości frakcji części sypialnych.

Wyniki modelowania bilansu wodnego gleb

Dla celów zobrazowania zagrożeń suszą glebową do symulacji wybrano rok suchy (1996) i rok mokry (2001). Dane meteorologiczne pochodzą ze stacji w Suwałkach, chociaż nie są to dane reprezentatywne dla całego regionu w konkretnym roku, jednak oddają dość dobrze charakter skrajnych warunków meteorologicznych, jakie mogą zaistnieć w dowolnym obszarze województwa. Zestawienia podstawowych parametrów meteorologicznych przedstawione w tabeli 5 oraz na rysunkach 5 i 6 obrazują duży kontrast opadów pomiędzy latami wybranymi dla symulacji.

Symulacje bilansu wodnego przeprowadzono dla 24 dekad, rozpoczynając obliczenia od końca 6 dekady w każdym roku. Okres symulacji wybrano tak, aby pełny cykl rozwoju roślinności przebiegał wewnątrz tego okresu. Początek tego okresu dla 2001 r. pokrywa się z momentem, gdy temperatury powietrza stają się dodatnie i zamarznięta

Tabela 4

Powierzchnie gleb gruntów ornych należące do poszczególnych klas potencjalnych zasobów wody dostępnej dla roślin (WOD) w województwie podlaskim

Powiat	Zasoby małe		Zasoby średnie		Zasoby wysokie	
	ha	% GO	ha	% GO	ha	% GO
Augustowski	15277	34,14	5979	13,36	23487	52,49
Białostocki	58306	51,32	17055	15,01	38259	33,67
Bielski	23821	30,46	10514	13,45	43863	56,09
Grajewski	21852	53,28	7924	19,32	11241	27,41
Hajnowski	26029	52,10	6228	12,47	17706	35,44
Kolneński	30506	58,53	13371	25,65	8244	15,82
Łomżyński	41837	52,48	16580	20,80	21311	26,73
Moniecki	20934	40,74	-	-	30455	59,26
Sejneński	10561	31,69	3688	11,07	19077	57,24
Siemiatycki	29233	36,87	13755	17,35	36304	45,79
Sokółski	44243	40,40	33090	30,21	32183	29,39
Suwalski	34411	40,34	12156	14,25	38725	45,40
Wysokomazowiecki	18564	21,74	10234	11,98	56594	66,28
Zambrowski	11502	31,17	4761	12,90	20644	55,93
Woj. podlaskie	387076	44,86	77684	9,00	398093	46,14

Źródło: Opracowanie własne.

w profilu glebowym woda staje się swobodna. Rejestracja symulowanego rozkładu wilgotności gleby w profilu odbywała się w interwale dekadowym.

Rzeczywiste zasoby wody dostępnej dla roślin zdefiniowane zostały jako różnica pomiędzy całkowitą ilością wody obecną w profilu a ilością wody odpowiadającej punktowi trwałego wędnięcia roślin (PTWR). Na opracowanych mapach przedstawiono rzeczywiste zasoby wody dostępnej dla roślin w mm dla profilu glebowego do głębokości 100 cm w pierwszej dekadzie czerwca (16 dekada roku). Moment ten został wybrany z dwóch powodów:

- czerwiec jest okresem, w którym rośliny wykazują dużą wrażliwość na niedobory wody;
- pierwsza dekada czerwca 1996 r. była szczególnie sucha.

Przedstawione na mapach rzeczywiste zasoby wody dostępnej dla roślin podzielono na trzy klasy:

- dostateczne** – więcej niż 50 mm,
- słabe** – 50-0 mm,
- niedostateczne** – mniej niż 0 mm.

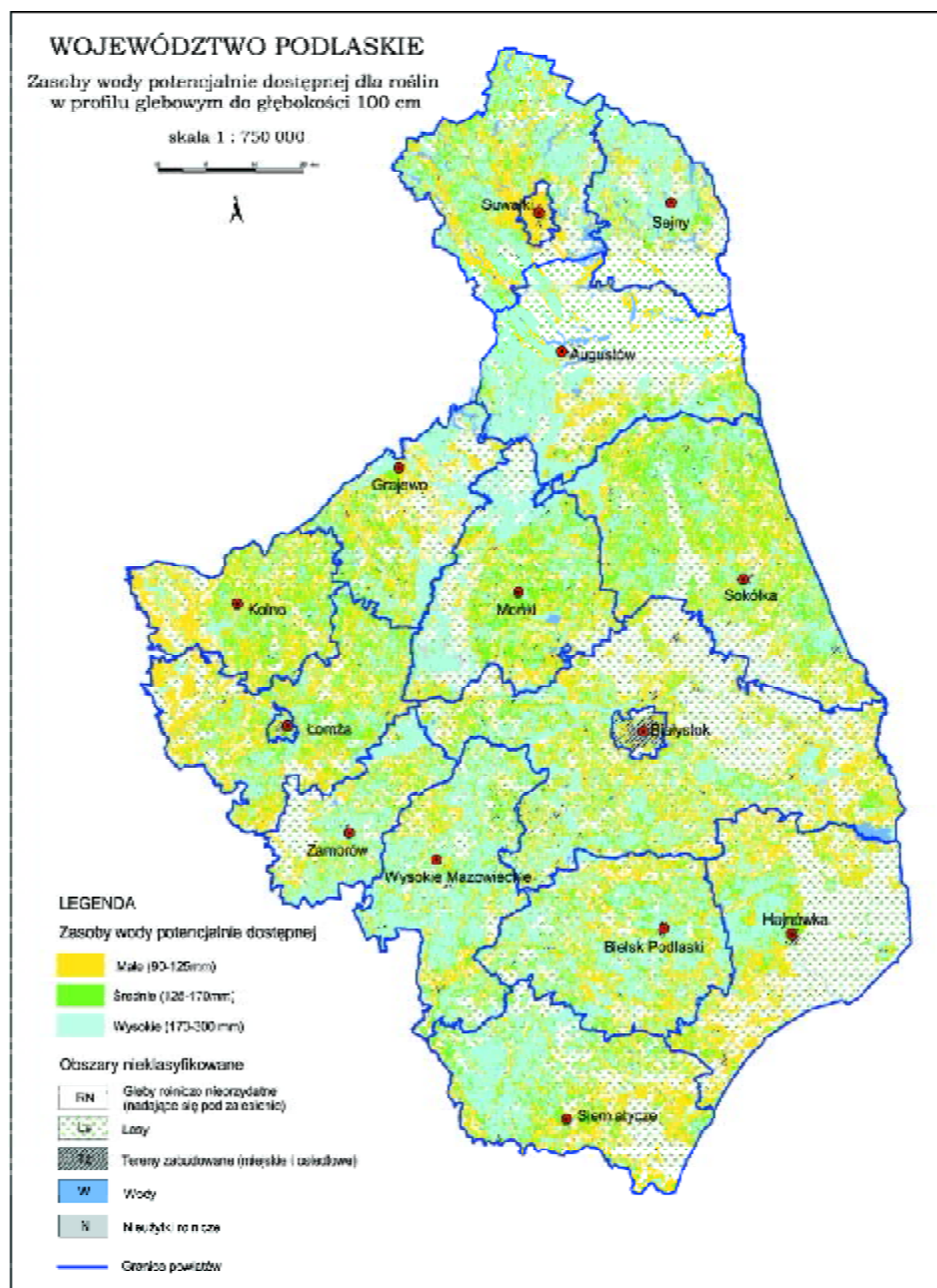
Tabela 5

Warunki meteorologiczne w latach 1996 i 2001 (wg notowań stacji w Suwałkach)

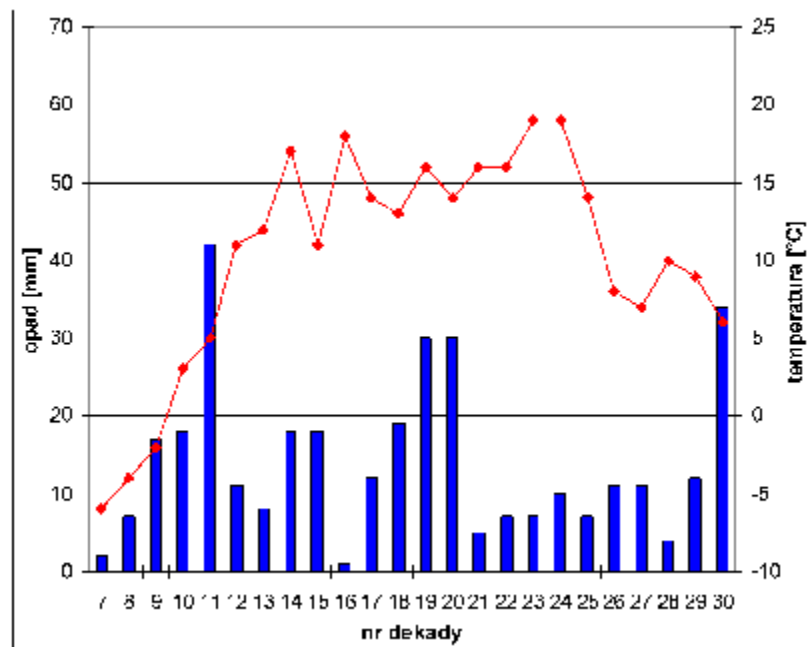
Nr dekady	1996 r. (rok suchy)			2001 r. (rok mokry)		
	opad (mm)	wilgotność powietrza (%)	temperatura powietrza (°C)	opad (mm)	wilgotność powietrza (%)	temperatura powietrza (°C)
7	2	83	-6	15	85	-1
8	7	78	-4	39	91	2
9	17	71	-2	2	72	-3
10	18	75	3	7	76	8
11	42	68	5	14	82	3
12	11	66	11	11	80	11
13	8	75	12	3	57	15
14	18	74	17	65	69	13
15	18	80	11	7	70	10
16	1	66	18	23	75	12
17	12	71	14	11	82	13
18	19	82	13	11	76	16
19	30	80	16	31	79	20
20	30	83	14	60	73	21
21	5	72	16	38	80	21
22	7	72	16	28	78	17
23	7	65	19	6	79	19
24	10	67	19	19	76	16
25	7	71	14	29	87	14
26	11	80	8	59	90	13
27	11	81	7	20	81	8
28	4	84	10	28	89	12
29	12	84	9	8	89	10
30	34	91	6	15	85	5

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IMiGW.

Z porównania mapek zamieszczonych na rysunkach 7 i 8 wynika, że tak w latach suchych, jak i w latach mokrych na suszę narażone są te same obszary województwa. Inna jest jedynie skala problemu. Na podstawie zestawień w tabelach 6 i 7 do obszarów najbardziej narażonych na suszę glebową w latach mokrych należy zaliczyć powiaty: suwalskiego, sejneńskiego, sokólskiego i łomżyńskiego. W latach mokrych ryzyko suszy glebowej praktycznie nie występuje w powiatach: hajnowskim, bielskim, kolneńskim i grajewskim. W latach suchych problem suszy dotyczy wszystkich powiatów, z wyjątkiem powiatu hajnowskiego i bielskiego. Przyczyną dobrego uwilgotnienia gruntów ornych w tych powiatach jest przeważnie płytko zalegające zwierciadło wody gruntowej.

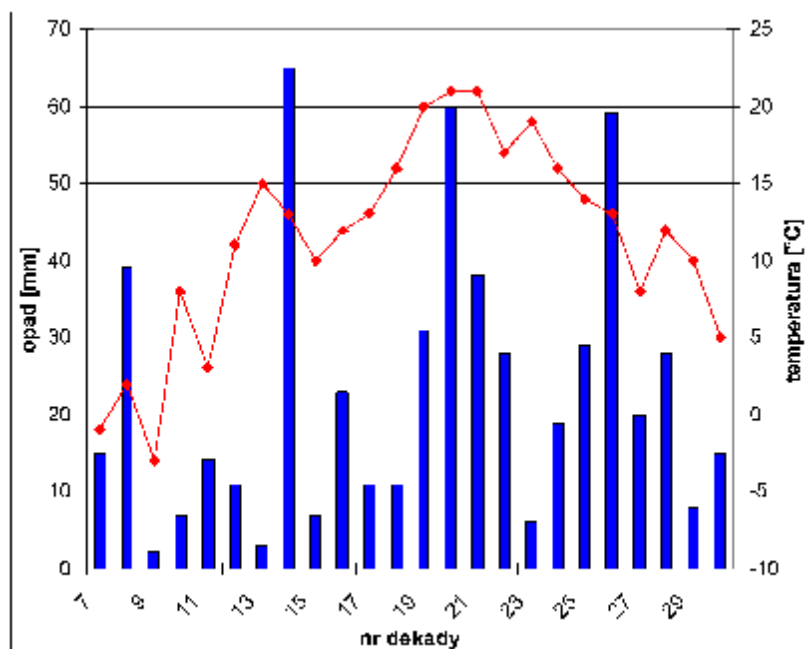


Rys. 4. Potencjalne zasoby wody dostępnej dla roślin (WOD) w województwie podlaskim
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IMiGW.



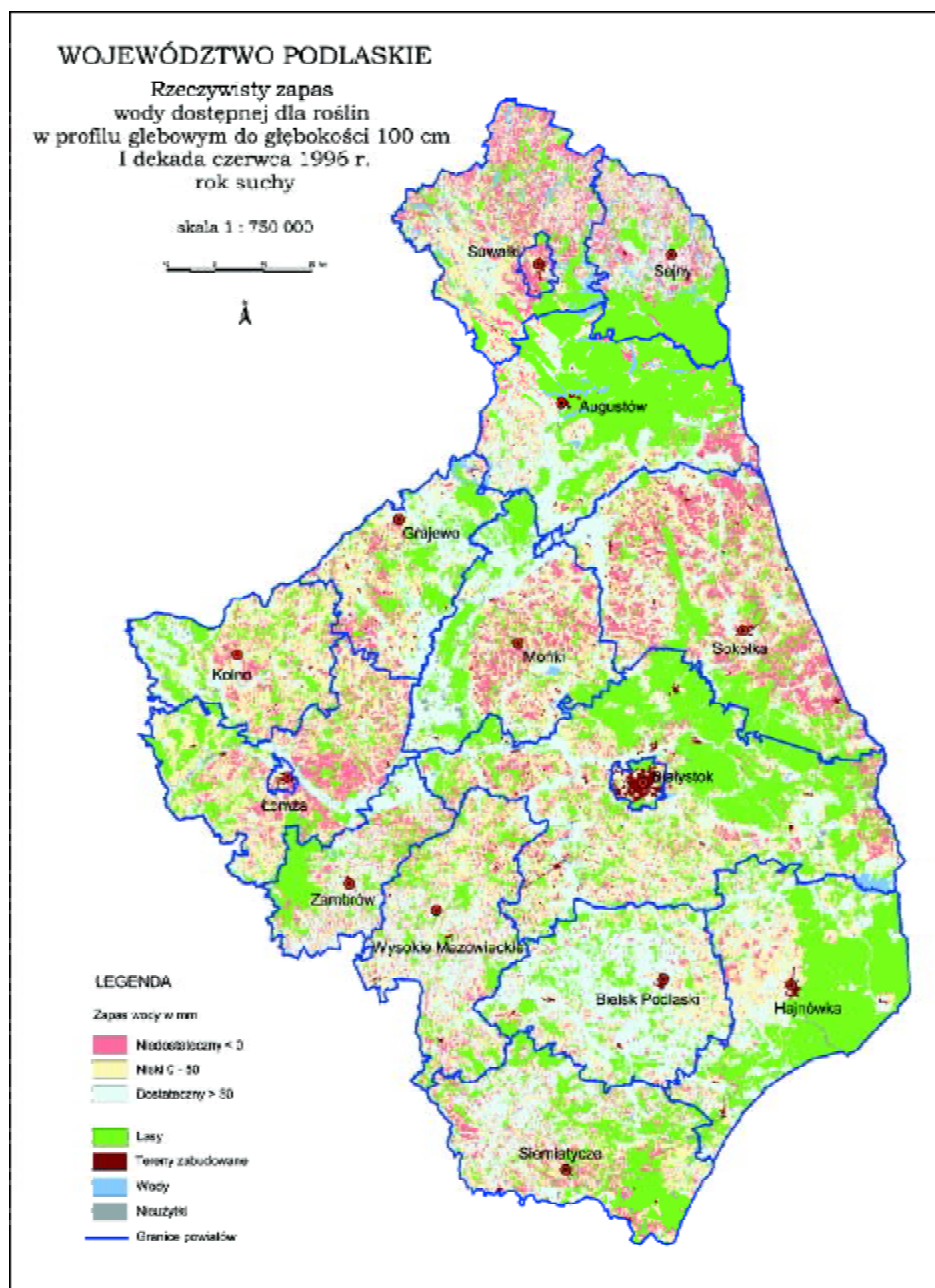
Rys. 5. Rozkład opadów i temperatury powietrza w roku suchym (1996 r.)

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IMiGW.



Rys. 6. Rozkład opadów i temperatury powietrza w roku mokrym (2001 r.)

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych IMiGW.



Rys. 7. Rzeczywiste zasoby wody dostępnej dla roślin WRD w I dekadzie czerwca 1996 r.
(rok suchy)

Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 6

Rzeczywiste zasoby wody dostępnej dla roślin w roku suchym (1996)

Powiat	Udział użytków rolnych (%) a zasoby wody		
	niedostateczne	słabe	dostateczne
Augustowski	10,9	31,0	58,1
Białostocki	9,9	51,0	39,1
Bielski	4,8	22,4	72,8
Grajewski	9,5	42,3	48,1
Hajnowski	4,4	42,9	52,7
Kolneński	11,9	57,0	31,1
Łomżyński	20,9	53,0	26,1
Moniecki	13,1	37,9	49,0
Sejneński	27,0	26,8	46,2
Siemiatycki	14,5	44,7	40,9
Sokółski	26,6	43,9	29,5
Suwalski	29,6	41,2	29,2
Wysokomazowiecki	13,2	41,6	45,2
Zambrowski	14,8	36,3	48,9
Woj. podlaskie	14,9	42,1	43,0

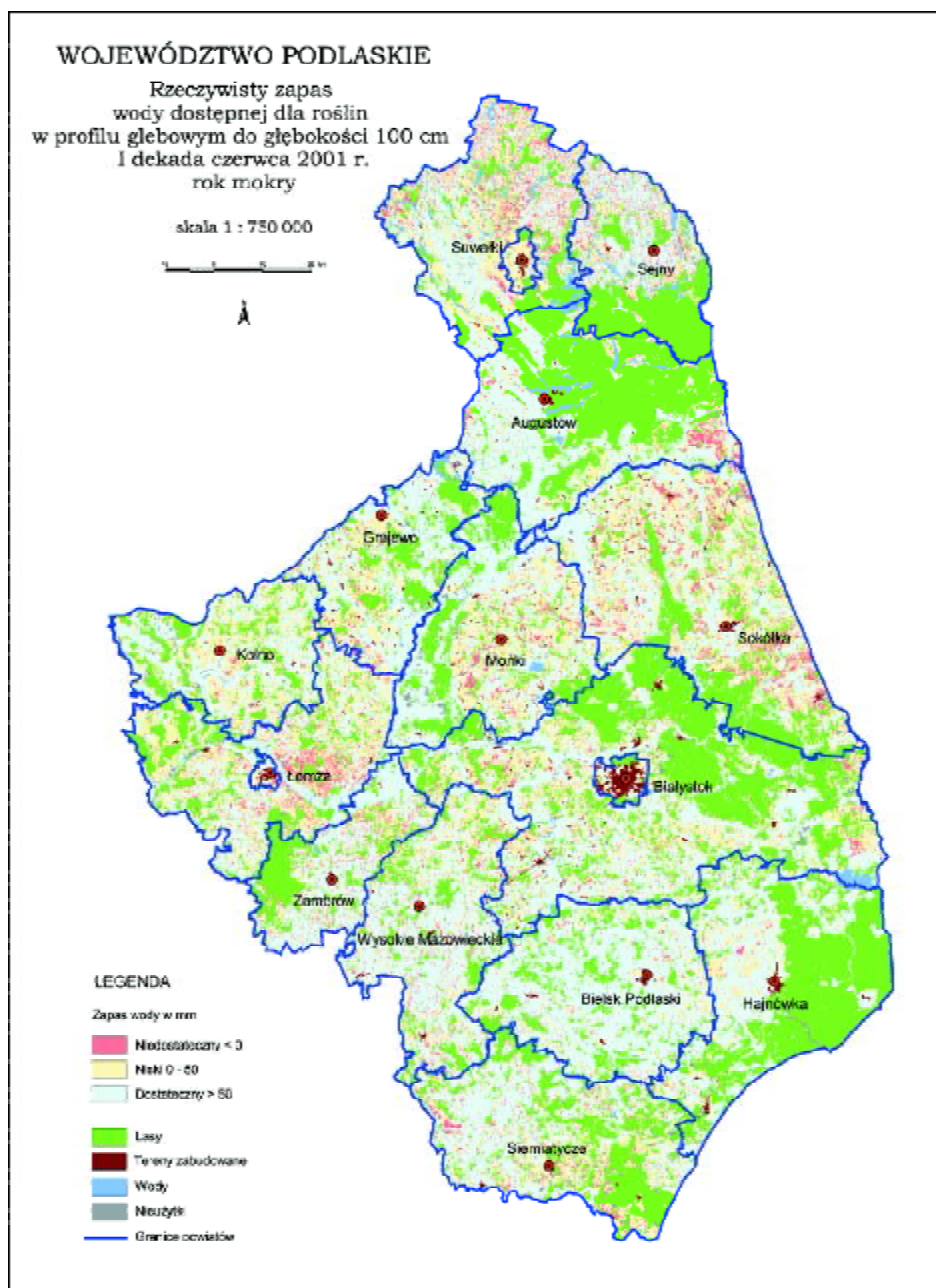
Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 7

Rzeczywiste zasoby wody dostępnej dla roślin w roku mokrym (2001)

Powiat	Udział użytków rolnych (%) a zasoby wody		
	niedostateczne	słabe	dostateczne
Augustowski	4,4	22,0	73,6
Białostocki	3,4	41,7	54,9
Bielski	1,9	12,8	85,2
Grajewski	2,8	34,2	63,0
Hajnowski	1,3	28,0	70,7
Kolneński	2,5	45,0	52,5
Łomżyński	9,1	46,2	44,7
Moniecki	4,2	33,7	62,1
Sejneński	11,4	24,2	64,4
Siemiatycki	6,4	36,1	57,5
Sokółski	9,2	45,4	45,4
Suwalski	12,1	38,4	49,4
Wysokomazowiecki	5,6	27,6	66,8
Zambrowski	7,2	28,1	64,7
Woj. podlaskie	5,7	34,5	59,8

Źródło: Opracowanie własne.



Rys. 8. Rzeczywiste zasoby wody dostępnej dla roślin WRD w I dekadzie czerwca 2001 r.
(rok mokry)

Źródło: Opracowanie własne.

Podsumowanie

Z charakterystyki właściwości retencyjnych gleb województwa podlaskiego oraz z modelowania ich bilansu wodnego wynika, że szczególnie niekorzystne warunki wodne i duże zagrożenie suszą występuje na terenie powiatów łomżyńskiego, suwalskiego i sokólskiego. Czynnikiem decydującym o niekorzystnym stanie gospodarki wodnej gleb jest tutaj, obok warunków klimatycznych, duży udział gleb lekkich w powierzchni użytków rolnych, które oprócz niskiej pojemności retencyjnej łatwo tracą wodę w wyniku szybkiej infiltracji do głębszych poziomów profilu glebowego. Z punktu widzenia potrzeb wodnych roślin na obszarach występowania gleb lekkich, charakteryzujących się tzw. opadowym typem gospodarki wodnej, podsiąk kapilarny nie ma praktycznie znaczenia, gdyż zwierciadło wody gruntowej znajduje się na głębokości większej od zasięgu strefy korzeniowej. Warunki takie są typowe dla znacznej części pokrywy glebowej nie tylko wymienionych powiatów. Duża zmienność warunków glebowych powoduje, że gleby zbyt suche są rozproszone w całym regionie i lokalnie tworzą większe kompleksy, obejmujące swoim zasięgiem niekiedy całe obręby, a nawet gminy. W perspektywie zmian klimatu i pogłębienia ujemnych bilansów wodnych w sezonie wegetacyjnym, należy przewidywać dalszą marginalizację znaczących obszarów gleb lekkich w regionie, które będą wyłączane z produkcji rolnej. Adaptacja do tych warunków wymaga zwiększenia ilości wody retencjonowanej w krajobrazie, w tym zwłaszcza odtwarzania pierwotnych siedlisk mokradłowych, tworzenia oczek wodnych w bezodpływowych zagłębieniach terenu. Ważnym elementem strategii adaptacji i przeciwdziałania zagrożeniom jest monitorowanie bilansów wodnych gleb, umożliwiające poznanie skali i przestrzennego występowania zjawiska suszy glebowej. Opracowany model, w celu określenia najlepszych lokalizacji dla małej retencji wodnej i renaturyzacji siedlisk mokradłowych, można również wykorzystać w pracach projektowych i planistycznych związanych z urządzeniem terenów wiejskich. Intensyfikacja działań na rzecz stworzenia dużej liczby rozproszonych w przestrzeni małych zbiorników retencyjnych w postaci oczek wodnych i mokradeł topogenicznych powinna być traktowana jako priorytet polityki dla rolnictwa w województwie podlaskim. Właściwa lokalizacja inwestycji z zakresu małej retencji będzie miała wpływ zarówno na stan wód gruntowych w bezpośrednim ich otoczeniu, jak również na warunki mikroklimatyczne związane ze zwiększeniem ilości wody dostępnej dla roślin w okresach suchych.

Literatura

1. B o c h e n e k Z.: Operacyjne wykorzystanie zdjęć satelitarnych NOAA AVHRR do oceny warunków rozwoju upraw w Polsce. Problemy Telegeoinformacji, 1999, 29.
2. C a m p b e l l G. S.: A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. Soil Sci., 1974, **117(6)**: 311-313.
3. C z y ż E.: Uwilgotnienie gleb i zużycie wody przez rośliny w zależności od wybranych czynników agrotechnicznych. Pam. Puł., 2000, **123**.
4. D z i e ż y c J.: Nawadnianie roślin. PWRiL Warszawa, 1974.
5. F e d d e s R. A., K o w a l i k P. J., Z a r a d n y H.: Simulation of field water use and crop yield. Wageningen, The Netherlands: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1978.
6. I v a n o v N. N.: Estimation of the amount of evaporation ability. Izv. Vsesojuzn. Obshch.-va, 1954, t. 86.
7. L i p i e c J.: Możliwości oceny przewodnictwa wodnego gleb na podstawie ich niektórych właściwości. Probl. Agrofiz., 1983, 40.
8. M o l z F. J., R e m s o n I.: Extraction term models of soil moisture use by transpiring plants. Water Resources Res., 1970, **6(5)**: 1346-1356.
9. N i e d ź w i e c k i J.: Właściwości hydrauliczne warstwy ornej gleb w zależności od zawartości ich koloidalnego, substancji organicznej i gęstości objętościowej. Rozpr. dokt., IUNG Puławy, 2002.
10. P o n t a i l l e r J. Y., H y m u s G. J., D r a k e B. G.: Estimation of leaf area index using ground-based remote sensed NDVI measurements: validation and comparison with two indirect techniques. Can. J. Remote Sensing, 2003, **29(3)**: 381-387.
11. S o c z y Ń s k a U.: Procesy hydrologiczne. PWN Warszawa, 1989.
12. S t u c z y Ń s k i T. i in.: Wdrożenie zintegrowanego systemu informacji o rolniczej przestrzeni produkcyjnej dla potrzeb ochrony gruntów w województwie podlaskim. IUNG-PIB i Urząd Marszałkowski Województwa Podlaskiego, Puławy – Białystok, 2006, ISBN-83-89576-76-7: ss. 240.
13. Ś l u s a r c z y k E.: Określenie retencji ogólnej i użytecznej w podstawowych gatunkach gleb ornych w latach 1971–1975. IUNG Puławy, 1975.
14. Ś l u s a r c z y k E.: Określenie retencji użytecznej gleb mineralnych dla prognozowania i projektowania nawodnień. Melioracje Rolne, 1979, **3(53)**.
15. Z a w a d z k i S.: Gleboznawstwo. PWRiL Warszawa, 1999.

Adres do korespondencji:

dr Tomasz Stuczyński
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: (081) 886 34 21
e-mail: ts@iung.pulawy.pl

Janusz Igras, Jerzy Kopiński

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

ZUŻYCIE NAWOZÓW MINERALNYCH I NATURALNYCH W UKŁADZIE REGIONALNYM*

Wstęp

Nawożenie jest podstawowym czynnikiem plonotwórczym, a także jednym z głównych wskaźników oceny intensywności gospodarowania. Optymalne wykorzystanie potencjału produkcyjnego roślin, głównie odmianowego, jest możliwe przy odpowiednim zaopatrzeniu w składniki pokarmowe. Z tego względu nawożenie odgrywa kluczową rolę w technologii produkcji płodów rolnych.

Jak wynika z analiz makroekonomicznych dochody większości gospodarstw rolniczych w Polsce znacząco wzrosły w ostatnim okresie, a polskie rolnictwo jest coraz bardziej konkurencyjne na rynku europejskim. Jest to przede wszystkim wynikiem materialnego wsparcia tego sektora po wejściu Polski do Unii Europejskiej. W ostatnich latach zwiększył się także popyt na polską żywność w Europie, co wywiera istotny wpływ na zużycie środków produkcji w rolnictwie, w tym również nawozów mineralnych.

Dotacje do produkcji rolniczej spowodowały pogłębienie regionalnego zróżnicowania rolnictwa w Polsce. Zmiany intensywności produkcji rolniczej, w tym produkcji zwierzęcej, wpłynęły istotnie na zużycie nawozów naturalnych. Nawozy te odgrywają ważną rolę w nawożeniu roślin uprawnych w różnych systemach rolnictwa. Zawartość składników pokarmowych w nawozach naturalnych zależy od wielu czynników, a decydujące znaczenie ma gatunek, rodzaj i kierunek użytkowania oraz sposób utrzymywania zwierząt, a także warunki przechowywania nawozów. Poprawne włączenie obornika, gnojówki i gnojowicy do systemu nawożenia wymaga zatem znajomości ich składu chemicznego, stanowiącego podstawę do określenia ilości składników pokarmowych wnoszonych do gleby.

Celem pracy było przedstawienie wielkości zużycia składników pokarmowych w nawozach mineralnych i naturalnych w układzie regionalnym w Polsce. Oceny zużycia składników pokarmowych w nawozach naturalnych dokonano metodą bilansową, zmodyfikowaną i udoskonaloną w IUNG-PIB Puławy, co stanowi istotną nowość w podejściu do tego zagadnienia.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania nr 1.2 w programie wieloletnim IUNG-PIB

Metodyka badań

W ocenie wielkości zużycia składników pokarmowych w nawozach mineralnych wykorzystano dane statystyczne z lat 1995–2005 (1, 9). Wielkość produkcji nawozów naturalnych w Polsce i regionach oceniono na podstawie modelu SFOM z wykorzystaniem danych statystycznych dotyczących pogłowia zwierząt gospodarskich w latach 2002–2006. Szczegółowy opis modelu został przedstawiony w pracy J a d c z y - s z y n i in. (3). Masę nawozów naturalnych i ilości składników pokarmowych oszacowano z uwzględnieniem procesów powstawania i przemian nawozów naturalnych oraz zależnie od poziomu żywienia różnych grup użytkowych zwierząt i warunków ich utrzymywania. Schematy obliczeń produkcji obornika, gnojówki i gnojowicy przedstawiono w tabelach 1-3. Aktualnie w Polsce brak jest danych dotyczących struktury pogłowia zwierząt utrzymywanych w różnych systemach produkcji. Dlatego też na podstawie wcześniejszych badań M a ć k o w i a k a (7) oraz danych statystycznych dotyczących pogłowia zwierząt gospodarskich (2) założono, że głównym sposobem utrzymywania zwierząt w Polsce są płytkie obory i chlewnie na płytkej ściółce. Przyjęto także, że tylko około 7% stanu pogłowia głównych grup użytkowych bydła i trzody chlewnej utrzymywanych jest w oborach bezściółkowych i około 11-13% w oborach głębokich.

Do obliczeń masy i ilości składników pokarmowych przyjęto współczynniki ich zawartości w kale i moczu poszczególnych kategorii użytkowych zwierząt. Oszacowano je na podstawie standardowych ilości i strawności zadawanych pasz (11) oraz standardowej zawartości składników nawozowych w odchodach zwierząt opracowanej przez M a ć k o w i a k a (5, 8). W obliczeniach wielkości produkcji poszczególnych rodzajów nawozów naturalnych uwzględniono także standardowe ilości zużywanej słomy i wody (6). Obliczone globalne zużycie słomy na ściółkę skonfrontowano z wynikami uzyskanymi przez K u s i a i in. (4).

Wielkość strat azotu powstającą na różnych etapach produkcji nawozów naturalnych przyjęto za M a ć k o w i a k i e m i in. (6). Założono także, że wielkość produkcji poszczególnych nawozów naturalnych równa jest ich zużyciu.

Tabela 1

Formuła obliczeń i etapy określania ilości składników pokarmowych oraz masy obornika w oborze głębokiej

Formuła obliczeń	Elementy składowe
+	Kał
+	Mocz
+	Słoma na stanowisku
+	Woda z poidel i mycia zwierząt
-	Straty N (amoniaku) w oborze
=	Obornik pozostający w oborze (przeznaczony do nawożenia)

Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 2

Formuła obliczeń i etapy określania ilości składników pokarmowych oraz masy obornika i gnojówki w oborze płytkiej

Formuła obliczeń	Elementy składowe
Obornik	
+	Kał
+	Słoma na stanowisku
+	Mocz wchłonięty przez słomę (u świń także wchłonięty przez kał)
-	Kał przechodzący do moczu (nie wchłoniętego przez słomę)
-	Straty N (amoniaku) w oborze
=	Obornik w oborze
-	Straty N na płycie obornikowej
-	Straty wody gnojowej
-	Straty suchej masy podczas przechowywania obornika
=	Obornik przeznaczony do nawożenia
Gnojówka	
+	Mocz
-	Mocz wchłonięty przez słomę (u świń także wchłonięty przez kał)
+	Kał przechodzący do moczu (nie wchłoniętego przez słomę)
+	Woda z poidel i mycia zwierząt
-	Straty N (amoniaku) w oborze
=	Gnojówka w kanale gnojowym
-	Straty N z gnojówki w zbiorniku
=	Gnojówka przeznaczona do nawożenia

Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 3

Formuła obliczeń i etapy określania ilości składników pokarmowych oraz masy gnojowicy w oborze bezściolowej

Formuła obliczeń	Elementy składowe
+	Kał
+	Mocz
+	Woda z poidel i mycia zwierząt oraz stanowisk (rusztów)
-	Straty N (amoniaku) w oborze
=	Gnojowica w kanale gnojowicowym
-	Straty N z gnojowicy w czasie przechowywania w zbiorniku
=	Gnojowica przeznaczona do nawożenia

Źródło: Opracowanie własne.

Zużycie nawozów mineralnych

Zużycie nawozów mineralnych w ostatnim dziesięcioleciu w Polsce systematycznie rosło i w 2005 roku wynosiło 1,6 mln ton (tab. 4). Jednostkowe zużycie składników pokarmowych w nawozach mineralnych dochodziło do 102 kg NPK · ha⁻¹ UR,

Tabela 4

Zużycie nawozów mineralnych w Polsce w latach 1995–2005

Rodzaj nawozu	1995/96	2000/01	2001/02	2002/03	2003/04	2004/05
Nawozy NPK, (t · 10 ⁻³ masy nawozu) w tym:	1511,3	1515,1	1574,2	1511,7	1622,1	1628,4
- azotowe	852,0	895,5	861,8	831,7	895,0	895,3
- fosforowe	301,7	317,9	319,9	302,6	321,9	324,3
- potasowe	357,6	401,7	392,5	377,4	405,2	408,8
Wapno nawozowe	2224,8	1675,1	1589,8	1529,5	1525,9	1455,6
Ogółem nawozy*	3736,1	3290,2	3164,0	3041,2	3148,0	3084,0
Nawozy NPK, (t · 10 ⁻³ czystego składnika) w tym :	84,5	90,8	93,2	93,6	99,3	102,5
- azotowe (N)	47,6	50,3	51,0	51,5	54,8	56,4
- fosforowe (P ₂ O ₅)	16,9	17,9	18,9	18,7	19,7	20,4
- potasowe (K ₂ O)	20,0	22,6	23,3	23,4	24,8	25,7
Wapno nawozowe (CaO)	124,4	94,2	94,1	94,6	93,5	91,9
Ogółem nawozy*	208,9	185,0	187,3	188,2	192,8	194,4

* łącznie z wapnem nawozowym
Źródło: Chemik, 2006 (9).

a w strukturze zużycia nawozów dominował azot – 56 kg N · ha⁻¹. Zarówno w latach 90., jak i w ostatnim okresie używano niewielkie ilości nawozów fosforowych, w granicach 17-20 kg P₂O₅ · ha⁻¹ i nieco więcej potasu – ok. 25 kg K₂O · ha⁻¹. Z analizy trendów wynika, że roczny przyrost zużycia nawozów w Polsce wynosi ok. 4 kg NPK · ha⁻¹ UR.

Odrębne zagadnienie stanowi zużycie wapna nawozowego, które jest podstawowym czynnikiem utrzymania i poprawy odczynu gleb w Polsce. Z danych statystycznych wynika, że w roku 2003/2004 zużycie wapna nawozowego spadło poniżej poziomu zużycia NPK, a spadkowy trend utrzymuje się do chwili obecnej. Spadek zużycia wapna nawozowego jest przede wszystkim wynikiem zaniechania dotacji do jego produkcji. Jest to także skutek zaniedbań w zakresie szkoleń rolników z podstawowych zasad doradztwa nawozowego i prawidłowego kształtowania żyzności gleby. W Polsce problem ten nabiera szczególnego znaczenia, a kwaśny odczyn gleby jest czynnikiem limitującym produkcję roślinną.

Zużycie nawozów mineralnych w Polsce jest zróżnicowane regionalnie, co wiąże się przede wszystkim z intensywnością produkcji rolniczej. Najwięcej nawozów zużywa się w rejonach Polski zachodniej i północno-zachodniej, a najmniej na wschodzie i w Polsce centralnej. W województwach kujawsko-pomorskim i opolskim zużycie nawozów osiągnęło lub nawet przekroczyło średni poziom osiągany przez państwa EU – 140 kg NPK · ha⁻¹ UR (tab. 5). W Polsce wschodniej i centralnej zużycie nawozów mineralnych jest o wiele niższe i mieści się w granicach od 80 do 100 kg NPK · ha⁻¹

Tabela 5

Jednostkowe zużycie nawozów mineralnych w 2005 roku

Województwo	Zużycie nawozów kg NPK · ha ⁻¹ UR					
	NPK	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	Plony zbóż dt · ha ⁻¹
Dolnośląskie	101,8	51,7	22,5	27,7	164,8	40,1
Kujawsko-pomorskie	132,2	85,1	19,5	27,7	89,3	29,6
Lubelskie	99,8	53,9	20,4	25,5	62,9	28,8
Lubuskie	115,5	63,8	25,6	26,1	33,5	30,6
Łódzkie	117,9	80,3	18,2	19,4	133,3	26,8
Małopolskie	93,8	43,5	22,8	27,5	72,9	31,7
Mazowieckie	78,7	37,2	18,6	22,9	54,6	25,7
Opolskie	141,8	75,4	25,5	40,9	202,7	44,9
Podkarpackie	66,0	28,1	18,9	19,1	74,5	28,4
Podlaskie	87,1	47,8	18,7	20,6	60,0	25,7
Pomorskie	124,6	61,2	27,3	36,1	81,2	33,5
Śląskie	101,5	45,6	23,8	32,1	80,5	32,9
Świętokrzyskie	84,2	44,6	21,7	17,9	82,1	27,1
Warmińsko-mazurskie	90,3	55,1	14,7	20,5	174,3	27,3
Wielkopolskie	114,6	66,6	20,7	27,3	78,7	34,4
Zachodniopomorskie	117,8	66,5	19,5	31,8	90,1	33,4
Polska	102,5	56,4	20,4	25,7	91,9	30,8

Źródło: Chemik, 2006 (9).

UR. Jest to wynikiem postępującej regionalizacji produkcji rolniczej w Polsce. W strukturze zużycia nawozów we wszystkich województwach dominuje azot, którego udział w niektórych regionach stanowi 50% dawki wszystkich składników. Bardzo istotnym elementem zrównoważonego systemu nawożenia jest odczyn gleby, warunkowany w znacznej mierze zabiegiem wapnowania. Zużycie nawozów wapniowych w ostatnich latach dość drastycznie spadło w większości województw w Polsce. Jednak w woj. opolskim zużycie wapna nawozowego jest nadal bardzo wysokie i dochodzi do 200 kg CaO · ha⁻¹ UR, co uwidacznia się również w poziomie plonów zbóż.

Zużycie nawozów naturalnych

Przedstawione wskaźniki charakteryzujące warunki produkcji nawozów naturalnych dla poszczególnych województw Polski wykazywały znaczne zróżnicowanie regionalne (tab. 6). Według Ufnowskiej i in. (10) o wielkości produkcji poszczególnych rodzajów nawozów naturalnych decyduje głównie struktura pogłowia, obsada i system utrzymywania zwierząt, zaś wielkość pogłowia krów i produkcja mleka są istotnie skorelowane z udziałem trwałych użytków zielonych. Obsada trzody chlewnej jest wysoce dodatnio skorelowana z udziałem zbóż w strukturze zasiewów, stanowią-

cych główne źródło paszy dla tej grupy zwierząt. W omawianym okresie obsada zwierząt w Polsce wynosiła średnio $0,44 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$. Najwyższą obsadę zwierząt odnotowano w województwach podlaskim i wielkopolskim (ok. $0,64 \text{ DJP} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$), zaś najmniejszą w województwach Polski zachodniej – dolnośląskim, lubuskim i zachodniopomorskim.

Roczne zużycie słomy na ściółkę dla zwierząt wyniosło średnio ok. $1750 \text{ kg} \cdot \text{DJP}^{-1}$, a zużycie dla całego kraju szacuje się na ok. 12 mln ton (tab. 6). Obliczone wielkości są zbieżne z wynikami badań bilansu słomy uzyskanymi przez K u s i a i in. (4).

Z analiz wynika, że całkowita roczna produkcja obornika w Polsce wynosi ok. 80 mln t, gnojówki ok. 13 mln m^3 , a gnojowicy na ok. $7,5 \text{ mln m}^3$ (tab. 6). Największe ilości obornika w przeliczeniu na hektar użytków rolnych produkowano na Podlasiu i w Wielkopolsce, zaś najmniejsze na Dolnym Śląsku i w Polsce zachodniej (zachodniopomorskie, lubuskie). Produkcja azotu w nawozach naturalnych w Polsce wynosiła średnio ok. 460 tys. ton, fosforu ok. 240 tys. ton, a potasu ok. 640 tys. ton (tab. 7). W nawozach naturalnych zużywano ok. $83 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$ i ok. $191 \text{ kg NPK} \cdot \text{DJP}^{-1}$. Jednostkowe zużycie składników pokarmowych było pochodną wielkości produkcji nawozów naturalnych. Największe ilości składników pokarmowych w nawozach naturalnych, dochodzące do ok. $125 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$, zużywano w województwach podlaskim i wielkopolskim.

Podsumowanie

1. Zużycie składników pokarmowych w nawozach mineralnych w Polsce wynosi obecnie ok. $102 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$, a w strukturze ich zużycia dominuje azot. Przeciętne zużycie wapna nawozowego jest bardzo niskie i nie przekracza $100 \text{ kg CaO} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$. Relacja $\text{N} : \text{P}_2\text{O}_5 : \text{K}_2\text{O}$ w nawozach mineralnych wynosi, jak $1 : 0,36 : 0,46$.

2. Przeciętne zużycie składników pokarmowych w nawozach naturalnych wynosi ok. $83 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$, a relacja $\text{N} : \text{P}_2\text{O}_5 : \text{K}_2\text{O}$ kształtuje się, jak $1 : 0,52 : 1,38$.

3. Globalna produkcja obornika w ciągu roku w Polsce wynosi ok. 81 mln ton, gnojówki ok. 13 mln ton, a gnojowicy $7,5 \text{ mln ton}$. Największe zużycie nawozów naturalnych na jednostkę powierzchni występuje w województwach podlaskim i wielkopolskim, a najmniejsze w zachodniopomorskim, dolnośląskim i lubuskim.

Tabela 6

Podstawowe wskaźniki i charakteryzujące warunki produkcji nawozów naturalnych dla Polski i województw (średnio z lat 2002–2006)

Województwa	Powierzchnia		Zwierzęta		Zużycie słomy na ściółkę		Całkowita produkcja			Produkcja obornika		
	UR w tys. ha	GO w tys. ha	tys. DJP	DJP · ha ⁻¹ UR	tys. t	kg · DJP ⁻¹	obornika w tys. t	gnojówki w tys. m ³	gnojowicy w tys. m ³	t · ha ⁻¹ UR	t · ha ⁻¹ GO	t · DJP ⁻¹
Dolnośląskie	1013	837	185	0,18	344	1858	2070	284	173	2,0	2,5	11,2
Kujawskopom.	1062	944	566	0,53	1077	1903	6625	1096	602	6,2	7,0	11,7
Lubelskie	1492	1191	553	0,37	919	1660	6267	1018	591	4,2	5,3	11,3
Lubuskie	484	367	118	0,24	193	1638	1152	139	89	2,4	3,1	9,8
Łódzkie	1107	895	552	0,50	957	1734	6440	1068	618	5,8	7,2	11,7
Małopolskie	738	481	355	0,48	560	1578	3966	619	364	5,4	8,2	11,2
Mazowieckie	2153	1547	1103	0,51	1769	1604	12565	2106	1217	5,8	8,1	11,4
Opolskie	552	491	186	0,34	373	2012	2203	328	195	4,0	4,5	11,9
Podkarpackie	770	538	257	0,33	403	1568	2839	410	260	3,7	5,3	11,1
Podlaskie	1102	721	704	0,64	1144	1627	8299	1378	834	7,5	11,5	11,8
Pomorskie	812	662	285	0,35	549	1928	3231	483	283	4,0	4,9	11,4
Śląskie	501	385	189	0,38	355	1873	2161	280	184	4,3	5,6	11,4
Świętokrzyskie	604	454	242	0,40	380	1567	2640	421	241	4,4	5,8	10,9
Warmińsko-maz.	1053	741	467	0,44	804	1722	5171	727	479	4,9	7,0	11,1
Wielkopolskie	1792	1527	1133	0,63	2206	1947	13249	2079	1161	7,4	8,7	11,7
Zachodniopom.	1017	832	177	0,17	314	1774	1916	309	165	1,9	2,3	10,8
POLSKA	16252	12615	7072	0,44	12346	1746	80757	12843	7459	5,0	6,4	11,4

Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 7
Produkcja składników pokarmowych (netto) dostępnych w nawozach naturalnych dla Polski i województw (średnio z lat 2002–2006)

Województwa	N		P ₂ O ₅		K ₂ O		Razem NPK	
	tys. t	kg · ha ⁻¹ UR	tys. t	kg · ha ⁻¹ UR	tys. t	kg · ha ⁻¹ UR	tys. t	kg · ha ⁻¹ UR
Dolnośląskie	12,6	12,4	6,8	6,7	16,0	15,8	35	35
Kujawsko-pom.	37,2	35,0	21,1	19,8	50,2	47,3	108	102
Lubelskie	35,8	24,0	18,2	12,2	50,8	34,1	105	70
Lubuskie	7,6	15,6	4,0	8,3	8,9	18,3	20	42
Łódzkie	37,1	33,5	19,2	17,3	51,8	46,8	108	98
Małopolskie	23,0	31,1	10,9	14,8	32,9	44,6	67	90
Mazowieckie	72,6	33,7	35,0	16,3	105,0	48,8	213	99
Opolskie	12,5	22,7	7,2	13,1	16,5	29,8	36	66
Podkarpackie	16,9	21,9	8,1	10,5	23,6	30,7	49	63
Podlaskie	45,7	41,4	20,7	18,8	71,5	64,8	138	125
Pomorskie	18,6	22,9	10,5	12,9	24,6	30,2	54	66
Śląskie	13,2	26,3	6,9	13,7	17,2	34,4	37	74
Świętokrzyskie	15,5	25,7	7,5	12,4	22,1	36,5	45	75
Warmińsko-maz.	29,3	27,8	14,4	13,7	42,5	40,4	86	82
Wielkopolskie	76,6	42,8	44,7	25,0	97,2	54,3	219	122
Zachodniopom.	11,7	11,5	6,6	6,5	14,5	14,3	33	32
POLSKA	465,9	28,7	241,9	14,9	645,4	39,7	1353	83

Źródło: Opracowanie własne.

Literatura

1. GUS: Rocznik Statystyczny. Wyd. GUS Warszawa, 2005.
2. GUS: Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich. GUS, Warszawa, 2002–2006.
3. J a d c z y s z y n T., M a ć k o w i a k C z., K o p i ń s k i J.: Model SFOM narzędziem symulowania ilości i jakości nawozów organicznych. Pam. Puł., 2000, **120/I**: 169-177.
4. K u ś J., M a d e j A., K o p i ń s k i J.: Bilans słomy w ujęciu regionalnym. Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w Polsce. Raporty PIB, IUNG Puławy, 2006, **3**: 211-226.
5. M a ć k o w i a k C z., Ż e b r o w s k i J.: Skład chemiczny obornika w Polsce w zależności od gatunku i rodzaju żywienia zwierząt oraz sposobu jego przechowywania. Biul. Inf. IUNG, 2000, **14**: 15-21.
6. M a ć k o w i a k C z., Ż u r e k J., K o p i ń s k i J.: Polskie standardy nawozów organicznych - opracowanie modelowe. Synteza. Polish standard figures for animal manure. Agreement between the Institute of Soil and Plant Cultivation Puławy and the Danish Agricultural Advisory Centre, Skejby. Puławy, 1996.
7. M a ć k o w i a k C z.: Bilans substancji organicznej w glebach Polski. Biul. Inf. IUNG, 1997, **5**: 4-5.
8. M a ć k o w i a k C z.: Określenie ilości i składu chemicznego nawozów naturalnych jako podstawa dobrej praktyki w ich zagospodarowaniu. W: Dobre praktyki w produkcji rolniczej. IUNG Puławy, 1998, **K(15/II)**: 329-340.
9. Przemysł chemiczny w statystyce. Przemysł nawozów mineralnych. Chemik, 2006, **1**: 64-69.
10. U f n o w s k a J., K o p i ń s k i J., M a d e j A.: Regionalne zróżnicowanie produkcji zwierzęcej w Polsce. Pam. Puł., 2001, **124**: 395-402.
11. Ż u r e k J.: Wpływ czynników agrotechnicznych na strawność traw, roślin motylkowatych i ich mieszanek uprawianych na użytkach zielonych i gruntach ornych. Biul. Inf. IUNG, 2000, **14**: 25-29.

Adres do korespondencji:

doc. dr hab. Janusz Igras
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
Puławy
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
e-mail: ij@iung.pulawy.pl

Jerzy Kopiński

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

**BILANS AZOTU BRUTTO DLA POLSKI I WOJEWÓDZTW
W LATACH 2002–2005***

Wstęp

Podstawowe składniki mineralne – azot, fosfor i potas należą do czynników warunkujących rozwój produkcji rolniczej. W związku z tym są one integralną częścią ryzyka produkcyjnego (16). Rolnicza działalność powoduje znaczącą ingerencję w naturalny obieg składników pokarmowych, w dużej mierze wynikającą z intensyfikacji produkcji.

Zintegrowane rolnictwo musi ograniczać straty składników pokarmowych towarzyszące nie w pełni zamkniętemu obiegowi: nawozy → gleba → rośliny. O całkowicie zamkniętym obiegu można mówić tylko w naturalnych ekosystemach, z których nie zabiera się żadnej masy roślinnej. W rolnictwie natomiast jest przeciwnie, gdyż dąży się do maksymalnych zbiorów użytkowych części roślin. Z plonami zabierane są składniki mineralne i ten ubytek musi być wyrównany nawozami naturalnymi i mineralnymi (13). W obrębie gospodarstwa obieg składników zależy od obsady inwentarza żywego. Zwierzęta otrzymują składniki zarówno w paszach gospodarskich, jak i pochodzących z zakupu, ale oddają je częściowo w nawozach naturalnych. Nawozy te, obok mineralnych, są podstawowymi czynnikami plonotwórczymi, wywierającymi pozytywny wpływ na wzrost i rozwój roślin oraz wzbogacającymi glebę w substancję organiczną (18). W tak skomplikowanym obiegu powstają straty składników, szczególnie azotu, w systemie: gleba-roślina, których nie można uniknąć. Niewykorzystane w procesie produkcji rolniczej składniki są potencjalnym źródłem zagrożeń dla środowiska, które ujawniają się w zmianie wskaźników żyzności gleby i składu (jakości) wód. Dotyczy to głównie związków azotu i fosforu (tzw. biogenów), które mogą prowadzić do zanieczyszczania wód gruntowych i powierzchniowych (eutrofizacja), a także powietrza. Natomiast ich deficyt może prowadzić do degradacji gleb (22).

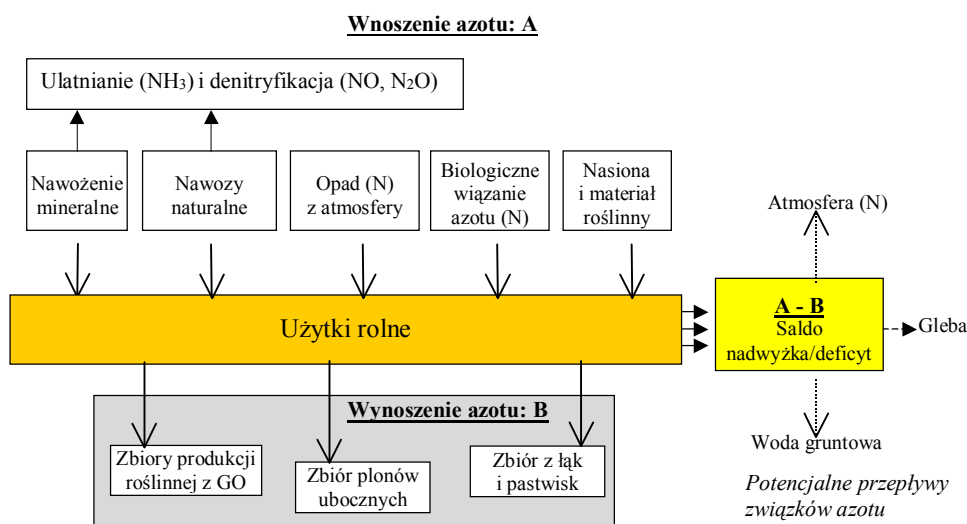
Jedną z powszechnie uznanych metod oceny strat i przepływu azotu w środowisku jest bilans tego składnika sporządzany według metody zaproponowanej przez OECD (Organizacja Współpracy Gospodarczej i Rozwoju), tzw. metody na powierzchni pola (2). Salda bilansów świadczą o poprawności zarządzania gospodarstwami w zakresie

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

gospodarowania składnikami mineralnymi i są ważnymi wskaźnikami agrosrodowiskowymi (1,13). Dla większości krajów należących do OECD bilanse azotu i fosforu, obok oceny zużycia środków ochrony roślin oraz energii, są podstawowymi wskaźnikami informującymi o wpływie rolnictwa na środowisko (21). W krajach należących do OECD od 1991 roku bilanse azotu wykonywane są obligatoryjnie. Bilanse azotu dla Polski jako członka OECD od 1996 roku są sporządzane corocznie w IUNG-PIB i dostarczane do Sekretariatu OECD. Od 2002 roku wykonywane są także bilanse azotu w układzie regionalnym dla 16 województw. Informacje i wyniki bilansu azotu otrzymują także Departament Programowania i Analiz w Ministerstwie Rolnictwa i Rozwoju Wsi (MRiRW) oraz Główny Urząd Statystyczny (GUS).

Metodyka badań

W IUNG-PIB bilans azotu dla Polski i województw wykonywany jest corocznie według metody zaaprobowanej przez OECD (23) na powierzchni pola (*soil surface nutrient balance*), od 2003 roku określany jest jako bilans azotu brutto (*gross nitrogen balances*); (22). Na podstawie bilansu azotu brutto ocenia się stopień możliwego obciążenia gleby, wody i powietrza związkami azotu (2). W wyniku sporządzonego bilansu określa się różnicę pomiędzy całkowitą ilością azotu wnoszonego i wynoszonego z pól płodozmiennych z uwzględnieniem całości użytków rolnych, a zatem systemu produkcji rolniczej (rys. 1). W bilansie azotu po stronie przychodów uwzględnia się ilości składników dopływających w formie nawozów mineralnych i naturalnych oraz opad z atmosfery i biologiczne wiązanie azotu przez bakterie symbiotyczne i wolnoży-



Rys. 1. Główne elementy bilansu azotu brutto (N) na powierzchni pola według metody OECD
Źródło: OECD: Environmental indicators for agriculture. Publications Service. Paris, France, 2006, vol. 4, chapter 3 (20).

jące, a także składniki dostarczane do gleby w materiale siewnym i innych częściach roślin. Po stronie rozchodowej bilansu uwzględnia się natomiast ilość składników w plonach głównych roślin zbieranych z gruntów ornych i użytków zielonych oraz w zbieranych z pól uprawnych plonach ubocznych. Saldo bilansu azotu brutto zawiera więc, oprócz emisji jego związków do gleby i wody, także straty gazowe w postaci amoniaku (NH_3) i tlenku azotu (N_2O) powstające w trakcie produkcji zwierzęcej oraz przy przechowywaniu i stosowaniu nawozów naturalnych, a także azotowych nawozów mineralnych. Dodatkowo saldo powinno być utożsamiane ze stratami danego składnika (niewykorzystaniem). Dłuższe utrzymywanie nadmiernie wysokiego salda dodatniego, z wyjątkiem gleb o bardzo niskiej i niskiej żyzności, jest niewskazane, gdyż oprócz zagrożeń środowiskowych wiąże się z niepotrzebnymi nakładami finansowymi wpływającymi na efektywność ekonomiczną produkcji rolnej. Natomiast ujemne saldo świadczy, że dawki nawozów są zbyt małe w stosunku do potrzeb pokarmowych roślin i w dłuższym okresie może prowadzić do degradacji gleb (5). Dotyczy to jednak głównie fosforu i potasu, gdyż w przypadku azotu (ze względu na opad atmosferyczny) jest ono zazwyczaj rzadko spotykane.

Z badań prowadzonych w IUNG-PIB, a dotyczących sporządzania bilansów składników nawozowych wynika, że pełna ocena powinna być jednak dokonywana na podstawie okresu obejmującego minimum 3 lata (14). Ogranicza się wówczas zmienność powodowaną warunkami pogodowymi. Taki okres przyjmowany jest najczęściej do porównań, zestawień w publikacjach, a także raportach sporządzanych przez OECD (22).

Bilanse azotu dla Polski oraz poszczególnych województw są sporządzane z wykorzystaniem danych statystycznych Głównego Urzędu Statystycznego (GUS) w Warszawie.

W tabeli 1 zestawiono główne elementy bilansu azotu brutto (strony przychodowej i rozchodowej).

Ilość azotu w nawozach mineralnych określona została na podstawie zużycia azotu w czystym składniku w nawozach jedno- i wieloskładnikowych oraz ich mieszaninach. Podstawowym źródłem danych są materiały GUS (7).

Tabela 1

Elementy bilansu azotu brutto

Oznaczenie	Składowe elementy bilansu azotu
$S_{\min}$	nawozy mineralne
S_{org}	nawozy naturalne (łącznie z ulatnianiem amoniaku)
N_{sym}	azot wiązany symbiotycznie
N_{atm}	azot w opadzie z atmosfery
S_{msi}	pozostałe źródła wnoszenia (materiał siewny i sadzeniaki)
S_{wvn}	pobranie azotu z plonami roślin
SNB	saldo bilansu brutto azotu (N) $\text{SNB} = S_{\text{org}} + S_{\min} + N_{\text{sym}} + N_{\text{atm}} + S_{\text{msi}} - S_{\text{wvn}}$

Źródło: Opracowanie własne.

Ilość azotu w nawozach naturalnych i ulatniającym się amoniaku obliczono na podstawie danych GUS (8), dotyczących pogłowia zwierząt w poszczególnych kategoriach (stan sztuk średnio w roku) oraz współczynników dostarczania azotu w nawozach naturalnych przez poszczególne grupy zwierząt średnio w roku (9, 19). W tabeli 2 podano aktualne współczynniki dostarczania azotu w nawozach naturalnych, skorygowane i zaakceptowane przez Sekretariat OECD. Nie uwzględniają one jednak ilości strat gazowych, dlatego też wielkość ta (ulatniającego się amoniaku, tlenków azotu) została określona na poziomie 15% ilości azotu dostarczanego w nawozach naturalnych, powiększając tym samym całkowitą pulę azotu pochodzącego ze sfery produkcji zwierzęcej. Zgodnie ze zmienioną metodyką od 2003 roku bilans ten nazywany jest bilansem azotu brutto. Metodyka wskazuje ponadto na uwzględnianie, w zależności od zakresu potrzeb i danych źródłowych, zmiany (transferów) w puli azotu zawartego w nawozach naturalnych związanych z ich eksportem lub importem (na poziomie międzynarodowym lub regionalnym).

Ilość azotu wiążanego biologicznie przez bakterie symbiotyczne oraz organizmy wolnożyjące obliczono według standardowych współczynników wiązania (11) z uwzględnieniem powierzchni uprawy roślin motylkowatych (łubin gorzki, koniczyna i lucerna oraz pozostałe strączkowe drobno- i grubonasienne). Dla łubinu, peluszkii i wyki przyjęto, że na 1 ha powierzchni tych zasiewów następuje związanie 80 kg N,

Tabela 2

Współczynniki dostarczania azotu w nawozach naturalnych różnych grup zwierząt gospodarskich
średnio w ciągu roku

Lp.	Kategorie i grupy zwierząt gospodarskich	Współczynniki nawozów naturalnych w kg N szt. śr. · rok ⁻¹
1.	Cielęta w wieku poniżej roku	18,0
2.	Młode bydło w wieku 1-2 lat	36,0
3.	JałóWKi cielne powyżej 2 lat	40,0
4.	Krowy dojne – ogółem	60,0
5.	Pozostałe bydło (buhaje)	55,0
6.	Prosięta o masie do 20 kg	2,5
7.	Warchlaki o masie od 20 kg do 50 kg	9,0
8.	Tuczniki na ubój o wadze powyżej 50 kg	12,0
9.	Knury	15,0
10.	Lochy – ogółem	14,0
11.	Owce – ogółem	8,0
12.	Kozy – ogółem	7,0
13.	Brojlery	0,43
14.	Nioski kurze	0,70
15.	Kaczki	0,70
16.	Indyki	1,50
17.	Gęsi	1,50
18.	Konie – ogółem	50,0

Źródło: Opracowanie własne.

a w uprawie koniczyny lub lucerny $120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Uprawa pozostałych roślin strączkowych (na nasiona lub na paszę) wnosi 100 kg N wiązanego symbiotycznie na ha uprawy. Są to normatywy standardowe, odnoszące się do powierzchni, a nie do wielkości uzyskiwanego plonu. Ponadto przyjęto, że na każdym ha użytkowanej rolniczo powierzchni (grunty orne, plantacje trwałe, trwałe użytki zielone) następuje związanie przez organizmy wolnożyjące 4 kg N .

Ilość azotu dostarczanego w opadzie atmosferycznym przyjęto według danych Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska (PIOŚ); (25) na poziomie $17 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ użytków rolnych w ciągu roku.

Ilość azotu wnoszonego w materiale siewnym i sadzeniakach została określona na podstawie powierzchni zasiewów głównych ziemiopłodów i średnich norm ich wysiewu (sadzenia); (tab. 3) oraz zawartości (współczynniki) azotu w materiale roślinnym. Z uwagi na niewielkie znaczenie tego elementu jest on często pomijany w bilansie, szczególnie w przypadku braku możliwości określenia ilości zużywanego materiału siewnego.

Ilość wynoszonego (odpływu) azotu obliczono według zbiorów głównych plonów roślin towarowych i pastewnych oraz łąk i pastwisk (6), a także zbieranych z pól (oszacowanych) plonów ubocznych oraz poplonów. Wielkości te zostały obliczone z wykorzystaniem współczynników standardowej zawartości składników w plonach (4, 10), skorygowanych w IUNG-PIB i zaakceptowanych przez Sekretariat OECD (tab. 4).

Tabela 3

Przeciętne normy wysiewu i sadzenia głównych roślin uprawnych w Polsce

Lp.	Uprawiana roślina lub grupa roślin	Przeciętne normy wysiewu w $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$
1.	Pszenica jara i ozima	0,240
2.	Jęczmień	0,170
3.	Kukurydza	0,070
4.	Proso	0,025
5.	Owies	0,185
6.	Żyto	0,170
7.	Pszenżyto	0,240
8.	Mieszanki zbożowe	0,210
9.	Rzepak i rzepik	0,008
10.	Inne oleiste (słonecznik)	0,013
11.	Strączkowe grubonasienne (bobik, groch)	0,255
12.	Strączkowe drobnonasienne (wyka, peluszką)	0,120
13.	Ziemniak	2,500
14.	Warzywa, burak cukrowy	0,010
15.	Nasiona z plantacji nasiennych (trawy, motylkowate)	0,015

Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 4

Współczynniki standardowej zawartości składników w plonach głównych i ubocznych roślin uprawnych w Polsce

Lp.	Uprawiana roślina, grupa roślin lub rodzaj zbioru (ziemiopłody rolne i ogrodnicze)	Współczynnik standardowej zawartości w plonach w $\text{kg N} \cdot \text{t}^{-1}$
1.	Pszenica jara – ziarno	21,0
2.	Pszenica ozima – ziarno	19,0
3.	Jęczmień – ziarno	16,0
4.	Kukurydza – ziarno	15,0
5.	Proso – ziarno	20,0
6.	Owies – ziarno	16,0
7.	Żyto – ziarno	16,0
8.	Pszenżyto – ziarno	18,0
9.	Mieszanki zbożowe – ziarno	17,0
10.	Rzepak i rzepik – nasiona	34,0
11.	Inne oleiste (słonecznik) – nasiona	28,0
12.	Strączkowe grubonasienne (bobik, groch) – nasiona	40,0
13.	Ziemniak	3,1
14.	Owoce – ogółem	2,0
15.	Warzywa – ogółem	3,0
16.	Burak cukrowy – korzenie	1,7
17.	Len – włókno	5,3
18.	Konopie – włókno	5,0
19.	Tytoń	30,0
20.	Cykoria korzeniowa	2,0
21.	Chmiel	30,0
22.	Nasiona z plantacji nasiennych (trawy, motylkowate)	20,0
23.	Burak pastewny	1,8
24.	Koniczyna i lucerna – zielonka	5,6
25.	Kukurydza – zielonka	3,7
26.	Inne rośliny pastewne na zielonkę	4,1
27.	Łąki i pastwiska – siano	20,3
28.	Liście buraków cukrowych	3,6
29.	Słoma zbóż	5,2
30.	Poplony na zielonkę	4,0

Źródło: Opracowanie własne.

Wyniki badań i dyskusja

Opracowanie obejmuje wyniki bilansów azotu brutto na poziomie regionalnym i krajowym (lata 2002–2005). Przedstawione średnie wartości liczbowe bilansu azotu (N) dla poszczególnych województw wykazują znaczne zróżnicowanie regionalne (tab. 5). Wynika ono głównie, jak twierdzą Fotyma (3) i Kopiński (16), z bardzo dużych różnic w produktywności użytków rolnych. Jednym z przejawów pogłębiającego się w ostatnich latach zróżnicowania regionalnego polskiego rolnictwa są różnice w in-

Tabela 5

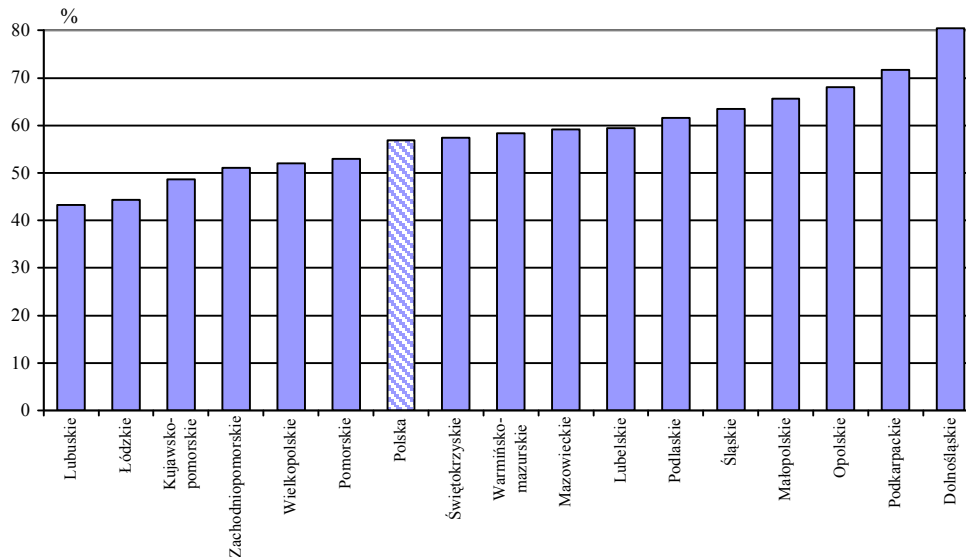
Bilansu azotu brutto dla Polski i województw (lata 2002–2005)

Województwo	Wyliczone wartości sald (nadwyżek) bilansu azotu (N)			Efektywność korzystania w kg N · t ⁻¹ · J ⁻¹ R
	wnoszenie (dopływ)	wyniesienie (odpływ)	różnica (saldo)	
Kujawsko-pomorskie	164,3	80,1	84,3	79,0
Łódzkie	146,2	64,9	81,3	73,1
Wielkopolskie	256,9	133,7	123,2	68,6
Lubuskie	51,1	22,1	29,0	59,9
Pomorskie	94,0	49,9	44,2	53,9
Zachodniopomorskie	106,1	54,2	51,9	50,7
Warmińsko-mazurskie	114,7	67,0	47,8	41,9
Podlaskie	126,0	77,6	48,4	43,9
Lubelskie	155,0	92,0	63,0	42,1
Opolskie	70,2	47,8	22,5	40,9
Świętokrzyskie	58,9	33,8	25,1	40,9
Mazowieckie	215,0	127,3	87,6	40,6
Śląskie	49,6	31,5	18,1	35,6
Małopolskie	75,6	49,7	25,9	34,5
Podkarpackie	58,8	42,2	16,6	21,7
Dolnośląskie	87,6	70,5	17,1	19,7
POLSKA	1831,4	1042,9	788,5	48,3

Źródło: Opracowanie własne.

tensywności produkcji (17), mające swoje podłoże zarówno w warunkach środowiskowych (gleby, klimat), jak i w osiągniętym poziomie techniczno-organizacyjnym rolnictwa. Efektem określonego poziomu intensywności produkcji roślinnej i zwierzęcej są przedstawione w tabeli 5 globalne wartości dopływu i odpływu oraz nadwyżki bilansowe azotu w układzie regionalnym. Podstawowym kryterium uszeregowania województw była wielkość sald azotu w odniesieniu do powierzchni ha UR.

W skali całego kraju bilans azotu brutto wykazuje saldo dodatnie rzędu ok. 48 kg N · ha⁻¹ użytków rolnych. Wyższe od średniej krajowej nadwyżki azotu notowane są w województwach kujawsko-pomorskim i łódzkim oraz w Wielkopolsce (ponad 65 kg N · ha⁻¹ UR), a także w regionach północno-zachodnich. Z kolei najmniejsze nadmiary azotu, nie przekraczające 22 kg N · ha⁻¹ UR, występują w ostatnich latach w województwach dolnośląskim i podkarpackim. Na podstawie danych zawartych w tabeli 2 i uszeregowania województw zamieszczonego na rysunku 2 można stwierdzić, że wielkość nadwyżek bilansowych azotu jest odwrotnie proporcjonalna do efektywności jego wykorzystania. W województwach o najwyższych saldach bilansu azotu efektywność wykorzystania tego składnika była bliska lub poniżej 50%, przy średniej krajowej wynoszącej w omawianym okresie ok. 57%. Wskaźnik ten plasuje Polskę nieco powyżej przeciętnej dla krajów OECD (12) oraz UE-15 (16).

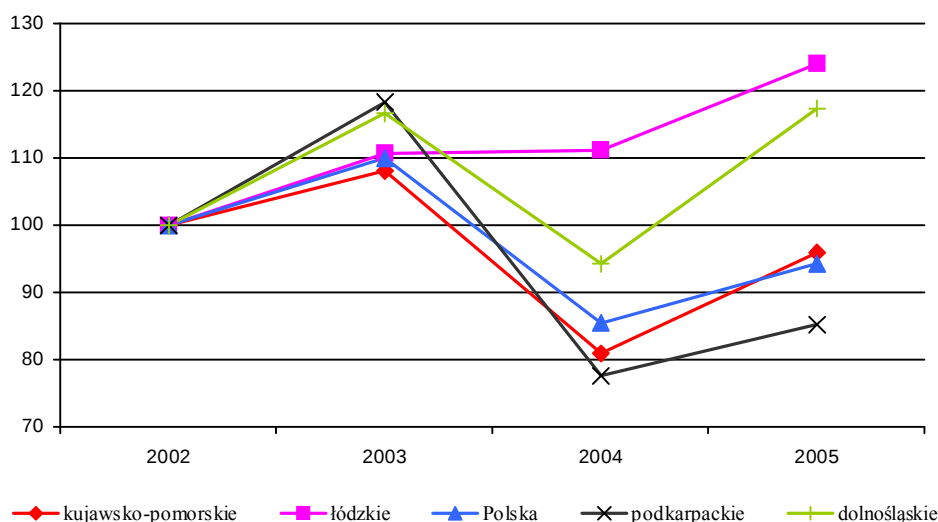


Rys. 2 Wskaźnik efektywności wykorzystania azotu (odpływ/dopływ) na podstawie bilansu brutto (średnio w latach 2002–2005)

Źródło: Opracowanie własne.

W Polsce różnicom regionalnym towarzyszy także zmienność notowanych globalnych nadwyżek bilansu azotu w poszczególnych latach, widoczna w badanym okresie. Różna jest także dynamika tych zmian, niezależnie od poziomu sald azotu (rys. 3). Wynika to głównie ze zmian w produktywności użytków rolnych, powodowanych w znacznym stopniu warunkami pogodowymi. Jednak w latach 2002–2005, a więc w okresie bezpośrednio przed i po wejściu Polski do UE, widoczny jest wzrastający trend intensywności produkcji mierzony poziomem zużycia nawozów mineralnych (13, 15). Największy przyrost zużycia azotowych nawozów mineralnych, w badanym okresie, miał miejsce w województwach: łódzkim, lubelskim, śląskim, dolnośląskim i małopolskim (rys. 4). Natomiast w województwach kujawsko-pomorskim i pomorskim nastąpiło ograniczenie zużycia azotu w nawozach mineralnych o więcej niż 5%. Wahaniami uległa także pula azotu dostarczana w nawozach naturalnych, przy zaznaczającym się lekko malejącym trendzie. Wynika to głównie ze zmian w liczebności i strukturze inwentarza żywego. W większości województw, poza wielkopolskim, mazowieckim i podlaskim, wystąpił spadek ilości azotu powstającego w trakcie produkcji zwierzęcej (w tym głównie dostępnego w nawozów naturalnych). Najbardziej znaczący spadek, bo ponad 13%, wystąpił w województwach: śląskim, dolnośląskim, zachodniopomorskim i podkarpackim (rys. 4).

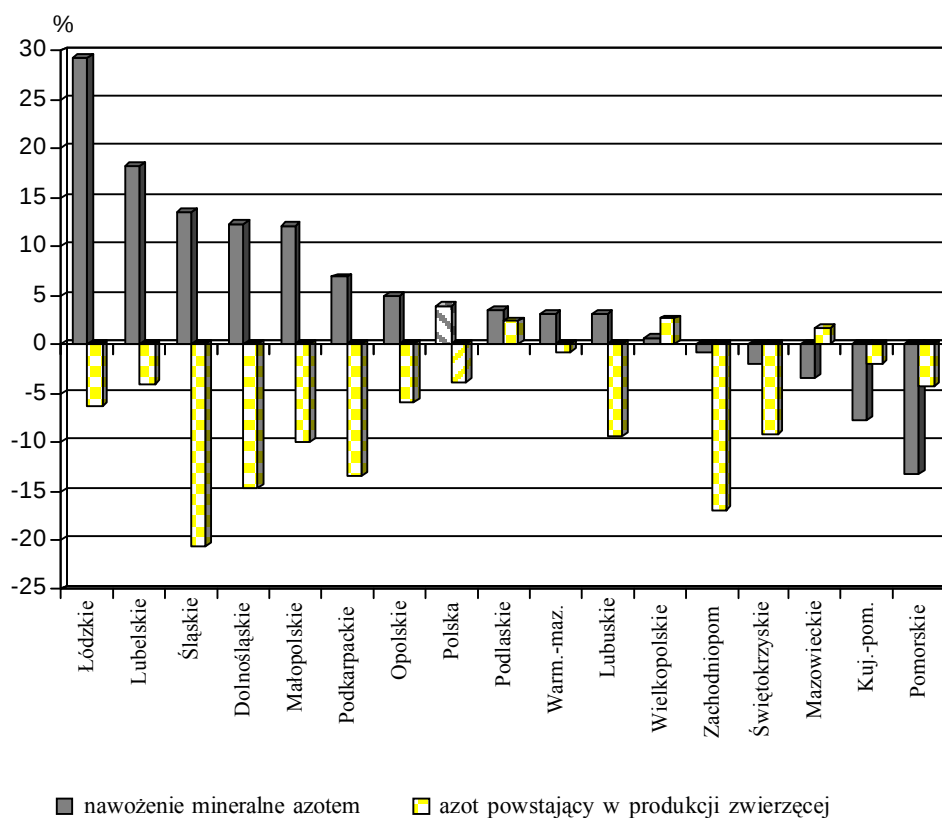
Nawożenie mineralne i naturalne są podstawowymi źródłami dopływu azotu w systemie produkcji rolniczej. Te dwa źródła stanowią ok. 75% przychodowej strony bilansu azotu brutto. Poziom i efektywność ich wykorzystania w produkcji roślinnej



Rys 3. Indeks trendu zmian nadwyżek globalnych bilansu azotu brutto dla Polski i wybranych województw w latach 2002–2005 (indeks 2002 = 100)

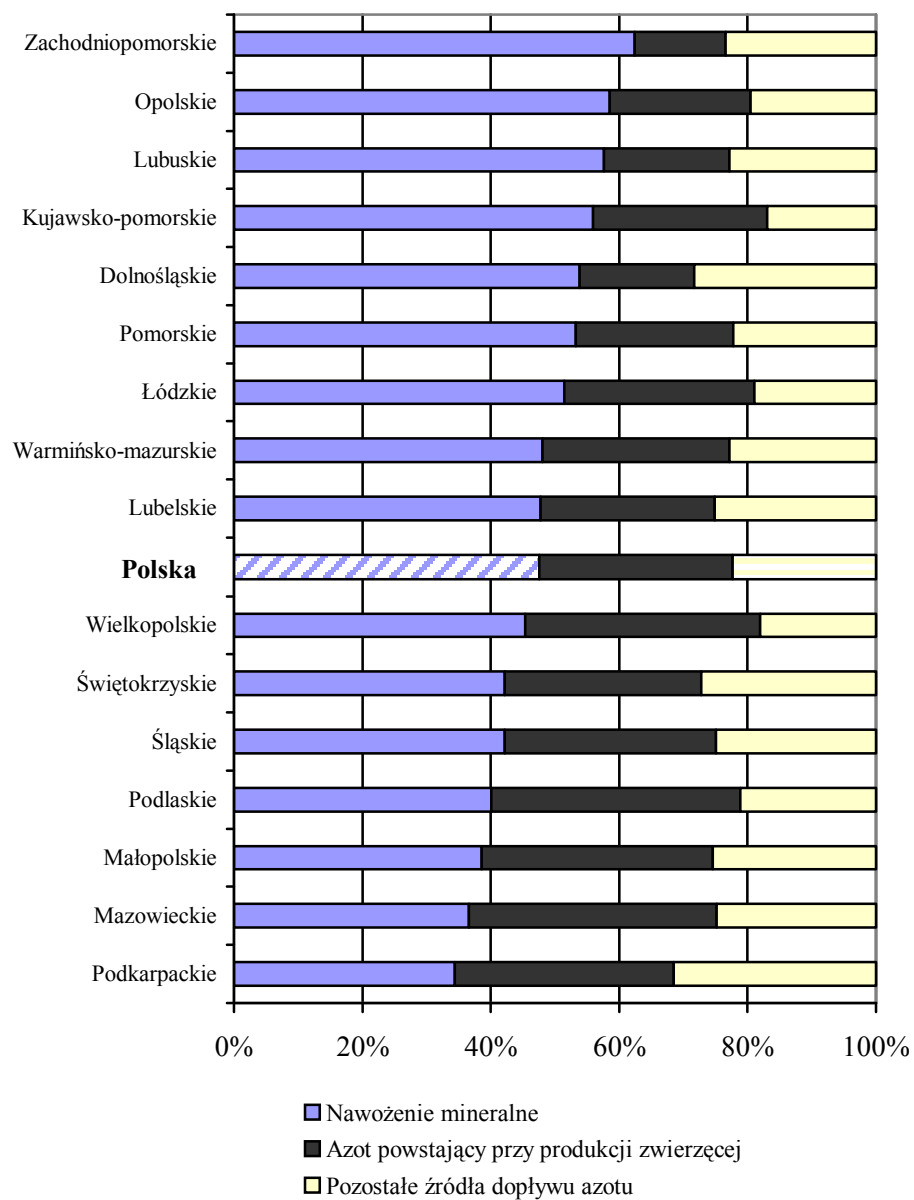
Źródło: Opracowanie własne.

mają decydujący wpływ na wyniki bilansu tego składnika. W województwach z intensywną produkcją roślinną najważniejszą pozycję w strukturze dostarczania azotu do gleb użytkowanych rolniczo stanowi nawożenie mineralne (ponad 50%); (rys. 5). Należą tu głównie województwa należące do regionów Pomorza i Mazur oraz Wielkopolski i Śląska, według podziału przyjętego przez Instytut Ekonomiki i Gospodarki Żywnościowej – Państwowy Instytut Badawczy (IERiGŻ-PIB) na potrzeby Sieci Danych Rachunkowych (FADN) i wyliczenia standardowych nadwyżek bezpośrednich (SGM); (24). Najbardziej zrównoważona wewnętrznie struktura wnoszenia azotu występuje w województwach: małopolskim, mazowieckim i podkarpackim. W tym ostatnim udział azotu wnoszonego w opadzie atmosferycznym, wiązanego biologicznie przez bakterie i mikroorganizmy wolnożyjące, a także azotu zawartego w materiale siewnym i sadzeniowym przekraczał ponad 30% łącznego dopływu tego składnika.



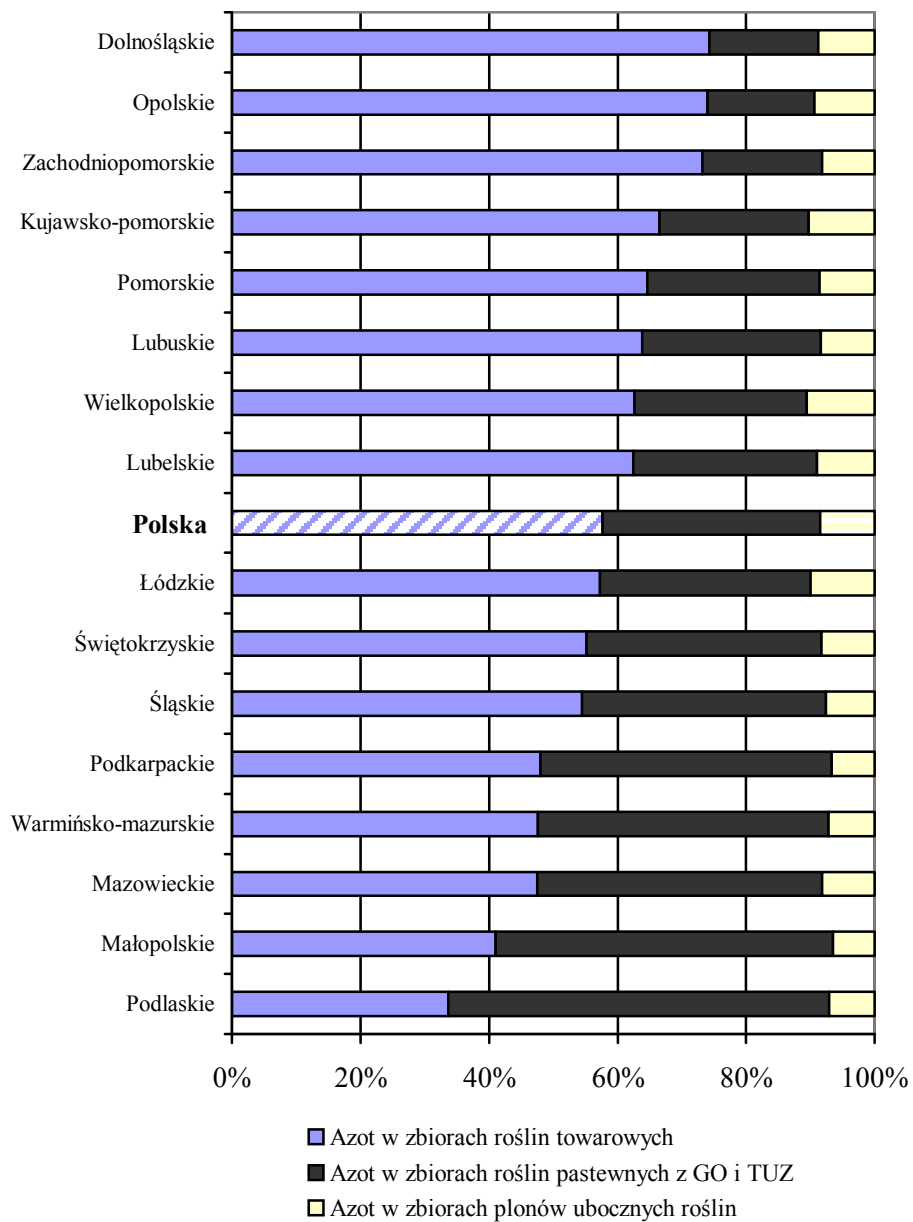
Rys 4. Zmiany w puli azotu w nawozach mineralnych i powstającego w trakcie produkcji zwierzęcej pomiędzy latami 2002 i 2005, według bilansu azotu brutto

Źródło: Opracowanie własne.



Rys 5. Udział głównych źródeł wnoszenia (dopływu) azotu w przychodowej stronie bilansu azotu brutto dla Polski i województw (średnio w latach 2002–2005)

Źródło: Opracowanie własne.



Rys 6. Udział głównych źródeł wynoszenia (odpływu) azotu w rozchodowej stronie bilansu azotu brutto dla Polski i województw (średnio w latach 2002–2005)

Źródło: Opracowanie własne.

W Polsce większość (ok. 60%) azotu wynosi się w zbiorach roślin towarowych, podczas gdy na ogół w krajach należących do OECD dominującą pozycję w strukturalnym wynoszeniu azotu zajmuje zbiór z plonami roślin pastewnych na gruntach ornych oraz z łąk i pastwisk (13). Czołowymi województwami, w których dominuje odpływ azotu w plonach głównych roślin towarowych są: dolnośląskie, opolskie, zachodniopomorskie i kujawsko-pomorskie (rys. 6). W województwach tych stosunkowo najwięcej azotu dostarczane jest na pola uprawne w postaci nawozów mineralnych. Z kolei w województwach, w których duże znaczenie ma produkcja zwierzęca (zwłaszcza przeżuwacze) głównym źródłem odpływu azotu są zbiory roślin pastewnych z gruntów ornych (GO) i trwałych użytków zielonych (TUZ). Należą tu województwa: podlaskie, małopolskie i mazowieckie. W ciągu ostatnich lat nastąpiło pogłębienie różnic regionalnych pod względem kształtu struktury wynoszenia azotu. Początek zmian miał miejsce w 1990 roku, po którym nastąpiły przemiany gospodarczo-ustrojowe. Obecnie, w warunkach nasilającej się konkurencji, w wielu gałęziach produkcji rolniczej (głównie zwierzęcej) coraz bardziej widoczne są silnie zachodzące procesy specjalizacji i koncentracji produkcji (26).

Podsumowanie

Bilans azotu, jako jeden z wielu wskaźników agrośrodowiskowych, jest bardzo ważnym źródłem informacji o oddziaływaniu rolnictwa na kształtowanie się warunków środowiska. Staje się on także niezbędnym elementem przy podejmowaniu właściwych decyzji produkcyjnych w rolnictwie, również w kontekście programów rolno-środowiskowych. Bilans azotu dotyczy wszystkich poziomów rolnictwa, począwszy od pojedynczego pola uprawnego poprzez gospodarstwo, aż do zlewni, regionów, a także całych krajów. Jednolita metodyka bilansu umożliwia dokonywanie porównań i oceny skutków produkcyjno-środowiskowych działalności rolniczej na różnych poziomach gospodarowania.

Polska należy do grona krajów OECD wykazujących dość niskie saldo azotu (13), przy niezbyt wysokiej efektywności wykorzystania tego składnika. Powyższa analiza wskazuje na znaczne zróżnicowanie regionalne bilansu azotu w Polsce. Wpływają na to, obok uwarunkowań przyrodniczych, głównie zaniedbania organizacyjne. Dotyczy to stanu agrochemicznego gleb (zakwaszenie) oraz racjonalnego stosowania nawozów mineralnych, z wykorzystaniem posiadanych zasobów nawozów naturalnych.

Wnioski

1. Saldo bilansu azotu brutto (N) dla Polski z lat 2002–2005 wynosiło średnio ok. 48 kg N · ha⁻¹ UR, ze wskaźnikiem efektywności jego wykorzystania rzędu 57%.
2. Największe nadwyżki bilansowe tego składnika w Polsce (ponad 50 kg N · ha⁻¹) stwierdzono w regionach północno-zachodnich, a szczególnie w województwach kujawsko-pomorskim, łódzkim i wielkopolskim.

3. Najmniejsze saldo azotu, nie przekraczające $34 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ UR, występuje w ostatnich latach w województwach dolnośląskim i podkarpackim, wyróżniających się jednocześnie bardzo wysoką efektywnością wykorzystania tego składnika.

4. W większości województw z intensywną produkcją roślinną najważniejszą pozycję w przychodowej stronie bilansu stanowi azot wnoszony w nawozach mineralnych, a po stronie rozchodów azot wynoszony w zbiorach głównych roślin uprawnych.

5. W województwach z produkcją roślinną podporządkowaną potrzebom towarowej produkcji zwierzęcej (chów bydła) dominującym źródłem odpływu azotu jest zbiór roślin pastewnych z gruntów ornych i trwałych użytków zielonych.

6. Bilans azotu, jako jeden z wielu wskaźników agrośrodowiskowych, stanowi bardzo ważne źródło informacji o oddziaływaniu rolnictwa na kształtowanie się warunków (jakości) środowiska.

Literatura

1. F a b e r A.: Wskaźniki proponowane do badań równowagi rozwoju rolnictwa. *Fragm. Agronom.*, 2001, **1(69)**: 31-44.
2. F o t y m a M., I g r a s J., K o p i ń s k i J., G ł o w a c k i M.: Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. *Pam. Puł.*, 2000, **120/I**: 91-99.
3. F o t y m a M., M a ć k o w i a k C z.: Program dostosowania koncepcji oraz technik i technologii nawożenia mineralnego oraz organicznego do wymogów ochrony środowiska. MRiGŻ, NFO-ŚiGW, Warszawa, 1998, 154-162.
4. F o t y m a M., M e r c i k S.: *Chemia rolna*. PWN Warszawa, 1995.
5. G o s e k S.: Wapnowanie i nawożenie mineralne a żyzność gleby i plony roślin. *Biul. Inf. IUNG*, 1997, **5**: 6-7.
6. GUS: *Produkcja upraw rolnych i ogrodnich*. GUS, Warszawa, 2002–2006.
7. GUS: *Środki produkcji w rolnictwie*. GUS, Warszawa, 2002–2006.
8. GUS: *Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich*. GUS, Warszawa, 2002–2006.
9. J a d e z y s z y n T., M a ć k o w i a k C z., K o p i ń s k i J.: Model SFOM narzędziem symulowania ilości i jakości nawozów organicznych. *Pam. Puł.*, 2000, **120/I**: 169-177.
10. K a r k l i n s A.: Model for the calculation of nutrient offtake by crop: „offtake” model. *Fertilizers and Fertilization*, 2001, **1(6)**: 63-74.
11. K e r s c h b e r g e r M., F r a n k e G., H e s s H.: *Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach Düngeverordnung*. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena, 1997, 74.
12. K o p i ń s k i J.: Bilans azotu (N) brutto w rolnictwie Polski na tle krajów należących do OECD. *Nawozy i Nawożenie*, 2006, **1(26)**: 112- 122.
13. K o p i ń s k i J.: Bilans azotu na powierzchni pola jako wskaźnik zmian intensywności produkcji rolnej w Polsce. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2007, **4**: 11-21.
14. K o p i ń s k i J.: Porównanie grup gospodarstw rolnych o różnych kierunkach produkcji w aspekcie rozwoju zrównoważonego. *Zesz. Nauk. AR Wrocław, Rol.*, 2006, **540(87)**: 235-240.
15. K o p i ń s k i J.: Zróżnicowanie nawożenia jako miara intensywności produkcji roślinnej w regionach. *Wiś Jutra*, 2006, **6(95)**: 15-17.
16. K o p i ń s k i J., F o t y m a M.: Bilans azotu w krajach Unii Europejskiej na podstawie danych OECD. *Pam. Puł.*, 2001, **124**: 255-262.
17. K u ś J., J o ń c z y k K., K a m i ń s k a M.: Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w latach 1988–1998. *Systemy informacji i wspierania decyzji w rolnictwie*. *Pam. Puł.*, 2001, **124**: 263-272.

18. Maćkowiak Cz.: Bilans substancji organicznej w glebach Polski. Biul. Inf. IUNG, 1997, **5**: 4-5.
19. Maćkowiak Cz., Żurek J., Kopiński J.: Polskie standardy nawozów organicznych - opracowanie modelowe. Synteza. Polish Standard Figures for Animal Manure. Agreement between the Institute of Soil and Plant Cultivation Puławy and the Danish Agricultural Advisory Centre, Skejby. Puławy, 1996.
20. OECD: Environmental indicators for agriculture. OECD Publication Service, Paris, 2006, **vol. 4**, Chapter 3.
21. OECD: Environmental indicators for agriculture: Table of contents. Agriculture Directorate, Paris, **vol. 4** (forthcoming 2007).
22. OECD: Gross nitrogen balances. Handbook. OECD Secretariat, Paris, 2004, **the 2nd draft**. <http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/aeiquest.nsf>
23. OECD: National soil surface nutrient balances: explanatory notes to interpret the data sheets. OECD Secretariat, Paris, 1999.
24. Skarżyńska A., Goraj L., Ziętek I.: Metodologia SGM „2002” dla typologii gospodarstw rolnych w Polsce. IERiGŻ-PIB, Warszawa, 2005, **4**.
25. Szponar L., Pawlik-Dobrowolski J., Domagała R., Twardy S., Traczek I.: Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. Aneks - Nadmiar azotu w rolnictwie zagrożeniem zdrowia człowieka. Prace IŻŻ, Warszawa, 1996, **80**: 10-27.
26. Ziętara W.: Kierunki i możliwości rozwoju gospodarstw mlecznych i trzodowych w Polsce. Rocz. Nauk. SERiA, 2005, **7(1)**: 300-305.

Adres do korespondencji:

dr Jerzy Kopiński
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG - PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel.: (081) 886 34 21, w. 359
e-mail: jkop@iung.pulawy.pl

Arkadiusz Tujaka

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

KRAJOWY BILANS FOSFORU W UJĘCIU REGIONALNYM*

Wstęp

Zawartość fosforu w glebach mineralnych waha się w granicach od 0,009 do 0,15%. Fosfor jest podstawowym składnikiem odżywczym niezbędnym do wzrostu i rozwoju roślin i zwierząt. Jego rola jako czynnika niezbędnego do osiągnięcia opłacalnego plonu roślin uprawnych i produkcji zwierzęcej, jak i zaspokajającego globalne potrzeby żywieniowe została dość dobrze rozpoznana (2, 3, 5, 7).

Jedną z przyczyn wzmożonego procesu powierzchniowego spływu fosforu z pól uprawnych do wód są nadmiary tego składnika wprowadzane do gleb w nawozach, które przekraczają potrzeby pokarmowe roślin i w konsekwencji prowadzą do przyspieszenia procesu eutrofizacji (14, 15). Proces niekontrolowanego zrzuć nadmiernych ilości fosforu jest szczególnie istotny i niebezpieczny jeżeli pochodzi on ze źródeł rolniczych. Specjalizacja produkcji roślinnej i zwierzęcej może powodować regionalny brak równowagi w dopływie fosforu z nawozami i paszą oraz odpływie składnika z plonami roślin i produktami zwierzęcymi. Rolnicze bilanse składników mineralnych stosuje się jako niezwykle cenne narzędzie do określania m.in. zrównoważonego gospodarowania składnikami w obrębie pola uprawnego czy gospodarstwa, jak również stanowią krajowe i regionalne wskaźniki do monitorowania trendów zużycia nawozów i ich wpływu na środowisko (6, 8, 9, 12, 13).

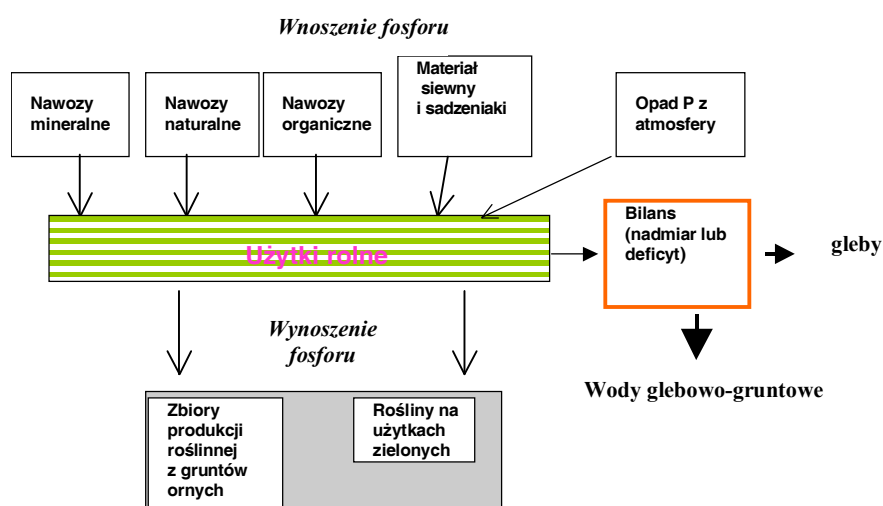
Obecnie głównym zadaniem naukowców, doradców i specjalistów z dziedziny rolnictwa jest zdefiniowanie limitów zawartości fosforu w glebach, które są optymalne dla wzrostu roślin i bezpieczne jednocześnie dla środowiska (1). Wykorzystanie fosforu w polskiej produkcji rolniczej będzie potrzebowało nowych, zrównoważonych rozwiązań doradczych. Niezbędnym narzędziem do ich opracowania jest bilans fosforu przygotowywany na różnych poziomach organizacji rolnictwa, tj. pola uprawianego, gospodarstwa, regionu i kraju.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

Metodyka

Do sporządzania bilansu fosforu w rolnictwie polskim na poziomie krajowym i regionalnym została wykorzystana (opracowana przez OECD i zaadaptowana w IUNG) metoda na powierzchni pola (soil surface nutrient balance). Metoda służy ocenie stopnia obciążenia gleby składnikami mineralnymi. W celu zachowania równowagi ekosystemów konieczna jest optymalizacja wykorzystania składników pokarmowych w gospodarstwie, co oznacza kontrolę ich dopływu i odpływu. Po stronie przychodów uwzględnia się ilość składników wnoszonych w nawozach naturalnych, organicznych i mineralnych oraz w opadzie z atmosfery. Po stronie rozchodów występują natomiast ich ilości odprowadzane z pola z plonami uprawianych roślin (rys. 1). Dodatnie saldo powinno być utożsamiane z kumulacją w glebie (wzrost zasobności) lub ze stratami danego składnika (niewykorzystaniem), tj. w dłuższej perspektywie może prowadzić do nieefektywnej ekonomicznie produkcji rolniczej oraz zagrożeń środowiskowych związanych z przemieszczaniem fosforu do wód gruntowych. Ujemny bilans wskazuje natomiast na zbyt małe dawki nawozów w relacji do potrzeb pokarmowych roślin, co może z kolei doprowadzić do zmniejszenia zawartości przyswajalnych form fosforu i degradacji gleb. Bilanse fosforu dla kraju i województw są sporządzane z wykorzystaniem danych statystycznych Głównego Urzędu Statystycznego (GUS) w Warszawie.

Sporządzanie rocznych bilansów fosforu jest obligatoryjne dla krajów członkowskich OECD, do grupy których Polska należy od 1996 r. Krajowy i regionalny bilans



Rys. 1. Główne elementy bilansu brutto fosforu na powierzchni pola według metody OECD
Źródło: OECD, 2005 i 2006 (11, 12).

fosforu przedstawiono dla lat 2002–2005 (tab. 1). Dane dotyczące ilości fosforu wnoszonego w nawozach mineralnych pochodzą bezpośrednio z opracowań statystycznych GUS (Środki produkcji w rolnictwie), natomiast do obliczenia ilości fosforu w nawozach naturalnych posłużyły inne dane GUS (Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich) oraz współczynniki dostarczania fosforu w nawozach naturalnych przez poszczególne grupy zwierząt średnio w roku. Ilość fosforu wnoszonego w materiale siewnym została określona na podstawie informacji dotyczącej powierzchni zasiewów głównych roślin uprawnych oraz średnich norm ich wysiewu (sadzenia) z uwzględnieniem (współczynnika) zawartości fosforu w materiale nasiennym. Ilość fosforu dostarczanego w opadzie atmosferycznym przyjęto według szacunku OECD, średnio dla krajów UE na poziomie $0,22 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ użytków rolnych w ciągu roku dla kraju i poszczególnych regionów Polski (11). Pobranie fosforu, a więc jego ilość wynoszona z plonem roślin jest obliczona oddzielnie, według zbiorów plonów roślin towarowych i roślin pastewnych oraz łąk i pastwisk, a także zbieranych plonów ubocznych i poplonów. Wielkości te zostały obliczone z uwzględnieniem współczynników standardowej zawartości fosforu w plonach (4).

Podstawą oceny zróżnicowania regionalnego stanu zasobności gleb w przyswajalne formy fosforu w Polsce były wyniki badań agrochemicznych (około 2 mln próbek gleb użytków rolnych na powierzchni ponad 4 mln ha UR) przeprowadzonych przez 17 Okręgowych Stacji Chemiczno-Rolniczych w latach 2000–2004. Zawartość fosforu określono metodą Egnera-Riehma (ekstrakcja mleczanem wapnia).

Omówienie wyników

Przedstawione w tabeli 1 średnie wartości liczbowe elementów bilansu fosforu (dla lat 2002–2005) wskazują na zróżnicowanie w województwach. Jednakże saldo bilansu fosforu dla poszczególnych województw i kraju nie wskazują na potencjalne zagrożenie dla środowiska glebowego oraz wód. Jedynie bilanse w województwach opolskim i dolnośląskim wskazują na deficytowe saldo składnika, odpowiednio $-1,1$ i $-2,3 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}\text{UR}$. Województwa te charakteryzują się bardzo korzystnymi warunkami glebowo-klimatycznymi do osiągania wysokiej produkcji roślinnej. Województwo dolnośląskie odznacza się najniższym w kraju poziomem intensywności organizacji produkcji zwierzęcej, wskazującym na niedostateczny dopływ substancji organicznej do gleb i dużym wynoszeniem składników w zbiorach roślin. Ujemne saldo fosforu stwierdzone w województwie opolskim wynika głównie z wysokiej produktywności ziemi, której wskaźnikiem jest wysoki poziom plonów roślin.

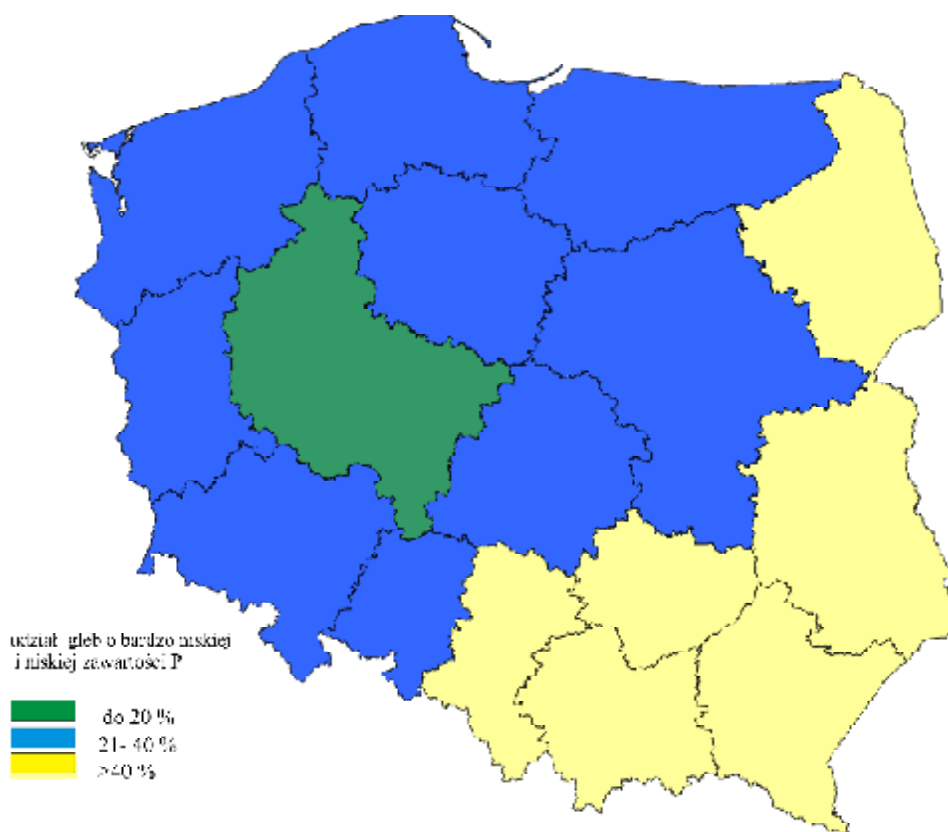
Obniżanie zawartości w glebie przyswajalnych form fosforu w tych regionach, spowodowane ujemnym bilansem składnika może w dłuższej perspektywie spowodować poważne ryzyko degradacji gleby.

Większość województw wykazuje jednak dodatni bilans fosforu w przedziale od $0,4$ w województwie wielkopolskim do $5,9 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}\text{UR}$ w pomorskim (tab. 1). Małe nadwyżki czy niedobory fosforu oznaczają, że tylko niewielkie ilości tego składnika są akumulowane w glebach zwiększając ich żyzność (3). Nadwyżki są niezbędne, szcze-

gólnie w województwach o niskiej i bardzo niskiej zawartości fosforu przyswajalnego w glebach, tj. w podkarpackim, podlaskim, śląskim i świętokrzyskim.

Niewielkie nadwyżki fosforu mogłyby być uznane za zadowalające, gdyby gleby Polski były równomiernie dobrze zaopatrzone w przyswajalny P. Niestety, wyniki badań przeprowadzonych przez OSChR (tab. 1, rys. 2) wskazują, że około 36% powierzchni gleb uprawnych Polski ma wysoką i bardzo wysoką zasobność w fosfor; 26% gleb jest średnio zasobna, a 38% wykazuje zbyt niską zasobność (10).

Najwięcej gleb o zawartości wysokiej i bardzo wysokiej w fosfor przyswajalny występuje w województwach wielkopolskim (54% UR), kujawsko-pomorskim (51%), opolskim (45%) i pomorskim (44%). W województwach tych gospodarka fosforem powinna być w większym stopniu podporządkowana wymaganiom ochrony środowiska, a nie jak dotychczas zwiększaniu żyzności gleby i zapewnieniu dużych plonów roślin. W strategii fosforowej powinien być uwzględniony fakt, że najwyższe dawki nawozów są aplikowane w regionach o znacznym udziale gleb bogatych w fosfor dostępny dla roślin i odwrotnie.



Rys. 2. Udział gleb Polski o bardzo niskiej i niskiej zasobności w fosfor przyswajalny (średnio z lat 2000–2004)

Źródło: Lipiński W., 2005 (10).

Tabela 1

Krajowy i regionalny bilans fosforu (średnio dla lat 2002–2005)

Województwo	Elementy bilansu fosforu (kg P · ha ⁻¹)						% Pn*
	P _{min}	P _{org}	P _{msi}	P _{atm}	P _{wyn}	P _{bil}	
Dolnośląskie	8,5	3,3	0,4	0,2	14,7	-2,3	33
Kujawsko-pomorskie	8,1	9,9	0,5	0,2	16,6	2,2	25
Lubelskie	12,2	8,3	0,7	0,3	19,0	1,7	43
Lubuskie	4,9	2,2	0,2	0,1	5,0	4,6	24
Łódzkie	7,9	8,3	0,5	0,2	14,3	2,5	40
Małopolskie	6,4	4,8	0,3	0,2	9,9	2,4	54
Mazowieckie	15,9	15,7	0,9	0,5	26,4	3,1	33
Opolskie	5,6	3,4	0,3	0,1	10,0	-1,1	28
Podkarpackie	5,6	3,6	0,3	0,2	7,9	2,5	54
Podlaskie	8,2	8,4	0,4	0,2	15,4	1,8	51
Pomorskie	8,5	5,0	0,4	0,2	9,3	5,9	26
Śląskie	4,6	3,1	0,2	0,1	6,4	3,3	47
Świętokrzyskie	4,8	3,3	0,2	0,1	7,1	2,3	56
Warmińsko-mazurskie	5,8	6,7	0,4	0,2	11,3	1,9	38
Wielkopolskie	14,5	22,7	0,9	0,4	29,1	5,3	19
Zachodniopomorskie	7,7	2,9	0,4	0,2	10,8	0,4	34
POLSKA	8,1	7,0	0,4	0,2	13,3	2,5	38

* % Pn – udział gleb o niskiej bardzo niskiej zawartości przyswajalnego fosforu w glebach (%)

P_{min} – fosfor wnoszony z nawozami mineralnymiP_{org} – fosfor wnoszony z nawozami organicznymiP_{msi} – fosfor wnoszony z materiałem siewnym i sadzeniakamiP_{atm} – fosfor wnoszony opadzie z atmosferyP_{wyn} – fosfor wynoszony z plonami roślinP_{bil} – saldo bilansowe fosforu tj. $P_{bil} = P_{min} + P_{org} + P_{msi} + P_{atm} - P_{wyn}$

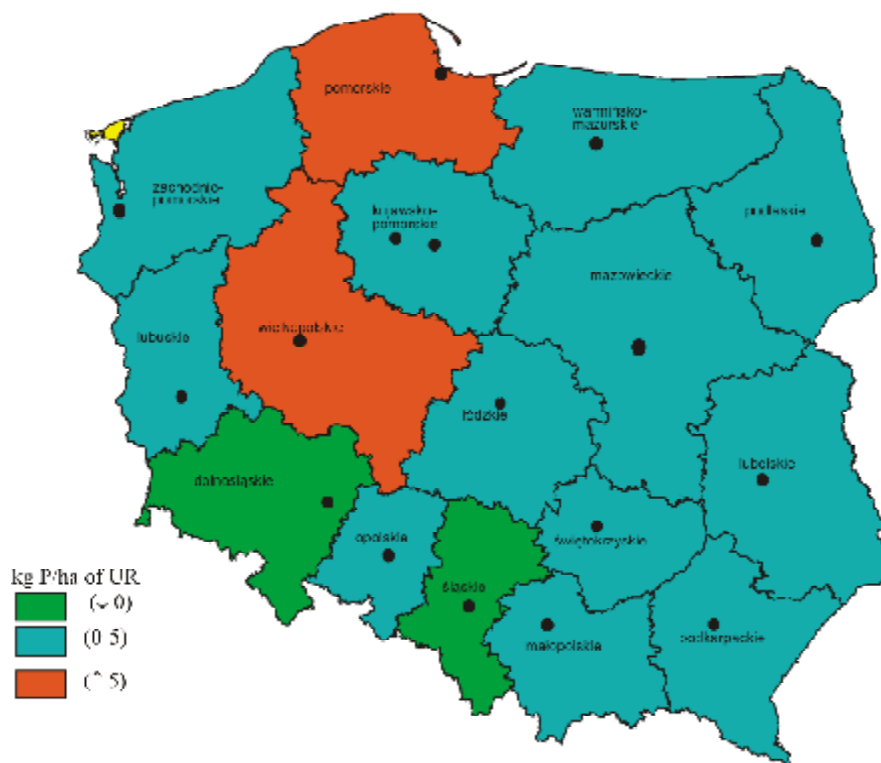
Źródło: Opracowanie własne.

I g r a s i K o p i ń s k i (8) podają, że zróżnicowany regionalnie poziom intensywności produkcji roślinnej i zwierzęcej wpływa na wyniki sald bilansu fosforu niezależnie od stanu zasobności gleb w te składniki.

Podsumowanie

Bilans fosforu średnio dla kraju obliczony metodą na powierzchni pola jest nieco nadwyżkowy, co wskazuje na brak bezpośredniego zagrożenia dla środowiska przyrodniczego. Regionalne zróżnicowanie bilansu fosforu w Polsce waha się od -2,3 do 5,9 kg P · ha⁻¹UR. Najwyższe dodatnie saldo fosforu stwierdzono w województwach pomorskim i wielkopolskim, było to głównie efektem stosowania dużych dawek nawozów fosforowych. Najniższe ujemne salda bilansu fosforu wystąpiły w województwach dolnośląskim i opolskim.

Na podstawie powyższych wyników badań nie można jednoznacznie stwierdzić zagrożenia dla wód powierzchniowych i gruntowych. Jednak w przyszłości najważ-



Rys. 3. Bilans fosforu w poszczególnych regionach Polski (średnio z lat 2002–2005)

Źródło: Opracowanie własne.

niejszymi rozwiązaniami środowiskowych problemów w aspekcie gospodarki nawozowej kraju i regionów Polski będzie zbilansowanie i utrzymywanie na bezpiecznym poziomie salda przychodów i rozchodów składników pokarmowych w glebie. Będzie to jedno z głównych wyzwań, ponieważ występujące trendy większej specjalizacji i intensyfikacji rolnictwa, szczególnie w bardziej rozwiniętych rejonach Polski (zachodniej i północnej), generalnie powodują stopniowo rosnące nadwyżki bilansu składników, w tym fosforu. Istnieje wiele opcji w minimalizowaniu bezpośredniego wpływu braku równowagi składników pokarmowych na środowisko przyrodnicze. Stosowanie kombinacji różnych rozwiązań będzie wymagane w celu osiągnięcia postępu w ochronie środowiska rolniczego. W województwach dolnośląskim i opolskim, z ujemnym bilansem fosforu, zadaniem głównym będzie dostarczanie tego składnika z nawozami i efektywne wykorzystanie w produkcji roślinnej. Z punktu widzenia ekologii mniejsze zużycie fosforu jest korzystne, ale pod warunkiem zachowania żyzności gleb.

Literatura

1. Blake L., Johnston A.E., Poulton P.R., Goulding K.W.T.: Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant and Soil*, 2003, **254**: 245-261.
2. C z u b a R.: Fosfor we współczesnych krajowych systemach nawożenia. *Prace Nauk. AE Wrocław*, 2001, **88**: 144-150.
3. F o t y m a M.: Zapotrzebowanie rolnictwa polskiego na nawozy. W: Stan i perspektywy rynku nawozów mineralnych i produkcji rolnej w Polsce. IUNG Puławy, 1999, 87-104.
4. F o t y m a M., M e r c i k S.: *Chemia rolna*. PWN Warszawa, 1995.
5. F o t y m a M.: Zrównoważona gospodarka fosforem w rolnictwie polskim. *Nawozy i Nawożenie*, 2003, **4**: 160-172.
6. H a l b e r g N.: Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 1999, **76**: 17-30.
7. H e d l e y M.J., S h a r p l e y A.: Strategies for global nutrient cycling. In: L. Currie (ed.) *Long-term nutrient needs for New Zealand's primary industries: Global supply, production requirements, and environmental constraints*. The Fertilizer and Lime Research Centre, Massey University, Palmerston North, New Zealand, 1998, 70-95.
8. I g r a s J., K o p i ń s k i J.: Regionalne zróżnicowanie bilansu składników pokarmowych w rolnictwie polskim. *Pam. Puł.*, 2001, **12**: 187-195.
9. K o p i ń s k i J.: Regionalne zróżnicowanie bilansu azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim w latach 1999–2003. *Nawozy i Nawożenie*, 2005, **2**: 84-96.
10. L i p i ń s k i W.: Zasobność gleb Polski w fosfor przyswajalny. *Nawozy i Nawożenie*, 2005, **2**: 49-54.
11. OECD: *OECD phosphorus balance handbook*, forthcoming, jointly published with Eurostat. Paris, France, 2005.
12. OECD.: *Environmental indicators for agriculture*. Paris, 2006, vol. **4**.
13. P a r r i s K.: Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. *Environ. Pollut.*, 1998, **102**: 219-225.
14. S a p e k A., S a p e k B.: Obieg i bilans fosforu w łańcuchu pokarmowym człowieka w Polsce. *Nawozy i Nawożenie*, 2002, **4**: 105-123.
15. S h a r p l e y A., F o y B., W i t h e r s P.: Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: an overview. *J. Environ. Quality*, 2000, **29**(1): 1-10.

Adres do korespondencji :

dr Arkadiusz Tujaka
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
e-mail: atujaka@iung.pulawy.pl

Beata Feledyn-Szewczyk

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

OPIS MODELU RISE DO OCENY STOPNIA ZRÓWNOWAŻENIA GOSPODARSTW*

Wstęp

Model RISE (the **R**esponse-**I**nducing **S**ustainability **E**valuation) jest narzędziem (programem komputerowym) do prostej, a zarazem całościowej oceny stopnia zrównoważenia produkcji rolniczej w gospodarstwie i optymalizacji poszczególnych działań. Pozwala na oszacowanie stopnia zrównoważenia gospodarstwa w aspekcie ekologicznym, ekonomicznym i społecznym oraz daje możliwość zaproponowania działań naprawczych. Celem modelu RISE jest nie tylko diagnoza sytuacji, ale także zapoczątkowanie zmian w kierunku bardziej zrównoważonej produkcji rolniczej. Program przeznaczony jest dla rolników, ale może być też narzędziem oceny dla lokalnej administracji, odpowiedzialnej za identyfikację trendów w rozwoju gospodarstw oraz ocenę potencjalnego ryzyka produkcji w różnorodnych aspektach (1-3).

Z przeglądu literatury wynika, że istnieją różne metody oceny stopnia zrównoważenia produkcji rolniczej na poziomie globalnym, w skali krajów i regionów (np. OECD 1997, 1999) oraz pewne standardy (ISO 14040, EurepGAP, rolnictwa ekologicznego itp.); (5, 6). Jednakże bardzo niewiele metod umożliwia ocenę na poziomie gospodarstwa, którą zapewnia właśnie model RISE. Większość istniejących metod uwzględnia tylko wybrane, specyficzne aspekty rozwoju zrównoważonego. Ponadto są one kosztowne i złożone, co czyni je nieprzydatnymi dla mniejszych gospodarstw i małych producentów rolnych. Większość analiz prezentuje wymagania, ale nie pokazuje możliwości poprawy istniejącego stanu.

Celem opracowania był opis modelu RISE, z uwzględnieniem sposobu pozyskiwania danych wyjściowych, metodyki oraz zastosowania modelu jako narzędzia oceny i poprawy stopnia zrównoważenia gospodarstwa.

Ogólna charakterystyka modelu RISE

Model RISE jest narzędziem do wielostronnej oceny stopnia zrównoważenia gospodarstw rolniczych, uwzględniającej aspekty ekologiczne, ekonomiczne i społeczne.

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

Został stworzony przez zespół naukowy ze Swiss College of Agriculture (SCA) w Zollikofen (Szwajcaria) we współpracy z instytucjami państwowymi i firmami prywatnymi, głównie Nestle. Metodyka RISE oparta jest na globalnych standardach i może być wykorzystywana do analizy wszystkich rodzajów gospodarstw, o różnych kierunkach produkcji i w różnych siedliskach. RISE zyskał międzynarodowe zastosowanie i do tej pory został przetestowany i z powodzeniem zastosowany w różnych typach gospodarstw i warunkach klimatycznych, m. in., Brazylii, Kanady, Chin, Indii, Rosji, Szwajcarii, Ukrainy (2, 8). Model RISE jest ciągle doskonalony przez międzynarodowy zespół ekspertów. Tworzenie zespołów do spraw RISE w poszczególnych krajach (centrów kompetencji), które współpracują ze sobą na tzw. otwartej platformie RISE, pozwala na adaptację modelu do warunków lokalnych, jego promocję sprzyjającą szerszemu wykorzystaniu oraz rozwój bazy danych (9).

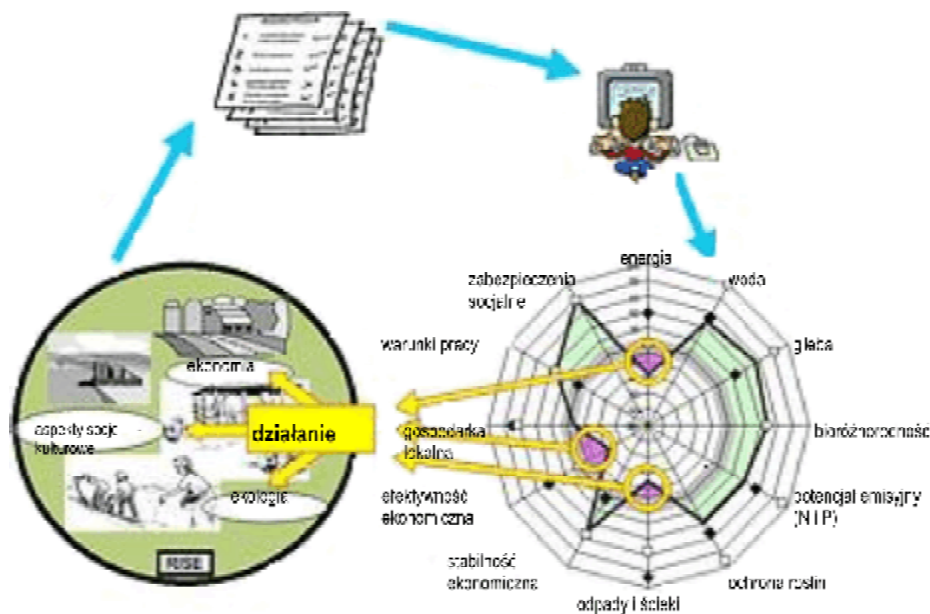
Model RISE i jego wskaźniki w 2004 r. zostały włączone do „IISD Kompendium Wskaźników Rozwoju Zrównoważonego” przez Międzynarodowy Instytut Rozwoju Zrównoważonego (IISD) w Winnipeg (4). Wiosną 2005 r. powstała pierwsza pełna wersja programu RISE_1.0 do szerokiego wykorzystania w projektach naukowych i komercyjnie (9).

Zalety modelu RISE w stosunku do innych narzędzi oceny stopnia zrównoważenia gospodarstw (1, 2):

- podejście holistyczne, obejmujące aspekty ekonomiczne, ekologiczne i społeczne;
- prostota narzędzia umożliwiająca analizy porównawcze stopnia zrównoważenia różnych gospodarstw oraz optymalizację gospodarowania;
- umożliwia bezpośrednią identyfikację problemów i wskazanie działań naprawczych w kierunku poprawy gospodarowania;
- dane są standaryzowane, łatwe do interpretacji, a zarazem umożliwiają naukową weryfikację;
- prosta i atrakcyjna wizualizacja wyników w postaci „wielokąta zrównoważenia” daje możliwość zrozumienia przez rolnika mocnych i słabych stron jego gospodarowania oraz zachęca do podjęcia działań optymalizujących.

Ocena stopnia zrównoważenia gospodarstwa za pomocą modelu RISE

Ocena stopnia zrównoważenia gospodarstwa w metodyce RISE opiera się na danych uzyskiwanych na podstawie wywiadu z rolnikiem, w oparciu o wszechstronny, wyczerpujący kwestionariusz (ankietę). Dane z ankiety wprowadza się do programu komputerowego, który dokonuje obliczeń poszczególnych wskaźników. Ostatnim krokiem jest przekazanie informacji zwrotnej do rolnika oraz dyskusja wyników badań, co służy wypracowaniu odpowiednich zaleceń w celu poprawy sytuacji (rys. 1); (9). Model RISE nie dostarcza gotowych przepisów, czyli ściśle określonych zaleceń postępowania, ale uwiadamia problemy na prostym, czytelnym i łatwym do zrozumienia obrazie wielokąta. Pozwala to na szybki i trafny dobór efektywnych działań naprawczych, dostosowanych do specyfiki poszczególnych gospodarstw. Istotne jest, że rolnik dokonuje analizy wyników we współpracy z konsultantem RISE. Celem takiej



Rys. 1 Schemat oceny stopnia zrównoważenia gospodarstwa w metodyce RISE
 Źródło: RISE, 2005 (9).

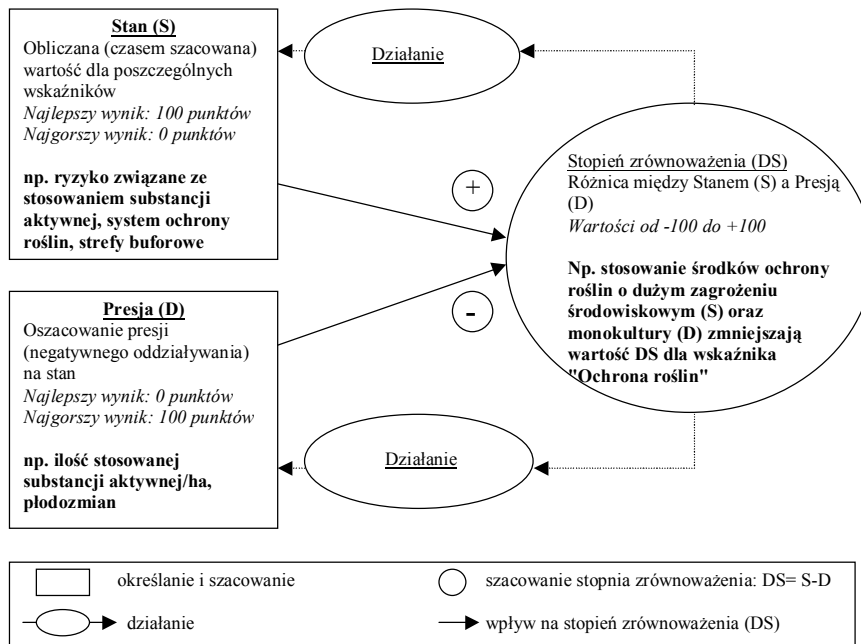
obustronnej współpracy są dobrze opracowane zalecenia i wskazówki dalszego postępowania. Powtórna analiza za pomocą metodyki RISE w późniejszym czasie pozwala monitorować zmiany i efekty zaleconych działań oraz ich wpływ na stopień zrównoważenia. Rolnicy oraz konsultanci RISE mogą wykorzystywać model dodatkowo jako narzędzie planowania strategicznego i obrazowania różnych scenariuszy. RISE stanowi zatem narzędzie diagnozowania, zarządzania, monitorowania i planowania (8, 9).

Metodyka RISE może być wykorzystywana do analizy pojedynczych gospodarstw, jak również do szacowania stopnia zrównoważenia określonych grup gospodarstw, np. o określonym kierunku produkcji, położeniu geograficznym i innych uwarunkowaniach. Analizy większej liczby gospodarstw dają możliwość przeprowadzenia ocen porównawczych oraz mogą służyć zainteresowanym instytucjom do identyfikowania specyficznych problemów związanych ze zrównoważoną produkcją rolniczą oraz dostosowania pewnych działań, np. polityki regionalnej, lokalnej. Czyni to RISE atrakcyjnym narzędziem nie tylko dla rolników, doradców, naukowców, ale także producentów i firm działających w sektorze rolno-spożywczym, organizacji pozarządowych, administracji różnego szczebla, organizacji producenckich. Ponadto może stanowić instrument zachęty dla rolników do wprowadzania metod produkcji rolniczej sprzyjających zrównoważonemu gospodarowaniu, co może oznaczać nie tylko produkcję przyjazną dla środowiska, ale także większy dochód dla rolnika. Informacje pochodzące od poszczególnych gospodarstw, przechowywane w bazie danych, są poufne i objęte tajemnicą, jeśli nie ma jakichś innych, indywidualnych ustaleń (9).

Opis metodyki RISE

Model RISE obejmuje 12 wskaźników, które uwzględniają ekologiczne, ekonomiczne i społeczne aspekty zrównoważonej produkcji rolniczej i są obliczane lub szacowane na podstawie ponad 60 parametrów (tab. 1); (1, 9).

Każdy wskaźnik obejmuje parametry, które opisują stan obecny gospodarstwa (S – state) oraz określają presję (oddziaływanie) na gospodarstwo (D – driving force, pressure); (tab. 1, rys. 2). Parametry „stanu” przyjmują wartości między 0 (najgorszy wynik) a 100 (najlepszy wynik). Parametry „presji” także znajdują się w zakresie między 0 a 100, ale ponieważ określają one negatywne oddziaływanie na system, wartość 0 oznacza najlepszy przypadek, a 100 – najgorszy (największa presja). Stopień zrównoważenia wskaźnika (DS) jest różnicą między wartością S i D ($DS = S - D$) i ma zakres od -100 do +100 (rys. 2). Pojedyncze wskaźniki są uważane za zrównoważone, jeśli ich wartość jest powyżej +10, a całe gospodarstwo uważa się za zrównoważone, jeśli żaden ze wskaźników nie przyjmuje wartości poniżej -10. Analiza parametrów S i D pozwala nie tylko na nakreślenie statycznego obrazu sytuacji w gospodarstwie, ale także na określenie pewnych trendów i kierunków rozwoju gospodarstwa, czyli dynamiki zmian gospodarstwa w czasie (1, 2).



Rys. 2. Metodyka oceny stopnia zrównoważenia w modelu RISE oparta na schemacie przyjętym przez OECD - Presja-Stan-Działanie

Źródło: Häni F. i in., 2003 (2)

Tabela 1

Wskaźniki i parametry wykorzystywane w modelu RISE do oceny stopnia zrównoważenia produkcji rolnej

Obszar	Wskaźnik	Parametry presji (DP)	Parametry stanu (SP)
Zasoby naturalne	1. Energia	DP1: Zużycie energii na 1 ha DP2: Zużycie energii na 1 os. pełnozatrudnioną	SP1: Wpływ na środowisko wykorzystywanych nośników energii
	2. Woda	DP1: Ilość i efektywność wykorzystania wody: DP1a: Zużycie i wydajność wody w produkcji roślinnej DP1b: Zużycie wody do produkcji zwierzęcej DP1c: Zużycie wody do innych celów DP2: Wskaźniki zagrożenia jakości wody: DP2a: Zanieczyszczenie wody nawozami naturalnymi DP2b: Zanieczyszczenie wody sokami kiszczkowymi DP2c: Produkcja i zagospodarowanie odpadów i ścieków DP2d: Ochrona wód przez odpowiednie użytkowanie gruntów i uprawę roli DP2e: Przepuszczalność gleb/Zagrożenie wymywaniem składników mineralnych i skażeniem wód np. środkami ochrony roślin	SP1: Ilość i dostępność wody SP1a: Na podstawie opinii rolnika SP1b: Na podstawie Kodeksu dobrych praktyk rolniczych w zakresie ochrony wód SP2: Jakość wody i stabilność parametrów jakościowych SP1a: Na podstawie opinii rolnika SP1b: Na podstawie „obiektywnych” źródeł informacji (z monitoringu)
	3. Gleba	DP1: Udział powierzchni traktowanych środkami ochrony roślin i nawozami mineralnymi o działaniu zakwaszającym DP2: Udział gleb uprawianych DP3: Zasolenie na skutek nawadniania bez właściwego drenowania DP4: Zubażanie gleby w składniki pokarmowe (niewłaściwa uprawa)	SP1: pH gleby, zasolenie, podtopienie, kontrola właściwości gleby SP2: Wskaźnik erozji
	4. Bioróżnorodność	DP1: Udział intensywnie wykorzystywanych użytków rolnych w całkowitej powierzchni użytków rolnych DP2: Wielkość działek DP3: Regulacja zachwaszczenia	SP1: System produkcji rolnej sprzyjający bioróżnorodności

cd. tab. 1

Gospodarowanie	5. Potencjał emisyjny (N i P)	DP1: N i P z nawozów naturalnych i mineralnych (import/export)	SP1: Bilans N i P (wniesienie/wyniesienie) SP2: Przechowywanie nawozów naturalnych i metody aplikacji <i>SP2a: Przechowywanie nawozów naturalnych</i> <i>SP2b: Metody aplikacji</i>
	6. Ochrona roślin	DP1: System produkcji roślinnej: - nawożenie azotem w nawozach mineralnych - obszar stosowania środków ochrony roślin - dobór odmian - progi toksyczności, prognozowanie występowania agrofagów, selekcja substancji aktywnych - bioróżnorodność, - inne alternatywne zabiegi ochrony roślin DP2: Płodozmian	SP1: Jakość zabiegów stosowania środków ochrony roślin: - przeszkolenie personelu - sprawdzanie sprzętu - przestrzeganie okresów karencji - strefy buforowe wzdłuż cieków wodnych SP2: Ryzyko środowiskowe i toksykologiczne dla człowieka
	7. Odpady i ścieki	DP1: Ścieki i odpady produkowane w gospodarstwie (typ i ilość)	SP1: Stopień zagrożenia dla środowiska SP2: Zagospodarowanie odpadów
Ekonomia	8. Efektywność ekonomiczna	DP1: Produkcyjność (wydajność)	SP1: dochód z majątku rzeczowego i finansowego SP2: dochód z kapitału własnego SP3: dochód całkowity
	9. Stabilność ekonomiczna	DP1: Przepływy pieniężne DP2: Utrata wartości/amortyzacja DP3: Stan maszyn, budynków i uprawy wieloletnie	SP1: Obsługa zadłużenia przez zmiany kapitału własnego i płacone odsetki SP2: Wskaźnik kapitału SP3: Inwestycje brutto
Ekonomia/ warunki socjalne	10. Lokalna gospodarka/ekonomia	DP1: Wydajność/przychody z 1 ha/rok	SP1: Ilość lokalnych i regionalnych pracowników w stosunku do całkowitej ilości osób pełnozatrudnionych oraz suma lokalnych i regionalnych wynagrodzeń w porównaniu z właściwym dochodem z gospodarstwa SP2: Najniższe wynagrodzenie w gospodarstwie w porównaniu z najniższym dochodem w regionie

cd. tab. 1

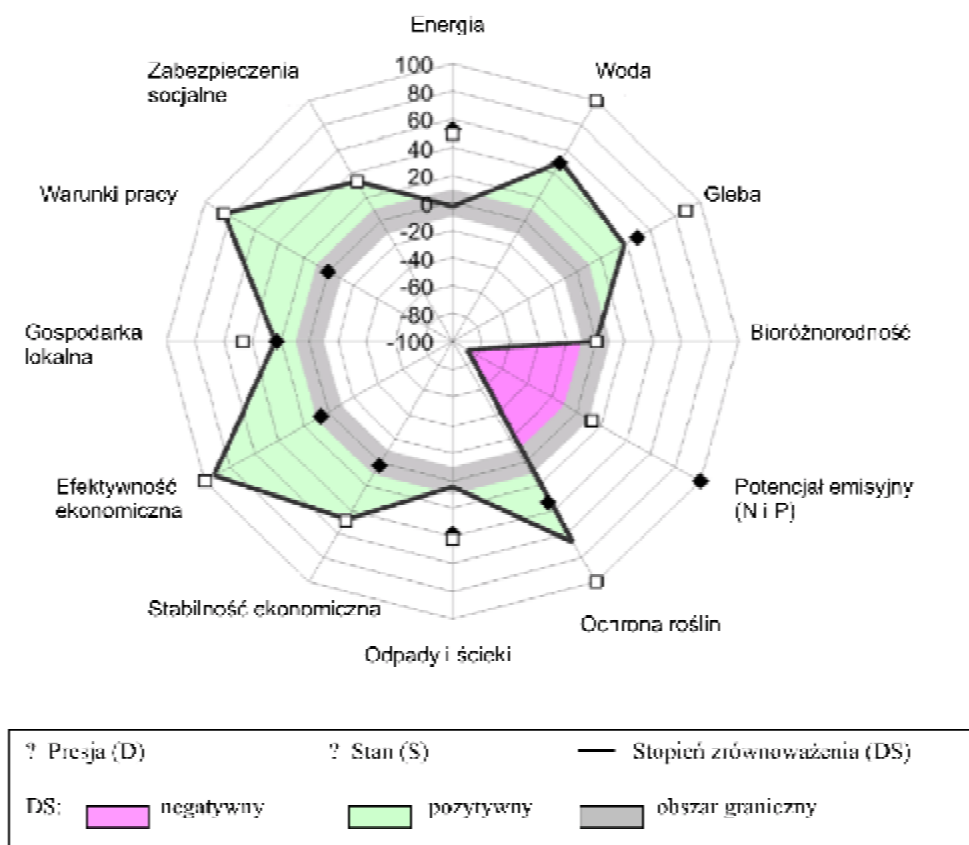
Warunki socjalne	11. Bezpieczeństwo/zabezpieczenia socjalne	DP1: Potencjalnie opłacalne wynagrodzenie (satysfakcjonujące pracownika) DP2: Plan dziedziczenia gospodarstwa DP3: Legalność zatrudnienia i prowadzenie dokumentacji pracowników DP3a: Zameldowanie pracowników DP3b: Umowa o pracę (umowa o dzieło, umowa zlecenie itp.) DP3c: Pozwolenie na pracę	SP1: Zabezpieczenia socjalne: – ubezpieczenia rentowo-emerytalne, zdrowotne, od nieszczęśliwych wypadków i niezdolności do pracy i bezrobocia – ochrona przed zwolnieniem w przypadku choroby, wypadku lub macierzyństwa SP2: Struktura środków utrzymania/warunki utrzymania
	12. Warunki pracy	DP1: Kontynuacja nauki (możliwość podnoszenia kwalifikacji) DP2: Uciążliwość pracy DP3: Ocena warunków pracy DP4: Zróżnicowanie/nierówność dochodów	SP1: Dostęp do opieki medycznej SP2: Zaopatrzenie/dostęp do wody pitnej SP3: Warunki zamieszkania i sprzęt sanitarny SP4: Godziny pracy SP5: Dyskryminacja w zarobkach SP6: Praca dzieci SP7: Praca przymusowa

D – "driving force"; presja, oddziaływanie, S – "state"; stan obecny
Źródło: RISE, 2005 (9).

Model RISE powstał w oparciu o metodologię PSR (Pressure-State-Response, Presja-Stan-Działanie), opracowaną przez OECD dla wskaźników środowiskowych, stosowaną obecnie na szeroką skalę przez różne instytucje do ocen na poziomie krajowym i lokalnym (rys. 2); (7, 8). Koncepcja modelu PSR, pierwotnie opracowana dla grupy najbardziej diagnostycznych wskaźników, stanowi podstawę metodologii RISE, ale została dostosowana do zadań RISE jako narzędzia ułatwiającego zarządzanie/gospodarowanie. Jest zatem prawdopodobne, że parametry służące zwykle do oceny presji w oryginalnym modelu PSR, w metodyce RISE są używane do opisywania stanu. Ponadto zasadnicza różnica między metodologią RISE a OECD-PSR polega na wyznaczaniu stopnia zrównoważenia dla każdego ze wskaźników RISE na podstawie parametrów stanu i presji.

W skład modelu RISE wchodzi 12 wskaźników, które dotyczą gospodarowania energią, wodą, glebą, bioróżnorodności, gospodarki nawozowej, ochrony roślin, gospodarki odpadami, efektywności i stabilności ekonomicznej gospodarstwa, a także warunków socjalnych (tab. 1). Dla każdego wskaźnika są określone oddzielnie stan (obecna sytuacja w gospodarstwie), jak i presja (oddziaływanie na system/gospodarstwo), na podstawie różnych parametrów (stanu i presji); (1, 9).

W celu wizualizacji wyników badań parametry D i S oraz DS dla poszczególnych wskaźników są przedstawiane w postaci tzw. „wielokąta zrównoważenia” (rys. 3).



Rys. 3. Graficzne przedstawienie wyników oceny stopnia zrównoważenia gospodarstwa w metodyce RISE („wielokąt zrównoważenia”)

Źródło: Häni F. i in., 2003 (2).

Idealna sytuacja nie musi oznaczać maksymalnych wartości poszczególnych wskaźników, ale raczej jest związana z regularnym ułożeniem wartości DS wszystkich wskaźników w optymalnym obszarze.

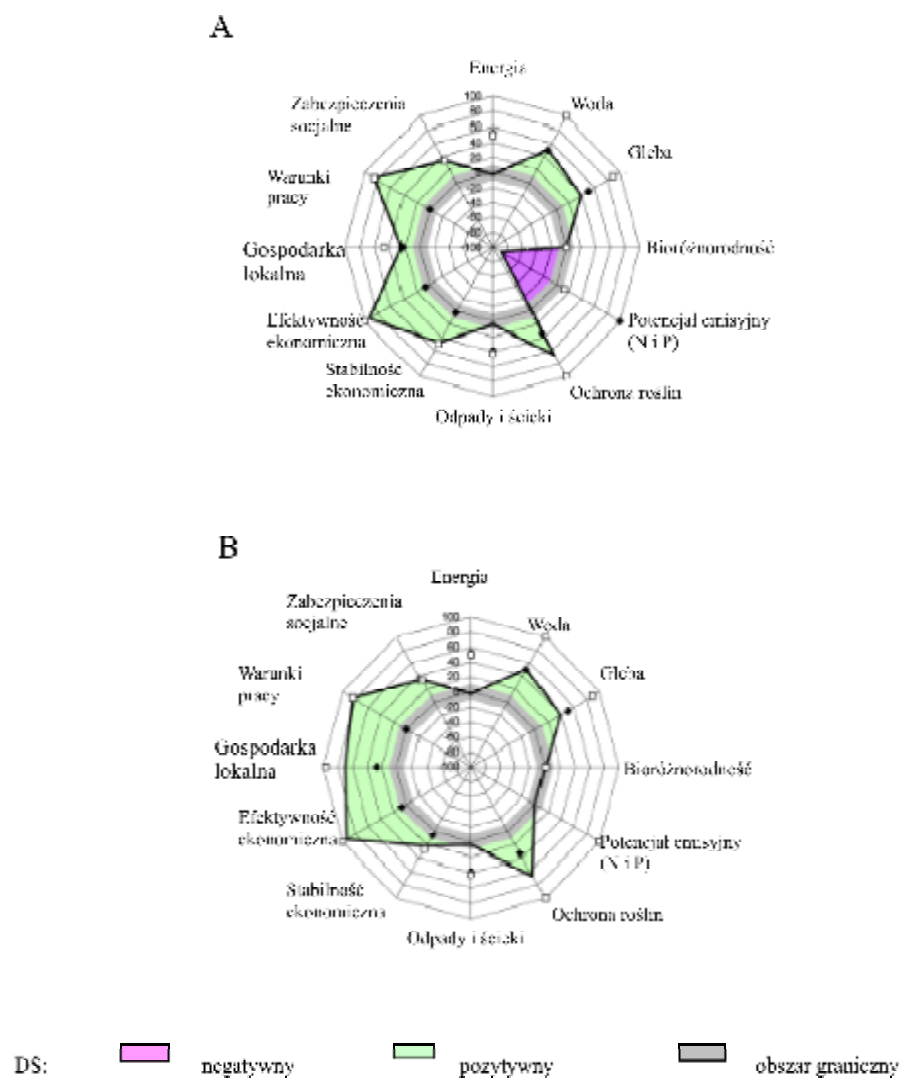
Wyniki końcowe w modelu RISE są prezentowane w formie przystępnej dla odbiorcy. Prosta, ale atrakcyjna wizualizacja wyników w postaci „wielokąta zrównoważenia” ułatwia ich zrozumienie oraz interpretację. Umożliwia zidentyfikowanie mocnych i słabych stron gospodarowania oraz wskazuje na działania naprawcze, które należy podjąć w celu poprawy stopnia zrównoważenia gospodarstwa. Przykładowy wielokąt zrównoważenia na rysunku 3 przedstawia sytuację gospodarstwa w północnych Chinach (35 krów na powierzchni 1,4 ha); (2).

Ze względu na wykorzystanie modelu RISE jako narzędzia ułatwiającego gospodarowanie, wskaźniki środowiskowe RISE występują w większej liczbie i są bardziej znaczące w porównaniu z innymi wskaźnikami wykorzystywanymi do tego typu ocen (9). Niektóre z nich odnoszą się do naturalnych zasobów środowiska, podczas gdy

inne są bardziej związane z zabiegami agrotechnicznymi. Ilość parametrów wykorzystywanych do obliczania wartości wskaźników nie jest stała dla wszystkich wskaźników, ale opiera się na faktycznych i strukturalnych kryteriach. Wskaźniki i ich parametry były dobierane w taki sposób, który umożliwia rolnikowi wywieranie wpływu na stopień zrównoważenia gospodarstwa i kierunek jego dalszego rozwoju (indukowanie działania). Wskaźniki i parametry zostały określone i zdefiniowane na podstawie wiedzy eksperckiej i dzięki pomocy specjalistów, natomiast narzędzie było i wciąż jest testowane w praktyce i udoskonalane na podstawie konkretnych studiów przypadku. Początkowo dobrane wskaźniki i parametry zostały zweryfikowane na podstawie doświadczeń i analiz ponad 100 różnych gospodarstw w różnych krajach i warunkach siedliskowych, czego rezultatem jest pierwsza komercyjna, pełna wersja programu RISE_1.0.

Zastosowanie modelu RISE jako narzędzia poprawy stopnia zrównoważenia gospodarstwa

Jedną z zalet modelu RISE jest możliwość jego wykorzystania jako narzędzia poprawy gospodarowania w kierunku bardziej zrównoważonej produkcji rolnej. Na rysunku 4 przedstawiono wyniki oceny stopnia zrównoważenia wybranego gospodarstwa w północnych Chinach, o powierzchni 1,4 ha, specjalizującego się w produkcji mleka (2). Wielokąt na rysunku 4 A opisuje wyniki oceny sytuacji na wejściu, natomiast rysunek 4 B przedstawia to samo gospodarstwo po podjęciu pewnych działań naprawczych i optymalizacyjnych na podstawie ponownej oceny przeprowadzonej w późniejszym czasie. Gospodarstwo charakteryzuje się dużą obsadą krów na jednostce powierzchni ($25 \text{ SD} \cdot \text{ha}^{-1}$), przy czym większość pasz pochodzi spoza gospodarstwa. Wyniki ekonomiczne tego gospodarstwa są bardzo dobre, ale istnieje poważny problem związany z gospodarowaniem azotem i fosforem. Wartość wskaźnika „potencjał emisyjny” jest wysoce ujemna, co wskazuje na poważne zagrożenia środowiskowe. Problem ten wynika z nadmiernej produkcji nawozów naturalnych, co jest związane z dużą obsadą zwierząt oraz z nieodpowiedniego przechowywania nawozów, wynikającego z braku odpowiedniej infrastruktury. Sytuację tę można poprawić przez wykorzystywanie w gospodarstwie części wyprodukowanych nawozów naturalnych (zamknięty obieg składników); (rys. 4 B). Stąd 85% produkowanych nawozów naturalnych powinna być przekazywana do sąsiednich gospodarstw specjalizujących się w produkcji roślinnej. Potrzebne są odpowiednie działania inwestycyjne w zakresie odpowiedniego przechowywania nawozów naturalnych oraz ich stosowania. Możliwe jest, że w gospodarstwach o gorszej sytuacji ekonomicznej, ale o podobnych problemach i konieczności ograniczenia potencjału emisyjnego, podobne zalecenia/inwestycje mogą prowadzić do obniżenia dochodowości gospodarstwa (2).



Rys. 4. Przykłał zastosowania modelu RISE jako narzędzia poprawy stopnia zrównoważenia gospodarstwa

Źródło: Häni F. i in., 2003 (2).

Stosowanie i upowszechnianie modelu RISE

Jednym z celów twórców modelu RISE jest jego wykorzystywanie na szeroką skalę. Umożliwia to standaryzacja danych wejściowych i wyjściowych oraz prostota narzędzia i łatwość korzystania z niego, mimo że sam proces obliczania poszczególnych wskaźników jest złożony. Mając na uwadze rozwój i szersze wykorzystanie modelu RISE istotną sprawą jest, żeby bazy danych, selekcja, obliczanie i interpretacja wszystkich wskaźników były przejrzyste i zrozumiałe dla niezależnych ekspertów, konsultantów i rolników, jak również przystępne dla szerszego spektrum odbiorców (9).

RISE jako narzędzie ułatwiające gospodarowanie przeznaczony jest głównie dla rolników. Stanowi instrument wizualizacji pozytywnych stron, ale i słabości gospodarowania, które wymagają zmodyfikowania pewnych działań w kierunku wypracowania bardziej zrównoważonego systemu gospodarowania. Ponieważ RISE nie dostarcza gotowych recept i rozwiązań, zalecane jest, aby doradca lub konsultant o odpowiednim przygotowaniu, reprezentujący instytucję państwową lub prywatną, uczestniczył w analizie stopnia zrównoważenia oraz dyskusji wyników. Powtórna ocena za pomocą metodyki RISE może być formą monitoringu rozwoju gospodarstwa i zmian w czasie oraz służyć określeniu wpływu zaleconych działań naprawczych. Ponadto stosowanie modelu RISE pozwala na porównanie z innymi gospodarstwami, co jest ważne nie tylko z punktu widzenia konkurencyjności na rynku, ale często jest też dla rolnika argumentem psychologicznym. Objęcie analizami grup gospodarstw (różne typy gospodarstw, położenie w różnych warunkach geograficzno-politycznych, zlewniach, reprezentujące różne sektory rynku) pozwala nie tylko na ogólną charakterystykę istniejącej sytuacji oraz identyfikację zagrożeń, ale także na przeprowadzenie szerszych porównań przestrzennych i czasowych, które umożliwią rozpoznanie warunków sprzyjających i utrudniających produkcję zrównoważoną. Ten aspekt może być szczególnie interesujący dla instytucji politycznych, producentów, organizacji handlowych, przetwórczych i innych. Unikalną cechą modelu RISE jest to, że jego zastosowanie w szerszej skali wpływa także na rozwój nauki przez unikalne połączenie badań, upowszechniania i edukacji.

Organizacje producentów, łącznie ze stowarzyszeniami związkowymi, mogą być zainteresowane oceną sytuacji producentów za pomocą programu RISE, ponieważ może ona wskazywać na konieczność podjęcia działań interwencyjnych, sprzyjających utrzymaniu stabilności finansowej oraz umocnieniu pozycji na rynku (zwiększeniu konkurencyjności). Różnego typu projekty i inicjatywy (naukowe, handlowe, przemysłowe, plany rozwoju) potrzebują na wstępie rozpoznania sytuacji i zdiagnozowania najważniejszych kwestii, aby odpowiednio lokować wysiłki i środki. Po rozpoczęciu działań analizy za pomocą RISE mogą być szczególnie przydatne do prowadzenia holistycznego monitoringu i oceny skuteczności podjętych inicjatyw.

Instytucje polityczne i administracja powinny być zainteresowane identyfikacją mocnych i słabych stron w odniesieniu do zrównoważonej produkcji rolniczej, ponieważ taka wiedza przydaje się przy opracowywaniu strategii służących ukierunkowa-

niu produkcji rolniczej. Może również przyczyniać się do zmian w polityce rolnej, np. ustawodawstwie, polityce cenowej, płatnościach bezpośrednich itp. Z drugiej strony, instytucje polityczne powinny być zainteresowane narzędziem tego typu, które ułatwia ocenę scenariuszy dla różnych systemów i kierunków produkcji rolniczej oraz dostosowywanie polityki rolnej i strategii. W związku z tym analizy RISE mogą być jednym z kryteriów wykorzystywanych do rozdzielania pewnych środków, zachęt. Inną korzyścią z modelu RISE dla instytucji politycznych i administracji jest ułatwienie monitorowania oraz wykonywania analiz porównawczych różnych systemów produkcji, sektorów, regionów, a nawet krajów.

W celu monitorowania rozwoju rolnictwa zrównoważonego na większą skalę w układzie przestrzennym i czasowym potrzebna jest całościowa ocena sytuacji, ponieważ analizy wycinkowe, obejmujące tylko specyficzne aspekty, mogą prowadzić do błędnych wniosków. Dotyczy to także oceny wpływu podjętych działań, takich jak zmiany w polityce rolnej i przepisach. Oszacowanie oddziaływania powinno uwzględniać wszystkie aspekty związane z rolnictwem zrównoważonym. Z tego względu RISE i jego unikalne, holistyczne podejście oraz metodyka, która może być stosowana na różną skalę, wydaje się być odpowiednim narzędziem.

W wielu krajach przemysł przetwórczy i handlowcy są zainteresowani rozpoznaniem „wąskiego gardła” zrównoważonej produkcji rolniczej, które utrudnia stabilne dostawy wysokiej jakości produktów rolnych, produkowanych metodami akceptowanymi przez konsumentów. Całościowe analizy za pomocą RISE mogą być pomocne w dostarczaniu informacji i w razie potrzeby powiadamianiu osób odpowiedzialnych za łańcuch dostaw i powiązania na rynku (koordynatorów rynku) oraz inne jednostki o istniejących utrudnieniach, zagrożeniach i słabych punktach w łańcuchu (system wczesnego ostrzegania). Mogą również inicjować działania w celu poprawy sytuacji, np. przez organizowanie odpowiednich konsultacji dla producentów. Oprócz tego analizy przeprowadzane za pomocą RISE mogą przyczyniać się do kreowania wizerunku firmy poprzez podkreślanie, że produkty były wytwarzane zgodnie z zasadami zrównoważonej produkcji, a działania firmy przyczyniły się do zrównoważonego rozwoju rolnictwa (9).

Program RISE może także być użyteczny dla organizacji certyfikujących jako narzędzie uzupełniające przy kwalifikacji (certyfikacji) gospodarstw. Chociaż RISE nie jest zatwierdzony jako instrument certyfikacji, niemniej jednak może spełniać pewne funkcje przed, w trakcie lub po zakończeniu procesu certyfikacji. Przed nadaniem certyfikatu analizy RISE pozwalają na określenie, w jakim stopniu gospodarstwo rolne spełnia określone warunki i wymagania, zanim zweryfikują to kontrolerzy danej organizacji bądź audyt. W trakcie procesu certyfikacji RISE może być narzędziem uzupełniającym ocenę, zwłaszcza w zakresie aspektów ekonomicznych i innych nie uwzględnionych w analizie. Po nadaniu certyfikatu RISE może być wykorzystywany jako narzędzie monitoringu i szacowania wpływu podjętych działań w gospodarstwie.

RISE może stanowić także cenne narzędzie edukacyjne i szkoleniowe dla uczniów szkół rolniczych różnego szczebla, studentów, pracowników ośrodków doradztwa rol-

niczego, rolników i przetwórców. Ze względu na holistyczne podejście program ten ułatwia zrozumienie złożoności rolnictwa zrównoważonego w jego trzech wymiarach: ekologicznym, ekonomicznym i społecznym oraz służy podnoszeniu świadomości i tłumaczy potrzebę rozwoju zrównoważonego.

Testowanie modelu RISE w różnych krajach

Model RISE został przetestowany w ponad 140 gospodarstwach o różnej historii, systemie produkcji, w różnych krajach i środowiskach, w ramach różnych projektów, co zaowocowało rozwinięciem bazy danych (1, 2, 8, 9). Zbiorcze zestawienie dotychczasowych doświadczeń z modelem RISE przedstawiono w tabeli 2. Metodologia RISE jest wciąż ulepszana w kooperacji ze Szwajcarskim Biurem Federalnym ds. rolnictwa, firmą Nestle oraz Uniwersytetem w Guelph i Instytutem Logistyki na Uniwersytecie St. Gall.

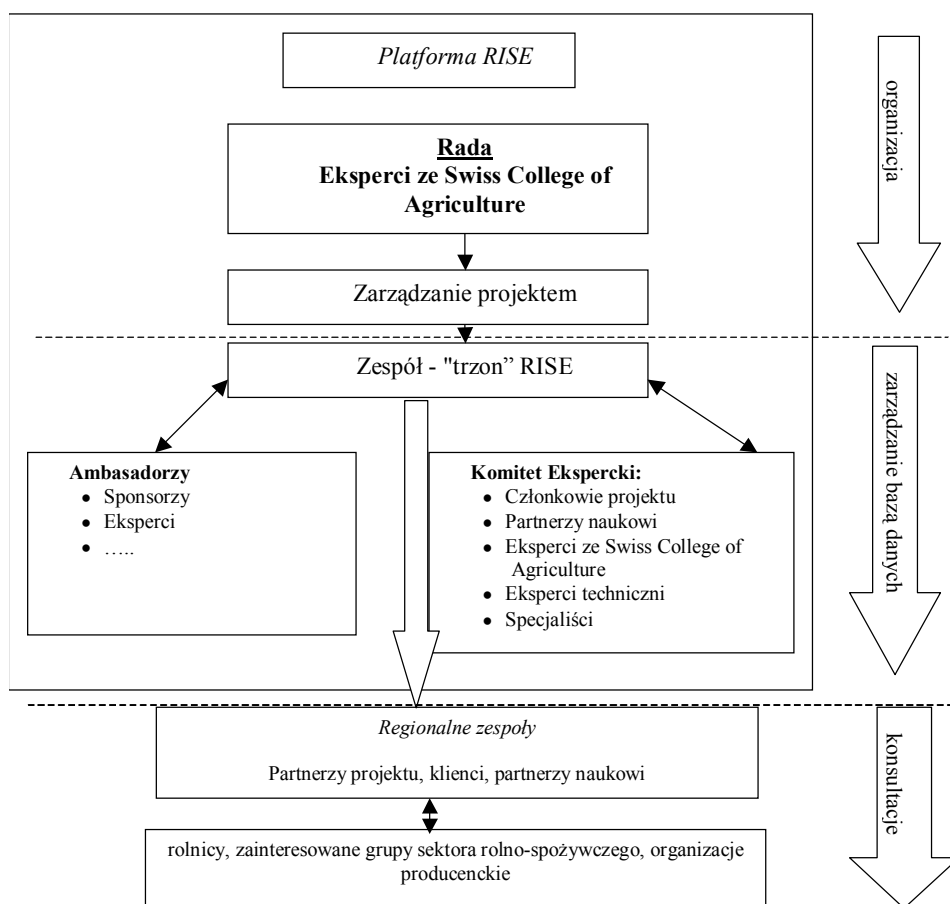
W celu osiągnięcia szerokiego zastosowania modelu RISE potrzebne jest zorganizowanie regionalnych zespołów, tzw. centrów kompetencyjnych do spraw RISE w różnych krajach, które byłyby odpowiedzialne za jego stosowanie. Zadania tych zespołów polegałyby na adaptacji narzędzia do lokalnych/regionalnych warunków i potrzeb, edukacji ekspertów (konsultantów) RISE, zbieraniu danych, zarządzaniu bazą danych oraz współpracy z twórcami modelu RISE w Szwajcarii. Pierwsze kroki w celu utworzenia takich regionalnych zespołów zostały poczynione w Australii, Armenii i Polsce (IUNG-PIB w Puławach). Organizacja „platformy” RISE została przedstawiona na rysunku 5, który prezentuje jej strukturę, członków i zadania.

Tabela 2

Doświadczenia z modelem RISE w różnych krajach

Kraj	Lata	Typ i liczba gospodarstw
Chiny	2001–2002	32 gospodarstwa mleczne 5 gospodarstw warzywnych
Szwajcaria	2002–2005	37 gospodarstw o mieszanym kierunku produkcji (ekologiczne i integrowane)
Kanada	2003	16 gospodarstw mlecznych 4 inne gospodarstwa (produkcja kurczaków, wołowiny, wieprzowiny, profil mieszany)
Brazylia	2003	8 gospodarstw specjalizujących się w uprawie kawy
Rosja, Ukraina	2003	6 gospodarstw o profilu roślinnym i mieszanym (w tym 3 ekologiczne)
Indie	2005	13 gospodarstw specjalizujących się w uprawie herbaty

Źródło: RISE, 2005 (9).



Rys. 5. Organizacja platformy RISE

Źródło: RISE, 2005 (9).

Testowanie modelu RISE w Polsce

W Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowym Instytucie Badawczym w Puławach rozpoczęto w 2006 roku badania nad dostosowaniem modelu RISE do warunków polskiego rolnictwa oraz dokonaniem oceny stopnia zrównoważenia gospodarstw ze wskazaniem możliwości jego poprawy na testowej grupie kilkunastu wybranych gospodarstw. Badaniami objęto grupę gospodarstw współpracujących z IUNG-PIB, o różnym profilu produkcji (mleczny, trzodowy, roślinny). Przeprowadzono badania ankietowe bezpośrednio w gospodarstwach, a uzyskane informacje są w trakcie opracowywania z wykorzystaniem metodyki RISE. W dalszym

etapie prac planowane jest przekazanie informacji zwrotnej do rolników o stopniu zrównoważenia gospodarstwa i zalecenie działań naprawczych (optymalizujących), a następnie ocena skuteczności działań podjętych przez rolników. Pozwoli to na określenie przydatności programu RISE do oceny stopnia zrównoważenia produkcji rolniczej w warunkach Polski.

Zainteresowani wykorzystywaniem tego modelu powinni być, oprócz rolników, również doradcy. W dalszej kolejności model ten może zostać wykorzystany przez administrację różnego szczebla do oceny stopnia zrównoważenia gospodarki rolnej w gminie/regionie bądź do oceny oddziaływania na środowisko niektórych pakietów działań w ramach Krajowego Programu Rolnośrodowiskowego. Potencjalnym odbiorcą wyników badań mogą być również firmy działające w sektorze rolno-spożywczym, przetwarzające produkty pochodzące z gospodarstw integrowanych/zrównoważonych.

PODSUMOWANIE

Model RISE jest unikalnym narzędziem do oceny stopnia zrównoważenia produkcji rolniczej w gospodarstwie. Jego największą zaletą jest podejście holistyczne, obejmujące ekologiczne, ekonomiczne i społeczne aspekty rozwoju zrównoważonego. Czyni to RISE bardzo dobrym uzupełnieniem do innych, istniejących już narzędzi (metodyk) służących szacowaniu stopnia zrównoważenia produkcji rolniczej. Inną cechą tego programu jest duża wszechstronność i uniwersalność stosowania, a co za tym idzie przydatność dla różnych celów i instytucji zajmujących się zrównoważoną produkcją rolniczą. Elastyczność metodyki umożliwia wykorzystanie go do ocen na różnych poziomach (gospodarstwa, regionu, kraju), pozwala na monitoring i szacowanie oddziaływania rolnictwa na różną skalę. W związku z opisanymi zaletami RISE, wykorzystywaniem tego programu mogą być zainteresowane różne grupy odbiorców. W IUNG-PIB w Puławach prowadzone są badania, których celem jest przetestowanie modelu RISE jako narzędzia do oceny stopnia zrównoważenia gospodarstw rolniczych i jego dostosowanie do warunków Polski.

Literatura

1. Boller E. F., Häni F., Poeschling H. M.: RISE: a tool to evaluate the sustainability performance of farms. In: Ecological Infrastructures: Ideabook on functional biodiversity at the farm level. IOBC-WPRS, LBL, Lindbau, 2004, 124-127.
http://www.iobc.ch/Orderform_IOBC_Ideabook_0904.doc (20.03.2007).
2. Häni F., Braga F., Stämpfli A., Keller T., Fischer M., Porsche H.: RISE, a tool for holistic sustainability assessment at the farm level. IAMA International Food and Agribusiness Management Review, 2003, **6(4)**: 78-90.
3. Häni F., Stämpfli A., Keller T.: Sustainability assessment of farms with the model RISE. Agriculture, 2003, **2**: 7-11.
4. IISD Compendium: A global directory to indicator initiatives
<http://www.iisd.org/measure/compendium/DisplayInitiative.aspx?id=1590> (20.03.2007).

5. OECD. Environmental Indicators for Agriculture, vol. 1: Concepts and Framework. Publications Service, OECD, Paris, 1997.
6. OECD. Environmental Indicators for Agriculture, vol. 2: Issues and Design – The York Workshop. Publications Service, OECD, Paris, 1999.
7. OECD. Environmental indicators for agriculture. Methods and results. Executive Summary. Paris, 2000, ss. 53.
<http://www.oecd.org/dataoecd/0/9/1916629.pdf> (20.03.2007).
8. Porsche H., Fischer M., Braga F., Häni F.: Introduction of the Sustainability Assessment Tool RISE into Canadian Agriculture, 2004.
<http://www.ifama.org/conferences/2004Conference/Papers/Braga1144.pdf> (20.03.2007).
9. RISE – Response-Inducing Sustainability Evaluation. Model Synopsis. Swiss College of Agriculture, 2005 (materiały niepublikowane).

Adres do korespondencji:

dr Beata Feledyn-Szewczyk
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
Tel. (081) 886 34 21 w. 327
e-mail: bszewczyk@iung.pulawy.pl

Rafał Wawer, Eugeniusz Nowociński

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

AKTUALNE ZAGROŻENIE EROZJĄ GLEB W POLSCE*

Wstęp

Jakkolwiek erozja gleb jest procesem naturalnym, jej natężenie jest determinowane czynnikami antropogenicznymi, które czynią ją jedną z głównych i najbardziej rozpowszechnionych form degradacji powierzchni ziemi (7). Globalnie około 1,6 miliarda ha ziemi uprawnej, to jest około 13% ogółu kontynentów podlega degradacji erozyjnej – ponad 1 miliard ha erozji wodnej, około 550 milionów ha erozji wietrznej (4). W skali kontynentu europejskiego około 17% ogólnej powierzchni lądu jest w różnym stopniu dotknięta erozją (1), z tego 92% erozją wodną (3).

W Polsce potencjalna erozja wodna występuje na około 28% ogólnego obszaru (6, 7). Szacuje się, że w wyniku negatywnego oddziaływania erozji w Polsce ponad 700 tysięcy ha gruntów zostało zupełnie zdewastowanych i w większości nie nadaje się do rolniczego użytkowania (7). O rozmiarach degradacji erozyjnej świadczą średnie roczne straty gleby, które dla Polski oszacowano na $76 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$ (wobec $84,7 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$ w Europie), przy regionalnym zróżnicowaniu od $2,7 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$ na Nizinach Środkowopolskich do $280 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$ w Karpatach Fliszowych. Dla porównania straty te na innych kontynentach przedstawiają się następująco: Afryka, Południowa Ameryka i Antyle około $700 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$, Azja około $600 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$, Północna i Środkowa Ameryka około $500 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$, Australia około $300 \text{ Mg} \cdot \text{km}^{-2}$. Na obszarze Polski największy udział w degradowaniu terenów mają erozja wodna powierzchniowa i wąwozowa, następnie erozja wietrzna i ruchy mas ziemnych. Najbardziej powszechne procesy erozyjne to: zmywy powierzchniowe – odrywanie i przemieszczanie cząstek glebowych przez wody deszczowe lub z tającego śniegu, spływające w rozproszonym po stoku; żłobienie – rozmywanie powierzchni gleby przez wody powierzchniowe skoncentrowane w strugi.

Wymienione procesy powodują zmiany fizykochemicznych właściwości gleby, najczęściej w kierunku niekorzystnym dla rolnictwa, ubytek substancji glebowej i przeważnie niekorzystne zmiany typologiczne (8). Następstwem ich jest również tworzenie się urozmaiconej, a przez to trudnej dla upraw polowych rzeźby terenu oraz deformowanie i zakłócanie stosunków wodnych nie tylko w glebie, ale także w ciekach

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

i zbiornikach wodnych. Zmiany te wywierają istotny wpływ na wielkość strat ekonomicznych na obszarach rolniczych, szacowanych w Europie na ok. $53 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$, podczas gdy straty związane z efektami towarzyszącymi erozji, tzw. „off-site effects”, jak niszczenie dróg, zamulanie tam i zbiorników sięgają $32 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$ (5). Erozja gleb jest tematem priorytetowym nowej Strategii Ochrony Gleb UE (2).

Oczekuje się, że szkodliwe efekty towarzyszące erozji gleb pogłębią się w przyszłości wraz z postępowaniem zmian klimatycznych, wiążących się ze zmianą charakterystyki opadów (9).

Rozmieszczenie przestrzenne obszarów o różnym stopniu nasilenia potencjalnej erozji wodnej w Polsce w układzie województw

Zagrożenie erozją wodną powierzchnią obszaru Polski opracowano z uwzględnieniem tylko głównych kryteriów przyrodniczych, to jest: nachylenia terenu, podatności gleb na zmywy powierzchniowe i wielkość opadu rocznego (8). W analizie nie uwzględniono sposobu użytkowania ziemi, co oznacza, że do obszarów potencjalnie zagrożonych erozją wodną włączono również tereny zalesione.

Przeprowadzone badania wykazały, że około 29% obszaru kraju, w tym 21% użytków rolnych, głównie gruntów ornych, i około 8% powierzchni lasów jest zagrożonych erozją wodną, w tym silną – 4%, średnią – 11%, a słabą – 14% (rys. 1, tab. 1).

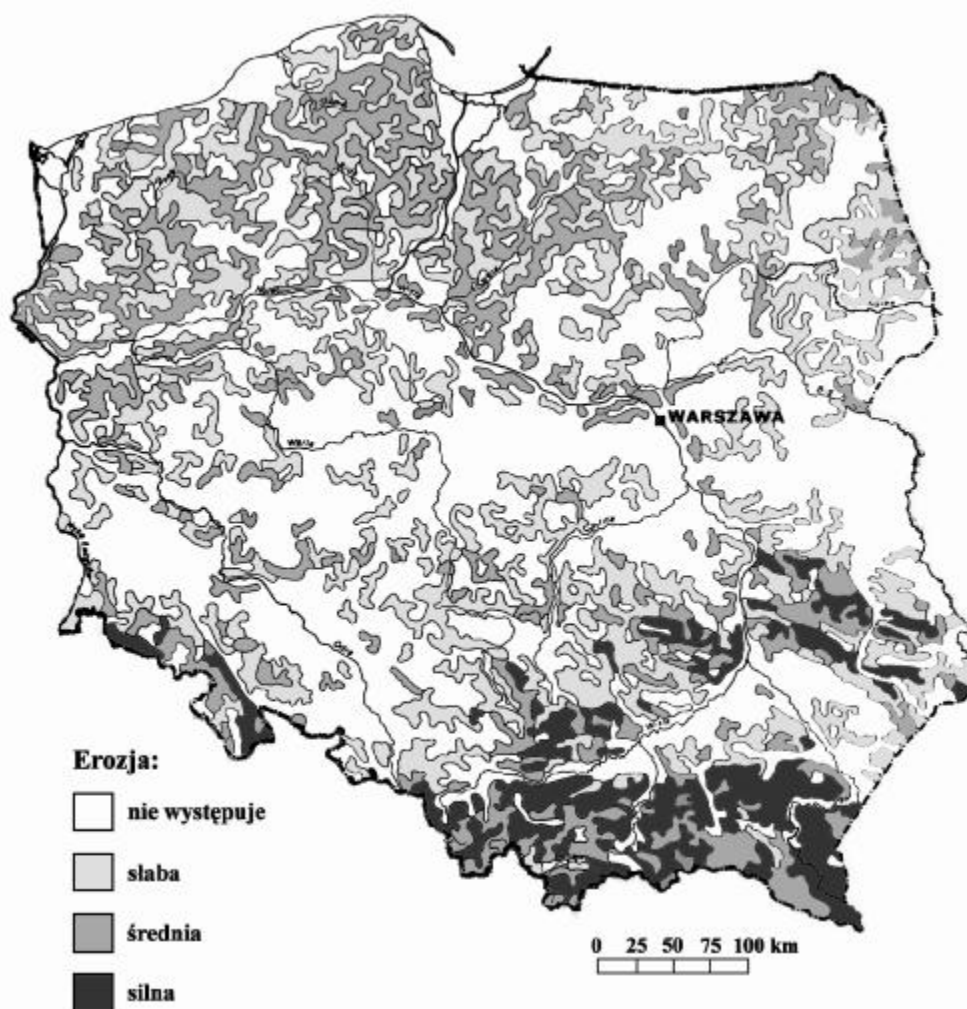
Najbardziej zagrożone erozją wodną powierzchnią jest woj. **małopolskie**, gdzie erozja występuje na około 57% ogólnego obszaru, przy czym dominuje erozja silna (26% obszaru) oraz średnia (21% obszaru). Również w woj. **podkarpackim** przeważa zagrożenie erozją silną, która występuje na 17% obszaru, przy udziale erozji średniej i słabej na poziomie, odpowiednio 11 i 8%. W obu wymienionych województwach występuje pierwszy stopień pilności przeciwdziałania erozji – ochrona bardzo pilna.

Poważny problem, chociaż o bardziej lokalnym charakterze, erozja wodna stanowi w województwach **śląskim, świętokrzyskim, lubelskim i dolnośląskim**, gdzie erozja silna łącznie ze średnią zagraża takiej samej lub nawet większej powierzchni województwa niż erozja słaba. Województwa te są sklasyfikowane z drugim stopniem pilności ochrony przeciwerozyjnej – ochrona pilna.

Drugi stopień pilności ochrony występuje także w woj. **pomorskim i zachodniopomorskim**. W województwach tych erozja średnia przeważa lub zajmuje takie same powierzchnie, jak erozja słaba, od 23% ogólnego obszaru do 13%. W sześciu pozostałych województwach (lubuskim, łódzkim, mazowieckim, opolskim, podlaskim i wielkopolskim) o znacznym udziale terenów równinnych erozja średnia występuje na kilku procentach ogólnej powierzchni, a silna na poniżej 1%. Są to województwa o najmniej pilnej ochronie przed erozją.

Biorąc pod uwagę warunki regionalne można wyróżnić cztery rozległe obszary (regiony) o różnym stopniu zagrożenia erozją.

Region górski. Bardzo silnie zagrożone erozją wodną są wszystkie górskie krainy karpackie, znajdujące się w południowej części województw podkarpackiego,



Rys. 1. Mapa zagrożenia erozją wodną powierzchnią w Polsce
Źródło: Józefaciuk A. i Cz., 1995 (7).

małopolskiego i śląskiego. Potencjalna erozja silna i średnia występuje na powierzchni krain od około 80% – Tatry, Beskidy Zachodnie, około 60% – Bieszczady i Podhale, do około 50% – Beskidy Środkowe. Silnie zagrożone są Sudety, gdzie erozja silna i średnia występuje na 45% obszaru.

Tak wysokie zagrożenie przez erozję wodną regionu karpackiego i sudeckiego determinowane jest przez bardzo duże wysokości względne (do 2600 m n.p.m.), duże nachylenia stoków oraz duże opady roczne, od 800 do 1800 mm, najczęściej powyżej 1000 mm. Zauważyć jednak należy, że znaczna część najbardziej zagrożonych terenów jest aktualnie chroniona przez trwałą okrywą roślinną – przede wszystkim przez

Tabela 1
Erozja wodna potencjalna w Polsce według województw

Województwo	Pow. ogólna (km ²)	Zagrożenie erozją w stopniu												Stopień pilności przeciwniejszy				
		1 – słabym			2 – średnim			3 – silnym			2 – 3							
		UR		Ls	UR		Ls	UR		Ls	UR		Ls					
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%					
Dolnośląskie	19947,8	1924,4	9,6	990,0	5,0	1361,5	6,8	754,2	3,8	289,7	1,5	346,1	1,7	1651,2	8,3	1100,3	5,5	2
Kujawsko-pomorskie	17969,7	2116,2	11,8	520,3	2,9	1773,6	9,9	671,2	3,7	57,0	0,3	3,6	0,0	1830,6	10,2	674,8	3,8	2
Lubelskie	25114,5	3386,7	13,5	456,4	1,8	1927,3	7,7	280,7	1,1	1307,3	5,2	219,6	0,9	3234,6	12,9	500,3	2,0	2
Lubuskie	13984,4	807,2	5,8	842,9	6,0	587,3	4,2	847,8	6,1	12,9	0,1	14,9	0,1	600,2	4,3	862,7	4,9	3
Łódzkie	18219,1	2139,9	11,7	442,1	2,4	771,0	4,2	287,2	1,6	78,9	0,4	16,8	0,1	849,9	4,7	304,0	1,7	3
Małopolskie	15144,1	1198,5	7,9	256,5	1,7	1712,5	11,3	1440,5	9,5	3116,0	20,6	848,2	5,6	4828,5	31,9	2288,7	15,1	1
Mazowieckie	35597,8	2641,1	7,4	539,4	1,5	1232,8	3,5	745,6	2,1	147,2	0,4	50,6	0,1	1380,0	3,9	796,2	2,2	3
Opolskie	9412,5	676,3	7,2	156,9	1,7	200,8	2,1	116,9	1,2	8,1	0,1	1,2	0,0	208,9	2,2	118,1	1,3	3
Podkarpackie	17926,3	1168,2	6,5	349,6	2,0	1084,0	6,0	832,4	4,6	2015,6	11,2	1052,3	5,9	3099,6	17,3	1884,7	10,5	1
Podlaskie	20179,6	2836,1	14,0	692,5	3,4	1488,9	7,4	479,2	2,4	51,2	0,2	13,2	0,1	1540,1	7,6	492,4	2,4	3
Pomorskie	18292,9	2235,9	12,2	1023,4	5,6	2409,0	13,2	1789,0	9,8	29,2	0,2	20,9	0,1	2439,2	13,2	1809,9	9,9	2
Śląskie	12294,4	1914,8	1,6	560,2	4,6	831,6	6,8	840,8	6,8	638,9	5,4	199,1	1,6	1490,5	12,1	1039,9	8,5	2
Świętokrzyskie	11672,3	2269,9	19,4	500,3	4,3	982,9	8,4	192,7	1,7	829,8	7,1	92,0	0,8	1812,7	15,5	284,7	2,4	2
Warmińsko-mazurskie	24203,0	2863,8	11,8	756,8	3,1	2566,9	10,6	872,0	3,6	10,0	0,0	9,5	0,0	2576,9	10,6	881,5	3,6	2
Wielkopolskie	29825,6	1977,1	6,6	650,4	2,2	1416,9	4,8	885,0	3,0	45,1	0,2	49,3	0,2	1462,0	4,9	934,3	3,1	3
Zachodniopomorskie	22901,5	2724,5	11,9	1401,1	6,1	1717,8	7,5	1355,0	5,9	4,0	0,0	2,3	0,0	1721,8	7,5	1357,3	5,9	2
Polska	312685,0	32980,6	10,5	10138,8	3,2	22064,8	7,1	12390,2	4,0	8660,9	2,8	2939,6	0,9	30725,7	9,8	15329,8	4,9	2

Do 1-go stopnia pilności przeciwniejszyj ochrony w poszczególnych województwach należą powiaty:

Dolnośląskim – Jelenia Góra, Kłodzko, Luban, Wałbrzych;

Lubelskim – Hrubieszów, Janów Lubelski, Krasnostaw, Krasnik, Lublin, Świdnik, Zamość;

Małopolskim – Bochnia, Chrozanów, Gorlice, Kraków, Limanowa, Miechów, Mysłenice, Nowy Sącz, Nowy Targ, Olkusz, Proszowice, Sucha Beskidzka, Tarnów, Tatrzański, Wadowice, Wieliczka;

Podkarpackim – Bieszczadzki, Brzozów, Dębica, Jasło, Krosno, Przemyśl, Ropczycko-Sędziszowski, Rzeszów, Sanok, Strzyżów;

Podlaskim – Suwałki;

Pomorskim – Bytów, Gdynia, Kartuz, Kościerzyna, Lębork, Sopot, Wejherowo;

Śląskim – Bielsko Biala, Bytom, Cieszyń, Jastrzębie Zdrój, Jaworzno, Wodzisław Śląski, Żywiec;

Świętokrzyskim – Kazimierza Wielka, Opatów, Ostrowiec Świętokrzyski, Sandomierz, Starachowice;

Warmińsko-Mazurskim – Nowe Miasto Lubawskie, Olecko.

Źródło: Józefaciek A. i Cz., 1995 (7).

lasy, pokrywające około 40% obszaru Bieszczad, Tatr i Beskidów Zachodnich, około 30% obszaru Beskidów Środkowych, około 20% Podhala i w Sudetów oraz przez łąki i pastwiska obejmujące dodatkowo około 10% powierzchni wymienionych regionów.

W przypadku górskich gruntów ornych procesy erozji są w pewnym stopniu ograniczane również poprzecznostokowym układem działek i znacznym udziałem roślin motylkowatych w strukturze zasiewów oraz przewagą gleb bielicowych i gleb wylugowanych o gliniastym składzie granulometrycznym, należących do 3 kompleksów uprawowych: owsiano-ziemniaczanego górskiego, owsiano-pastewnego górskiego i zbożowego górskiego. Jest to również region o najbardziej niekorzystnych warunkach agroklimatycznych dla upraw polowych.

Region pogórzy. Silnie zagrożone erozją wodną jest Pogórze Beskidzkie, gdzie erozja silna i średnia występuje na około 45% obszaru. Jest to uwarunkowane bardzo urozmaiconą rzeźbą terenu i dużymi spadkami stoków, rocznymi opadami 600-1000 mm oraz znaczną powierzchnią gleb lessowych, najbardziej podatnych na zmywy powierzchniowe. W północnej części regionu występują gleby bielicowe i gleby bielicowe wytworzone z lessów i utworów lessowatych, kompleksu pszennego górskiego. W części południowej przeważa typ gleb bielicowych i gleb brunatnych wylugowanych wytworzonych z glin słabo podatnych na zmywy i należących do kompleksu zbożowego górskiego, lecz już w części zachodniej duży udział mają gleby lessowe. Warunki agroklimatyczne dla produkcji rolnej wahają się od średnich w części wschodniej i środkowej do dobrych i bardzo dobrych w części zachodniej. Średnia roczna temperatura wynosi 7,2°C. Dominują drobne gospodarstwa chłopskie z uciążliwą szachownicą gruntów.

Pogórze Beskidzkie natomiast jest średnio zagrożone. Erozja silna i średnia występuje na około 10% obszaru.

W obu krainach lasy i trwałe użytki zielone chronią zaledwie kilka procent powierzchni zagrożonej erozją wodną.

Region wyżyn. Wyżyna Lubelska wraz z Rostoczem, Niecka Nidziańska i Wyżyna Krakowsko-Częstochowska są silnie, a Wyżyna Kielecko-Sandomierska średnio zagrożone erozją wodną. Jest to wynikiem urozmaiconej rzeźby terenu, bardzo dużej podatności gleb lessowatych na zmywy powierzchniowe, generalnie małej powierzchni lasów (w znacznej części zlewni zaledwie po kilka procent) i trwałych użytków zielonych oraz przewagi wzdłużstokowego układu działek. Omawiany obszar należy do rejonów intensywnego rozwoju rolnictwa. Na terenach erodowanych przeważają gleby bielicowe i gleby brunatne (właściwe i wylugowane) oraz czarnoziemy, wszystkie wytworzone z lessów. Należą one do kompleksów pszennego bardzo dobrego i dobrego. Procentowo niewielki udział zajmują rędziny różnych formacji geologicznych zaliczone do kompleksu pszennego wadliwego, silnie degradowane przez zmywy. Warunki agroekologiczne dla produkcji rolniczej są dobre i bardzo dobre. Opady roczne wynoszą około 600 mm, a średnia temperatura 7,5°C. Przeważają drobne gospodarstwa rolne o średniej powierzchni 5 ha, z uciążliwą szachownicą gruntów.

Region pojezierzy obejmuje Pojezierza Wschodniobałtyckie oraz Pojezierza i Pobrzeża Południowobałtyckie. Generalnie jest to obszar zagrożony erozją wodną w stopniu średnim, a tylko Pojezierze Suwalskie i Wschodniopomorskie w stopniu silnym. Młodoglacjalna rzeźba terenu jest znacznie urozmaicona. Wierzchowiny zajmują niewielkie powierzchnie, a stoki są krótkie. Gleby są bardzo zróżnicowane typologicznie, przeważnie średnio i słabo podatne na zmywy powierzchniowe. Typologicznie dominują gleby bielcowe i gleby brunatne wylugowane. Znacznie mniejszą powierzchnię zajmują gleby brunatne właściwe. Oba dominujące typy gleb są wytworzone z glin lekkich, piasków gliniastych na glinach, piasków słabogliniastych i piasków luźnych. Przydatność rolnicza gleb jest bardzo zróżnicowana. Występują kompleksy takie, jak: pszenno-dobry, żytni bardzo dobry, żytni dobry, żytni słaby, żytni bardzo słaby, żytnio-lubiniowy, a lokalnie pszenno-wadliwy. Warunki agroklimatyczne są bardzo zróżnicowane. Obszary z agroklimatem korzystnym występują w środkowej i zachodniej części obszaru i zajmują około 50% powierzchni. Na pozostałym obszarze występują warunki agroklimatyczne od średnich do złych. W omawianym regionie występuje 39,2% gruntów ornych, 13,7% użytków zielonych, 32,7% lasów i 2% jezior.

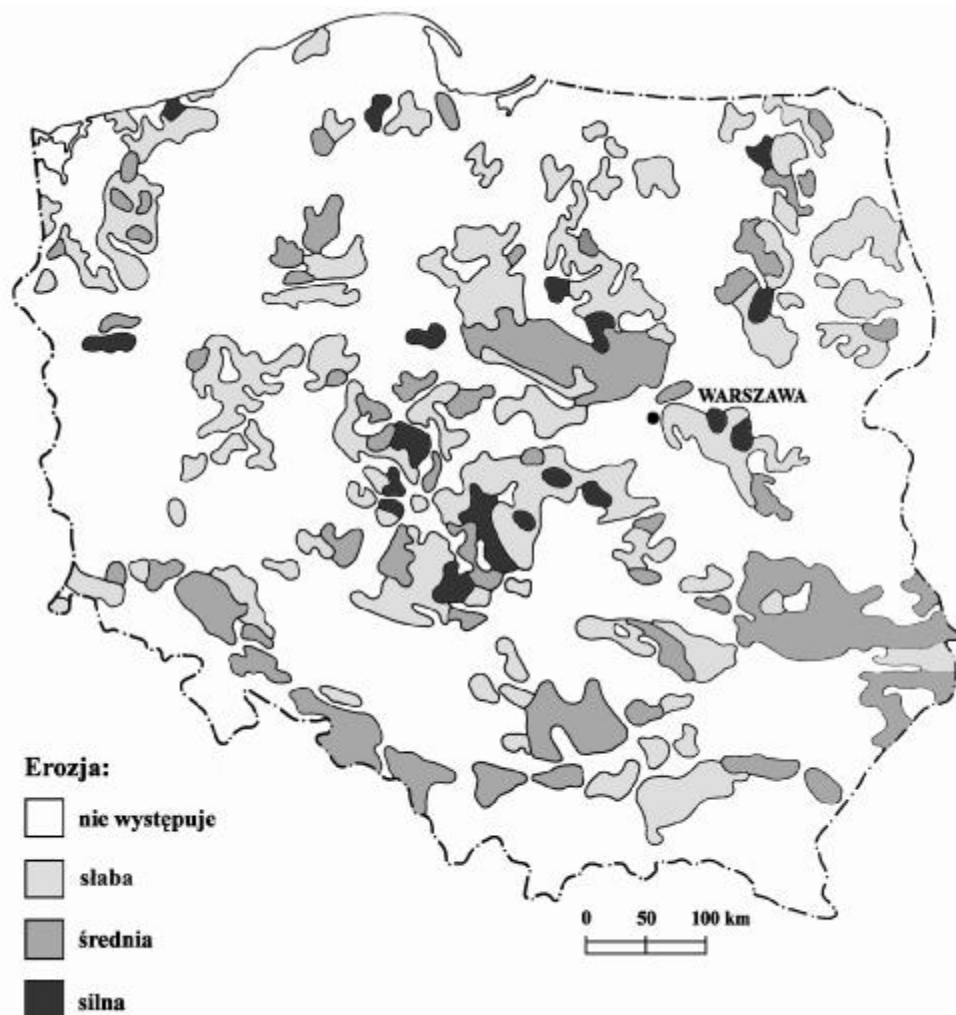
Rozmieszczenie przestrzenne obszarów o różnym stopniu nasilenia erozji wietrznej w Polsce w układzie województw

Oceny zagrożenia erozją wietrzną dokonano z uwzględnieniem kilku podstawowych kryteriów determinujących występowanie i nasilenie erozji wietrznej, takich jak: typ rzeźby terenu, podatność gleb na deflację (wywiewanie) i stopień lesistości terenu (8).

Z przeprowadzonych badań kartograficznych wynika, że około 28% ogółu użytków rolnych w kraju jest zagrożone erozją wietrzną, w tym około 10% erozją średnią i około 1% silną (rys. 2, tab. 2). Potencjalne zagrożenie erozją silną koncentruje się głównie w centralnej części pasa nizin środkowopolskich i na Pojezierzu Wschodniobałtyckim. Potencjalna erozja średnia występuje głównie w środkowym i wschodnim pasie nizin środkowopolskich i na przyległych terenach Pojezierza Wielkopolskiego i Chełmińsko-Dobrzyńskiego oraz w pasie wyżyn południowo-wschodnich i na Przedgórzu Sudeckim. Generalnie obszar największego zagrożenia erozją wietrzną obejmuje centralną i południową część nizinnych terenów Polski. Jest to wyjątkowo niekorzystne, ze względu na przewagę gleb piaszczystych przy małej lesistości terenu oraz na postępujące stepowanie.

Województwa najbardziej zagrożone to: łódzkie, mazowieckie, wielkopolskie i podlaskie, gdzie potencjalna erozja wietrzna silna (prowadząca do tworzenia się terenów wydumowych) występuje na obszarach od około 6% (łódzkie) do około 1,5% (podlaskie).

Lokalnie zagrożenie erozją silną występuje na dużych powierzchniach terenów wyżynnych woj. lubelskiego i świętokrzyskiego, ze względu na występowanie tam gleb wytworzonych z lessów, urozmaiconą rzeźbę i bardzo małą lesistość terenu. Również w północnej części województwa warmińsko-mazurskiego i lubuskiego lokalnie znajdują się powierzchnie terenów zagrożonych silną erozją wietrzną.



Rys. 2. Zagrożenie erozją wietrzną w Polsce

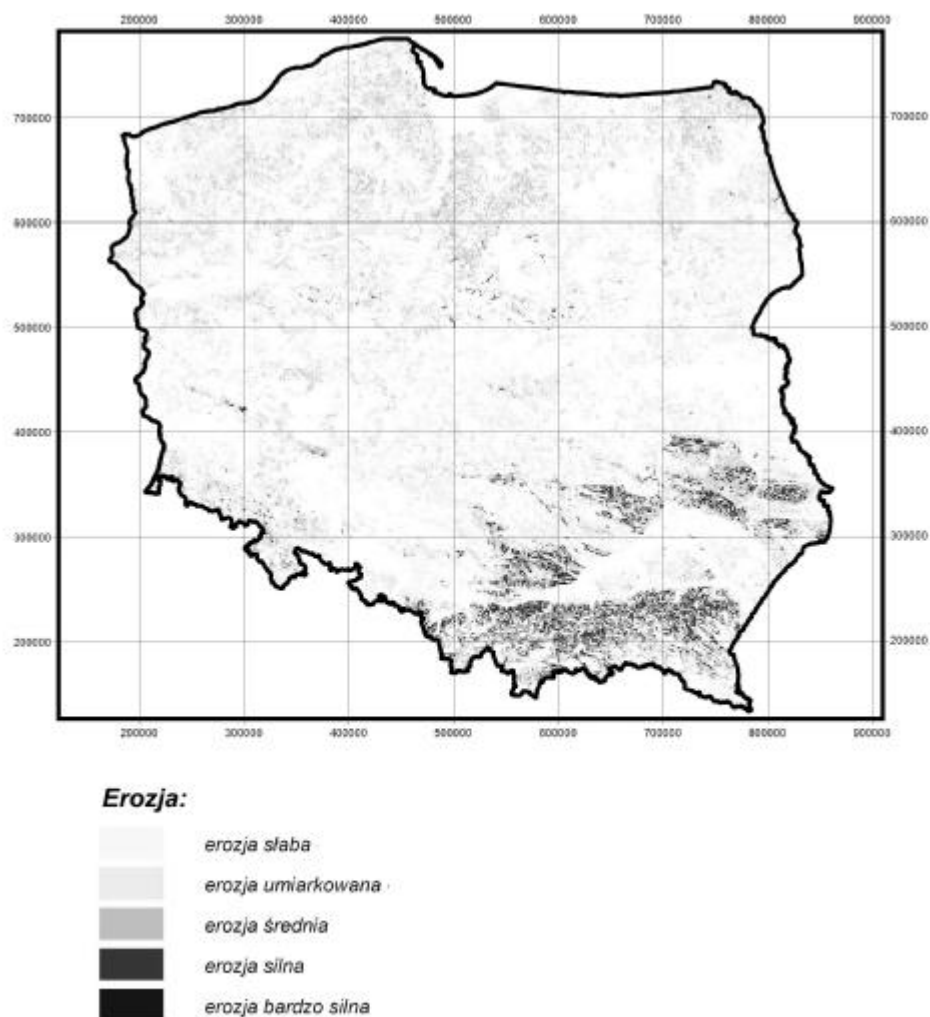
Źródło: Józefaciuk A. i Cz., 1995 (7).

Aktualne zagrożenie erozją wodną powierzchniową według CORINE Land Cover 2000

Analizę wykonano w oparciu o wskaźnik erozji wodnej aktualnej według metody J ó z e f a c i u k ó w (8), która wprowadza pięć stopni intensywności erozji wodnej powierzchniowej na podstawie wydzielenia metodą „overlay” z warstw przestrzennych, reprezentujących następujące zmienne: gatunek gleby, spadki terenu, średni roczny opad i typy użytkowania terenu. Ponieważ wskaźnik erozji wodnej potencjalnej (zagrożenie erozją wodną powierzchniową) jest interpretowany jako intensywność erozji

na gruncie ornym utrzymywanym w czarnym ugorze, oryginalną regułę decyzyjną metody wyznaczania erozji wodnej aktualnej J ó z e f a c i u k ó w można przedstawić jako tabelę wskaźników redukcji wektorowej warstwy potencjalnego zagrożenia erozją wodną powierzchnią (10), przypisanych poszczególnym typom użytkowania terenu, wyróżnionych w wektorowej bazie danych CORINE Land Cover 2000 (CLC 2000); (11).

Stwierdzono aktualnie znaczne ograniczenie zasięgów i intensywności erozji wodnej powierzchniowej wynikające z aktualnej, względnie korzystnej struktury użytkowania gruntów (rys. 3, tab. 3). Struktura użytkowania terenu w Polsce według da-



Rys. 3. Aktualne zagrożenie erozją wodną powierzchnią obszaru Polski w oparciu o CORINE Land Cover 2000

Źródło: Wawer R., Nowociński E., 2006 (11).

Tabela 2

Zagrożenie erozją wietrzną użytków rolnych w Polsce według województw

Województwo	Pow. ogólna woj.	Stopień nasilenia erozji						Stopień pilności ochrony
		słaba		średnia		silna		
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	
Dolnośląskie	19947,8	2990,0	15,0	2384,0	12,0	-	-	3
Kujawsko-pomorskie	17969,7	4249,0	23,6	1891,0	10,5	16,0	0,1	3
Lubelskie	25114,5	2098,0	8,4	6684,0	26,6	146,0	0,6	3
Lubuskie	13984,4	588,0	4,2	40,0	0,3	48,0	0,3	3
Łódzkie	18219,1	5670,0	31,1	1632,0	9,0	1028,0	5,6	3
Małopolskie	15144,1	2274,0	15,0	1516,0	10,0	16,0	0,1	3
Mazowieckie	35597,8	6640,0	18,7	4277,0	12,0	822,0	2,3	3
Opolskie	9412,5	1286,0	13,7	1408,0	15,0	-	-	3
Podkarpackie	17926,3	1216,0	6,8	1000,0	5,6	16,0	0,1	3
Podlaskie	20179,6	6528,0	32,3	1780,0	8,8	280,0	1,4	3
Pomorskie	18292,9	1884,0	10,3	630,0	3,4	20,0	0,1	3
Śląskie	12294,0	3004,0	24,0	1258,0	10,2	16,0	0,1	3
Świętokrzyskie	11672,3	1926,0	16,5	2384,0	20,4	24,0	0,2	3
Warmińsko-mazurskie	24203,0	3600,0	14,9	545,0	2,3	20,0	0,5	3
Wielkopolskie	29825,6	6289,0	21,1	1208,0	4,1	528,0	1,8	3
Zachodniopomorskie	22901,5	3961,0	17,3	500,0	2,2	12,0	0,1	3
Polska	312685,0	54203,0	17,3	29137,0	9,3	3092,0	1,0	3

Źródło: Józefaciuk A. i Cz., 1005 (7).

nych CORINE CLC 2000 sprzyja zmniejszeniu zagrożenia erozją wodną powierzchnią. Znajduje to odzwierciedlenie w zmniejszeniu udziału najwyższych stopni zagrożenia erozją wodną powierzchnią (3-5) z potencjalnego 16,5% do aktualnego 7,1%. Aby zmniejszyć wciąż dość wysokie aktualne zagrożenie erozją wodną powierzchnią należałoby zastosować na obszarze jej występowania melioracje przeciwoerozyjne, w tym transformację użytków z użytków rolnych na użytki ochronne. Dotyczy to ponad 2,2 mln ha, w tym około 500 tys. ha zagrożonych erozją wodną bardzo silną.

Prognoza występowania erozji gleb w Polsce do roku 2020

Zakładając dalsze wyłączanie gruntów z użytkowania ornego na rzecz zalesień, zadrzewień oraz innych użytków rolnych o funkcji glebochronnej, jak sady lub trwałe użytki zielone, należy się spodziewać dalszego zmniejszenia zasięgu i intensywności występowania zarówno erozji wodnej powierzchniowej, jak i erozji wietrznej.

Tabela 3

Aktualne zagrożenie erozją wodną powierzchniową według CORINE Land Cover 2000

Stopień nasilenia erozji	Objaśnienie	Zagrożenie potencjalne		Zagrożenie aktualne	
		km ²	%	km ²	%
0	brak erozji	20967,8	67,0	25506,4	81,6
1	erozja słaba	4775,0	15,3	578,8	1,9
2	erozja umiarkowana			2939,8	9,4
3	erozja średnia	3693,9	11,8	1380,5	4,4
4	erozja silna	1479,4	4,7	318,9	1,0
5	erozja bardzo silna			528,4	1,7
3-5	erozja średnia-silna	5173,3	16,5	2227,8	7,1
Razem (0-5)		31253,0	100	31252,8	100

Źródło: Józefaciuk A. i Cz., 1995 (7); Wawer R., Nowocien E., 2006 (11).

Występujące w ostatnim czasie susze glebowe oraz generalna tendencja światowa wzrostu średnich temperatur miesięcznych w okresie ostatnich 6 lat (NASA) mogą doprowadzić do przesuszenia gleb poniżej ich średniej naturalnej wilgotności, co w konsekwencji może istotnie zwiększyć zasięg występowania i intensywność erozji wietrznej na gruntach ornych.

Prognozowane w symulacjach najbardziej prawdopodobnych scenariuszy zmian klimatu zwiększenie intensywności opadów atmosferycznych, szczególnie w okresach wiosennym i jesiennym, istotnie wpłynie na zwiększenie intensywności erozji wodnej powierzchniowej.

Tabela 4

Aktualne zagrożenie erozją wodną powierzchnią województw według CORINE Land Cover 2000

Województwo	Powierzchnia całkowita	Stopień zagrożenia erozją wodną													
		0		1		2		3		4		5		3-5	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Opolskie	9371	8625	92,0	61	0,6	597	6,4	85	0,9	0	0,0	4	0,0	89	0,9
Lubuskie	13942	12821	92,0	94	0,7	712	5,1	305	2,2	0	0,0	9	0,1	314	2,3
Łódzkie	18193	16043	88,2	299	1,6	1372	7,5	416	2,3	9	0,0	53	0,3	479	2,6
Podlaskie	20176	16565	82,1	660	3,3	2300	11,4	622	3,1	9	0,0	21	0,1	651	3,2
Mazowieckie	35570	32724	92,0	398	1,1	1749	4,9	591	1,7	29	0,1	78	0,2	698	2,0
Śląskie	12242	9481	77,4	385	3,1	1453	11,9	371	3,0	274	2,2	277	2,3	922	7,5
Wielkopolskie	29801	26802	89,9	214	0,7	1820	6,1	936	3,1	4	0,0	25	0,1	965	3,2
Dolnośląskie	19827	16531	83,4	346	1,7	1824	9,2	916	4,6	76	0,4	134	0,7	1126	5,7
Zachodniopomorskie	22860	18773	82,1	309	1,4	2627	11,5	1148	5,0	0	0,0	3	0,0	1151	5,0
Kujawsko-pomorskie	17944	14326	79,8	224	1,2	2036	11,3	1303	7,3	8	0,0	46	0,3	1357	7,6
Pomorskie	18236	14077	77,2	463	2,5	2234	12,3	1451	8,0	4	0,0	7	0,0	1462	8,0
Warmińsko-mazurskie	24176	20018	82,8	354	1,5	2300	9,5	1499	6,2	1	0,0	2	0,0	1502	6,2
Świętokrzyskie	11655	7475	64,1	465	4,0	2013	17,3	818	7,0	222	1,9	661	5,7	1701	14,6
Podkarpackie	17864	13225	74,0	416	2,3	1524	8,5	714	4,0	870	4,9	1115	6,2	2699	15,1
Lubelskie	25087	18148	72,3	637	2,5	3201	12,8	1665	6,6	277	1,1	1159	4,6	3101	12,4
Małopolskie	15084	8963	59,4	457	3,0	1613	10,7	957	6,3	1406	9,3	1688	11,2	4051	26,9
Polska	312028	254597	81,6	5784	1,9	29378	9,4	13798	4,4	3188	1,0	5282	1,7	22269	7,1

Źródło: Opracowanie własne.

Literatura

1. Bittner G., Feranec J., Jaffrain G.: CORINE land cover update. Technical guidelines, EEA Technical report No 82, 2002. Gentile A. R. et al., Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe - A challenge for the 21st century. EEA, 2000.
2. European Commission, 2002. Towards a Strategy for Soil Protection, COM (2002) 179 final. INTERNET: http://europa.eu.int/comm/environment/agriculture/soil_protection.htm
3. EEA, 2003a. Assessment and reporting on soil erosion. Background and workshop report. Technical Report nr. 94/2003. European Environment Agency.
4. Fischer Weltatlas 2002. Wyd. Fischer Taschenbuch Verlag: 520.
5. Garcia-Torres L. et al.: Conservation agriculture in Europe: current status and perspectives. In: Conservation agriculture, a worldwide challenge. I World Congress on Conservation Agriculture. Madrid, 1-5 October, 2001. ECAF, FAO, Cordoba, Spain, 2001.
6. Jadczyż J., Stuczyński T., Szabelak P., Wawer R., Zieliński M.: History and current status of research and policies regarding soil erosion in Poland. In: Agricultural Impacts on Soil Erosion and Soil Biodiversity: Developing Indicators for Policy Analysis. Proceedings from an OECD Expert Meeting Rome, Italy, March, 201-209, 2003.
7. Józefaciuk A., Józefaciuk C.: Erozyja agroekosystemów. Bibl. Monit. Środ., 1995, 168.
8. Józefaciuk C., Józefaciuk A.: Mechanizm i wskazówki metodyczne badania procesów erozji. Bibl. Monit. Środ., 1996, 148.
9. Sauerborn P. et al.: Future rainfall erosivity derived from large-scale climate models - methods and scenarios for a humid region. Geoderma, 1999, **93**: 269-276.
10. Stuczyński T., Jadczyż J., Budzyńska K., Gawrysiak L., Kukla H.: Wykorzystanie zintegrowanego systemu informacji o rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski (ZSI RPP) do wyznaczenia obszarów realizacji programów rolno-środowiskowych. Aplikacja AgroGIS. X Konferencja Naukowo-Techniczna, Zegrze k. Warszawy, 12-14 czerwca, 2000, 233-285.
11. Wawer R., Nowocień E.: Mapa erozji wodnej aktualnej w oparciu o CORINE Land Cover 2000. Pam. Puł., 2006, **142**: 537-546.

Adres do korespondencji:

dr Rafał Wawer

e-mail: rafal.wawer@iung.pulawy.pl

dr Eugeniusz Nowocień

e-mail: nowocien@iung.pulawy.pl

Zakład Gleboznawstwa Erozyj i Ochrony Gruntów

IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8

24-100 Puławy

tel. (081) 886 34 21 w. 308

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa - Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

ZMIANY W UŻYTKOWANIU ZIEMI W WOJEWÓDZTWACH*

Wstęp

W Polsce rozwój obszarów wiejskich wiąże się ściśle z sytuacją rolnictwa i kierunkami jego przekształceń. Konieczność kształtowania środowiska rolniczego równoległe z procesami jego użytkowania wymaga podejścia kompleksowego i dostrzegania wielofunkcyjności obszarów wiejskich. Ma to również istotne znaczenie z punktu widzenia wspierania polityki regionalnej.

Regionalne zróżnicowanie rolnictwa i obszarów wiejskich jest duże. Dysproporcje w rozwoju regionalnym pogłębiły się w warunkach gospodarki rynkowej. Każdy region poprzez swoje położenie geograficzne, warunki naturalne, historię gospodarczą oraz politykę społeczno-ekonomiczną kształtował obecny poziom rozwoju.

Sposób zagospodarowania powierzchni ziemi jest podstawowym wskaźnikiem wpływu człowieka na powierzchnię terenu. Położenie Polski w pasie wielkich równin europejskich w znacznym stopniu wpłynęło na użytkowanie ziemi. Przeważający typ krajobrazu naturalnego jakim są równiny i obszary pagórkowate, mimo nie najlepszych gleb, sprawił, że znaczne obszary nadawały się do wykorzystania do celów rolnictwa. Użytki rolne określające ramy działalności rolnictwa decydują o jego potencjale produkcyjnym, kierunkach produkcji, w tym wielkości produkcji roślinnej i zwierzęcej. Drugą formą użytkowania są grunty leśne.

Problematykę dotyczącą struktury zagospodarowania powierzchni kraju podejmowało wielu autorów. Często analizę ogranicza się do jednej kategorii, np. struktury zasiewów na gruntach ornych (7). Nieco większą grupę stanowią prace, których autorzy oceniają kierunki zmian i przekształcenia w użytkowaniu ziemi na wybranym terenie (1, 8, 11).

Celem badań była analiza zmian w strukturze użytkowania ziemi w poszczególnych regionach kraju w latach 1995–2004. Mianem regionu, zgodnie z definicją stosowaną w Unii Europejskiej, określa się jednostkę administracyjną podziału kraju najbliższą administracji rządowej, czyli województwo. Podstawowe źródło danych do analizy stanowiły dane statystyczne GUS zestawione w układzie obecnie obowiązującego podziału na województwa (regiony). Za pomocą współczynników korelacji linio-

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.2 w wieloletnim programie IUNG-PIB

wej określono siłę związku między kategoriami użytkowania ziemi. Trendy opisujące przebieg zmian oszacowano równaniami regresji liniowej lub kwadratowej.

Omówienie wyników i dyskusja

Główną siłą sprawczą, której podlegają przemiany w strukturze zagospodarowania dyspozycyjnej powierzchni kraju są potrzeby człowieka. W Polsce dominują dwie formy użytkowania ziemi: użytki rolne i lasy. Możliwości rolniczego zagospodarowania ziemi określają warunki przyrodnicze, które są mocno zróżnicowane. W 1995 roku użytki rolne stanowiły 57,4%, lasy i grunty leśne 28,2%, a pozostałe grunty (osiedlowe, komunikacyjne, pod wodami itp.) 14,4% powierzchni kraju. Udział użytków rolnych w poszczególnych województwach wahał się od 39,8% (woj. lubuskie) do 70,0% (łódzkie). Większym od średniej udziałem powierzchni użytków rolnych w ogólnej powierzchni województw wyróżniają się regiony: łódzki, lubelski, mazowiecki, kujawsko-pomorski, świętokrzyski, wielkopolski, opolski, podlaski, małopolski i dolnośląski (tab. 1). Rozmieszczenie lasów w Polsce jest bardzo nierównomierne. Najmniejszą lesistością wyróżnia się województwo łódzkie (20,0%), a największą lubuskie (48,1%).

Dominującą kategorią w strukturze użytków rolnych są grunty orne niemal równomiernie rozmieszczone na obszarze całego kraju. Tę sytuację najlepiej oddaje statystyka przedstawiająca udział powierzchni gruntów ornych w ogólnej powierzchni województw (tab. 2). Rozpiętość udziału tych gruntów w poszczególnych regionach

Tabela 1

Struktura użytkowania ziemi w województwach w 1995 i 2004 roku (% powierzchni ogólnej)

Województwa	Użytki rolne		Lasy i grunty leśne		Pozostałe grunty	
	1995	2004	1995	2004	1995	2004
Dolnośląskie	58,5	58,1	28,1	29,4	13,4	12,5
Kujawsko-pomorskie	64,8	64,4	22,5	23,0	12,7	12,6
Lubelskie	69,1	67,7	21,8	22,6	9,1	9,7
Lubuskie	39,8	39,5	48,1	50,1	12,2	10,4
Łódzkie	70,0	68,3	20,0	20,8	10,0	10,9
Małopolskie	59,5	53,2	29,0	29,3	11,5	17,7
Mazowieckie	68,1	66,9	21,8	22,4	10,2	10,6
Opolskie	62,4	62,2	26,1	27,0	11,5	10,8
Podkarpackie	53,5	52,3	36,0	36,9	10,4	10,4
Podlaskie	59,9	59,7	29,3	30,1	10,8	10,3
Pomorskie	50,1	49,7	34,9	36,6	15,0	13,7
Śląskie	51,2	49,9	31,9	32,3	16,9	18,1
Świętokrzyskie	64,1	57,8	27,0	28,0	9,0	14,5
Warmińsko-mazurskie	54,0	53,6	28,9	30,4	17,1	16,0
Wielkopolskie	64,1	63,0	25,1	25,8	10,9	11,2
Zachodniopomorskie	49,4	48,2	34,2	35,7	16,4	16,2
Polska	57,4	52,2	28,2	29,2	14,4	18,6

Źródło: GUS i opracowanie własne.

mieści się w granicach 28,6-57,4%, przy czym aż w 7 województwach przekracza 45%. Na ten udział największy wpływ ma ukształtowanie terenu oraz gleby. Stąd też występują regiony o najniższym udziale gruntów ornych: zachodniopomorskie, lubuskie, warmińsko-mazurskie, podkarpackie i śląskie.

Trwałe użytki zielone obejmujące zarówno trwałe łąki, jak i pastwiska zajmują 12,1% powierzchni kraju. Przestrzenne rozmieszczenie trwałych użytków zielonych jest bardzo nierównomierne. Zależy ono od warunków siedliskowych sprzyjających występowaniu ekosystemów trawiastych, w tym przede wszystkim od wody. Uwilgotnienie siedlisk łąkowych w naszym kraju zależy nie tyle od opadów atmosferycznych ile od utrzymywania się wysokiego poziomu wody gruntowej w ciągu okresu wegetacyjnego. Stąd też najwięcej trwałych użytków zielonych występuje w województwach podlaskim i warmińsko-mazurskim, a najmniej w kujawsko-pomorskim (tab. 2).

Tabela 2

Udział użytków rolnych w powierzchni ogólnej województw w 1995 i 2004 roku (%)

Województwo	Grunty orne		Sady		Łąki		Pastwiska	
	1995	2004	1995	2004	1995	2004	1995	2004
Dolnośląskie	43,6	45,1	0,4	0,4	7,8	7,2	6,7	5,4
Kujawsko-pomorskie	55,7	56,0	1,1	0,7	5,1	5,2	3,0	2,5
Lubelskie	54,3	53,0	1,3	1,9	10,4	10,0	3,1	2,9
Lubuskie	29,4	29,4	0,3	0,2	7,4	7,2	2,7	2,7
Łódzkie	57,4	54,4	1,4	1,8	6,9	8,4	4,3	3,7
Małopolskie	44,6	35,5	1,9	0,9	7,3	13,1	5,8	3,7
Mazowieckie	51,0	48,3	2,3	2,4	8,3	10,2	6,5	6,0
Opolskie	51,1	54,1	0,5	0,2	8,4	6,4	2,4	1,5
Podkarpackie	37,4	35,5	0,6	0,6	7,0	9,3	8,4	6,8
Podlaskie	40,1	38,5	0,3	0,3	10,5	12,6	9,0	8,3
Pomorskie	39,4	39,9	0,3	0,2	6,4	6,0	4,0	3,6
Śląskie	38,6	36,8	1,0	0,8	7,6	8,4	4,1	3,8
Świętokrzyskie	50,9	43,8	1,6	2,3	8,0	9,5	3,6	2,2
Warmińsko-mazurskie	36,9	37,5	0,2	0,2	7,1	7,1	9,9	8,8
Wielkopolskie	52,9	52,5	0,7	0,6	7,6	7,4	2,9	2,5
Zachodniopomorskie	28,6	38,0	0,3	0,2	6,9	6,5	3,6	3,4
Polska	44,4	40,6	0,9	0,9	7,3	7,6	4,8	3,1

Źródło: GUS i opracowanie własne.

W analizowanym okresie lat 1995–2004 we wszystkich województwach wystąpił proces stałego, powolnego zmniejszania się ogólnej powierzchni użytków rolnych. Przyczyną takiego stanu rzeczy jest wyłączenie z rolniczego użytkowania gruntów najslabszych (V i VI klasy) oraz przeznaczanie ich pod zalesienia i na cele nierolnicze (urbanizacyjne), określone przesłankami rozwojowymi (9).

Współczynniki równań regresji wskazują, że tempo tych zmian w poszczególnych województwach było różne (tab. 3-9). W analizowanej przestrzeni można wydzielić kilka grup różniących się dynamiką przemian. Największą dynamikę zmian stwierdzono w regionie małopolskim. Powierzchnia użytków rolnych zmniejszała się o 9,2 tys. ha rocznie (tab. 3), a ich udział w powierzchni ogółem zmalał z 59,5% w 1995 roku do 53,2% w 2004 roku. Z tytułu zmniejszenia areалу rolnego nieznacznie zwiększyła się powierzchnia lasów i gruntów leśnych (tab. 4), natomiast w tym samym tempie około 9,0 tys. ha rocznie nastąpił przyrost gruntów przeznaczonych na cele urbanizacyjne (tab. 5). Szczegółowa analiza pozwoliła stwierdzić, że na wysokie tempo wpłynęły zmiany jakie dokonały się w dwóch ostatnich latach rozpatrywanego okresu. Było to wynikiem przekształceń na wsi, w wyniku których powierzchnia odłogów i ugorów zmalała z 137,8 tys. ha w 2002 roku do 59,6 tys. ha w 2004 roku. Przekształceniu uległy głównie obszary znajdujące się w sąsiedztwie aglomeracji miejskich (Katowice, Kraków), które zostały zurbanizowane i uprzemysłowione. Są to tereny o dominacji funkcji pozarolniczych, gdzie ludność zatrudniona jest głównie w przemyśle, budownictwie i usługach (12). Stwierdzono także zmiany w strukturze użytków rolnych. Powierzchnia gruntów ornych była ujemnie skorelowana z powierzchnią łąk (-0,96) oraz z pozostałymi terenami (-0,84). Równie silny ujemny związek wystąpił pomiędzy powierzchnią pastwisk a terenami nierolniczymi (-0,97), lasami (-0,80) i łąkami (-0,57). Tak więc zmniejszenie powierzchni gruntów ornych o ponad 9,0% nastąpiło na rzecz przyrostu powierzchni łąk oraz terenów nierolniczych. Natomiast kosztem ubytku pastwisk o 2,1% zwiększył się udział powierzchni pozostałych terenów, lasów i łąk. W efekcie udział terenów osiedlowych wzrósł do poziomu 17,7%, leśnych do 29,3%,

Tabela 3

Trendy zmian powierzchni użytków rolnych w województwach w latach 1995–2004

Województwo	Równania regresji	Współczynnik R ²
Dolnośląskie	$y = 1170,6 - 1,25 * t$	83,6
Kujawsko-pomorskie	$y = 1166,4 - 0,76 * t$	70,1
Lubelskie	$y = 1736,2 - 3,75 * t$	90,7
Lubuskie	$y = 556,5 - 0,41 * t$	48,8
Łódzkie	$y = 1274,8 - 3,21 * t$	83,0
Małopolskie	$y = 921,1 - 9,23 * t$	66,3
Mazowieckie	$y = 2418,2 - 4,04 * t$	75,6
Opolskie	$y = 592,4 - 3,7 * t + 0,29 * t^2$	83,4
Podkarpackie	$y = 957,6 - 2,30 * t$	79,5
Podlaskie	$y = 1207,3 - 0,70 * t$	32,9
Pomorskie	$y = 917,7 - 1,20 * t$	81,6
Śląskie	$y = 628,9 - 1,73 * t$	86,3
Świętokrzyskie	$y = 753,4 - 4,45 * t$	45,4
Warmińsko-mazurskie	$y = 1308,4 - 0,83 * t$	62,9
Wielkopolskie	$y = 1912,8 - 3,51 * t$	91,3
Zachodniopomorskie	$y = 1128,4 - 2,43 * t$	82,2

Źródło: GUS i opracowanie własne.

a łąk do 13,1% (tab. 1, 2). Podobna tendencja, tylko z nieco mniejszą siłą, wystąpiła w regionie świętokrzyskim. Nieużytki wraz gruntami pod zabudowę, drogi i inne grunty stanowią 14,5% powierzchni województwa i wzrosły one (szczególnie w ostatnim roku) kosztem powierzchni przestrzeni rolniczej. Zmniejszenie powierzchni gruntów ornych o 5,8 tys. ha rocznie spowodował przyrost terenów przeznaczonych na cele urbanizacyjne i leśne (tab. 6).

Drugą grupę stanowią województwa: lubelskie, łódzkie, mazowieckie i wielkopolskie, w których średni roczny ubytek użytków rolnych wahał się od 3,2-4,0 tys. ha (tab. 3). Spadek udziału ziemi rolniczej w powierzchni województw mieścił się w zakresie 1,1-1,7%. W regionie łódzkim zmniejszenie udziału użytków rolnych nastąpiło głównie na rzecz zwiększenia powierzchni przeznaczonej na cele osiedlowe i leśne (tab. 4 i 5). Ujemna korelacja między powierzchnią gruntów ornych a pozostałymi obszarami (-0,88), łąkami (-0,86) oraz lasami (-0,85) spowodowała, że zmniejszenie powierzchni gruntów ornych o około 5,5 tys. ha rocznie wpłynęło na przyrost udziału terenów nierolniczych o 0,9% i leśnych o 0,8% (tab. 6). Wystąpił także przyrost powierzchni łąk o 1,5%. W pozostałych województwach tej grupy kosztem ubytku użytków rolnych, w tempie około 2,5 tys. ha rocznie, zwiększył się przede wszystkim udział obszarów leśnych (tab. 4). W rejonie lubelskim o 0,6% wzrosła powierzchnia sadów. Średni roczny przyrost łąk o 5,9 tys. ha w województwie mazowieckim spowodował wzrost ich udziału o 1,9% (tab. 7). Podobną tendencję można zaobserwować w regionie podkarpackim i śląskim, tylko z mniejszą siłą (tab. 7). W województwie śląskim ubytek użytków rolnych, a w nich gruntów ornych, spowodował przyrost terenów pozarolniczych do poziomu 18,1% (tab. 1). Udział trwałych użytków zielo-

Tabela 4

Trendy zmian powierzchni lasów i gruntów leśnych w województwach w latach 1995–2004

Województwo	Równania regresji	Współczynnik R^2
Dolnośląskie	$y = 556,9 + 2,99 \cdot t$	96,9
Kujawsko-pomorskie	$y = 399,1 + 1,21 \cdot t$	77,4
Lubelskie	$y = 542,3 + 2,55 \cdot t$	89,0
Lubuskie	$y = 671,4 + 2,81 \cdot t$	96,0
Łódzkie	$y = 362,7 + 1,53 \cdot t$	96,8
Małopolskie	$y = 437,6 + 0,57 \cdot t$	62,4
Mazowieckie	$y = 772,7 + 2,60 \cdot t$	96,6
Opolskie	$y = 247,5 + 0,74 \cdot t$	76,9
Podkarpackie	$y = 642,6 + 1,85 \cdot t$	87,7
Podlaskie	$y = 587,9 + 1,78 \cdot t$	92,6
Pomorskie	$y = 642,1 + 2,98 \cdot t$	92,4
Śląskie	$y = 390,3 + 0,78 \cdot t$	92,4
Świętokrzyskie	$y = 314,5 + 1,43 \cdot t$	86,3
Warmińsko-mazurskie	$y = 689,2 + 4,43 \cdot t$	94,3
Wielkopolskie	$y = 748,3 + 2,39 \cdot t$	94,5
Zachodniopomorskie	$y = 782,4 + 3,71 \cdot t$	93,6

Źródło: GUS i opracowanie własne.

Tabela 5

Trendy zmian powierzchni pozostałych gruntów w województwach w latach 1995–2004

Województwo	Równania regresji	Współczynnik R^2
Dolnośląskie	$y = 267,3 - 1,74 * t$	90,4
Kujawsko-pomorskie	ni.	–
Lubelskie	ni.	–
Lubuskie	$y = 170,4 - 2,35 * t$	88,9
Łódzkie	$y = 184,4 + 1,68 * t$	55,9
Małopolskie	$y = 154,4 + 8,98 * t$	61,4
Mazowieckie	$y = 358,2 + 6,83 * t - 0,52 * t^2$	54,4
Opolskie	ni.	–
Podkarpackie	$y = 182,5 + 5,94 * t - 0,57 * t^2$	51,8
Podlaskie	$y = 222,6 - 1,05 * t$	35,9
Pomorskie	$y = 269,4 - 1,78 * t$	77,8
Śląskie	$y = 208,6 + 1,41 * t$	81,6
Świętokrzyskie	ni.	–
Warmińsko-mazurskie	$y = 422,8 - 3,66 * t$	93,0
Wielkopolskie	$y = 321,5 + 1,12 * t$	55,8
Zachodniopomorskie	$y = 379,5 - 1,33 * t$	50,0

ni. – nieistotne

Źródło: GUS i opracowanie własne.

Tabela 6

Trendy zmian powierzchni gruntów ornych w województwach w latach 1995–2004

Województwo	Równania regresji	Współczynnik R^2
Dolnośląskie	$y = 864,1 + 12,2 * t - 0,93 * t^2$	49,2
Kujawsko-pomorskie	$y = 995,1 + 2,95 * t - 0,49 * t^2$	88,1
Lubelskie	$y = 1364,7 - 3,69 * t$	89,1
Lubuskie	ni.	–
Łódzkie	$y = 1044,9 - 5,48 * t$	85,1
Małopolskie	$y = 683,1 - 13,56 * t$	69,7
Mazowieckie	$y = 1810,6 - 9,37 * t$	80,2
Opolskie	$y = 482,0 + 2,50 * t$	79,6
Podkarpackie	$y = 659,6 - 2,67 * t$	35,1
Podlaskie	$y = 812,4 - 3,458 * t$	85,7
Pomorskie	ni.	–
Śląskie	$y = 470,8 - 2,148 * t$	65,5
Świętokrzyskie	$y = 594,0 - 5,84 * t$	63,8
Warmińsko-mazurskie	$y = 896,6 + 1,03 * t$	31,2
Wielkopolskie	$y = 1582,3 - 1,61 * t$	95,1
Zachodniopomorskie	$y = 883,8 - 1,03 * t$	67,1

ni. – nieistotne

Źródło: GUS i opracowanie własne.

Tabela 7

Trendy zmian powierzchni łąk w województwach w latach 1995–2004

Województwo	Równania regresji	Współczynnik R^2
Dolnośląskie	$y = 154,6 - 1,27 * t$	92,0
Kujawsko-pomorskie	ni.	–
Lubelskie	$y = 264,2 - 1,00 * t$	60,8
Lubuskie	$y = 102,9 - 0,57 * t + 0,05 * t^2$	48,7
Łódzkie	$y = 128,9 + 2,50 * t$	41,7
Małopolskie	$y = 113,2 + 8,90 * t$	57,4
Mazowieckie	$y = 311,8 + 5,87 * t$	44,0
Opolskie	$y = 78,6 - 1,87 * t$	79,5
Podkarpackie	$y = 134,2 + 3,6 * t$	44,2
Podlaskie	$y = 218,3 + 4,02 * t$	58,5
Pomorskie	$y = 116,1 - 0,70 * t$	85,3
Śląskie	$y = 88,7 - 5,31 * t + 0,40 * t^2$	59,1
Świętokrzyskie	$y = 98,6 + 1,70 * t$	36,2
Warmińsko-mazurskie	ni.	–
Wielkopolskie	$y = 226,5 - 0,63 * t$	92,3
Zachodniopomorskie	$y = 156,6 - 0,71 * t$	69,6

ni. – nieistotne

Źródło: GUS i opracowanie własne.

nych zmieniał się krzywoliniowo. W początkowym okresie wystąpił dynamiczny spadek powierzchni łąk i pastwisk, a później powolny przyrost powierzchni łąk. Znaczny przyrost udziału powierzchni łąk wystąpił w regionie podkarpackim (o 2,3%) i podlaskim (o 2,1%). Zwiększeniu powierzchni trwałych użytków zielonych towarzyszył spadek pogłowia zwierząt przeżuujących. Tylko w kilku województwach (mazowieckie, wielkopolskie i podkarpackie) wzrost udziału łąk spowodowany był wzrostem pogłowia bydła i owiec (zwierząt trawożernych), przy równoczesnym spadku obsady trzody chlewnej. Wprawdzie w analizowanym okresie powierzchnia pastwisk trwałych zmniejszyła się w wielu województwach (tab. 8), ale przybyło trwałych łąk. W praktyce oznacza to między innymi ekstensywny charakter rolnictwa, co w odniesieniu do trwałych użytków zielonych jest niekorzystne (3).

W pozostałych województwach dynamika spadku powierzchni gruntów rolnych była słaba. Wystąpił natomiast znaczny przyrost powierzchni leśnych. W grupie tej znalazły się województwa: warmińsko-mazurskie, zachodniopomorskie, pomorskie i lubuskie, na terenie których od szeregu lat znaczne powierzchnie pól były wyłączone z uprawy (odłogi). Dotyczy to szczególnie gospodarstw po byłych PGR i Spółdzielniach Produkcyjnych w województwach północno-zachodniej i północno-wschodniej Polski (4). Również względy ekonomiczne spowodowały, że wielu rolników posiadających małe gospodarstwa przestało obsiewać swoje pola, powiększając w ten sposób areał ugorów i odłogów. Nasilenie odłogowania gruntów związane z restruktury-

Tabela 8

Trendy zmian powierzchni pastwisk w województwach w latach 1995–2004

Województwo	Równania regresji	Współczynnik R^2
Dolnośląskie	$y = 139,2 - 10,4*t + 0,78*t^2$	49,1
Kujawsko-pomorskie	$y = 55,8 - 3,56*t + 0,26*t^2$	57,5
Lubelskie	$y = 79,3 - 0,58*t$	66,7
Lubuskie	ni.	–
Łódzkie	ni.	–
Małopolskie	$y = 96,6 - 3,36*t$	66,4
Mazowieckie	$y = 240,7 - 12,06*t + 0,99*t^2$	57,3
Opolskie	$y = 21,1 - 0,83*t$	72,9
Podkarpackie	$y = 152,1 - 3,19*t$	74,5
Podlaskie	$y = 194,9 - 13,02*t + 1,07*t^2$	68,3
Pomorskie	$y = 73,1 - 0,73*t$	68,0
Śląskie	$y = 49,0 - 0,41*t$	31,6
Świętokrzyskie	$y = 42,5 - 0,90*t$	32,7
Warmińsko-mazurskie	$y = 232,1 - 1,66*t$	31,2
Wielkopolskie	$y = 84,4 - 1,15*t$	59,4
Zachodniopomorskie	$y = 84,2 - 2,16*t + 0,16*t^2$	62,6

ni. – nieistotne

Źródło: GUS i opracowanie własne.

zają rolnictwa stworzyło możliwości trwałej rezygnacji z gospodarki polowej na gruntach o małej wartości użytkowo-rolniczej. W regionie zachodniopomorskim przyrost powierzchni lasów nastąpił w wyniku spadku powierzchni użytków rolnych. Udział lasów i gruntów leśnych w wymienionych województwach wzrósł o 1,5-2,0% (tab. 1).

Wyniki badań są zbieżne z poglądami K r a s o w i c z a i in. (6), którzy analizując regionalne zróżnicowanie wykorzystania potencjału rolnictwa w Polsce wydzielają 5 grup województw różniących się warunkami przyrodniczymi, intensywnością organizacji produkcji, udziałem ugorów i odłogów oraz obsadą inwentarza produkcyjnego. Jedną z tych grup stanowią województwa: warmińsko-mazurskie, pomorskie, lubuskie i zachodniopomorskie charakteryzujące się największym udziałem odłogów i ugorów, mniejszą intensywnością produkcji i dużym udziałem gospodarstw wielkoobszarowych. Podobnie F i l i p i a k (2) grupuje regiony ze względu na stopień wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej. Na podstawie tej analizy możemy stwierdzić, że w województwach o najsłabszym wykorzystaniu rolniczej przestrzeni produkcyjnej tempo ubytku użytków rolnych i przeznaczanie ich na cele urbanizacyjne lub leśne jest szybsze. Zalesianie wszystkich nieefektywnych gruntów ma decydujące znaczenie w optymalizacji struktury użytkowania ziemi (10). W świetle krajowego programu zwiększania lesistości (5), racjonalna z punktu widzenia użytkowania ziemi i kształtowania środowiska, docelowa lesistość Polski powinna osiągnąć 33-34%.

Odminną tendencję stwierdzono w województwie opolskim, gdzie w wyniku zmniejszenia się powierzchni trwałych użytków zielonych nastąpił przyrost gruntów ornych

Tabela 9

Trendy zmian powierzchni sadów w województwach w latach 1995–2004

Województwo	Równania regresji	Współczynnik R^2
Dolnośląskie	$y = 9,5 - 0,15 * t$	62,7
Kujawsko-pomorskie	$y = 17,5 - 0,68 * t$	51,5
Lubelskie	$y = 28,1 + 1,52 * t$	63,3
Lubuskie	$y = 4,7 - 0,18 * t$	82,2
Łódzkie	$y = 23,3 + 0,64 * t$	43,0
Małopolskie	$y = 28,2 - 1,21 * t$	56,4
Mazowieckie	$y = 85,7 - 3,93 * t + 0,40 * t^2$	79,7
Opolskie	$y = 4,3 - 0,25 * t$	85,5
Podkarpackie	$y = 11,3 + 0,18 * t - 0,02 * t^2$	58,1
Podlaskie	$y = 6,4 - 0,67 * t + 0,06 * t^2$	87,5
Pomorskie	$y = 5,4 - 0,16 * t$	94,3
Śląskie	$y = 11,6 - 0,10 * t$	40,0
Świętokrzyskie	$y = 18,3 + 0,60 * t$	52,3
Warmińsko-mazurskie	$y = 3,8 + 0,16 * t - 0,02 * t^2$	48,6
Wielkopolskie	$y = 19,5 - 0,12 * t$	39,0
Zachodniopomorskie	$y = 7,4 - 0,33 * t$	86,5

Źródło: GUS i opracowanie własne.

o 3,0%. Natomiast w regionie dolnośląskim i kujawsko-pomorskim w początkowym okresie następował dynamiczny przyrost gruntów ornych kosztem udziału pastwisk, a później powolny spadek ich powierzchni na rzecz pastwisk. W pozostałych regionach zmiany udziałów poszczególnych użytków w powierzchni województw były niewielkie.

Podsumowanie

Kształtowanie struktury użytkowania ziemi jest procesem długotrwałym i trudnym. Ubytek użytków rolnych objął swym zasięgiem wszystkie województwa, z tym, że jego nasilenie było zróżnicowane. Największe zmiany wystąpiły w regionie małopolskim i świętokrzyskim, gdzie spadek udziału gruntów rolnych nastąpił przede wszystkim na rzecz obszarów przeznaczonych na cele urbanizacyjne. Natomiast w regionach o gorszych walorach użytkowych (słabe gleby) zwiększył się udział powierzchni lasów kosztem użytków rolnych, wynikał również z zalesiania terenów wcześniej wyłączonych z rolniczego zagospodarowania. W rezultacie odsetek użytków rolnych zmniejszył się do 52,2%, a lasów i pozostałych terenów zwiększył się odpowiednio do 29,2 i 18,6%.

Literatura

1. Bański J.: Zróżnicowanie i dynamika przekształceń rolniczego użytkowania ziemi na przykładzie wybranych województw. *Prz. Geograf.*, 1996, **(68)1-2**: 99-113.
2. Filipiak K.: Ocena wykorzystania rolniczej przestrzeni produkcyjnej. *Pam. Puł.*, 2003, **132**: 73-79.
3. Jankowska-Huflejt H., Moraczewski R., Zastawny J.: Potencjał produkcyjny trwałych użytków zielonych w Polsce i możliwości poprawy jego wykorzystania. *Pam. Puł.*, 2003, **132**: 121-126.
4. Józwiak W.: Regionalne zróżnicowanie obszarów wiejskich i rolnictwa. *Pam. Puł.*, 2001, **124**: 229-246.
5. Krajowy program zwiększania lesistości: Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa, 1995.
6. Krasowicz S., Igras J.: Regionalne zróżnicowanie wykorzystania potencjału rolnictwa w Polsce. *Pam. Puł.*, 2003, **132**: 233-252.
7. Kulikowski R.: Zmiany w kierunkach użytkowania gruntów ornych w Polsce w latach 1958–1965. *Prz. Geograf.*, 1969, **(61)2**: 281-286.
8. Magiera-Braś G.: Kierunki użytkowania gruntów na tle przyrodniczych ograniczeń oraz potrzeb w zakresie prac ulepszających rolniczą przestrzeń we wsiach górskich województwa krakowskiego. *Zesz. Nauk.*, AR Kraków, 1992, **264**: 49-58.
9. Rola J., Rola H.: Problem odlogów na gruntach porolnych i perspektywy ich racjonalnego wykorzystania. *Pam. Puł.*, 2000, **120/II**: 361-366.
10. Siuta J.: Przestrzenne potrzeby zalesiania nieefektywnych gruntów rolnych w Polsce. *Fragm. Agron.*, 2002, **1(73)**: 238-251.
11. Wanic M., Kostrzewska M.K., Jastrzebska M., Nowicki J.: Zagospodarowanie ziemi w latach 1980–1999 na terenie wybranych gmin województwa warmińsko-mazurskiego. *Cz. I. Struktura i kierunki użytkowania ziemi. Fragn. Agron.*, 2002, **1(73)**: 129-144.
12. Wysocki F., Łuczak A.: Zróżnicowanie funkcjonalne obszarów wiejskich w województwie małopolskim. *Zesz. Nauk.*, AR Kraków, 2001, **377**: 25-35.

Adres do korespondencji:

dr Zuzanna Jarosz
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. (081) 886 34 21
e-mail: bloch@iung.pulawy.pl

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

W serii wydawniczej „**STUDIA I RAPORTY IUNG - PIB**” publikowane są recenzowane prace z zakresu agronomii i kształtowania środowiska rolniczego, wykonane w ramach zadań programu wieloletniego pn. „Kształtowanie środowiska rolniczego Polski oraz zrównoważony rozwój produkcji rolniczej”. W zeszytach problemowych (monograficznych) wydawanych w ramach tej serii mogą być zamieszczane również prace autorów spoza IUNG - PIB, które merytorycznie mieszczą się w tematyce zadań programu wieloletniego.

Wydruk tekstu do recenzji:

czcionka 12 p., z odstępem 1,5-wierszowym.

Przygotowanie do druku:

- tekst i tabele w programie Word, wersja 6.0 lub wyższa
- czcionka – Times New Roman
- układ pracy: wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie, literatura

tekst

- czcionka – 11 p. (spis pozycji literatury – 9 p.)
- wcięcie akapitowe – 0,5 cm

tabele

- podział na wiersze i kolumny (z funkcji tworzenia tabel)
- szerokość dokładnie 12,5 cm (tabele w pionie) lub 18,5 cm (tabele w poziomie)
- czcionka 9 p., pojedyncze odstępy międzywierszowe
- umieszczone w oddzielnych plikach
- pod tabelą przypis ze wskazaniem źródła danych

rysunki

- czarno-białe
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiary w zakresie 12,5 cm × 18,5 cm
- dołączony wydruk w odpowiednich wymiarach, bardzo dobrej jakości, na białym papierze lub na folii
- w podpisach czcionka 9 p.
- na dyskietce w oddzielnych plikach
- pod rysunkiem przypis ze wskazaniem źródła danych

jednostki miary

- system SI
- jednostki zapisywać potęgowo (np. t · ha⁻¹)

literatura

- spis literatury w układzie alfabetycznym wg nazwisk autorów, w kolejności: nazwisko (pismo rozstrzelone), pierwsza litera imienia, tytuł pracy, miejsce publikacji: tytuł wydawnictwa (wg ogólnie przyjętych skrótów tytułów czasopism), rok, numer (pismo pogrubione), strony
- cytowanie w tekście – jako numer pozycji ze spisu literatury (w nawiasach okrągłych) lub dodatkowo z nazwiskiem autora (pismo rozstrzelone).

Pracę do recenzji należy składać w 2 egzemplarzach. Po recenzji oryginalny egzemplarz recenzowany i ostateczną wersję pracy, uwzględniającą uwagi recenzenta i redaktora, składać do Redakcji w 1 egzemplarzu i na dyskietce (lub przesłać e-mailem) na adres:

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy
e-mail: imarcinkowska@iung.pulawy.pl