

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA
I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT
BADAWCZY



STUDIA
I
RAPORTY
IUNG-PIB

39(13)

PROGRAM WIELOLETNI

2011-2015

PULAWY 2014

WYKORZYSTANIE
ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ
ENERGII POCHODZENIA
ROLNICZEGO I ICH WPŁYW
NA ŚRODOWISKO

WSPIERANIE DZIAŁAŃ
W ZAKRESIE KSZTAŁTOWANIA
ŚRODOWISKA ROLNICZEGO
I ZRÓWNOWAŻONEGO
ROZWOJU PRODUKCJI ROLNICZEJ
W POLSCE

INSTYTUT UPRAWY NAWOŻENIA I GLEBOZNAWSTWA
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Dyrektor: *prof. dr hab. Wiesław Oleszek*

Redakcja naukowa: *dr Zuzanna Jarosz*

Autorzy:

*dr Magdalena Borzęcka-Walker, prof. dr hab. Antoni Faber, dr Zuzanna Jarosz,
mgr Anna Jędrejek, dr Ewa Krasuska, dr hab. Rafał Pudelko, mgr inż. Piotr Safader*

Recenzenci:

*dr hab. Beata Feledyn-Szewczyk, dr hab. Mariusz Matyka,
prof. dr hab. Stanisław Krasowicz*

Opracowanie redakcyjne i techniczne: *mgr Katarzyna Mikulska*

ISBN 978-83-7562-170-9

Egzemplarz bezpłatny

Nakład 300 egz., B5

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB w Puławach

tel. (81) 8863421 w. 301 i 307; fax (81) 8864547

e-mail: iung@pulawy.pl; <http://www.iung.pulawy.pl>

WYKORZYSTANIE ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ ENERGII
POCHODZENIA ROLNICZEGO I ICH WPŁYW NA ŚRODOWISKO

SPIS TREŚCI

Wstęp	7
1. Z. J a r o s z, A. F a b e r – Możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw	9
2. Z. J a r o s z, A. F a b e r – Ograniczenia emisji rolniczych poprzez stosowanie optymalnych dawek nawożenia azotem.....	29
3. Z. J a r o s z, A. F a b e r – Redukcje emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw wskutek obowiązku uwzględniania pośrednich zmian użytkowania gruntów	43
4. E. K r a s u s k a, A. F a b e r – Ceny biomasy a opłacalność wieloletnich upraw energetycznych	55
5. E. K r a s u s k a, A. F a b e r – Potencjał ekonomiczny biomasy z wieloletnich upraw energetycznych	73
6. R. P u d e ł k o, M. B o r z ę c k a-W a l k e r, Z. J a r o s z, A. F a b e r, A. J ę d r e j e k – Wpływ produkcji biomasy stałej dla potrzeb energetyki na emisję gazów cieplarnianych i zanieczyszczenia biogenami	89
7. P. S a f a d e r – Awifauna plantacji roślin przeznaczonych na cele energetyczne.....	101

Wstęp

Wykorzystywanie odnawialnych źródeł energii (OZE) w Polsce zostało uregulowane ustawą z dnia 26 lipca 2013 r. „Prawo energetyczne” i zmierza do realizacji celów określonych w „Polityce energetycznej Polski do roku 2030”. Obowiązujące regulacje i cele uwzględniają wymogi określone m.in. w dyrektywie 2009/28/WE promującej zużycie energii ze źródeł odnawialnych przy jednoczesnym zapewnieniu ochrony środowiska.

Dyrektywa 2009/28/WE zawiera zapisy określające wymagane poziomy redukcji gazów cieplarnianych dzięki wykorzystaniu biopaliw oraz warunki, jakie mają spełniać źródła pozyskiwania surowców do produkcji biopaliw. W zakresie wymaganego poziomu ograniczenia emisji GHG dzięki wykorzystaniu biopaliw, według kryteriów zrównoważonego rozwoju, redukcja musi wynosić (dla instalacji działających) 35% od 1 kwietnia 2013 r. Od 1 stycznia 2017 r. ograniczenie to ma być na poziomie co najmniej 50%, a dla instalacji, które rozpoczną produkcję od 2017 r. lub później, redukcja od 1 stycznia 2018 r. ma wynosić 60%.

Istotne znaczenie dla realizacji celów krajowej polityki energetycznej ma także wykorzystanie biomasy stałej do produkcji energii. Energetyka zawodowa wykorzystuje głównie zasoby biomasy leśnej oraz w mniejszym stopniu pozostałości z produkcji rolniczej (słoma). Jednak wywiązanie się ze zobowiązań dotyczących wzrostu udziału OZE w finalnym zużyciu energii w Polsce do poziomu co najmniej 15% w 2020 r. wymaga uruchomienia produkcji biomasy z upraw celowych (wierzby, miskanta i ślazuowca pensylwańskiego). Tymczasem powierzchnie wieloletnich plantacji roślin energetycznych nie zwiększają się. Podobną stagnację obserwuje się w innych krajach Unii Europejskiej. Z analiz ekonomicznych można wnioskować, że przyczyną tego stanu jest niska opłacalność produkcji biomasy energetycznej w porównaniu z tradycyjnymi uprawami rolnymi. Aby rolnicy chcieli zakładać plantacje roślin energetycznych, ceny proponowane przez energetykę muszą zapewniać pożądaną opłacalność produkcji biomasy. W obecnej sytuacji energetyka nie jest skłonna akceptować wzrostu cen biomasy, może więc dążyć do wykorzystania tańszych asortymentów biomasy rolnej.

W prezentowanym opracowaniu zwrócono uwagę na uwarunkowania produkcyjne i rynkowe w zakresie możliwości pozyskania biomasy rolniczej na cele produkcji energii cieplnej, elektrycznej oraz biokomponentów paliwowych w Polsce. Oszacowano wielkość emisji rolniczych i emisji w pełnym cyklu życia biopaliw, przedstawiono możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych poprzez zwiększenie sekwestracji węgla w glebie o co najmniej 50% od 1 stycznia 2017 r. Oszacowano również opłacalność i konkurencyjność uprawy roślin energetycznych oraz omówiono skutki środowiskowe ich uprawy. Problematyka nie wyczerpuje całej złożoności zagadnienia, pokazuje jednak aktualny stan wiedzy na ten temat i może dostarczyć przesłanek do dalszych badań.

Kierownik zadania 1.4

dr Zuzanna Jarosz

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

MOŻLIWOŚCI OGRANICZENIA EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH W CYKLU ŻYCIA BIOPALIW*

Słowa kluczowe: biopaliwa, emisja gazów cieplarnianych, ograniczenie emisji

Wstęp

Dyrektywa 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. (5) w sprawie promowania wykorzystywania energii ze źródeł odnawialnych nałożyła, na wszystkie podmioty uczestniczące w cyklu produkcji biopaliw i biopłynów, obowiązek spełnienia kryteriów zrównoważonej produkcji (art. 17). Najważniejszy spośród tych kryteriów jest wymóg ograniczenia emisji gazów cieplarnianych (*greenhouse gas* – GHG) w pełnym cyklu produkcji biopaliw i biopłynów. Dla instalacji działających przed 23 stycznia 2008 r. wielkość tego ograniczenia od 1 kwietnia 2013 r. powinna wynosić co najmniej 35%, a w 2017 r. – 50%. Natomiast dla instalacji, które rozpoczną produkcję od 2017 r. wielkość ograniczenia GHG w 2018 r. ma wynosić 60%.

Wszystkie podmioty uczestniczące w procesie produkcji biokomponentu lub biopaliwa mają obowiązek przedstawiać szacunek emisji. Końcowy szacunek emisji i jej ograniczeń przedstawia podmiot wprowadzający biopaliwo na rynek. Metodę liczenia ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw zawiera aneks V Dyrektywy. Wiarygodność i poprawność informacji oraz spełnienie kryteriów muszą być potwierdzone przez niezależny audyt. Pozytywny wynik takiego audytu i uzyskany w jego rezultacie certyfikat jest potwierdzeniem zgodności realizowanych działań z wymaganiami zatwierdzonego systemu zarządzania w zakresie kryteriów zrównoważonego rozwoju. Aby kolejni przetwórcy surowca rolniczego mogli oszacować emisje powstające w trakcie ich procesów technologicznych, muszą uwzględnić

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

wielkość emisji powstającej w produkcji rolniczej. Mogą w tym celu wykorzystać wartości standardowe, rzeczywiste lub kombinację wartości standardowych i rzeczywistych. Dyrektywa daje również możliwość wpływania na wielkość emisji w pełnym cyklu życia biopaliw poprzez zwiększenie sekwestracji węgla organicznego w glebie wskutek poprawy agrotechniki (3).

Celem opracowania było przedstawienie możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw, w kontekście istniejących uwarunkowań prawnych.

Material i metodyka

W analizach wykorzystano wyniki badań ankietowych przeprowadzonych w gospodarstwach wytwarzających surowce (pszenicę ozimą, kukurydzę, rzepak ozimy) do produkcji biopaliw. Wytypowane losowo 272 gospodarstwa z uprawą pszenicy ozimej, 275 z uprawą kukurydzy i 1218 z uprawą rzepaku ozimego; odpowiadały one w przybliżeniu próbie 3% z ogółu gospodarstw produkujących surowce przeznaczone na te cele. Liczba gospodarstw w poszczególnych województwach odzwierciedlała udział badanych upraw w strukturze zasiewów. Dyrektywa wymaga wykonania szacunków emisji z uwzględnieniem różnych typów gleb, warunków klimatycznych i poziomów plonów (Art. 19.2). Gospodarstwa prowadziły produkcję na wszystkich kategoriach agronomicznych gleb i w zmiennych warunkach pogodowych panujących w latach 2005–2010, z wykluczeniem gospodarstw objętych ekstremalnymi zjawiskami pogodowymi. Szczegółowy opis warunków przedstawia ekspertyza Fabera i in. (6).

Na podstawie badań ankietowych ustalono: poziom plonów nasion ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), ich wilgotność (%), zastosowane w produkcji dawki N, P_2O_5 , K_2O , CaO i pestycydów ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) oraz ilości zużytego oleju napędowego ($\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}$). Plony słomy zostały wyznaczane według wielkości plonów nasion (9). W badaniach wykorzystano także dane uzyskane od wszystkich polskich producentów nawozów mineralnych dotyczące wielkości emisji GHG powstających przy ich produkcji. Zostały one przedstawione jako średnie ważone emisje ($\text{g CO}_2\cdot\text{eq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ N}$) dla poszczególnych asortymentów mineralnych nawozów azotowych (wagą była wielkość produkcji każdego asortymentu w poszczególnych zakładach produkujących nawozy).

W szacunkach emisji rolniczych i GHG w cyklu życia biopaliw wykorzystano kalkulator Biograce wersja 4 (1), który uwzględnia wymagania metodyczne określone w dyrektywie (5) i późniejszych decyzjach Komisji Europejskiej (3). Głównym wymogiem dyrektywy jest ograniczenie emisji szacowane metodą cyklu życia (*Life Cycle Assessment* – LCA). Metoda ta pozwala określić emisyjność całego cyklu produkcji biopaliw na każdym etapie produkcji i ograniczenie emisji w stosunku do paliw konwencjonalnych. Biograce został uznany przez Komisję Europejską jako dobrowolny

program do obliczania emisji gazów cieplarnianych (4). Szacunki emisji rolniczych GHG, emisji w cyklu życia biopaliw i ograniczeń emisji przeprowadzono dla:

- szlaku produkcji bioetanolu z pszenicy, w którym paliwem technologicznym był gaz ziemny wykorzystywany w kotle parowym,
- szlaku produkcji bioetanolu z kukurydzy, w którym energia na cele technologiczne pochodziła z elektrociepłowni opalanej gazem ziemnym,
- szlaku produkcji biodiesla z nasion rzepaku, w którym Biograce nie wymaga określenia paliwa technologicznego.

Szacunki ograniczenia emisji GHG w pełnym cyklu życia biopaliw poprzez zwiększenie sekwestracji węgla wskutek poprawy agrotechniki wykonano dla czterech wariantów uprawy:

- uprawa płuzna przy zbiorze całej ilości resztek poźniwnych,
- uprawa płuzna i przyorywanie całej ilości resztek poźniwnych,
- uprawa uproszczona i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu,
- uprawa bezorkowa i pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu.

Wpływ poprawy agrotechniki na emisje i ograniczenia emisji oszacowano dla pszenicy, kukurydzy i rzepaku uprawianych na glebach wytworzonych z ilów o dużej aktywności, ponieważ inwentaryzacja technologii produkcji wykazała, że rośliny te uprawiane są głównie na glebach średnich i ciężkich (6). Określono zmiany zasobów węgla organicznego i przyrosty sekwestracji węgla w glebie w zależności od systemu uprawy (2, 7, 8). Przyrosty sekwestracji węgla w glebie wytworzonej z ilów o dużej aktywności przyjęto na poziomach:

- porównawczy system uprawy płuznej – $0 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$,
- system płuzny z przyoraniem resztek poźniwnych – $0,31 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$,
- system z uproszczoną uprawą i pozostawieniem na polu resztek poźniwnych – $0,61 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$,
- system bezorkowy z pozostawieniem na polu resztek poźniwnych – $0,84 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$.

Emisje GHG powstające w procesach przemysłowych oraz pełnym cyklu biopaliw obliczone zostały z wykorzystaniem standardowych wskaźników dla UE uwzględnionych w kalkulatorze Biograce. Wartości te nie są wystarczająco dobrze powiązane z realiami technologii produkcji biopaliw w Polsce. Nie udało się jednak próby pozyskania rzeczywistych wartości z przemysłu biopaliwowego.

Emisje rolnicze gazów cieplarnianych z uprawy surowców na cele paliwowe

Emisje rolnicze GHG wiążą się z przemysłową produkcją nawozów mineralnych (N, P, K, Ca), pestycydów, zużyciem paliw napędowych (ON, OO), produkcją materiału siewnego oraz emisjami podtlenku azotu (N_2O) powstającymi po aplikacji nawozów azotowych. W obliczeniach emisji rolniczej bardzo istotną rolę odgrywa

wielkość emisji tych gazów powstająca przy produkcji mineralnych nawozów azotowych. W UE przyjmuje się, że średnia emisja powstająca przy produkcji 1 kg nawozu azotowego w czystym składniku wynosi $5880,6 \text{ g CO}_2\cdot\text{eq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Niektóre kraje przyjęły dla tego parametru wartości mniejsze na podstawie danych pozyskanych od części lub wszystkich producentów nawozów azotowych (11). Również w Polsce na podstawie danych uzyskanych od producentów nawozów określono średnie ważone emisje dla poszczególnych asortymentów mineralnych nawozów azotowych (tab. 1).

Tabela 1

Średnia ważone emisje gazów cieplarnianych dla asortymentów nawozów mineralnych produkowanych w Polsce*

Nawóz	Emisja ($\text{g CO}_2\cdot\text{eq}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{N}$)
Mocznik	3683,9
Saletra amonowa	3494,5
RSM	3080,0
Siarczan amonu	1969,2
Saletrzak	4007,6
Saletrosan	5333,0
CAN (Salmag)	5012,0
Nawozy wieloskładnikowe NPK**	2577,0
Nawozy wieloskładnikowe NP**	2887,0
P_2O_5	1062,0
K_2O	244,0
Średnia ważona emisja dla nawozów N	3414,2
JRC (10)	5880,6

* wagą była wielkość produkcji

** emisja dla N

Źródło: opracowanie własne

Stwierdzone emisje GHG powstające podczas produkcji nawozów azotowych w Polsce były mniejsze od emisji zalecanych do stosowania w szacunkach według Joint Research Centre (JRC) (10). W dalszych szacunkach emisji rolniczych dla surowców przeznaczonych na biopaliwa wykorzystano dla rzepaku wielkość emisji wynoszącą $3253,2 \text{ g CO}_2\cdot\text{eq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$, a dla zbóż $3414,2 \text{ g CO}_2\cdot\text{eq}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$.

Emisje rolnicze w województwach zostały oszacowane na podstawie średnich wartości charakteryzujących technologię produkcji poszczególnych upraw (tab. 2).

Tabela 2

Średnie charakterystyki technologii produkcji poszczególnych upraw

Parametr	Jednostka	Średnie wyniki inwentaryzacji technologii		
		pszenica	kukurydza	rzepak
Plon	kg·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	5816	7141	3336
Wilgotność	%	15	15	9
Zużycie oleju napędowego	MJ·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	3607	3284	2702
Dawka N	kg N·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	110	124	170
Dawka obornika	kg N·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	-	-	-
Dawka P ₂ O ₅	kg P ₂ O ₅ ·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	52	63	56
Dawka K ₂ O	kg K ₂ O·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	56	78	91
Dawka CaO	kg CaO·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	135	235	178
Dawka pestycydów	kg·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	1,79	0,83	1,8
Norma wysiewu	kg·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	223	29	3,4
Polowa emisja N ₂ O	kg N ₂ O·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	2,67	2,72	3,08

Źródło: opracowanie własne

W dyrektywie 2009/28/WE (3) określone zostały standardowe emisje GHG powstające przy produkcji surowców rolnych produkowanych na cele paliwowe na terenie Wspólnot. Do surowców produkowanych w Polsce odnoszą się wartości standardowe określone dla pszenicy (23 g CO₂·eq·MJ⁻¹), kukurydzy (20 g CO₂·eq·MJ⁻¹) oraz rzepaku (29 g CO₂·eq·MJ⁻¹). Oszacowane emisje rolnicze GHG we wszystkich województwach były mniejsze od wartości standardowych. Dla pszenicy ozimej emisje wahały się w granicach 19,80–22,97 g CO₂·eq·MJ⁻¹ (tab. 3).

Tabela 3

Średnie emisje rolnicze gazów cieplarnianych w poszczególnych uprawach

Województwo	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹)		
	pszenica	kukurydza	rzepak
Dolnośląskie	22,58	18,29	24,60
Kujawsko-pomorskie	22,97	19,82	25,59
Lubelskie	22,47	19,36	24,65
Lubuskie	22,20	19,24	22,19
Łódzkie	20,84	19,51	24,40
Małopolskie	22,51	19,13	25,43
Mazowieckie	22,77	18,59	24,09
Opolskie	22,66	19,65	25,79
Podkarpackie	19,80	18,61	21,32
Podlaskie	22,33	(19,57)	28,25
Pomorskie	22,80	(25,47)	26,56

cd. tab. 3

Województwo	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹)		
	pszenica	kukurydza	rzepak
Śląskie	22,75	19,87	25,54
Świętokrzyskie	21,59	(20,55)	24,08
Warmińsko-mazurskie	22,84	(27,17)	24,02
Wielkopolskie	22,27	18,74	21,79
Zachodniopomorskie	22,83	(24,88)	23,74

() – mało danych do policzenia średniej, ponieważ kukurydza na ziarno jest rzadziej uprawiana w tych województwach ze względu na wysokie prawdopodobieństwo niedojrzewania ziarna

Źródło: opracowanie własne

W Polsce uprawy kukurydzy na ziarno zlokalizowane są głównie w 11 województwach. W pozostałych jest duże prawdopodobieństwo, że ziarno nie osiągnie dojrzałości zbiorczej. Ponieważ dla 5 województw liczby gospodarstw są niewystarczające dla obliczenia wiarygodnych średnich, ich emisje podano w nawiasach jako wartości orientacyjne. W pozostałych 11 województwach, w których kukurydza uprawiana na ziarno ma znaczący udział w strukturze zasiewów, emisje rolnicze GHG były mniejsze od wartości standardowych (tab. 3).

Również oszacowane emisje rolnicze dla rzepaku są mniejsze od standardowych emisji przedstawionych w Dyrektywie. Średnia emisja GHG powstająca przy produkcji rzepaku na cele paliwowe wynosi 24,28 g CO₂-eq·MJ⁻¹ i jest mniejsza od 29 g CO₂-eq·MJ⁻¹. Przy takich emisjach rolniczych agrorafinerie w Polsce są w stanie osiągnąć wymagane przez Dyrektywę (art. 17 ust. 2) ograniczenie emisji gazów cieplarnianych o 35%. Jednak osiągnięcie postawionego przez Dyrektywę celu ograniczenia emisji o 50% od 2017 r. i 60% od 2018 r. dla instalacji nowych, wymagało poszukiwania możliwości dalszego ograniczania emisji GHG w cyklu życia biopaliw.

Emisje i ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w pełnym cyklu produkcji biopaliw w zależności od systemu technologii produkcji

Sposobem ograniczenia emisji w pełnym cyklu życia biopaliw jest zwiększenie sekwestracji węgla w glebie wskutek poprawy agrotechniki. W szacunkach emisji GHG w cyklu życia biopaliw oraz ograniczeń emisji uwzględnia się nie tylko wzrost sekwestracji węgla, ale również wzrost emisji polowej N₂O związany z wniesieniem do gleby pewnych ilości azotu z resztkami poźniwnymi. Pozostawienie całej ilości resztek poźniwnych na polu skutkowało zwiększeniem emisji N₂O z azotu zawartego w resztkach poźniwnych, a tym samym wzrostem emisji rolniczych z uprawy surowców na cele paliwowe (tab. 4, 5, 6).

Tabela 4

Zmienność wielkości emisji polowych oraz emisji rolniczych z upraw pszenicy
w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Emisja N_2O ($kg\ N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)		Emisje rolnicze ($g\ CO_2 \cdot eq \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)			
	system płużny	poprawa agrotechniki	system płużny	system płużny + resztki poźniwne	system uproszczony + resztki poźniwne	system bezorkowy + resztki poźniwne
Dolnośląskie	2,92	3,37	22,1	23,8	23,8	23,8
Kujawsko-pomorskie	3,50	4,00	22,9	24,6	24,6	24,6
Lubelskie	2,73	3,15	22,0	23,6	23,6	23,6
Lubuskie	2,68	3,15	21,8	23,6	23,6	23,6
Łódzkie	2,28	2,67	20,9	22,5	22,5	22,5
Małopolskie	2,70	3,12	22,5	24,2	24,2	24,2
Mazowieckie	2,94	3,37	22,6	24,2	24,2	24,2
Opolskie	3,09	3,39	23,0	24,2	24,2	24,2
Podkarpackie	1,93	2,31	19,4	21,1	21,1	21,1
Podlaskie	2,44	2,83	22,2	23,9	23,9	23,9
Pomorskie	2,84	3,15	22,8	24,0	24,0	24,0
Śląskie	2,92	3,34	22,5	24,1	24,1	24,1
Świętokrzyskie	2,24	2,63	21,0	22,7	22,7	22,7
Warmińsko-mazurskie	2,61	3,01	22,7	24,3	24,3	24,3
Wielkopolskie	2,64	3,07	21,8	23,4	23,4	23,4
Zachodniopomorskie	3,22	3,68	22,7	24,4	24,4	24,4

Źródło: opracowanie własne

Średnia dla województw emisja polowa podtlenku azotu z upraw pszenicy w systemie płużnym wyniosła $2,73\ kg\ N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$, a w systemie z poprawą agrotechniki $3,14\ kg\ N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$. Emisje rolnicze zaś wyniosły odpowiednio: 22,1 i $23,7\ g\ CO_2 \cdot eq \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$ (tab. 4). Nieco mniejszy wzrost wielkości emisji polowej N_2O i emisji rolniczej stwierdzono z upraw kukurydzy. Średnia emisja podtlenku azotu wzrosła z 2,68 do $3,04\ kg\ N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$, a emisja rolnicza – z 16,8 do $18,0\ g\ CO_2 \cdot eq \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$ (tab. 5). Poprawa agrotechniki wpłynęła na wzrost emisji polowej i emisji rolniczej z upraw rzepaku o $0,47\ kg\ N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$ i $1,9\ g\ CO_2 \cdot eq \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$ w porównaniu z uprawą w systemie płużnym (tab. 6).

Tabela 5

Zmienność wielkości emisji polowych N_2O oraz emisji rolniczych z upraw kukurydzy
w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Emisja N_2O (kg $N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)		Emisje rolnicze (g $CO_2 \cdot eq \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)			
	system płużny	poprawa agrotechniki	system płużny	system płużny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	3,01	3,45	14,7	15,8	15,8	15,8
Kujawsko-pomorskie	2,91	3,30	16,0	16,8	16,8	16,8
Lubelskie	2,82	3,21	15,8	16,9	16,9	16,9
Lubuskie	2,30	2,65	15,1	16,3	16,3	16,3
Łódzkie	2,33	2,67	15,0	16,1	16,1	16,1
Małopolskie	2,44	2,81	14,6	15,7	15,7	15,7
Mazowieckie	2,88	3,29	15,3	16,3	16,3	16,3
Opolskie	2,85	3,25	16,2	17,3	17,3	17,3
Podkarpackie	2,64	3,05	14,7	15,7	15,7	15,7
Podlaskie	1,90	2,19	16,8	17,9	17,9	17,9
Pomorskie	2,46	2,74	21,1	22,2	22,2	22,2
Śląskie	3,26	3,65	16,6	17,6	17,6	17,6
Świętokrzyskie	2,39	2,71	17,0	18,1	18,1	18,1
Warmińsko-mazurskie	3,39	3,68	25,1	26,2	26,2	26,2
Wielkopolskie	2,64	3,04	15,0	16,1	16,1	16,1
Zachodniopomorskie	2,71	3,00	20,2	21,2	21,2	21,2

Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Zmienność wielkości emisji polowych N_2O oraz emisji rolniczych z upraw rzepaku
w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Emisja N_2O (kg $N_2O \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)		Emisje rolnicze (g $CO_2 \cdot eq \cdot ha^{-1} \cdot r^{-1}$)			
	system płużny	poprawa agrotechniki	system płużny	system płużny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	3,13	3,59	24,1	25,9	25,9	25,9
Kujawsko-pomorskie	3,39	3,86	25,1	26,9	26,9	26,9
Lubelskie	3,06	3,52	24,3	26,1	26,1	26,1
Lubuskie	2,89	3,43	22,0	24,0	24,0	24,0
Łódzkie	2,73	3,14	22,4	26,1	26,1	26,1
Małopolskie	3,17	3,63	24,8	26,6	26,6	26,6
Mazowieckie	3,06	3,53	23,6	25,4	25,4	25,4
Opolskie	2,99	3,41	25,1	26,8	26,8	26,8

cd. tab. 6

Województwo	Emisja N ₂ O (kg N ₂ O·ha ⁻¹ ·r ⁻¹)		Emisje rolnicze (g CO ₂ ·eq·ha ⁻¹ ·r ⁻¹)			
	system płużny	poprawa agrotechniki	system płużny	system płużny + resztki poźniwne	system uproszczony + resztki poźniwne	system bezorkowy + resztki poźniwne
Podkarpackie	2,58	3,04	20,6	22,3	22,3	22,3
Podlaskie	3,08	3,49	27,1	28,8	28,8	28,8
Pomorskie	3,40	3,88	25,9	27,7	27,7	27,7
Śląskie	3,03	3,49	25,1	27,0	27,0	27,0
Świętokrzyskie	3,10	3,56	24,6	26,4	26,4	26,4
Warmińsko-mazurskie	3,24	3,73	23,8	25,8	25,8	25,8
Wielkopolskie	2,94	3,45	21,5	23,3	23,3	23,3
Zachodniopomorskie	3,05	3,55	22,8	24,6	24,6	24,6

Źródło: opracowanie własne

Wzrost sekwestracji węgla w glebie zmniejsza emisję w cyklu życia biopaliw i zwiększa ograniczenie emisji dla wszystkich analizowanych gatunków (tab. 7, 8, 9). Na wielkości szacunków emisji w cyklu życia mają wpływ nie tylko zwiększone sekwestracje węgla w glebie, ale również oszczędności paliwa wynikające z częściowego ograniczenia orki. Wyniki szacunków są więc wypadkową działania tych przeciwstawnych wpływów.

Tabela 7

Zmienność wielkości całkowitej emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu z pszenicy w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych (g CO ₂ ·eq·ha ⁻¹ ·r ⁻¹)			
	system płużny	system płużny + resztki poźniwne	system uproszczony + resztki poźniwne	system bezorkowy + resztki poźniwne
Dolnośląskie	88,7	84,9	78,5	73,6
Kujawsko-pomorskie	90,1	87,0	81,3	76,9
Lubelskie	88,5	84,4	77,0	72,6
Lubuskie	88,2	84,5	77,9	72,9
Łódzkie	86,6	82,0	74,8	69,3
Małopolskie	89,5	85,2	78,3	73,0
Mazowieckie	89,5	85,6	79,2	74,3
Opolskie	90,3	85,6	79,2	74,3
Podkarpackie	84,2	79,3	71,9	66,1
Podlaskie	88,9	84,1	76,8	71,2
Pomorskie	89,9	85,1	78,6	73,6
Śląskie	89,4	85,3	78,7	73,7
Świętokrzyskie	86,9	82,2	75,0	69,3

cd. tab. 7

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych ($\text{g CO}_2\text{-eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$)			
	system płuczny	system płuczny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Warmińsko-mazurskie	89,7	85,2	78,1	72,7
Wielkopolskie	88,1	84,1	77,5	72,5
Zachodniopomorskie	89,8	86,2	80,1	75,3

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8

Zmienność wielkości całkowitej emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu
z kukurydzy w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych ($\text{g CO}_2\text{-eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$)			
	system płuczny	system płuczny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	68,3	65,5	60,9	57,4
Kujawsko-pomorskie	70,6	66,8	61,7	57,8
Lubelskie	70,3	66,9	61,7	57,7
Lubuskie	69,0	65,2	59,5	55,2
Łódzkie	68,8	64,7	58,9	54,5
Małopolskie	68,0	64,4	59,0	54,8
Mazowieckie	69,3	66,2	61,3	57,5
Opolskie	70,9	67,6	62,3	58,3
Podkarpackie	68,2	65,1	60,3	56,6
Podlaskie	72,2	66,8	59,7	54,3
Pomorskie	80,0	74,7	67,7	62,3
Śląskie	71,7	68,6	63,8	60,1
Świętokrzyskie	72,4	67,9	61,5	56,7
Warmińsko-mazurskie	87,3	82,1	75,2	69,9
Wielkopolskie	68,9	65,7	60,6	56,8
Zachodniopomorskie	78,2	73,1	66,3	61,0

Źródło: opracowanie własne

Tabela 9

Zmienność wielkości całkowitej emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biodiesla
z rzepaku w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych ($\text{g CO}_2 \cdot \text{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$)			
	system płużny	system płużny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	67,8	64,1	57,6	52,6
Kujawsko-pomorskie	69,5	65,9	59,6	54,7
Lubelskie	68,1	64,3	57,6	52,5
Lubuskie	64,2	61,0	54,8	50,0
Łódzkie	68,2	63,6	56,2	50,5
Małopolskie	69,0	65,1	58,4	53,3
Mazowieckie	66,9	63,2	56,7	51,7
Opolskie	69,5	65,2	58,2	52,9
Podkarpackie	61,7	58,0	51,4	46,4
Podlaskie	72,8	68,2	60,8	55,2
Pomorskie	70,9	67,3	61,0	56,1
Śląskie	69,5	65,5	58,7	53,4
Świętokrzyskie	68,6	64,8	58,3	53,2
Warmińsko-mazurskie	67,6	64,1	57,9	53,2
Wielkopolskie	63,3	60,1	54,1	49,5
Zachodniopomorskie	65,6	62,2	56,0	51,3

Źródło: opracowanie własne

Podczas produkcji biopaliw oprócz produktu głównego powstają również produkty uboczne oraz odpady. Zgodnie z metodyką podaną w dyrektywie 2009/28/WE emisję GHG powstałą podczas produkcji alokuje się do produktu głównego oraz produktów ubocznych. Emisję gazów cieplarnianych dzieli się pomiędzy paliwo i produkty uboczne proporcjonalnie do ich wartości energetycznej (określonej na podstawie wartości opałowej w przypadku produktów ubocznych innych niż energia elektryczna). Zmniejszenie wielkości całkowitych emisji GHG w cyklu życia uzyskano poprzez uwzględnienie alokacji w procesach konwersji (tab. 10, 11, 12).

Tabela 10

Zmienność wielkości całkowitej emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu z pszenicy w zależności od poprawy agrotechniki z uwzględnieniem alokacji

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych ($\text{g CO}_2\cdot\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$)			
	system płużny	system płużny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	53,4	48,5	42,0	37,1
Kujawsko-pomorskie	54,2	50,0	44,3	39,9
Lubelskie	53,3	48,1	41,4	36,3
Lubuskie	53,1	48,2	41,6	36,6
Łódzkie	52,2	46,4	39,2	33,7
Małopolskie	53,9	48,4	41,5	36,2
Mazowieckie	53,9	48,9	42,5	37,6
Opolskie	54,3	48,9	42,5	37,6
Podkarpackie	50,7	44,7	37,2	31,5
Podlaskie	53,5	47,6	40,3	34,7
Pomorskie	54,1	48,5	42,0	37,0
Śląskie	53,8	48,6	42,0	37,0
Świętokrzyskie	52,3	46,5	39,3	33,8
Warmińsko-mazurskie	54,0	48,4	41,3	35,9
Wielkopolskie	53,1	47,9	41,3	36,3
Zachodniopomorskie	54,0	49,3	43,2	38,5

Źródło: opracowanie własne

Tabela 11

Zmienność wielkości całkowitej emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu z kukurydzy w zależności od poprawy agrotechniki z uwzględnieniem alokacji

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych ($\text{g CO}_2\cdot\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$)			
	system płużny	system płużny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	38,0	34,3	29,7	26,2
Kujawsko-pomorskie	39,2	34,8	29,7	25,8
Lubelskie	39,1	34,8	29,6	25,6
Lubuskie	38,4	33,7	28,0	23,6
Łódzkie	38,3	33,3	27,5	23,1
Małopolskie	37,9	33,3	27,9	23,7
Mazowieckie	38,5	34,5	29,6	25,9
Opolskie	39,4	35,1	29,9	25,8
Podkarpackie	37,9	34,0	29,1	25,4
Podlaskie	40,1	33,9	26,7	21,3
Pomorskie	44,4	38,2	31,2	25,8

cd. tab. 11

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych (g CO ₂ -eq·ha ⁻¹ ·r ⁻¹)			
	system płużny	system płużny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Śląskie	39,9	35,9	31,1	27,5
Świętokrzyskie	40,3	34,8	28,4	23,6
Warmińsko-mazurskie	48,4	42,3	35,4	30,1
Wielkopolskie	38,3	34,2	29,2	25,3
Zachodniopomorskie	43,4	37,4	30,6	25,3

Źródło: opracowanie własne

Tabela 12

Zmienność wielkości całkowitej emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biodiesla
z rzepaku w zależności od poprawy agrotechniki z uwzględnieniem alokacji

Województwo	Całkowite emisje gazów cieplarnianych (g CO ₂ -eq·ha ⁻¹ ·r ⁻¹)			
	system płużny	system płużny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	47,1	42,2	35,7	30,7
Kujawsko-pomorskie	48,1	43,3	37,0	32,1
Lubelskie	47,3	42,2	35,5	30,4
Lubuskie	45,0	40,5	34,2	29,4
Łódzkie	47,4	41,5	34,1	28,4
Małopolskie	47,8	42,7	36,0	30,9
Mazowieckie	46,6	41,7	35,1	30,1
Opolskie	48,1	42,6	35,6	30,3
Podkarpackie	43,6	38,6	32,0	27,0
Podlaskie	50,0	44,2	36,9	31,3
Pomorskie	48,9	44,1	37,8	32,9
Śląskie	48,1	42,9	36,0	30,7
Świętokrzyskie	47,6	42,6	36,0	31,0
Warmińsko-mazurskie	47,0	42,3	36,1	31,4
Wielkopolskie	44,5	40,1	34,0	29,4
Zachodniopomorskie	45,8	41,2	35,0	30,2

Źródło: opracowanie własne

Oszacowane dla poszczególnych surowców ograniczenie emisji w stosunku do paliwa konwencjonalnego przedstawiono w tabelach 13, 14 i 15.

Tabela 13

Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu z pszenicy
w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (%)			
	system płuzny	system płuzny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	36	42	50	56
Kujawsko-pomorskie	35	40	47	52
Lubelskie	36	43	51	57
Lubuskie	37	43	50	56
Łódzkie	38	45	53	60
Małopolskie	36	42	50	57
Mazowieckie	36	42	49	55
Opolskie	35	42	49	55
Podkarpackie	39	47	56	55
Podlaskie	36	43	52	59
Pomorskie	35	42	50	56
Śląskie	36	42	50	56
Świętokrzyskie	38	44	53	55
Warmińsko-mazurskie	36	42	51	57
Wielkopolskie	37	43	51	57
Zachodniopomorskie	36	41	48	54

Źródło: opracowanie własne

Tabela 14

Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu z kukurydzy
w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (%)			
	system płuzny	system płuzny + resztki pożniwne	system uproszczony + resztki pożniwne	system bezorkowy + resztki pożniwne
Dolnośląskie	55	59	65	69
Kujawsko-pomorskie	53	58	65	69
Lubelskie	53	58	65	69
Lubuskie	54	60	67	72
Łódzkie	54	60	67	72
Małopolskie	55	60	67	72
Mazowieckie	54	59	65	69
Opolskie	53	58	64	69
Podkarpackie	55	59	65	70
Podlaskie	43	60	68	75
Pomorskie	47	54	63	69
Śląskie	52	57	63	67

cd. tab. 14

Województwo	Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (%)			
	system płuzny	system płuzny + resztki poźniwne	system uproszczony + resztki poźniwne	system bezorkowy + resztki poźniwne
Świętokrzyskie	52	58	66	72
Warmińsko-mazurskie	42	50	58	64
Wielkopolskie	54	59	65	70
Zachodniopomorskie	48	55	63	70

Źródło: opracowanie własne

Tabela 15

Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biodiesla z rzepaku
w zależności od poprawy agrotechniki

Województwo	Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (%)			
	system płuzny	system płuzny + resztki poźniwne	system uproszczony + resztki poźniwne	system bezorkowy + resztki poźniwne
Dolnośląskie	44	50	57	63
Kujawsko-pomorskie	43	48	56	62
Lubelskie	44	50	58	64
Lubuskie	46	52	59	65
Łódzkie	43	50	59	66
Małopolskie	43	49	57	63
Mazowieckie	44	50	58	64
Opolskie	43	49	57	64
Podkarpackie	48	54	62	68
Podlaskie	40	47	56	63
Pomorskie	42	47	55	61
Śląskie	43	49	57	63
Świętokrzyskie	43	49	57	63
Warmińsko-mazurskie	44	49	57	63
Wielkopolskie	47	52	59	65
Zachodniopomorskie	45	51	58	64

Źródło: opracowanie własne

W przypadku pszenicy ograniczenia emisji GHG w systemie uprawy płuznej wynoszą średnio dla województw 36% dla szlaku produkcji z wykorzystaniem gazu ziemnego jako paliwa technologicznego (tab. 13). Przekraczają więc o 1% wymóg ograniczenia emisji, który od 1 kwietnia 2013 r. wynosi 35%. Przy uwzględnieniu dla pszenicy ograniczenia emisji w systemie uprawy płuznej dla szlaku o paliwie niezdefiniowanym leżałyby one poniżej obligatoryjnej wartości 35%. Pozostawienie na polu resztek poźniwnych w systemie uprawy płuznej skutkowało ograniczeniem

emisji średnio dla województw o około 43%. Uzyskanie ograniczenia emisji o 50% od 2017 r. wymagać będzie produkcji surowca w systemie z uproszczoną uprawą (średnia wartość ograniczenia dla województw – 50%) lub w systemie bezorkowym (średnia wartość ograniczenia dla województw – 56%). Niepokojące jest to, że nawet jeśli surowiec produkowany będzie w systemie bezorkowym nie zapewni to ograniczenia emisji o 60%, które wymagane będzie dla nowych instalacji od 2018 r.

Tam gdzie spełnienie norm dla szlaku pszenicy nie będzie możliwe, konieczne będzie stosowanie kukurydzy do produkcji bioetanolu. Zapewnia ona bowiem większe niż pszenica ograniczenia emisji (tab. 14). W przypadku tego surowca ograniczenia emisji w większości województw przekraczać będą wartość 50% nawet, jeśli kukurydza będzie produkowana w systemie uprawy płuźnej. Stwarza to szanse takiego dobrania proporcji surowców z kukurydzy i pszenicy, aby spełniony był wymóg ograniczenia emisji. Wynika to z faktu, że zakłady rozliczać się będą nie z emisji dla poszczególnych asortymentów surowca, lecz dla surowca łącznie (w bilansie masowym). Jeśli zaś kukurydza uprawiana będzie w systemach z poprawioną agrotechniką, to ograniczenia emisji będą znacznie przekraczać 50% (tab. 14).

W przypadku rzepaku uprawianego w systemie pluźnym ograniczenia emisji wahać się będą w granicach 40–48%, co zapewnia spełnienie wymaganego ograniczenia emisji 35% (tab. 15). Dla uzyskania bezpiecznego spełnienia normy ograniczenia o 50% surowiec powinien pochodzić z uprawy uproszczonej lub bezorkowej. W nowych instalacjach przetwarzany powinien być surowiec uprawiany w systemie bezorkowym (tab. 15).

Na wielkość emisji gazów cieplarnianych w całym cyklu życia biopaliw istotny wpływ ma rodzaj paliwa zastosowanego w procesie technologicznym. Paliwem technologicznym powinien być gaz ziemny, najlepiej użytkowany w kogeneracji (CHP). Skojarzone wytwarzanie energii elektrycznej i ciepła pozwala na bardziej efektywne wykorzystanie paliw i zmniejszenie całkowitej emisji. Jeżeli w procesie konwersji wykorzystywana będzie energia elektryczna z sieci, należy w szacunkach ograniczenia emisji stosować wskaźnik emisyjności mix dla Polski ($305,9 \text{ g CO}_2\text{-eq}\cdot\text{MJ}^{-1}$), który jest zdecydowanie wyższy od wartości mix przyjętej dla UE ($128,3 \text{ g CO}_2\text{-eq}\cdot\text{MJ}^{-1}$).

Uwzględnienie w szacunkach emisji w cyklu życia bioetanolu z upraw pszenicy wskaźnika emisyjności dla Polski (mix PL) skutkowało zmniejszeniem ograniczenia GHG (tab. 16). Z wyjątkiem województwa dolnośląskiego, lubelskiego, lubuskiego, kujawsko-pomorskiego i podkarpackiego, w pozostałych województwach wielkość ograniczenia emisji jest mniejsza niż 35%. Szacunki wykonane dla produkcji biodiesla z upraw rzepaku wskazują na zmniejszenie ograniczenia emisji GHG w większości województw. Tylko w województwach podkarpackim i wielkopolskim oszacowane ograniczenie emisji nieznacznie przekroczyło normę 35%. W przypadku produkcji biopaliwa z kukurydzy uzyskanie progowego ograniczenia emisji jest możliwe w większości województw z wyjątkiem pomorskiego, warmińsko-mazurskiego i zachodnio-pomorskiego (tab. 16).

Tabela 16

Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia w zależności od wskaźnika emisyjności

Województwo	Ograniczenie emisji w cyklu życia (%)					
	pszenica mix EU	pszenica mix PL	kukurydza mix EU	kukurydza mix PL	rzepak mix EU	rzepak mix PL
Dolnośląskie	48	36	50	38	37	32
Kujawsko-pomorskie	48	36	49	37	36	31
Lubelskie	49	37	49	37	36	31
Lubuskie	49	37	51	39	40	35
Łódzkie	46	34	51	39	37	32
Małopolskie	43	31	51	39	35	30
Mazowieckie	43	31	50	38	37	32
Opolskie	42	30	48	36	35	30
Podkarpackie	49	37	51	39	42	37
Podlaskie	44	32	49	37	32	27
Pomorskie	43	31	42	30	34	29
Śląskie	43	31	48	36	35	30
Świętokrzyskie	46	34	48	36	36	31
Warmińsko-mazurskie	43	31	36	24	37	32
Wielkopolskie	45	33	51	39	41	36
Zachodniopomorskie	45	33	43	31	38	33

Źródło: opracowanie własne

Uwzględnienie w szacunkach poprawy agrotechniki poprzez wprowadzenie uprawy uproszczonej pozwoliło na znaczne ograniczenie emisji w cyklu życia biopaliw. Uzyskanie wymaganego od 2017 r. progowego ograniczenia emisji wynoszącego 50% jest możliwe we wszystkich województwach (tab. 17).

Tabela 17

Ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia w zależności od wskaźnika emisyjności z uwzględnieniem poprawy agrotechniki

Województwo	Ograniczenie emisji w cyklu życia (%)					
	pszenica mix EU	pszenica mix PL	kukurydza mix EU	kukurydza mix PL	rzepak mix EU	rzepak mix PL
Dolnośląskie	74	62	71	59	67	62
Kujawsko-pomorskie	74	62	70	58	66	61
Lubelskie	75	63	70	58	66	61
Lubuskie	75	63	72	60	70	65
Łódzkie	72	60	72	60	67	62
Małopolskie	69	57	72	60	65	60
Mazowieckie	69	57	71	59	67	62
Opolskie	68	56	69	57	65	60
Podkarpackie	75	63	72	60	72	67

cd. tab. 17

Województwo	Ograniczenie emisji w cyklu życia (%)					
	pszenica mix EU	pszenica mix PL	kukurydza mix EU	kukurydza mix PL	rzepak mix EU	rzepak mix PL
Podlaskie	70	58	70	58	62	57
Pomorskie	69	57	63	51	64	59
Śląskie	69	57	69	57	65	60
Świętokrzyskie	72	60	69	57	66	61
Warmińsko-mazurskie	69	57	57	45	67	62
Wielkopolskie	71	59	72	60	71	66
Zachodniopomorskie	71	59	64	52	68	63

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Produkcja biopaliw musi spełniać kryteria zrównoważonego rozwoju. Uzyskanie wymaganego ograniczenia emisji o 35% będzie spełnione dla szlaku produkcji biopaliw z zastosowaniem gazu ziemnego w CHP jako paliwa technologicznego. Natomiast uzyskanie 50% ograniczenia od 2017 r. wymaga produkcji surowców w systemie uprawy uproszczonej lub bezorkowej. Oszacowane wielkości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw z uprawy bezorkowej kukurydzy i rzepaku wyniosły odpowiednio: 69,9 i 63,8%, a więc były wyższe od wymaganych 60% od 2018 r. dla instalacji rozpoczynających produkcję od 1 stycznia 2017 r.

Literatura

1. Biograce. Harmonised Calculations of Biofuel Greenhouse Gass Emissions in Europe. 2011, <http://www.biograce.net/>; 08. 07. 2014.
2. Borzecka-Walker M., Faber A., Mizak K., Pudełko R., Syp A.: Soil carbon sequestration under bioenergy crops in Poland. „Soil Science”, InTech – Open Access Publisher, 2011, 151-166.
3. Decyzja Komisji z dnia 10 czerwca 2010 r. w sprawie wytycznych dotyczących obliczania zasobów węgla w ziemi do celów załącznika V do dyrektywy 2009/28/WE (*notyfikowana jako dokument nr C(2010) 3751*) (2010/335/UE), Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, 17.6.2010, L151/19 PL, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:151:0019:0041:PL:PDF>; 08.07.2014.
4. Decyzja Komisji z dnia 30 maja 2013 r. w sprawie zatwierdzenia systemu „narzędzie do obliczania emisji gazów cieplarnianych Biograce” w odniesieniu do wykazania zgodności z kryteriami zrównoważonego rozwoju zgodnie z dyrektywami Parlamentu Europejskiego i Rady 98/78/WE oraz 2009/28/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L147/46, http://www.esqula.pl/include/user_file/dz.ue.l.2013.147.46.pdf; 08.07.2014.

5. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (2009/28/WE) z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L140/16, 5.6.2009, PL, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:pl:PDF>; 08.07.2014.
6. Faber A., Jarosz Z., Borek R., Borzęcka-Walker M., Syp A., Pudełko R.: Poziom emisji gazów cieplarnianych (CO_2 , N_2O i CH_4) dla upraw pszenicy, pszenżyta, kukurydzy i żyta przeznaczonych do produkcji bioetanolu oraz upraw rzepaku przeznaczonych do produkcji biodiesla. Ekspertyza wykonana na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi, 2011, 91.
7. Faber A., Łopatka A., Kaczyński R., Pudełko R., Kozyra J., Borzęcka-Walker M., Syp A.: Assessment of existing soil organic carbon stocks and changes at a national and regional level in Polans. J. Food Agric. Environ., 2012, **10(3&4)**: 1210-1213.
8. Faber A., Jarosz Z., Nieróbcza A., Smagacz J.: Sekwestracja węgla organicznego w glebach Polski jako sposób na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu i biodiesla (LCA), Projekt N N313 759240, finansowany przez Narodowe Centrum Nauki, Raport 2013, 165.
9. Harasim A.: Relacja pomiędzy plonem słomy i ziarna u zbóż. Pam. Puł., 1994, **104**: 51-59.
10. Hiederer R., Ramos F., Capitani C., Koebler R., Blujdea V., Gomez O., Mulligan D., Marelli L.: Biofuels: a New Methodology to Estimate GHG Emissions from Global Land Use Change (http://iet.jrc.ec.europa.eu/bf-ca/sites/bf-ca/files/files/documents/EU_report_24483_Final.pdf); 08.07.2014.
11. http://ec.europa.eu/energy/renewables/biofuels/emissions_en.htm; 08.07.2014.

Adres do korespondencji:

dr Zuzanna Jarosz
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 210
e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

OGRANICZENIA EMISJI ROLNICZYCH POPRZEZ STOSOWANIE OPTYMALNYCH DAWEK NAWOŻENIA AZOTEM*

Słowa kluczowe: biopaliwa, sekwestracja węgla organicznego, emisja rolnicza, emisja gazów cieplarnianych, ograniczenie emisji

Wstęp

Produkcja surowców na cele paliwowe jest jak dotąd jedynym kierunkiem produkcji rolniczej, w odniesieniu do którego szczegółowo uregulowano w UE wymagania co do wielkości i ograniczenia wielkości emisji GHG, a pośrednio także zwiększenie sekwestracji węgla organicznego w glebie wskutek poprawy agrotechniki (3, 5). Spełnienie 35% ograniczenia emisji od 1 kwietnia 2013 r. nie powinno nastręczać trudności (8). Jednakże osiągnięcie postawionego przez dyrektywę 2009/28/WE (RED) celu ograniczenia emisji o 50% od 2017 r. i 60% dla instalacji rozpoczynających produkcję wymaga poszukiwania możliwości dalszego ograniczania emisji gazów cieplarnianych (*greenhouse gas* – GHG) w cyklu życia biopaliw. Pewne możliwości istnieją w tym zakresie w odniesieniu do emisji rolniczych GHG. W ich strukturze największe udziały mają emisje powstające przy produkcji i stosowaniu nawozów azotowych, co związane jest głównie z emisjami N_2O . Zmniejszenie emisji rolniczych można osiągnąć poprzez stosowanie w uprawie surowców na cele paliwowe optymalnych dawek N oraz asortymentów nawozów obciążonych mniejszą emisją przy ich produkcji. Możliwość wpływania na ograniczenie emisji GHG w cyklu życia biopaliw daje także poprawa agrotechniki poprzez zwiększenie sekwestracji węgla w glebie (8).

Celem opracowania było oszacowanie: wielkości emisji rolniczych GHG w produkcji surowców na cele paliwowe dla optymalnych dawek nawożenia mineralnego N i z wykorzystaniem asortymentów nawozów o możliwie jak najmniejszej emisji GHG powstającej przy ich produkcji oraz wielkości emisji oraz ograniczenia emisji

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

w cyklu życia biopaliw przy badanych opcjach poprawy agrotechniki polegających na stosowaniu uprawy uproszczonej lub bezorkowej.

Material i metodyka

Na podstawie wyników badań ankietowych przeprowadzonych w gospodarstwach produkujących surowce (pszenicę ozimą, kukurydzę, rzepak ozimy) do produkcji biopaliw określono: poziom plonów nasion ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), ich wilgotność (%), zastosowane w produkcji dawki N, P_2O_5 , K_2O , CaO i pestycydów ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) oraz ilości zużytego oleju napędowego ($\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1}$). Wytypowane losowo 272 gospodarstwa z uprawą pszenicy ozimej, 275 z uprawą kukurydzy i 1218 z uprawą rzepaku ozimego; odpowiadały one w przybliżeniu próbie 3% z ogółu gospodarstw produkujących surowce przeznaczone na cele paliwowe. W analizach wykorzystano także wyniki badań przeprowadzonych we wszystkich zakładach produkujących mineralne nawozy azotowe w Polsce, na podstawie których określono wielkości emisji GHG powstające przy ich produkcji (8).

W szacunkach emisji rolniczych i GHG w cyklu życia biopaliw wykorzystano kalkulator Biograce wersja 4 public, który został uznany przez Komisję Europejską jako dobrowolny program do obliczania emisji gazów cieplarnianych (1, 4). Szacunki ograniczenia emisji GHG w pełnym cyklu życia biopaliw wskutek poprawy agrotechniki wykonano, przyjmując przyrosty sekwestracji węgla w glebach bardzo dobrych i dobrych na poziomie $0,126 \text{ t CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ dla uprawy uproszczonej oraz $0,614 \text{ t CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ dla uprawy bezorkowej (6). Wartości te zostały oszacowane w stosunku do system uprawy pełnej z pozostawieniem całej ilości resztek poźniwnych na polu.

Wyniki badań

Średnie wartości charakteryzujące technologię produkcji poszczególnych upraw wykorzystane w dalszych szacunkach przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Średnie charakterystyki technologii produkcji poszczególnych upraw

Parametr	Jednostka	Średnie wyniki inwentaryzacji technologii		
		pszenica	kukurydza	rzepak
Plon	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$	5950	6680	3279
Wilgotność	%	15	-	9
Zużycie oleju napędowego	$\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$	3435	3149	2668
Dawka N	$\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$	117	124	168
Dawka obornika	$\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$	-	-	-
Dawka P_2O_5	$\text{kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$	50	63	56
Dawka K_2O	$\text{kg K}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$	56	86	91

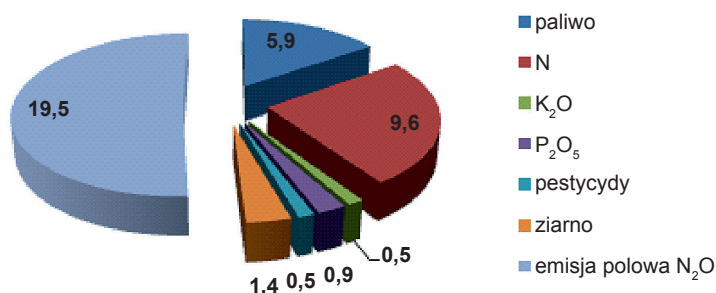
cd. tab. 1

Parametr	Jednostka	Średnie wyniki inwentaryzacji technologii		
		pszenica	kukurydza	rzepak
Dawka CaO	kg CaO·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	124	122	177
Dawka pestycydów	kg·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	1,9	0,9	1.8
Norma wysiewu	kg·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	221	30	3.4
Polowa emisja N ₂ O	kg N ₂ O·ha ⁻¹ ·r ⁻¹	3,04	2,80	3.08

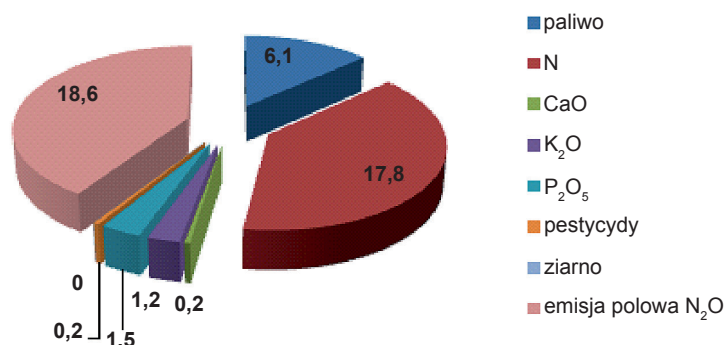
Źródło: opracowanie własne

Emisje rolnicze GHG dla uprawy poszczególnych surowców oszacowano, przyjmując średnią wielkość emisji powstającej przy produkcji nawozów w Polsce (3414,2 g CO₂·eq·kg⁻¹ N). Przyjęta wielkość emisji jest zdecydowanie mniejsza od emisji zalecanych do stosowania w szacunkach według *Joint Research Centre* (JRC) (7). W UE przyjmuje się, że średnia emisja powstająca przy produkcji 1 kg nawozu azotowego w czystym składniku wynosi 5880,6 g CO₂·eq·kg⁻¹.

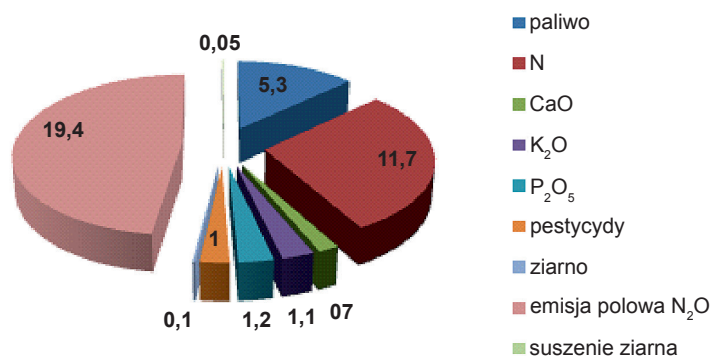
Uzyskane wyniki wskazują, że największy wpływ na emisje rolnicze miały emisje związane ze stosowaniem i produkcją nawozów azotowych (rys. 1, 2, 3).

Rys. 1. Struktura emisji rolniczych w produkcji pszenicy ozimej w Polsce (g CO₂·eq·MJ⁻¹)

Źródło: Syp i in., 2012(10)

Rys. 2. Struktura emisji rolniczych w produkcji kukurydzy w Polsce (g CO₂·eq·MJ⁻¹)

Źródło: Krasuska i in., 2013 (9)



Rys. 3. Struktura emisji rolniczych w produkcji rzepaku w Polsce (g CO₂·eq·MJ⁻¹)

Źródło: Borzęcka-Walker i in., 2013 (2)

Większe niż oszacowane (3414,2 g CO₂·eq·kg⁻¹) ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w produkcji nawozów azotowych jest trudne do osiągnięcia. Dalszych możliwości ograniczenia emisji rolniczych poszukiwano poprzez stosowanie w uprawach surowców optymalnych dawek nawożenia N oraz stosowanie asortymentów nawozów obciążonych mniejszą emisją przy ich produkcji.

Zależność pomiędzy wielkością emisji a plonami i dawkami nawożenia N dla pszenicy ozimej przedstawia równanie regresji wielokrotnej:

$$Em = 24,5572 - 0,00216807 \times Y + 0,0833057 \times N \quad R^2 = 85,6\%$$

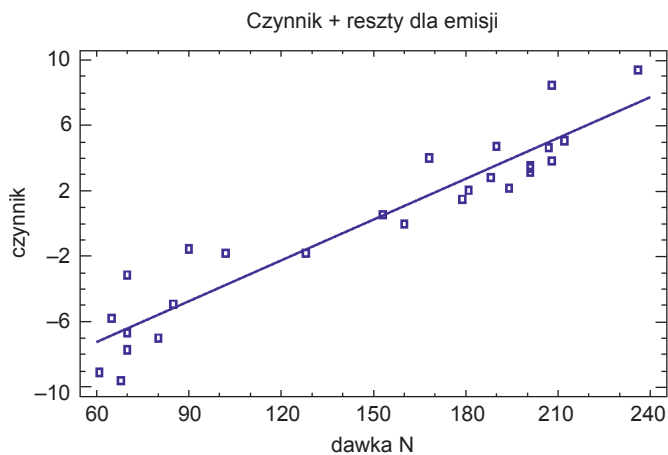
gdzie:

Em – emisja GHG,

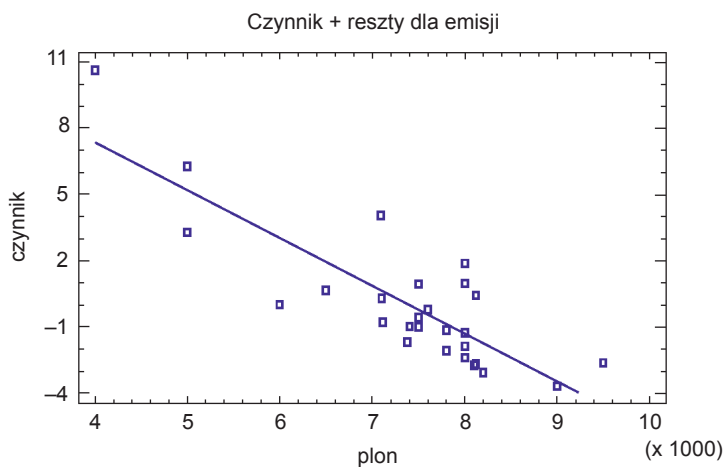
Y – plon,

N – dawka nawożenia.

Regresja była statystycznie istotna dla obu zmiennych niezależnych, które wywierały różny wpływ na emisję GHG (rys. 4 i 5). Obie zmienne niezależne nie były ze sobą skorelowane.



Rys. 4. Wpływ dawek azotu na emisję GHG (pierwsza zmienna w regresji step-wise; $R^2 = 63,1\%$)

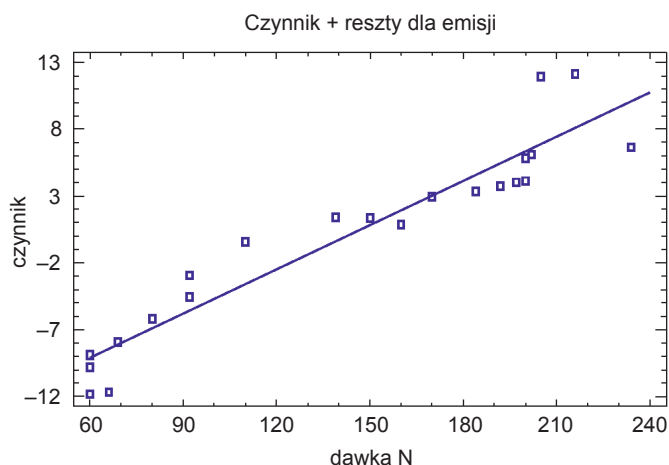


Rys. 5. Wpływ plonów na emisję GHG (druga zmienna w regresji step-wise; $R^2 = 85,6\%$)

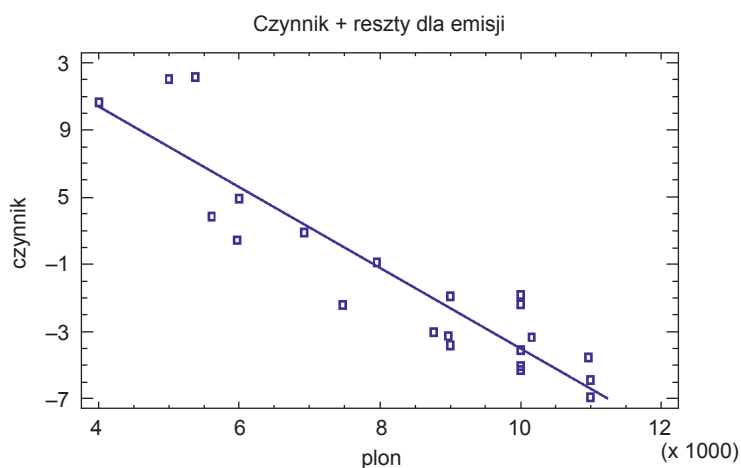
Wpływ dawek nawożenia azotem i plonów na emisję GHG w uprawie kukurydzy opisano równaniem:

$$Em = 23,0813 - 0,0024018 \times Y + 0,110451 \times N \quad R^2 = 91,1\%$$

Wpływ na emisję poszczególnych zmiennych przedstawiają rysunki 6 i 7.



Rys. 6. Wpływ dawek azotu na emisję GHG (pierwsza zmienna w regresji step-wise; $R^2 = 48,6\%$)

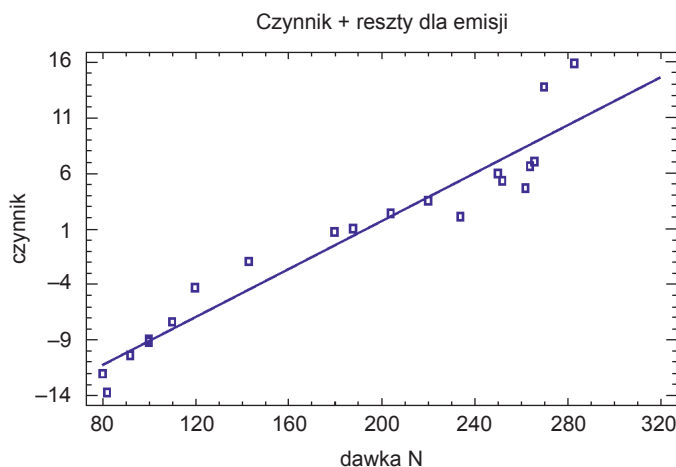


Rys. 7. Wpływ plonów na emisję GHG (druga zmienna w regresji step-wise; $R^2 = 91,1\%$)

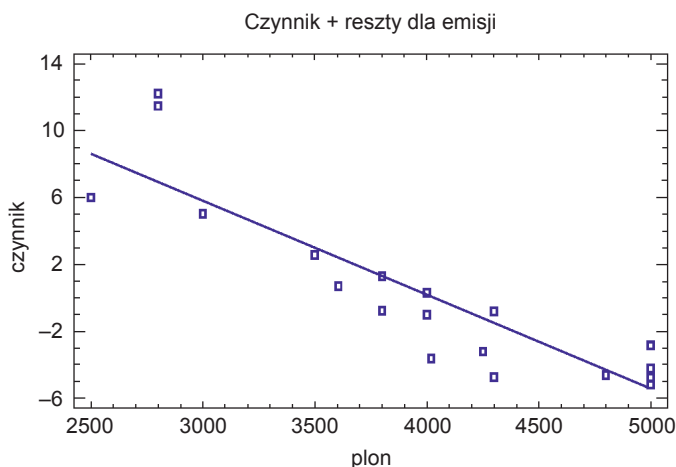
Zależności dla uprawy rzepaku opisano równaniem:

$$Em = 24,3915 - 0,00562325 \times Y + 0,108147 \times N \quad R^2 = 93,0\%$$

Regresja opisująca zależność pomiędzy wielkością emisji GHG, a dawkami N i plonami rzepaku również była statystycznie istotna dla obu zmiennych niezależnych, które wywierały różny wpływ na emisję GHG (rys. 8 i 9).



Rys. 8. Wpływ dawek azotu na emisję GHG (pierwsza zmienna w regresji step-wise; $R^2 = 70,8\%$)



Rys. 9. Wpływ plonów na emisję GHG (druga zmienna w regresji step-wise; $R^2 = 93,0\%$)

Zastosowanie procedur optymalizujących wielkość emisji rolniczych GHG w uprawie badanych surowców, w zależności od plonu i wielkości dawki nawożenia mineralnego N, pozwoliło stwierdzić, że optymalnymi dawkami azotu dla tych upraw w produkcji rolnej były: pszenica – 119, kukurydza – 133 oraz rzepak 169 kg N·ha⁻¹.

Podczas produkcji biopaliw oprócz produktu głównego powstają również produkty uboczne oraz odpady. Zgodnie z metodyką podaną w dyrektywie 2009/28/WE, emisję GHG powstałą podczas produkcji alokuje się do produktu głównego oraz produktów

ubocznych. Emisję gazów cieplarnianych dzieli się pomiędzy paliwo i produkty uboczne proporcjonalnie do ich wartości energetycznej (określonej na podstawie wartości opałowej w przypadku produktów ubocznych innych niż energia elektryczna). Wykorzystanie odpadów poprodukcyjnych czy produktów ubocznych powstających w procesach produkcji biopaliw, np. jako pasza dla zwierząt, pozwala nie tylko na ograniczenie emisji GHG, ale także może poprawić ekonomiczność produkcji.

Uwzględnienie alokacji nie zapewniało uzyskania wymaganego 50% ograniczenia emisji GHG w uprawie pszenicy ozimej. Przy średnich plonach pszenicy $5,95 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$ oraz podanej dawce nawożenia mineralnego $119 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ agorafinerie nie uzyskają 50% ograniczenia emisji gazów cieplarnianych i to niezależnie od tego jakie asortymenty nawozów zostaną zastosowane w produkcji biopaliw (tab. 2). Uzyskanie 50% ograniczenia emisji GHG jest możliwe przy obniżeniu dawki nawożenia mineralnego azotem do $90 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (10).

Tabela 2

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla pszenicy ozimej w zależności od zastosowanego nawożenia (dawka $119 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Nawóz	Emisja ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ N}$)	Emisje rolnicze ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$) bez alokacji	Emisje rolnicze ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 119 kg	3494,5	37,76	22,47	48
RSM 119 kg	3080,0	36,68	21,83	49
Saletrzak 119 kg	4007,6	39,09	23,27	47
CAN (Salmag) 119 kg	5012,0	41,71	24,82	46
Wieloskładnikowe NPK 30 kg, saletra 89 kg	3244,1	37,11	22,08	49

Źródło: opracowanie własne

Oszacowane wielkości redukcji emisji gazów cieplarnianych dla uprawy kukurydzy mieściły się w przedziale 49–53% (tab. 3). Szacunki wskazują na możliwość uzyskania wymaganego 50% ograniczenia emisji GHG, z wyjątkiem zastosowania dawki $133 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ w formie salmagu (CAN). Podobne wyniki uzyskano, analizując wielkość redukcji emisji gazów cieplarnianych dla kukurydzy z zastosowaniem dawki nawożenia azotem w zakresie $120\text{--}140 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (9). Nieznaczne zwiększenie dawki do $140 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ wpłynęło na zmniejszenie redukcji emisji o 1%. Natomiast zastosowanie dawki $120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ zwiększa ograniczenia emisji do 51–54%.

Tabela 3

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla kukurydzy w zależności od zastosowanego nawożenia
(dawka 133 kg N·ha⁻¹)

Nawóz	Emisja (CO ₂ eq·kg ⁻¹ N)	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) bez alokacji	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 133 kg	3494,5	31,19	17,04	52
RSM 133 kg	3080,0	30,16	16,47	53
Saletrzak 133 kg	4007,6	32,46	17,73	51
CAN (Salmag) 133 kg	5012,0	34,95	19,09	49
Wieloskładnikowe NPK 70 kg, saletra 63 kg	3599,4	31,45	17,18	52

Źródło: opracowanie własne

W przypadku uprawy rzepaku przeznaczonego do produkcji biodiesla, dla zastosowanej dawki nawożenia mineralnego 169 kg N·ha⁻¹ nie uzyskano $\geq 50\%$ ograniczenia emisji GHG (tab. 4). Zmniejszenie dawki do 150 kg N·ha⁻¹ nieznacznie zwiększa redukcję emisji gazów cieplarnianych, jednak nadal oszacowana wielkość jest mniejsza od 50% (2).

Tabela 4

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla rzepaku w zależności od zastosowanego nawożenia
(dawka 169 kg N·ha⁻¹)

Nawóz	Emisja (CO ₂ eq·kg ⁻¹ N)	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) bez alokacji	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 169 kg	3494,5	42,15	24,69	43
RSM 169 kg	3080,0	40,61	23,79	44
Saletrzak 169 kg	4007,6	44,05	25,81	42
Mocznik 30 kg, saletra 139 kg	3606,2	42,56	24,93	43
Siarczan amonu 30kg, saletra 139 kg	3263,2	41,29	24,19	44
Saletrosan 30kg, saletra 139 kg	3936,0	43,78	25,65	42
Wieloskładnikowe NPK 30 kg, saletra 139 kg	3384,8	41,74	24,45	43

Źródło: opracowanie własne

W tej sytuacji możliwości dalszego ograniczenia emisji GHG w produkcji surowców na cele biopaliwowe należy poszukiwać w poprawie agrotechniki poprzez zwiększenie sekwestracji węgla organicznego w glebie. W przypadku gospodarstw bezinwentarzowych jest to bardzo wskazane, gdyż nie stosują one nawożenia obornikiem, które w największym stopniu przyczyniłoby się do zwiększenia sekwestracji.

W dalszych analizach przyjęto, że gospodarstwa pozostawiać będą na polu całą ilość resztek poźniwnych i stosować uprawę uproszczoną lub bezorkową.

Poprawa agrotechniki polegająca na zastosowaniu uprawy uproszczonej i pozostawianiu na polu całej ilości resztek poźniwnych nie zawsze zapewnić będzie osiągnięcie 50% ograniczenia emisji (tab. 5). W przypadku uprawy kukurydzy zastosowana poprawa agrotechniki zwiększa ograniczenie emisji do 52-55% w zależności od dawki i asortymentu zastosowanego nawożenia mineralnego N (tab. 6). Natomiast wprowadzenie uproszczeń w uprawie rzepaku nie zapewni zwiększenia redukcji emisji $\geq 50\%$ (tab. 7). W uprawie uproszczonej, która zwiększa sekwestrację węgla organicznego w glebie, ograniczenie równe 50% jest osiągalne tylko przy dawce $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ stosowanej w postaci RSM lub mieszaninie saletra amonowa + siarczan amonu (2).

Tabela 5

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla pszenicy ozimej w zależności od zastosowanego nawożenia (dawka $119 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, uprawa uproszczona zapewniająca sekwestrację węgla organicznego $0,1260 \text{ t CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$)

Nawóz	Emisja ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ N}$)	Emisje rolnicze ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$) bez alokacji	Emisje rolnicze ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 119 kg	3494,5	37,76	22,47	52
RSM 119 kg	3080,0	36,68	21,83	52
Saletrzak 119 kg	4007,6	39,09	23,27	51
CAN (Salmag) 119 kg	5012,0	41,71	24,82	49
Wieloskładnikowe NPK 30 kg, saletra 89 kg	3244,1	37,11	22,08	52

Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla kukurydzy w zależności od zastosowanego nawożenia (dawka $133 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, uprawa uproszczona zapewniająca sekwestrację węgla organicznego $0,1260 \text{ t CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$)

Nawóz	Emisja ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ N}$)	Emisje rolnicze ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$) bez alokacji	Emisje rolnicze ($\text{CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 133 kg	3494,5	31,19	17,04	55
RSM 133 kg	3080,0	30,16	16,47	55
Saletrzak 133 kg	4007,6	32,46	17,73	54
CAN (Salmag) 133 kg	5012,0	34,95	19,09	52
Wieloskładnikowe NPK 70 kg, saletra 63 kg	3599,4	31,45	17,18	55

Źródło: opracowanie własne

Tabela 7

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla rzepaku w zależności od zastosowanego nawożenia (dawka 169 kg N·ha⁻¹, uprawa uproszczona zapewniająca sekwestrację węgla organicznego 0,1260 t CO₂·ha⁻¹·r⁻¹)

Nawóz	Emisja (CO ₂ eq·kg ⁻¹ N)	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) bez alokacji	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 169 kg	3494,5	42,15	24,69	46
RSM 169 kg	3080,0	40,61	23,79	47
Saletrzak 169 kg	4007,6	44,05	25,81	45
Mocznik 30 kg, saletra 139 kg	3606,2	42,56	24,93	46
Siarczan amonu 30kg, saletra 139 kg	3263,2	41,29	24,19	47
Saletrosan 30kg, saletra 139 kg	3936,0	43,78	25,65	45
Wieloskładnikowe NPK 30 kg, saletra 139 kg	3384,8	41,74	24,45	47

Źródło: opracowanie własne

Zastosowanie uprawy bezorkowej z pozostawianiem na polu całej ilości resztek poźniwnych zwiększa ograniczenie emisji do 62–65% w uprawie pszenicy oraz do 63–66% w uprawie kukurydzy w zależności od dawki i asortymentu zastosowanego nawozu N (tab. 8 i 9). Są to ograniczenia większe od wymaganych przez dyrektywę od 2018 r. dla nowych instalacji produkujących bioetanol. Produkcja rzepaku w systemie bezorkowym zapewnia ograniczenie emisji w przedziale 58–60% (tab. 10).

Tabela 8

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla pszenicy ozimej w zależności od zastosowanego nawożenia (dawka 119 kg N·ha⁻¹, uprawa bezorkowa zapewniająca sekwestrację węgla organicznego 0,6142 t CO₂·ha⁻¹·r⁻¹)

Nawóz	Emisja (CO ₂ eq·kg ⁻¹ N)	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) bez alokacji	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 119 kg	3494,5	37,76	22,47	64
RSM 119 kg	3080,0	36,68	21,83	65
Saletrzak 119 kg	4007,6	39,09	23,27	63
CAN (Salmag) 119 kg	5012,0	41,71	24,82	62
Wieloskładnikowe NPK 30 kg, saletra 89 kg	3244,1	37,11	22,08	65

Źródło: opracowanie własne

Tabela 9

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla kukurydzy w zależności od zastosowanego nawożenia (dawka 133 kg N·ha⁻¹, uprawa bezorkowa zapewniająca sekwestrację węgla organicznego 0,6142 t CO₂·ha⁻¹·r⁻¹)

Nawóz	Emisja (CO ₂ eq·kg ⁻¹ N)	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) bez alokacji	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 133 kg	3494,5	31,19	17,04	66
RSM 133 kg	3080,0	30,16	16,47	66
Saletrzak 133 kg	4007,6	32,46	17,73	65
CAN (Salmag) 133 kg	5012,0	34,95	19,09	63
Wieloskładnikowe NPK 70 kg, saletra 63 kg	3599,4	31,45	17,18	65

Źródło: opracowanie własne

Tabela 10

Szacunki emisji gazów cieplarnianych dla rzepaku w zależności od zastosowanego nawożenia (dawka 169 kg N·ha⁻¹, uprawa bezorkowa zapewniająca sekwestrację węgla organicznego 0,6142 t CO₂·ha⁻¹·r⁻¹)

Nawóz	Emisja (CO ₂ eq·kg ⁻¹ N)	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) bez alokacji	Emisje rolnicze (CO ₂ eq·MJ ⁻¹) z alokacją	Redukcja emisji (%)
Saletra amonowa 169 kg	3494,5	42,15	24,69	59
RSM 169 kg	3080,0	40,61	23,79	60
Saletrzak 169 kg	4007,6	44,05	25,81	58
Mocznik 30 kg, saletra 139 kg	3606,2	42,56	24,93	59
Siarczan amonu 30kg, saletra 139 kg	3263,2	41,29	24,19	60
Saletrosan 30kg, saletra 139 kg	3936,0	43,78	25,65	58
Wieloskładnikowe NPK 30 kg, saletra 139 kg	3384,8	41,74	24,45	59

Źródło: opracowanie własne

Podsumowanie

Uzyskanie 50% ograniczenia emisji GHG w cyklu życia bioetanolu produkowanego z ziarna pszenicy ozimej jest możliwe w systemie uprawy uproszczonej, z wyjątkiem zastosowania dawki 119 kg N·ha⁻¹ w formie CAN. Poprawa agrotechniki poprzez wprowadzenie uprawy bezorkowej prowadzi do zwiększenia ograniczenia emisji o 62–65%.

Oszacowane ograniczenia emisji GHG w pełnym cyklu życia bioetanolu produkowanego z ziarna kukurydzy mieściły się w zakresie 49–66% w zależności od za-

stosowanego asortymentu nawożenia mineralnego i technologii produkcji. Spełnienie wymagań dyrektywy 2009/28/WE co do wielkości ograniczenia emisji dla produkcji bioetanolu z kukurydzy nie powinno nastręczać problemów.

Dobór niskoemisyjnych asortymentów mineralnych nawozów azotowych dla optymalnej dawki N nie zapewnia ograniczenia emisji GHG w cyklu życia biodiesla do 50%. Zwiększenie sekwestracji węgla organicznego w glebie poprzez przejście do uprawy rzepaku w systemie bezorkowym zwiększyło ograniczenie emisji o 58-60%. Ze względu na wysokie koszty mało realne jest wprowadzanie w uprawie surowców na cele biopaliwowe systemu bezorkowego, zwłaszcza w uprawie rzepaku.

Literatura

1. BIOGRACE: Harmonised Calculation of Biofuel Greenhouse Gas Emissions in Europe. 2011, (<http://www.biograce.net/content/ghgcalculationtools/excelghgcalculations>)
2. Borzęcka-Walker M., Faber A., Jarosz Z., Syp A., Pudełko R.: Greenhouse gas emissions from rape seed cultivation for FAME production in Poland. *J. Food Agric. Environ.*, 2013, **11(1)**: 1064-1068.
3. Decyzja Komisji z dnia 10 czerwca 2010 r. w sprawie wytycznych dotyczących obliczania zasobów węgla w ziemi do celów załącznika V do dyrektywy 2009/28/WE (*notyfikowana jako dokument nr C(2010) 3751*) (2010/335/UE), Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, 17.6.2010, L151/19 PL, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:151:0019:0041:PL:PDF>; 08.07.2014.
4. Decyzja Komisji z dnia 30 maja 2013 r. w sprawie zatwierdzenia systemu „narzędzie do obliczania emisji gazów cieplarnianych Biograce” w odniesieniu do wykazania zgodności z kryteriami zrównoważonego rozwoju zgodnie z dyrektywami Parlamentu Europejskiego i Rady 98/78/WE oraz 2009/28/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L147/46, http://www.esqula.pl/include/user_file/dz.ue.l.2013.147.46.pdf; 08.07.2014.
5. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (2009/28/WE) z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L140/16, 5.6.2009, PL, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:pl:PDF>; 08.07.2014.
6. Faber A., Jarosz Z., Nieróbca A., Smagacz J.: Sekwestracja węgla organicznego w glebach Polski jako sposób na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu i biodiesla (LCA), Projekt N N313 759240, finansowany przez Narodowe Centrum Nauki, Raport 2013, 165.
7. Hiederer R., Ramos F., Capitani C., Koebler R., Blujdea V., Gomez O., Mulligan D., Marelli L.: Biofuels: a New Methodology to Estimate GHG Emissions from Global Land Use Change (http://iet.jrc.ec.europa.eu/bf-ca/sites/bf-ca/files/files/documents/EU_report_24483_Final.pdf); 08.07.2014.
8. Jarosz Z., Faber A.: Możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2014, **39(13)**: 9-27.

9. Krasuska E., Faber A., Pudełko R., Jarosz Z., Borzęcka-Walker M., Kozyra J., Syp A.: Emission saving opportunities for corn cultivation for ethanol in Poland. *J. Food Agric. Environ.*, 2013, **11(3&4)**: 1169-1172.
 10. Syp A., Jarosz Z., Faber A., Borzęcka-Walker M., Pudełko R.: Greenhouse gas emissions from winter wheat cultivation for bioethanol production in Poland. *J. Food Agric. Environ.*, 2012, **11(3&4)**: 2050-2053.
-

Adres do korespondencji:

dr Zuzanna Jarosz
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 210
e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl

Zuzanna Jarosz, Antoni Faber

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

**REDUKCJE EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH W CYKLU ŻYCIA
BIOPALIW WSKUTEK OBOWIĄZKU UWZGLĘDNIANIA POŚREDNICH
ZMIAN UŻYTKOWANIA GRUNTÓW***

Słowa kluczowe: emisja gazów cieplarnianych, ograniczenia emisji, pośrednia zmiana użytkowania gruntów

Wstęp

Dwie dyrektywy unijne: o odnawialnych źródłach energii 2009/28/WE (4) oraz o jakości paliw 2009/30/WE (5) promują wykorzystywanie biopaliw na terenie Unii Europejskiej. Dyrektywa 2009/28/WE nakłada na państwa członkowskie obowiązek pozyskiwania 10% energii wykorzystywanej w transporcie ze źródeł odnawialnych oraz spełniania kryteriów zrównoważonej produkcji biopaliw, zaś dyrektywa 2009/30/WE zobowiązuje dostawców paliw do zmniejszenia ilości emisji gazów cieplarnianych (*greenhouse gas* – GHG) o 6% do 2020 r. Dyrektywa o odnawialnych źródłach energii szczegółowo określa metodykę szacowania wielkości emisji i ograniczeń emisji GHG w cyklu życia biopaliw. Wskazuje ona jednocześnie, że do osiągnięcia wymaganych ograniczeń może prowadzić poprawa agrotechniki polegająca na zwiększeniu sekwestracji węgla organicznego w glebach pod uprawami na cele paliwowe. Zasady szacowania sekwestracji węgla organicznego w glebach pod uprawami energetycznymi zostały uregulowane Decyzją Komisji C(2010) 3751 (3). Warunkiem zaliczenia produkowanych biopaliw do paliw odnawialnych jest respektowanie ustanowionych wymagań metodycznych.

W październiku 2012 roku Komisja Europejska zaproponowała nowelizację dyrektywy 98/70/WE oraz dyrektywy 2009/28/WE (4) polegającą na uwzględnieniu w szacunkach emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw wielkości emisji

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

związanych z pośrednimi zmianami użytkowania gruntów (*Indirect Land Use Change* – ILUC) (11).

Propozycja ta zawiera następujące elementy (12):

- uwzględnienie wskaźników ILUC przy obliczaniu redukcji emisji gazów cieplarnianych z paliw o 6% (dyrektywa 2009/30 artykuł 7a(2)) oraz w sprawozdaniach państw członkowskich (dyrektywa 2009/28 artykuł 22(2)).
- uwzględnienie wskaźników ILUC szacowanych dla grup upraw oraz wskaźnika ILUC równego zero dla surowców niezwiązanych z gruntami (odpady i pozostałości) przy obliczaniu emisji gazów cieplarnianych z biopaliw w całym cyklu życia (dyrektywa 2009/30):
 - zboża i inne uprawy o wysokiej zawartości skrobi: $12 \text{ g CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$,
 - uprawy o wysokiej zawartości cukru: $13 \text{ g CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$,
 - uprawy o wysokiej zawartości olejów: $55 \text{ g CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$,
 - odpady, pozostałości rolnicze, akwakultur, rybołówcze i leśne: $0 \text{ g CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$.

Do końca 2017 r. przewiduje się publikację sprawozdania KE oraz przedstawienie wniosków ustawodawczych mających na celu wprowadzenie szacunkowych wskaźników ILUC do kryteriów zrównoważonego rozwoju uwzględnionych w obydwu dyrektywach, które powinny obowiązywać od 1 stycznia 2021 r., oraz rewizję skuteczności instrumentów promocji stosowania biopaliw wytwarzanych z odpadów i pozostałości.

W celu zapewnienia spójności między dyrektywami 2009/30 i 2009/28, szacowane wskaźniki ILUC zostały również wprowadzone w artykule 22(2) dyrektywy 2009/28, który ustanawia obowiązek składania sprawozdań KE przez państwa członkowskie z szacowanej redukcji emisji gazów cieplarnianych wynikającej ze stosowania biopaliw. Wskaźniki ILUC nie zostały jednak uwzględnione ani w kryteriach zrównoważonego rozwoju dyrektywy 2009/28 ani w obliczeniach progu redukcji emisji gazów cieplarnianych (35%, 50%) w celu ujęcia wykorzystania biopaliw na potrzeby energetyczne (10%).

Celem opracowania było określenie możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw wskutek ewentualnego obowiązku uwzględnienia ILUC i spełnienia wymaganej redukcji co najmniej o 50% od 1 stycznia 2017 r. Szacunki wykorzystywane były w negocjacjach z KE nad wprowadzeniem ILUC.

Wielkości emisji ILUC dla Polski w przekroju województw

Obowiązek uwzględniania ILUC w szacunkach emisji (po 2020 r.) wpłynąłby w sposób zasadniczy na produkcję biopaliw. ILUC jest dodatkową emisją, która zwiększać będzie w sposób bardzo znaczący wielkość emisji w cyklu życia biopaliw i tym samym obniżać wielkość ograniczeń emisji w stosunku do konwencjonalnych paliw płynnych. Proponowana przez Komisję Europejską dodatkowa emisja ma wynosić dla zbóż $12 \text{ g CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$, zaś dla rzepaku $55 \text{ g CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{MJ}^{-1}$ biopaliwa.

Wielkość emisji ILUC w skali regionalnej Polski zależęć będzie bezpośrednio od wielkości produkcji biopaliwa z jednostki powierzchni gruntu (tab. 1).

Tabela 1

Wielkość emisji związana z wprowadzeniem ILUC
(zboża 12 g CO₂ eq·MJ⁻¹; rzepak 55 g CO₂ eq·MJ⁻¹)

Województwo	Uprawa		
	pszenica ozima	kukurydza	rzepak ozimy
	t CO ₂ eq·ha ⁻¹ ·r ⁻¹		
Dolnośląskie	0,63	0,74	2,56
Kujawsko-pomorskie	0,63	0,71	2,60
Lubelskie	0,54	0,69	2,43
Lubuskie	0,55	0,63	2,68
Łódzkie	0,50	0,62	2,19
Małopolskie	0,52	0,66	2,46
Mazowieckie	0,56	0,73	2,51
Opolskie	0,61	0,68	2,47
Podkarpackie	0,48	0,74	2,52
Podlaskie	0,49	0,51	2,25
Pomorskie	0,55	0,51	2,74
Śląskie	0,55	0,75	2,39
Świętokrzyskie	0,50	0,57	2,51
Warmińsko-mazurskie	0,51	0,52	2,65
Wielkopolskie	0,56	0,71	2,73
Zachodniopomorskie	0,59	0,53	2,65

Źródło: opracowanie własne

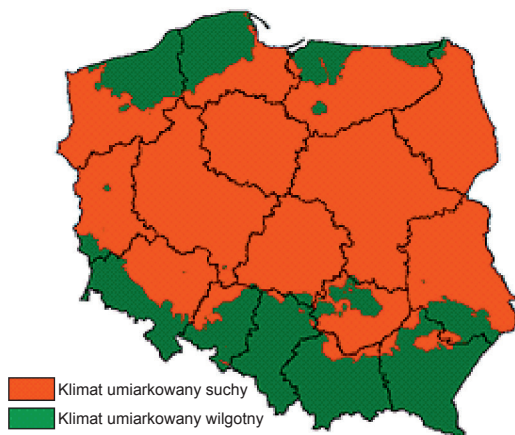
Obciążenie szacunków i ograniczeń emisji emisjami ILUC można do pewnego stopnia skompensować, przez poprawę agrotechniki, która zapewni zwiększenie sekwestracji węgla organicznego w glebach (C seq) wykorzystywanych do produkcji surowców przeznaczonych na cele paliwowe.

Sekwestracje węgla wskutek poprawy agrotechniki

W analizach wykorzystano wyniki badań dotyczące sekwestracji węgla organicznego w glebach Polski w zależności od systemu uprawy (8). Sekwestracje węgla oszacowano, uwzględniając dopuszczoną decyzją KE z dnia 10 czerwca 2010 r., poprawę agrotechniki polegającą na stosowaniu uprawy uproszczonej (uprawa ograniczona) oraz uprawy bezorkowej (siew bezpośredni) z różną ilością pozostawianych na polu resztek poźniowych (3).

Metodyka IPCC zakłada, że sekwestracja węgla będzie większa w klimacie umiarkowanym wilgotnym niż w klimacie umiarkowanym suchym. Klimat Polski, zgodnie

z klasyfikacją KE, został zaliczony do: umiarkowanego suchego i umiarkowanego wilgotnego (10). Dokładną klasyfikację województw według regionów klimatycznych przedstawia rysunek 1.



Rys. 1. Regiony klimatyczne Polski według klasyfikacji IPCC

Źródło: Faber i in., 2012 (7)

Zaszeregowanie poszczególnych województw do stref klimatycznych ma istotny wpływ na wielkość sekwestracji węgla, a przez to na wielkość i ograniczenia emisji w cyklu życia biopaliw. Szczegółowa analiza wykonana na podstawie klimatycznego bilansu wodnego wykazała, że w trzech województwach (podlaskim, świętokrzyskim, warmińsko-mazurskim) warunki pogodowe (opady atmosferyczne, ewapotranspiracja) są zbliżone do klimatu umiarkowanego suchego (tab. 2). Stwierdzone różnice uzasadniały przyjęcie w dalszych analizach zaszeregowania według danych IUNG-PIB.

Tabela 2

Klimat w województwach

Województwo	Klimat umiarkowany	
	IUNG-PIB	JRC EC
Dolnośląskie	S	S
Kujawsko-pomorskie	S	S
Lubelskie	S	S
Lubuskie	S	S
Łódzkie	S	S
Małopolskie	W	W
Mazowieckie	S	S
Opolskie	W	W

cd. tab. 2

Województwo	Klimat umiarkowany	
	IUNG-PIB	JRC EC
Podkarpackie	W	W
Podlaskie	S	W
Pomorskie	W	W
Śląskie	W	W
Świętokrzyskie	S	W
Wielkopolskie	S	S
Warmińsko-mazurskie	S	W
Zachodniopomorskie	W (±)	W (±)

S – suchy, W – wilgotny

Źródło: Faber i in., 2013 (8)

Wprowadzenie uprawy uproszczonej lub bezorkowej prowadzi do zróżnicowanego wzrostu sekwestracji węgla w zależności od klimatu oraz ilości pozostawionych na polu resztek poźniwnych (wsadu). W badaniach uwzględniono średnią ilość resztek poźniwnych pozostawianych na polu (tab. 3). Jest to typowy wsad dla rocznych upraw zbóż, w przypadku których pozostałości z upraw zostają w całości na polu. Podane sekwestracje występować będą wtedy, i tylko wtedy, kiedy system uprawy uproszczonej lub bezorkowej stosowany będzie nieprzerwanie przez wiele lat i to na wszystkich polach płodozmianu. Stosowanie na jednym polu zmianowania uprawy uproszczonej lub bezorkowej, a na następnym polu uprawy płuźnej nie jest dopuszczalne (decyzja KE).

Tabela 3

Sekwestracji węgla organicznego w glebie ($t\ C\ ha^{-1}\cdot r^{-1}$) wskutek poprawy agrotechniki bez uwzględnienia i z uwzględnieniem pozostawienia na polu średniej ilości resztek poźniwnych*

Uprawa	Klimat umiarkowany	
	suchy	wilgotny
Uproszczona	0,14	0,53
Bezorkowa	0,30	0,74

* sekwestracje węgla wskutek poprawy agrotechniki policzono w stosunku do uprawy płuźnej ze zbierem słomy – zgodnie z Decyzją Komisji z dnia 10 czerwca 2010 r. w sprawie wytycznych dotyczących obliczania zasobów węgla w ziemi do celów załącznika V do dyrektywy 2009/28/WE (notyfikowana jako dokument nr C(2010) 3751) (2010/335/UE)

Źródło: Faber i in., 2013 (8)

Województwa ze względu na klimat oraz poprawę agrotechniki charakteryzują się różnymi sekwestracjami węgla w glebie (tab. 4). Zarówno w systemie uprawy uproszczonej, jak i bezorkowej oszacowane sekwestracje węgla w glebie są wyższe w województwach leżących w strefie klimatu umiarkowanego wilgotnego.

Tabela 4

Klasyfikacja województw pod względem sekwestracji węgla organicznego w glebach
(pozostawienie na polu średniej ilości resztek poźniwnych)

Województwo	Klimat umiarkowany	Uprawa	
		uproszczona $t\ C\ ha^{-1} \cdot r^{-1}$ ($t\ CO_2\ ha^{-1} \cdot r^{-1}$)	bezorkowa $t\ C\ ha^{-1} \cdot r^{-1}$ ($t\ CO_2\ ha^{-1} \cdot r^{-1}$)
Dolnośląskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Kujawsko-pomorskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Lubelskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Lubuskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Łódzkie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Małopolskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Mazowieckie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Opolskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Podkarpackie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Podlaskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Pomorskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Śląskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)
Świętokrzyskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Warmińsko-mazurskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Wielkopolskie	S	0,14 (0,51)	0,30 (1,10)
Zachodniopomorskie	W	0,53 (1,94)	0,74 (2,71)

S – suchy, W – wilgotny

Źródło: opracowanie własne

Ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw w stosunku do paliw konwencjonalnych

Emisje i ograniczenia emisji GHG w cyklu życia biopaliw oszacowano, stosując kalkulator Biograce wersja 4 public (1). Wpływ poprawy agrotechniki na emisje i ograniczenia emisji oszacowano dla pszenicy, kukurydzy i rzepaku, uprawianych na glebach bardzo dobrych i dobrych (*High clay activity mineral*). W szacunkach emisji rolniczych wykorzystano średnie dla województw charakterystyki technologii produkcji pochodzące z badań ankietowych (6). Wielkości innych parametrów emisji przyjęto na poziomie średnim dla UE. W szacunkach dla bioetanolu produkowanego z pszenicy i kukurydzy energia procesowa pochodziła z kogeneracji CHP (*combined heat and power*), gdzie paliwem technologicznym był gaz ziemny; wykorzystywanie nieokreślonego paliwa procesowego nie zapewnia uzyskania progowych ograniczeń emisji (35 i 50%) (9).

W opracowaniu przedstawiono wyniki symulacji ograniczeń emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu (produkowanego z ziarna pszenicy ozimej i kukurydzy) oraz biodiesla (produkowanego z nasion rzepaku ozimego) uzyskane wskutek stosowania uprawy uproszczonej i bezorkowej z uwzględnieniem lub nie pośredniej zmiany użytkowania gruntów.

W szacunkach ograniczeń emisji uwzględniono następujące warianty:

- ograniczenie emisji bez sekwestracji węgla organicznego w glebie wskutek poprawy agrotechniki;
- ograniczenie emisji bez sekwestracji węgla z uwzględnieniem ILUC;
- ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy uproszczonej;
- ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy uproszczonej z uwzględnieniem ILUC;
- ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy bezorkowej;
- ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy bezorkowej z uwzględnieniem ILUC.

Wyprodukowanie bioetanolu zapewniającego ograniczenie emisji gazów cieplarnianych $\geq 50\%$ z ziarna pszenicy pochodzącego z uprawy pełnej nie jest możliwe (tab. 5). We wszystkich województwach ograniczenia emisji były mniejsze od 50% i wahały się w przedziale od 42% (opolskie) do 49% (lubelskie, lubuskie, podkarpackie). Ewentualne wprowadzenie obowiązku uwzględniania ILUC w szacunkach zmniejsza osiągnięte ograniczenia emisji o 6–9% (tab. 5, wariant 2.). Produkowany bioetanol z pszenicy w systemie uprawy pełnej nie spełnia wymogów dyrektywy 2009/28/WE i nie może być zaliczony do paliw odnawialnych. Ziarno pszenicy pochodzące z uprawy uproszczonej we wszystkich województwach umożliwia produkcję bioetanolu z tego surowca, spełniając obowiązek uzyskania ograniczenia emisji $\geq 50\%$. Oszacowane ograniczenia emisji GHG wyniosły od 56% (mazowieckie) do 103% (podkarpackie). Wprowadzenie obowiązku uwzględniania ILUC wyklucza produkcję bioetanolu z ziarna pszenicy pochodzącej z uprawy uproszczonej w województwach mazowieckim i warmińsko-mazurskim (tab. 5, wariant 4.). Poprawa agrotechniki polegająca na stosowaniu bezorkowej uprawy pszenicy gwarantuje produkcję bioetanolu z tego surowca jako paliwa odnawialnego nawet wówczas, gdyby należało w szacunkach uwzględniać ILUC (tab. 5, wariant 5. i 6.).

Tabela 5

Ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu produkowanego z pszenicy ozimej przy pozostawianiu na polu średniej ilości resztek poźniwnych

Województwo	ILUC	C seq	Ograniczenie emisji w cyklu życia (warianty)					
			1	2	3	4	5	6
			%					
Dolnośląskie	0,63	0,51	48	40	60	51	73	65
Kujawsko-pomorskie	0,63	0,51	48	39	59	51	73	64
Lubelskie	0,54	0,51	49	40	62	54	78	69
Lubuskie	0,55	0,51	49	40	62	54	78	69
Łódzkie	0,50	0,51	46	38	61	52	78	69

cd. tab. 5

Województwo	ILUC	C seq	Ograniczenie emisji w cyklu życia (warianty)					
			1	2	3	4	5	6
			%					
Małopolskie	0,52	1,94	43	35	94	85	118	109
Mazowieckie	0,56	0,51	43	34	56	48	71	63
Opolskie	0,61	1,94	42	36	77	79	106	97
Podkarpackie	0,48	1,94	49	40	103	94	129	121
Podlaskie	0,49	0,51	44	36	59	50	76	68
Pomorskie	0,55	1,94	43	35	91	82	114	105
Śląskie	0,55	1,94	43	35	91	83	114	106
Świętokrzyskie	0,50	0,51	46	38	61	51	78	68
Warmińsko-mazurskie	0,51	0,51	43	35	58	49	74	66
Wielkopolskie	0,56	0,51	45	37	58	50	73	65
Zachodniopomorskie	0,59	1,94	45	36	89	81	111	102

warianty:

- 1 – ograniczenie emisji bez sekwestracji węgla organicznego w glebie wskutek poprawy agrotechniki;
- 2 – ograniczenie emisji bez sekwestracji węgla z uwzględnieniem ILUC;
- 3 – ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy uproszczonej;
- 4 – ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy uproszczonej z uwzględnieniem ILUC;
- 5 – ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy bezorkowej;
- 6 – ograniczenie emisji z sekwestracją węgla uzyskaną wskutek stosowania uprawy bezorkowej z uwzględnieniem ILUC.

Źródło: opracowanie własne

Produkcja bioetanolu z ziarna kukurydzy pochodzącego z systemu produkcji pełnej jest możliwa w 7 województwach, w których ograniczenie emisji GHG wyniosło $\geq 50\%$ (tab. 6, wariant 1.). W pozostałych 9 województwach niewprowadzenie poprawy agrotechniki nie zapewnia wymaganego poziomu ograniczenia emisji gazów cieplarnianych. Uwzględnienie w szacunkach emisji ILUC zmniejsza osiągnięte ograniczenia emisji o 7–9%. Wielkość oszacowanych ograniczeń emisji po wprowadzeniu ILUC we wszystkich województwach jest mniejsza od 50% (tab. 6, wariant 2.). Pozyskanie i wykorzystanie w produkcji bioetanolu ziarna kukurydzy z uprawy uproszczonej znacznie redukuje wielkość oszacowanych emisji GHG. W większości województw wielkość ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu produkowanego z kukurydzy była $\geq 60\%$ (tab. 6, wariant 3.). Jedynie w województwie warmińsko-mazurskim oszacowana wielkość wyniosła 50%. Uwzględnienie w szacunkach ILUC zmniejsza ograniczenia emisji, jednak nadal oszacowane wielkości we wszystkich województwach poza warmińsko-mazurskim są większe od 50% (tab. 6, wariant 4.). Wprowadzenie uprawy bezorkowej zapewnia uzyskanie progowego ograniczenia emisji o 50% we wszystkich województwach (tab. 6, wariant 5. i 6.).

Tabela 6

Ograniczenia emisji w cyklu życia bioetanolu produkowanego z kukurydzy przy pozostawianiu na polu średniej ilości resztek poźniwnych

Województwo	ILUC	C seq	Ograniczenie emisji w cyklu życia (warianty)					
			1	2	3	4	5	6
	t CO ₂ ha ⁻¹ ·r ⁻¹		%					
Dolnośląskie	0.74	0.51	50	42	60	52	71	63
Kujawsko-pomorskie	0.71	0.51	49	41	61	52	72	64
Lubelskie	0.69	0.51	49	42	60	52	72	64
Lubuskie	0.63	0.51	51	43	62	55	76	68
Łódzkie	0.62	0.51	51	43	63	55	76	68
Małopolskie	0.66	1.94	51	43	93	85	110	102
Mazowieckie	0.73	0.51	50	43	60	52	72	64
Opolskie	0.68	1.94	48	39	89	80	105	97
Podkarpackie	0.74	1.94	51	44	89	81	104	96
Podlaskie	0.51	0.51	49	41	63	55	80	72
Pomorskie	0.51	1.94	42	35	96	89	118	110
Śląskie	0.75	1.94	48	40	85	77	100	92
Świętokrzyskie	0.57	0.51	48	40	61	53	76	68
Warmińsko-mazurskie	0.52	0.51	36	28	50	42	66	58
Wielkopolskie	0.71	0.51	51	44	62	54	74	66
Zachodniopomorskie	0.53	1.94	43	35	96	88	117	109

Oznaczenia 1–6 jak w tab. 5

Źródło: opracowanie własne

Wyprodukowanie biodiesla zapewniającego ograniczenie emisji GHG $\geq 50\%$ nie jest możliwe z rzepaku pochodzącego z uprawy pełnej, a tym bardziej z uwzględnieniem w szacunkach ILUC. We wszystkich województwach oszacowane wielkości ograniczenia emisji w cyklu życia biodiesla produkowanego z rzepaku ozimego nie osiągnęły wymaganego poziomu 50% (tab. 7, wariant 1.). Ewentualne wprowadzenie ILUC zmniejsza osiągnięte ograniczenia emisji do wartości bliskich zero (tab. 7, wariant 2.). Uzyskanie w szacunkach wartości ujemnych wskazuje, że emisja z biodiesla jest większa niż z paliwa konwencjonalnego. Uprawa uproszczona zapewnia surowiec do produkcji biodiesla z 12 województw (tab. 7, wariant 3.). Natomiast uwzględnienie w szacunkach ILUC powoduje znaczne zmniejszenie ograniczeń emisji GHG i tylko w województwie podkarpackim i śląskim możliwa jest produkcja biodiesla z rzepaku spełniająca wymagania dyrektywy 2009/28/WE. Bliskie osiągnięcia 50% ograniczenia emisji są województwa: małopolskie, opolskie, pomorskie i zachodniopomorskie (tab. 7, wariant 4.). Produkcja biodiesla z rzepaku pochodzącego z uprawy bezorkowej spełnia wymagania ww. dyrektywy we wszystkich województwach (tab. 7, wariant 5.). Jednak rozliczenie w szacunkach dodatkowych emisji ILUC ogranicza możliwość produkcji biodiesla z rzepaku do województw leżących w strefie klimatu umiarkowanego wilgotnego (tab. 7, wariant 6.).

Tabela 7

Ograniczenia emisji w cyklu życia biodiesla produkowanego z rzepaku ozimego przy pozostawianiu na polu średniej ilości resztek poźniwnych

Województwo	ILUC	C seq	Ograniczenie emisji w cyklu życia (warianty)					
			1	2	3	4	5	6
	t CO ₂ ha ⁻¹ ·r ⁻¹	%						
Dolnośląskie	2,56	0,51	37	−2	50	11	65	26
Kujawsko-pomorskie	2,60	0,51	36	−3	49	10	64	25
Lubelskie	2,43	0,51	36	-2	50	12	65	27
Lubuskie	2,68	0,51	40	2	53	14	67	29
Łódzkie	2,19	0,51	37	−2	52	13	69	31
Małopolskie	2,46	1,94	35	−3	87	49	108	69
Mazowieckie	2,51	0,51	37	−1	50	12	66	27
Opolskie	2,47	1,94	35	−5	89	49	111	70
Podkarpackie	2,52	1,94	42	3	92	54	113	74
Podlaskie	2,25	0,51	32	−6	47	9	65	26
Pomorskie	2,74	1,94	34	−6	83	42	102	62
Śląskie	2,39	1,94	35	−3	88	50	109	71
Świętokrzyskie	2,51	0,51	36	−3	49	11	65	26
Warmińsko-mazurskie	2,65	0,51	37	−2	49	11	64	26
Wielkopolskie	2,73	0,51	41	2	53	14	67	29
Zachodniopomorskie	2,65	1,94	38	0	86	48	106	67

Oznaczenia 1–6 jak w tab. 5

Źródło: opracowanie własne

W Europie uprawa bezorkowa jest w praktyce stosowana na niewielką skalę. Jest to system kosztowny, którym mogą być zainteresowane głównie gospodarstwa duże i silne ekonomicznie. Komisja Europejska jest raczej sceptyczna, co do jej znaczenia dla Wspólnej Polityki Rolnej (CAP) i działań proklimatycznych w niej projektowanych (2). Wydaje się, że szanse na szerokie zastosowanie systemu bezorkowego w Polsce są niewielkie.

Uprawa uproszczona (np. zastąpienie pługa gruberem i agregatem uprawowym) jest mniej kosztowna. Koszt zastosowania takiej uprawy oceniany jest jako niski, a prawdopodobieństwo wprowadzenia do produkcji jako średnie (za 2). W Polsce system ten rokuje większe nadzieje na szerokie zastosowanie niż uprawa bezorkowa.

Podsumowanie

Spełnienie kryteriów zrównoważonej produkcji biopaliw wymaga poprawy agrotechniki zwiększającej sekwestrację węgla organicznego w glebach. Wprowadzenie mniej kosztownej od siewu bezpośredniego uprawy uproszczonej zapewnia produkcję bioetanolu z ziarna pszenicy i kukurydzy, spełniając obowiązek uzyskania ogranicze-

nia emisji GHG $\geq 50\%$. Ewentualna konieczność uwzględniania pośredniej zmiany użytkowania gruntów (ILUC) nie zmienia w sposób istotny warunków produkcji odnawialnego bioetanolu w Polsce.

Sytuacja w produkcji biodiesla jest znacznie gorsza. Prognozuje się, że w Narodowych Celach Wskaźnikowych (NCW) niektórych krajów UE malejąca produkcja biodiesla będzie substytuowana przez bioetanol lub inne biopaliwa o niskim ILUC. W Polsce potencjalna baza surowcowa rzepaku ograniczona zostanie do województw leżących w strefie klimatu umiarkowanego wilgotnego.

Literatura

1. BIOGRACE: Harmonised Calculation of Biofuel Greenhouse Gas Emissions in Europe. 2011, (<http://www.biograce.net/content/ghgcalculationtools/excelghgcalculations>)
2. COMMISSION STAFF WORKING PAPER IMPACT ASSESSMENT Common Agricultural Policy towards 2020. ANNEX 2B: Assessment of selected measures under the CAP for their impact on greenhouse gas emissions and removals, on resilience and on environmental status of ecosystems. SEC(2011) 1153 final/2, Brussels, 20.10.2011 (http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/perspec/cap-2020/impact-assessment/annex2b_en.pdf)
3. Decyzja Komisji z dnia 10 czerwca 2010 r. w sprawie wytycznych dotyczących obliczania zasobów węgla w ziemi do celów załącznika V do dyrektywy 2009/28/WE (*notyfikowana jako dokument nr C(2010) 3751*) (2010/335/UE), Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, 17.6.2010, L151/19 PL (<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:151:0019:0041:PL:PDF>)
4. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (2009/28/WE) z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L140/16, 5.6.2009, (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0016:0062:pl:PDF>)
5. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (2009/30/WE) z dnia 23 kwietnia 2009 r. zmieniająca dyrektywę 98/70/WE odnoszącą się do specyfikacji benzyny i olejów napędowych oraz wprowadzającą mechanizm monitorowania i ograniczania emisji gazów cieplarnianych oraz zmieniającą dyrektywę Rady 1999/32/WE odnoszącą się do specyfikacji paliw wykorzystywanych przez statki żeglugi śródlądowej oraz uchylającą dyrektywę 93/12/EWG. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. L140/88, 5.6.2009, (<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0088:0113:PL:PDF>)
6. Faber A., Jarosz Z., Borek R., Borzęcka-Walker M., Syp A., Pudełko R.: Poziom emisji gazów cieplarnianych (CO_2 , N_2O i CH_4) dla upraw pszenicy, pszenżyta, kukurydzy i żyta przeznaczonych do produkcji bioetanolu oraz upraw rzepaku przeznaczonych do produkcji biodiesla. Ekspertyza wykonana na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi, 2011, 91.
7. Faber A., Łopatka A., Kaczyński R., Pudełko R., Kozyra J., Borzęcka-Walker M., Syp A.: Assessment of existing soil organic carbon stocks and changes at a national and regional level in Polans. J. Food Agric. Environ., 2012, **10(3&4)**: 1210-1213.
8. Faber A., Jarosz Z., Nieróbcia A., Smagacz J.: Sekwestracja węgla organicznego w glebach Polski jako sposób na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia bioetanolu i biodiesla (LCA), Projekt N N313 759240, finansowany przez Narodowe Centrum Nauki, Raport 2013, 165.

9. Jarosz Z., Faber A.: Możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2014, **39(13)**: 9-27.
 10. JRC 2010. Thematic Data Layers for Commission Decision of 10 June 2010 on Guidelines for the Calculation of Land Carbon Stocks for the Purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC. Climatic Zone (<http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/RenewableEnergy/>).
 11. Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels and amending Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources. COM(2012) 595 final, 2012/0288 (COD), Brussels, 17.10.2012 (http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/fuel/docs/com_2012_595_en.pdf)
 12. Pośrednia zmiana użytkowania gruntów związana z biopaliwami. Nota informacyjna. BI(12)6230PL 1 (2), Bruksela, 13 września 2012.
-

Adres do korespondencji:

dr Zuzanna Jarosz
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 210
e-mail: zjarosz@iung.pulawy.pl

Ewa Krasuska, Antoni Faber

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

CENY BIOMASY A OPLACALNOŚĆ WIELOLETNICH UPRAW ENERGETYCZNYCH*

Słowa kluczowe: ceny biomasy, potencjał ekonomiczny, wieloletnie uprawy energetyczne

Wstęp

Wykorzystanie biomasy stałej do produkcji energii jest jednym z podstawowych kierunków rozwoju sektora odnawialnych źródeł energii (OZE) w Polsce. Zasobom biomasy przypisano istotne znaczenie dla realizacji celów „Polityki energetycznej Polski do roku 2030” oraz zobowiązań wynikających z unijnego „Pakietu energetyczno-klimatycznego”, dotyczących wzrostu udziału OZE w finalnym zużyciu energii w Polsce do poziomu co najmniej 15% w 2020 r.

Energetyka zawodowa wykorzystuje głównie zasoby biomasy leśnej oraz w mniejszym stopniu pozostałości z produkcji rolniczej (słoma). Jednak realizacja celów krajowej polityki energetycznej wymagać będzie w kolejnych latach uruchomienia produkcji biomasy z upraw celowych. Chodzi przede wszystkim o plantacje wieloletnie wierzby, miskanta i ślazuwca pensylwańskiego. Potencjał gruntów odpowiednich dla tych upraw kształtuje się na poziomie 1,6 mln ha (5). Tymczasem rzeczywisty areał wieloletnich roślin energetycznych w Polsce wynosi obecnie około 7 tys. ha i nie rozwija się dalej. Podobną stagnację obserwuje się w innych krajach Unii Europejskiej. Przyczyny tego stanu są złożone, jednak brak opłacalności produkcji oraz ryzyko ekonomiczne związane z nowym kierunkiem produkcji należy uznać za jedno z najbardziej istotnych barier.

Dotychczas większość opracowań podejmujących zagadnienia ekonomiki upraw energetycznych dotyczyła przede wszystkim kalkulacji kosztów produkcji biomasy oraz ocen opłacalności produkcji biomasy w odniesieniu do upraw konwencjonalnych (3, 6, 7, 11, 12, 18). Tymczasem ważnym elementem ekonomiki wieloletnich upraw

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

energetycznych są także koszty ryzyka związanego z podjęciem nowego kierunku produkcji przez rolników.

Celem niniejszego opracowania jest wyznaczenie cen biomasy zapewniających opłacalność i konkurencyjność wieloletnich upraw energetycznych, w tym premii kompensujących ryzyko związane z podjęciem nowej gałęzi produkcji przez rolników. Otrzymane wyniki stanowią będą podstawę wyznaczenia potencjału ekonomicznego produkcji biomasy z upraw energetycznych w Polsce.

Material i metodyka

W pracy wykorzystano dane wynikowe Powszechnego Spisu Rolnego (PSR) z 2002 r. dla 2172 gmin wiejskich w Polsce. Dane dotyczyły: struktury użytkowania ziemi, struktury zasiewów, powierzchni gospodarstw rolnych, pogłowia zwierząt, udziału osób w wieku mobilnym oraz udziału osób z wyższym wykształceniem wśród właścicieli gospodarstw. Wykorzystano także wartości sprzedanej produkcji towarowej oraz wartości nakładów na bieżącą działalność rolniczą w poszczególnych gminach.

W odniesieniu do upraw energetycznych w badaniach wykorzystano plony roślin energetycznych i koszty produkcji biomasy pochodzące z bazy IUNG-PIB, a także dane o gruntach potencjalnie dostępnych dla upraw energetycznych oszacowanych na poziomie gmin. Dane dotyczyły: wierzby (*Salix viminalis*), miskanta (*Miscanthus x giganteus* i *Miscanthus sinensis*), ślazuwca pensylwańskiego (*Sida hermaphrodita*) oraz wierzby uprawianej w systemie Eko-Salix na trwałych użytkach zielonych.

W celu wyznaczenia premii za ryzyko skorzystano z bazy danych Sieci Danych Rachunkowych Gospodarstw Rolnych (FADN) dla roku 2007 obejmującej 12038 indywidualnych gospodarstw rolnych. Wybrano gospodarstwa należące do typów rolniczych: AB – uprawy polowe (2728 gospodarstw), F – krowy mleczne (816 gospodarstw), H – zwierzęta ziarnożerne (1662 gospodarstwa), oraz I – mieszane (4432 gospodarstwa). Łącznie wybrane gospodarstwa stanowią 80% próby gospodarstw indywidualnych FADN dla roku 2007.

Metodyka badań obejmuje dwa główne elementy: metodę szacowania cen równowagi oraz metodę szacowania premii za ryzyko, które wypadkowo składają się na cenę końcową biomasy.

Dla wyznaczenia cen równowagi przyjęto założenie, że rolnicy będą zainteresowani uprawą roślin energetycznych, tylko wówczas, gdy wynik ekonomiczny z produkcji biomasy będzie co najmniej równy wynikowi uzyskiwanemu z dotychczasowej produkcji. Mając powyższe na uwadze, ceny biomasy w gminach wyznaczono według równania 1.

$$Cena_E = \frac{(Produkcja_T - Nakłady_B) + Koszty_E}{Plon_E} \quad [1],$$

gdzie:

$Cena_E$ – cena biomasy z upraw energetycznych (zł·t⁻¹ s.m.),

$Produkcja_T$ – wartość sprzedanej produkcji towarowej rolnictwa w gminie przeliczona na powierzchnię użytków rolnych gminy (zł·ha⁻¹),

$Nakłady_B$ – wartość nakładów na bieżącą działalność rolniczą w gminie przeliczona na powierzchnię użytków rolnych gminy (zł·ha⁻¹),

$Koszty_E$ – koszt produkcji biomasy z upraw energetycznych (zł·ha⁻¹),

$Plon_E$ – plon upraw energetycznych (t·ha⁻¹ s.m.).

$Cena_E$ równoważąca nadwyżkę z bieżącej działalności rolniczej oraz koszty produkcji biomasy, wyznaczona na poziomie gmin, nazywana jest dalej ceną równowagi. Wyrażona jest ona w odniesieniu do jednostek energetycznych (zł·GJ⁻¹).

Ceny równowagi szacowano dla roku 2002, a następnie korygowano do wartości z roku 2007 w oparciu o indeks wartości dla 2007 i 2002 roku dla wartości produkcji towarowej w województwach oraz zużycie pośrednie na 1 ha użytków rolnych.

Do wyznaczenia premii za ryzyko dla produkcji biomasy podejmowanej w miejsce dotychczasowej produkcji rolniczej zastosowano metodę efektywności stochastycznej ze względu na funkcję (ang. *stochastic efficiency with respect to a function*), opracowaną przez Hardakera i in. (9). Produkcję biomasy z upraw energetycznych porównywano do następujących konwencjonalnych kierunków produkcji rolnej: uprawy polowe, produkcja wielokierunkowa, chów bydła mlecznego, chów trzody chlewnej. Dane wejściowe obejmowały zestaw nadwyżek bezpośrednich wyznaczonych dla każdego kierunku produkcji w przeliczeniu na hektar użytków rolnych gospodarstw (zł·ha⁻¹). Analizę wykonano z zastosowaniem programu SIMETAR (17).

Do cen równowagi dla biomasy w gminach dodano premie kompensujące ryzyko, otrzymując w ten sposób ceny końcowe biomasy. Ceny końcowe wyznaczono dla roku 2007.

Całą populację gmin wiejskich w Polsce podzielono na skupienia ze względu na dominujący charakter produkcji rolniczej. Zastosowano analizę skupień w oparciu o aglomerację metodą Warda. Wyodrębnienie skupień umożliwiło wyznaczenie cen biomasy w grupach gmin o różnej typologii rolnictwa.

Badano także wpływ cech charakteryzujących rolnictwo w gminach na kształtowanie się cen biomasy. Analizę wykonano dla cen równowagi biomasy dla roku 2007 w odniesieniu do całej populacji gmin. Wykorzystano sieć neuronową z propagacją wsteczną. Analizę wykonano z zastosowaniem programu NN MODEL.

Praca ma charakter metodyczny i może być wykorzystana w doradztwie rolniczym, co wydaje się istotne wobec nowej roli sektora rolniczego traktowanego jako dostawcy surowca dla energetyki. Opracowana metoda ułatwia wyznaczenie ceny

dla biomasy pochodzenia rolniczego wyprodukowanej w kraju. Jest to ważne wobec ustanowionych w Polsce wymogów prawnych dotyczących wykorzystania biomasy rolniczej w energetyce.

Wyniki badań

Ceny równowagi w skupieniach gmin o różnym typie produkcji rolniczej

Całą populację gmin wiejskich w Polsce podzielono na cztery skupienia ze względu na typologię rolnictwa:

- skupienie K-1, w którym dominuje produkcja roślinna (985 gmin),
- skupienie K-2, w którym produkcja ma charakter wielokierunkowy (798 gmin),
- skupienie K-3, w którym dominuje chów bydła mlecznego (248 gmin),
- skupienie K-4, w którym dominuje chów trzody chlewnej (140 gmin).

W skupieniach z dominującą produkcją roślinną (K-1) oraz wielokierunkową (K-2) znajduje się ponad 80% całkowitej powierzchni gruntów odpowiednich dla wieloletnich plantacji energetycznych gruntów. Pozostała część gruntów dostępnych dla upraw energetycznych należy do skupień gmin z produkcją zwierzęcą.

Ceny równowagi dla biomasy wyznaczone dla skupień gmin odpowiadających różnym typom rolniczym przedstawiono w tabeli 1; rozkłady cen w poszczególnych skupieniach nie spełniają założenia o normalności, stąd podano mediany.

Dla analizowanych roślin energetycznych najniższe mediany cen równowagi uzyskano w skupieniu gmin z produkcją wielokierunkową (K-2). Podjęcie produkcji roślin energetycznych w tym przypadku wiąże się ze stosunkowo niskimi cenami biomasy, by zapewnić wyniki ekonomiczne na poziomie dotychczasowej produkcji rolniczej. Wyższe ceny biomasy uzyskano dla skupienia odpowiadającego produkcji roślinnej (K-1). Na zbliżonym poziomie kształtują się mediany cen w skupieniu z chowem bydła (K-3). Gminy należące do skupienia z dominującą produkcją trzody chlewnej (K-4) charakteryzują się wyraźnie najwyższymi medianami cen równowagi. Oznacza to, że gminy specjalizujące się w chowie trzody chlewnej uzyskały znacząco wyższe nadwyżki niż pozostałe typy rolnicze. Cena biomasy w tym przypadku musi być odpowiednio wysoka, by zachęcić rolników do podjęcia nowego kierunku produkcji.

Tabela 1

Mediany cen równowagi dla biomasy (zł·GJ⁻¹) w skupieniach rolniczych gmin dla roku 2007

Skupienie rolnicze	Wierzba	Miskant	Ślazier	Wierzba Eko-Salix
K-1 roślinna	13,37	14,60	18,66	12,51
K-2 wielokierunkowa	10,90	12,85	16,31	9,57
K-3 bydło	14,57	15,62	20,07	14,45
K-4 trzoda chlewna	23,33	22,68	29,03	30,02

Źródło: opracowanie własne

Premia za ryzyko dla produkcji biomasy w odniesieniu do różnych typów produkcji rolniczej

Analizę ryzyka przeprowadzono na podstawie rzeczywistych nadwyżek bezpośrednich z konwencjonalnych działalności rolniczych w indywidualnych gospodarstwach rolnych FADN oraz hipotetycznych nadwyżek z produkcji biomasy wyznaczonych w oparciu o ceny równowagi dla biomasy w gminach. Tabele 2 i 3 zawierają mediany nadwyżek dla trzech losowych prób danych.

W gospodarstwach indywidualnych specjalizujących się w chowie krów mlecznych (typ F) oraz zwierząt ziarnożernych (typ H), co w warunkach polskich odpowiada głównie trzodzie chlewnej, mediany nadwyżek bezpośrednich przyjmują wartości wyraźnie wyższe niż pozostałe typy gospodarstw (tab. 2). Oznacza to, że produkcja zwierzęca była w warunkach roku 2007 znacznie bardziej dochodowa niż produkcja roślinna bądź wielokierunkowa. Najniższe wyniki uzyskały gospodarstwa mieszane (typ I), co zapewne związane jest z brakiem wyraźnej specjalizacji produkcji.

Tabela 2

Mediany nadwyżek bezpośrednich (zł·ha⁻¹) użytków rolnych gospodarstwa dla trzech losowych prób indywidualnych gospodarstw FADN z uwzględnieniem typu produkcji rolniczej

	Typ AB uprawy polowe	Typ F krowy mleczne	Typ H zwierzęta ziarnożerne	Typ I mieszane
Próba 1	2 966,06	3 931,29	3 252,13	2 626,73
Próba 2	3 014,59	3 798,37	3 259,30	2 725,19
Próba 3	2 714,85	3 927,83	3 193,88	2 824,71

Źródło: opracowanie własne

Dla produkcji biomasy oszacowane hipotetyczne nadwyżki (tab. 3) są wypadkową cen równowagi biomasy wyznaczonych w poszczególnych skupieniach gmin. Wyraźnie największe mediany nadwyżek otrzymano w skupieniu gmin z dominującą produkcją trzody chlewnej (K-4). W gminach z dominującym chowem bydła (K-3) produkcja biomasy charakteryzuje się znacząco mniejszymi nadwyżkami niż w skupieniu z trzodą chlewną (K-4), co jest odwrotną relacją niż w przypadku gospodarstw indywidualnych z bazy FADN (tab. 2). Najmniejsze mediany nadwyżek otrzymano dla gmin należących do skupienia z produkcją wielokierunkową (K-2). Jest to podobna tendencja jak dla gospodarstw indywidualnych.

Tabela 3

Mediany nadwyżek bezpośrednich (zł·ha⁻¹) dla produkcji biomasy dla trzech losowych prób gmin z uwzględnieniem typologii rolnictwa

	K-1 roślinna	K-2 wielokierunkowa	K-3 bydło	K-4 trzoda chlewna
wierzba				
Próba 1	1 023,35	894,30	1 443,93	3 176,04
Próba 2	1 052,51	953,26	1 416,43	3 294,47
Próba 3	1 057,71	736,08	1 429,42	3 316,61
miskant				
Próba 1	1 011,86	886,85	1 476,80	3 166,26
Próba 2	1 050,77	963,04	1 434,76	3 286,34
Próba 3	1 048,86	721,48	1 447,97	3 308,47
ślazowiec				
Próba 1	1 014,23	888,55	1 474,30	3 168,78
Próba 2	1 052,83	962,96	1 434,37	3 288,73
Próba 3	1 050,74	723,88	1 447,80	3 310,86
wierzba Eko-Salix				
Próba 1	1 017,86	936,64	1 357,43	3 213,21
Próba 2	1 033,33	934,37	1 344,02	3 301,42
Próba 3	1 056,31	768,11	1 354,88	3 334,37

Źródło: opracowanie własne

Tabela 4 zawiera wartości średnie premii za ryzyko dla produkcji biomasy. Premie dla biomasy przyjmują wartości dodatnie. Wyraźnie najwyższe premie otrzymano dla typu rolniczego chów bydła (K-3). Gospodarstwa indywidualne prowadzące chów bydła mlecznego otrzymują najwyższe nadwyżki bezpośrednie (tab. 2), dlatego podjęcie produkcji biomasy w miejsce dotychczasowej działalności wymaga kompensacji w formie wysokiej premii za ryzyko.

W odniesieniu do chowu trzody chlewnej otrzymano niskie wartości premii za ryzyko dla biomasy. Nadwyżki bezpośrednie z produkcji biomasy wyznaczone w oparciu o ceny równowagi w gminach w skupieniu z dominującą produkcją trzody chlewnej (K-4) są na tyle wysokie (tab. 3), że wymagana jest niewielka dodatkowa premia.

Premie odpowiadające produkcji roślinnej oraz produkcji wielokierunkowej pozostają na zbliżonym do siebie poziomie dla poszczególnych roślin energetycznych.

Premie za ryzyko przyjmują różne wartości dla poszczególnych upraw energetycznych. Zdecydowanie najwyższe premie wyznaczono dla wierzby Eko-Salix. Łączy się to z największym wśród badanych roślin zróżnicowaniem cen równowagi dla tej rośliny wyznaczonych w gminach.

Tabela 4

Wartości średnie premii za ryzyko dla biomasy ($\text{zł} \cdot \text{GJ}^{-1}$) z uwzględnieniem typów produkcji rolniczej

	K-1 roślinna	K-2 wielokierunkowa	K-3 bydło	K-4 trzoda chlewna
Wierzba	8,75	8,45	11,50	1,15
Miskant	7,07	6,82	9,24	0,94
Ślazier	9,32	9,00	12,19	1,24
Wierzba Eko-Salix	14,53	14,01	19,39	1,83

Źródło: opracowanie własne

Ceny końcowe biomasy uwzględniające premie za ryzyko

Ceny końcowe biomasy stanowią sumę cen równowagi oraz premii za ryzyko. Mediany cen końcowych przedstawiono w tabeli 5.

Tabela 5

Mediany cen końcowych biomasy ($\text{zł} \cdot \text{GJ}^{-1}$) z uwzględnieniem typów produkcji rolniczej

	Wierzba	Miskant	Ślazier	Wierzba Eko-Salix
K-1 roślinna	22,13	21,67	27,98	27,04
K-2 wielokierunkowa	19,35	19,68	25,31	23,58
K-3 bydło	26,07	24,85	32,26	33,84
K-4 trzoda chlewna	24,49	23,63	30,27	31,85

Źródło: opracowanie własne

W gospodarstwach należących do typu z produkcją wielokierunkową (K-2) ze względu na brak wyraźniej specjalizacji, by zachęcić rolników do podjęcia produkcji biomasy, należy zaproponować cenę na poziomie około $20 \text{ zł} \cdot \text{GJ}^{-1}$ w odniesieniu do wierzby i miskanta oraz $24\text{--}25 \text{ zł} \cdot \text{GJ}^{-1}$ odpowiednio w odniesieniu do wierzby Eko-Salix oraz ślazier. Zupełnym przeciwieństwem są gospodarstwa wyspecjalizowane w produkcji zwierzęcej. Poniosły one znaczące inwestycje na infrastrukturę związaną z chowem zwierząt i uzyskują znacznie lepsze wyniki ekonomiczne. Tam warunkiem koniecznym, by zainteresować rolników uprawami na cele energetyczne są znacznie wyższe ceny końcowe biomasy.

Ceny końcowe biomasy są silnie zróżnicowane ze względu na rodzaj upraw energetycznych. W każdym typie rolniczym mediany cen wierzby i miskanta kształtują się na niższym poziomie niż ceny końcowe wyznaczone w odniesieniu do ślazier i wierzby Eko-Salix. W znaczącym stopniu jest to uwarunkowane kosztami produkcji i plonami biomasy. W przypadku miskanta średnioroczne koszty produkcji biomasy kształtują się na stosunkowo wysokim poziomie, jednak wysoki plon powoduje, że wypadkowa cena końcowa miskanta jest porównywalna z ceną wierzby. Ślazier wymaga podobnie jak miskant wysokich średniorocznych kosztów produkcji, jednak uzyskuje znacznie niższe plony (porównywalne do wierzby), co generuje wysoką cenę

końcową. Uprawa wierzby Eko-Salix charakteryzuje się bardzo niskimi kosztami produkcji, jednak w zestawieniu z najniższymi wśród analizowanych roślin plonami, uzyskano wysoką cenę końcową.

Udział premii za ryzyko w cenie końcowej biomasy jest różny w poszczególnych typach rolniczych gmin (rys. 1). Dla typu rolniczego z dominującą produkcją roślinną udział premii w cenie końcowej wynosi 33% w przypadku miskanta i ślazuwca, 40% w przypadku wierzby na gruntach ornych i 54% dla wierzby Eko-Salix.

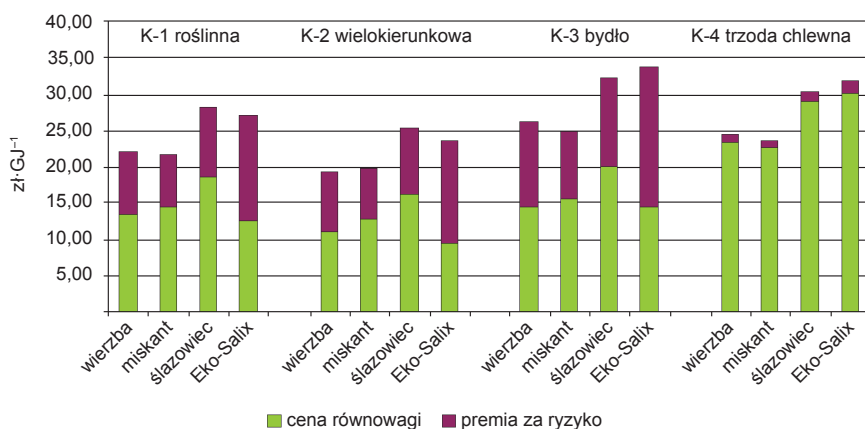
W skupieniu gmin, w którym brak wyraźnie dominującego kierunku produkcji rolniczej (K-2) otrzymano najniższe ceny równowagi. Wyznaczone premie za ryzyko stanowią 35 i 36% odpowiednio dla miskanta i ślazuwca, 44% dla wierzby na gruntach ornych i 59% dla wierzby Eko-Salix. Udowodniono, że ceny końcowe biomasy w gminach o produkcji wielokierunkowej pozostają na najniższym poziomie wśród analizowanych skupień rolniczych.

W gminach z dominującym chowem bydła cena równowagi dla biomasy jest nieznacznie wyższa niż w skupieniu z produkcją roślinną (K-1), jednak wysokie nadwyżki uzyskane przez rzeczywiste gospodarstwa indywidualne z produkcją bydła mlecznego warunkują wysokie premie za ryzyko. W konsekwencji gospodarstwom specjalizującym się w chowie bydła należy zaproponować najwyższe ceny końcowe za biomasę, by zachęcić je do podjęcia nowego kierunku produkcji. Udział premii za ryzyko w cenie końcowej wynosi dla miskanta i ślazuwca odpowiednio: 37 i 38%, 44% dla wierzby na gruntach ornych i 57% dla wierzby Eko-Salix.

Dla gmin z dominującą produkcją trzody chlewnej (K-4) udział premii za ryzyko w cenie końcowej wynosi tylko 4% dla miskanta i ślazuwca, 5% w przypadku wierzby na gruntach ornych oraz 6% dla wierzby Eko-Salix. W tym typie rolniczym wyznaczono najwyższe ceny równowagi dla biomasy w gminach. W zestawieniu z danymi dla indywidualnych gospodarstw rolnych o tym samym typie rolniczym okazało się, że podjęcie produkcji biomasy wymaga jedynie niewielkiej premii kompensującej ryzyko.

Podsumowując, gminy odpowiadające typom rolniczym z produkcją wielokierunkową (K-2) oraz produkcją roślinną (K-1) wymagają cen końcowych biomasy na niższym poziomie niż typy rolnicze z produkcją zwierzęcą (K3 oraz K-4), dlatego wśród gmin należących do skupień K-1 oraz K-2 należy poszukiwać potencjalnych możliwości uruchomienia produkcji biomasy na dużą skalę.

Wśród roślin energetycznych miskant i wierzba uprawiana na gruntach rolnych wydają się szczególnie interesujące ze względu na niższe ceny końcowe w porównaniu do ślazuwca i wierzby w systemie Eko-Salix. W znaczącym stopniu jest to uwarunkowane wzajemnymi relacjami kosztów produkcji i plonów biomasy dla poszczególnych roślin.



Rys. 1. Struktura cen końcowych biomasy z uwzględnieniem typów produkcji rolniczej w gminach
Źródło: opracowanie własne

Wpływ cech charakteryzujących rolnictwo na kształtowanie się cen biomasy

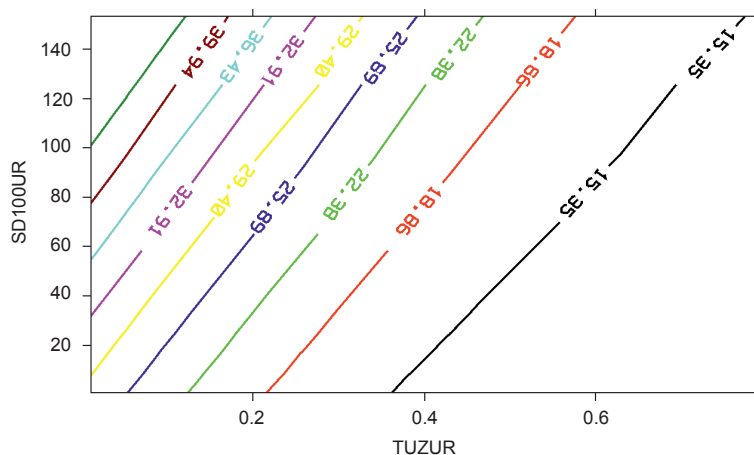
Dla wyjaśnienia zmienności cen biomasy ze względu na wybrane zmienne niezależne charakteryzujące rolnictwo w gminach zbudowano modele o charakterze sieci neuronowych. Uzyskano stosunkowo wysokie wartości R^2 dla próby treningowej, jednak dla próby testowej wartości te były niższe, co oznacza, że otrzymane modele nie mają charakteru uniwersalnego. Wyniki, mimo że należy traktować je z pewną ostrożnością, to wskazują na bardzo interesujące zależności.

W odniesieniu do każdej z analizowanych upraw energetycznych wybrano dwie zmienne najsilniej warunkujące zmienność cen biomasy wyznaczonych w gminach oraz wykonano wykresy powierzchni reakcji (rys. 2–5). Otrzymane zależności są zbliżone do liniowych.

W odniesieniu do wierzby wraz ze wzrostem obsady zwierząt w gminach rolnikom należy zaproponować wyższe ceny biomasy (rys. 2). Innymi słowy, tylko wysokie ceny biomasy będą rekompensować dotychczasowe wyniki z produkcji rolniczej prowadzonej w oparciu o chów zwierząt. Jednocześnie dla niskiego udziału trwałych użytków zielonych otrzymano wysokie ceny biomasy, zwłaszcza przy wysokiej obsadzie zwierząt.

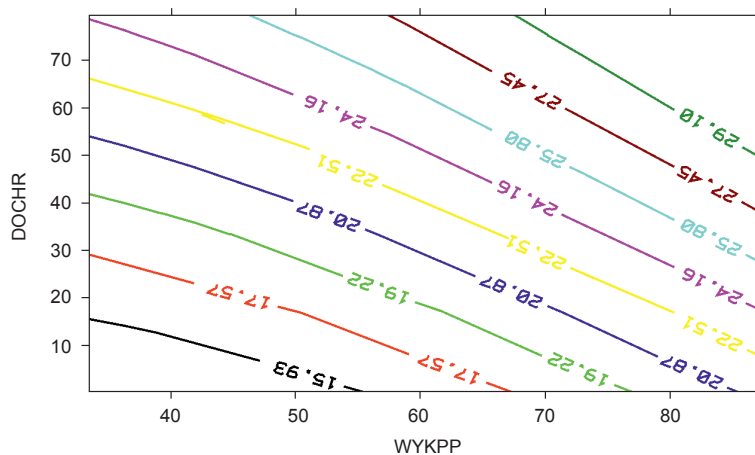
W przypadku mискanta stwierdzono, że wraz ze wzrostem udziału lepiej wykształconych właścicieli gospodarstw należy zaproponować rolnikom wyższe ceny biomasy (rys. 3). Generują oni wyższe nadwyżki z prowadzonej dotychczas działalności, dlatego wymagają wyższych cen, by zechcieli podjąć alternatywny kierunek produkcji. Jednocześnie cena biomasy wzrasta wraz z rosnącym udziałem dochodów

z rolnictwa w budżetach domowych, co oznacza, że gospodarstwa utrzymujące się z rolnictwa muszą uzyskać wyższe ceny biomasy.



Rys. 2. Ceny równowagi wierzby w zależności od liczby SD zwierząt na 100 ha użytków rolnych (SD100UR) oraz udziału trwałych użytków zielonych w użytkach rolnych (TUZUR)

Źródło: opracowanie własne

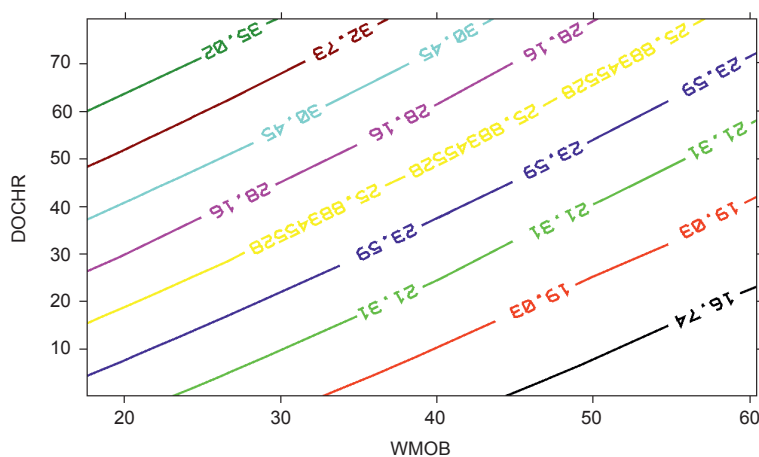


Rys. 3. Ceny równowagi miska w zależności od udziału dochodów z rolnictwa w budżetach gosp. domowych (DOCHR) oraz udziału osób z wykształceniem ponadpodstawowym (WYKPP) wśród właścicieli gospodarstw

Źródło: opracowanie własne

Dla ślazowca wraz ze wzrostem udziału osób w wieku mobilnym oraz spadkiem udziału dochodów z rolnictwa w dochodach gospodarstw domowych spadają ceny

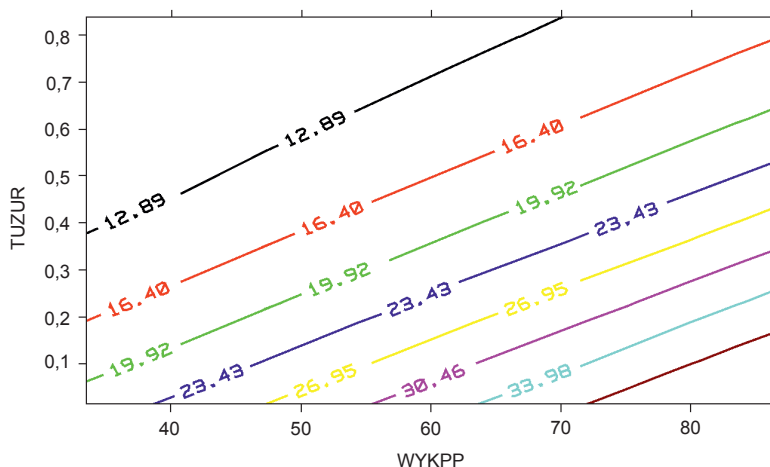
biomasy (rys. 4). Oznacza to, że młodszy rolnicy, mając pozarolnicze źródła utrzymania, byłoby w stanie zaakceptować niższe ceny biomasy. Wraz ze spadkiem udziału osób w wieku mobilnym wśród właścicieli gospodarstw oraz rosnącym znaczeniem działalności rolniczej jako źródła utrzymania cena biomasy wyraźnie wzrasta.



Rys. 4. Ceny równowagi słazowca w zależności od udziału dochodów z rolnictwa w budżetach gosp. domowych (DOCHR) oraz udziału osób w wieku mobilnym wśród właścicieli gospodarstw (WMOB)

Źródło: opracowanie własne

W przypadku wierzby uprawianej w systemie Eko-Salix cena biomasy wzrasta dla rosnącego udziału osób z wykształceniem ponadpodstawowym wśród właścicieli gospodarstw (rys. 5). Jednocześnie najwyższe ceny wyznaczono dla najniższego udziału TUZ. Można to zinterpretować następująco: gospodarstwa z małym udziałem trwałych łąk i pastwisk byłyby w stanie przeznaczyć je pod produkcję biomasy tylko pod warunkiem otrzymania wysokich cen. Należy jednak zaznaczyć, że w skali kraju znacząca część łąk i pastwisk nie jest obecnie użytkowana lub jest wykorzystywana ekstensywnie (około 1 mln ha). Można zatem przypuszczać, iż część rolników byłaby skłonna zaakceptować stosunkowo niskie ceny biomasy za przeznaczenie tych użytków pod uprawy wierzby w systemie Eko-Salix.



Rys. 5. Ceny równowagi wierzby Eko-Salix w zależności od udziału trwałych użytków zielonych w użytkach rolnych (TUZUR) oraz udziału osób z wykształceniem ponadpodstawowym (WYKPP) wśród właścicieli gospodarstw

Źródło: opracowanie własne

Dyskusja wyników

Metodę efektywności stochastycznej ze względu na funkcję (SERF) do wyceny kosztów ryzyka związanego z produkcją biomasy przedstawił wcześniej Clancy i in. (2). Badania dotyczyły upraw wierzby i miskanta w Irlandii. Dla założenia, że wyjściowa cena biomasy wynosi $7,2 \text{ €} \cdot \text{GJ}^{-1}$ ($28,8 \text{ zł} \cdot \text{GJ}^{-1}$), oszacowano premie za ryzyko związane z produkcją biomasy w odniesieniu do konwencjonalnych działalności rolniczych prowadzonych w Irlandii. Premie oraz ceny końcowe dla wierzby wyznaczone w Irlandii oraz odpowiednie wyniki własne dla Polski zestawiono w tabeli 6.

Tabela 6

Zestawienie premii za ryzyko oraz cen końcowych biomasy dla uprawy wierzby na cele energetyczne w odniesieniu do konwencjonalnych kierunków produkcji rolniczej (1 € = 4,00 zł)

Studium	Konwencjonalne kierunki produkcji rolniczej	Premia za ryzyko ($\text{zł} \cdot \text{GJ}^{-1}$)	Cena końcowa ($\text{zł} \cdot \text{GJ}^{-1}$)	Udział premii w cenie końcowej (%)
Clancy i in. 2008b/ Irlandia	Pszenica ozima	13,64	42,44	32,0
	Jęczmień jary	-1,28	27,52	5,0
	Produkcja mleka	61,76	74,98	82,0
	Chów owiec	11,00	39,80	28,0
	Chów cieląt	8,08	36,88	22,0

cd. tab. 6

Studium	Konwencjonalne kierunki produkcji rolniczej	Premia za ryzyko (zł·GJ ⁻¹)	Cena końcowa (zł·GJ ⁻¹)	Udział premii w cenie końcowej (%)
Wyniki własne/ Polska	Produkcja roślinna	8,75	22,13	40,0
	Produkcja wielokierunkowa	8,45	19,35	44,0
	Chów bydła	11,50	26,07	44,0
	Chów trzody chlewnej	1,15	24,49	5,0

Źródło: opracowanie własne

Clancy i in. (2) podobnie jak autorzy tej pracy wykazali, że koszty ryzyka związane z uprawami energetycznymi oraz ceny końcowe biomasy są zróżnicowane w zależności od referencyjnych kierunków produkcji prowadzonej przez rolników. W Irlandii szczególnie zwraca uwagę ekstremalnie wysoka premia w odniesieniu do produkcji mleka. Ze względu na wysokość kosztów ryzyka prawdopodobieństwo produkcji biomasy w gospodarstwach specjalizujących się w produkcji mleka jest znikome. W odniesieniu do upraw jęczmienia premia jest ujemna, co uzasadniono niskim plonami uzyskanymi przez dużą część gospodarstw uprawiających to zboże. W tym przypadku, przy założonych cenach, produkcja biomasy jest bardziej racjonalnym rozwiązaniem. Pozostałe wartości premii kształtują się na umiarkowanym poziomie.

Udział premii w cenie końcowej jest silnie zróżnicowany. Porównując premie za ryzyko wyznaczone przez Clancy i in. (2) do wyników własnych, należy zwrócić uwagę na fakt, że autorzy irlandzcy szacowali koszty ryzyka, wychodząc od jednakowego poziomu cen biomasy (7,2 €·GJ⁻¹). Jest to odmienne podejście niż zastosowano dla warunków polskich, gdzie premie za ryzyko szacowano, wychodząc od różnych cen równowagi dla poszczególnych typów rolniczych gmin (tab. 2). Dlatego mimo zastosowania tej samej metody opartej na efektywności astochastycznej (SERF), należy zachować ostrożność przy porównaniu premii za ryzyko. Bardziej prawidłowe jest porównywanie cen końcowych.

Wyniki otrzymane dla Polski są znacząco niższe niż w Irlandii. Cena końcowa biomasy w gospodarstwach specjalizujących się w produkcji mleka jest prawie trzykrotnie wyższa niż w warunkach polskich (typ rolniczy chów bydła), co związane jest z wysokimi nadwyżkami z produkcji mleka uzyskiwanymi przez irlandzkich rolników. Dalej, porównując ceny końcowe biomasy wyznaczone w odniesieniu do pszenicy ozimej w Irlandii i odpowiadającej jej produkcji roślinnej w Polsce, cena wyznaczona w Irlandii jest blisko dwukrotnie wyższa. To także wskazuje na dużo wyższe nadwyżki uzyskiwane przez rolników irlandzkich. Zróżnicowanie oszacowanych cen końcowych biomasy w Polsce i Irlandii wiąże się ze znacząco różnymi warunkami produkcyjnymi rolnictwa w każdym z krajów (struktura obszarowa gospodarstw, koszty produkcji w rolnictwie, ceny produktów rolnych, efektywność gospodarowania itp.).

Wyniki własne oraz wyniki otrzymane przez autorów irlandzkich wskazują, że ceny biomasy uwzględniające kompensację kosztów ryzyka są istotnie większe od cen równoważących dochody z dotychczasowej działalności rolniczej. Wskazują one tym samym na wagę kosztów ryzyka związanych z produkcją biomasy z upraw wieloletnich.

Cechy charakteryzujące rolnictwo mają wpływ na ceny biomasy, co wynika z badań własnych. Warunkują one także decyzję o podjęciu produkcji biomasy, co potwierdziły badania brytyjskie (16), irlandzkie (1) oraz szwedzkie (14, 15).

Clancy i in. (1), Rosenqvist i in. (14), Roos i in. (15) wykazali, że gospodarstwa specjalizujące się w uprawach polowych, zwłaszcza w produkcji zbóż, chętniej podejmują produkcję biomasy ze względu na podobieństwo do dotychczasowych gałęzi produkcji, możliwość wykorzystania posiadanych maszyn oraz umiejętności. W gospodarstwach z produkcją zwierzęcą prawdopodobieństwo podjęcia upraw energetycznych jest niskie. Badania własne odnoszą się to tego poprzez wyznaczone ceny biomasy (tab. 5). Niższe ceny końcowe biomasy wyznaczono dla gospodarstw z produkcją upraw polowych i produkcją mieszaną, co wskazuje, że właśnie te gospodarstwa stanowią grupę, w której prawdopodobnie najlepiej będą rozwijały się plantacje energetyczne. Dla typów rolniczych z produkcją zwierzęcą wymagane są wyższe ceny końcowe biomasy, ponieważ gospodarstwa te uzyskują lepsze wyniki ekonomiczne. Ponadto wykazano, że cena biomasy wzrasta wraz z rosnącym pogłowiem zwierząt w przeliczeniu na 100 ha użytków rolnych (rys. 2). Tylko wysokie ceny biomasy będą w stanie zrekompensować dotychczasowe wyniki ekonomiczne z produkcji zwierzęcej. Ze względu na poniesione wydatki w infrastrukturę do utrzymania zwierząt oraz wykorzystanie posiadanej ziemi do produkcji pasz bądź wypasu zwierząt te gospodarstwa zapewne nie będą skłonne do zmiany kierunku produkcji.

Istotnym uwarunkowaniem dla prowadzenia upraw energetycznych jest wielkość gospodarstw. W Szwecji dowiedziono, że średnia powierzchnia gospodarstw, które podjęły uprawę wierzby wyniosła 109 ha, tymczasem w grupie referencyjnej wśród gospodarstw nieprowadzących produkcji biomasy średnia powierzchnia to 33 ha (14). W badaniach własnych dla typu rolniczego z dominującą produkcją wielokierunkową wyznaczono najniższe mediany cen biomasy (tab. 5). Ten typ rolniczy w warunkach polskich obejmuje w większości małe gospodarstwa, produkujące przeważnie na samozaopatrzenie. Osiągnięcie na rynku biomasy cen na poziomie cen końcowych wyznaczonych dla tego typu rolniczego potencjalnie predysponuje gospodarstwa wielokierunkowe w pierwszej kolejności do uruchomienia produkcji biomasy. Jednak słabe warunki organizacyjne, brak odpowiedniej infrastruktury maszynowej i niewielka powierzchnia użytków rolnych mogą w gospodarstwach tego typu silnie ograniczać rozwój upraw energetycznych.

Skłonność wśród właścicieli gospodarstw do podjęcia produkcji biomasy jest zależna od poziomu wykształcenia. Clancy i in. (1) wykazali, że rolnicy lepiej wykształceni są bardziej otwarci na nowe alternatywne formy działalności i tym samym

są bardziej skłonni podjąć produkcję biomasy. W badaniach własnych wykazano, że wraz ze wzrostem udziału osób z wykształceniem ponad podstawowym wśród właścicieli gospodarstw, cena końcowa biomasy rośnie. Oznacza to, że osoby z lepszym wykształceniem, uzyskują wyższe wyniki z prowadzonej działalności i w związku z tym należy im zaproponować wyższe ceny biomasy, by skłonić ich do zmiany dotychczasowego kierunku produkcji na rzecz upraw energetycznych (rys. 3 i 5).

Znaczenie ma także wiek właścicieli gospodarstw, chociaż publikowane wyniki nie pozwalają na jednoznaczne określenie zależności. W Szwecji uprawę wierzby podzielił przede wszystkim rolnicy pomiędzy 50-65 rokiem życia (15). Zaskakujące jest, że rolnicy młodzi, poniżej 35 roku życia, stanowili niewielki odsetek wśród plantatorów wierzby, co uzasadniono dużą awersją do ryzyka przy rozpoczynaniu prowadzenia własnego gospodarstwa. W Irlandii wskazano, że przy podejmowaniu decyzji dotyczącej upraw energetycznych znaczenie ma to, czy gospodarstwie jest młody rolnik, który przejmie w przyszłości prowadzoną działalność (1). W badaniach własnych ustalono, że wraz ze spadkiem udziału osób w wieku poniżej 44 lat (wiek mobilny) wśród właścicieli oraz rosnącym udziałem rolnictwa w dochodach cena biomasy wzrasta (rys. 4).

Ponadto w badaniach własnych wykazano, że wraz ze wzrostem udziału dochodów z rolnictwa w dochodach gospodarstw domowych rośnie cena biomasy (rys. 3). Jest to zrozumiała zależność, ponieważ gospodarstwa utrzymujące się z produkcji rolniczej jako podstawowego źródła dochodów wymagają wyższych cen biomasy. W tym kontekście warto zwrócić uwagę na fakt, że produkcja biomasy wymaga mniejszych nakładów pracy w porównaniu z tradycyjnymi uprawami jednorocznymi (14), stąd pozwala na uwolnienie części zasobów pracy dostępnych w gospodarstwie, a tym samym daje możliwość podjęcia pracy dodatkowej poza gospodarstwem.

Ryzyko związane z cenami biomasy, a także z cenami podstawowych produktów rolnych, które warunkują konkurencyjność produkcji biomasy, pozostaje jednym z najtrudniejszych do ograniczania. Długoterminowe kontrakty na biomasę ze zdefiniowaną ceną zakupu mają na celu zmniejszenie ryzyka cenowego oraz zagwarantowanie rolnikom odbioru plonu z plantacji wieloletnich (15, 16). Rozwiązanie to, okazało się jednak niewystarczające wobec silnych wahań cen zbóż w ostatnich latach, z rekordowymi cenami w roku 2007 i 2008. Rolnicy wykazują dużą niechęć do angażowania ziemi w długookresowe uprawy, ponieważ pozbawia ich to możliwości elastycznego reagowania na zmiany cen na rynkach rolnych. Dlatego *Faber* (4) oraz *Rosenqvist i Peck* (15) rekomendują wprowadzenie mechanizmu indeksowania cen biomasy w oparciu o ceny rynkowe zbóż. W tym przypadku konieczne jest jednak określenie dolnej granicy ceny, która zapewniłaby co najmniej pokrycie średniorocznych kosztów produkcji biomasy.

Na etapie bardzo wczesnego rozwoju upraw energetycznych istotne znaczenie ma także ryzyko technologiczne. Prowadzenie upraw energetycznych wymaga dużej zmiany technologicznej w gospodarstwie – odnosi się to w szczególności do

zastosowania specjalistycznych maszyn do zbioru wierzby. Koszty zakupu tego typu maszyn wykraczają poza możliwości pojedynczych gospodarstw rolnych. Rozwiązaniem pozwalającym na usunięcie tej bariery jest zrzeszanie się plantatorów w grupy producenckie.

Mechanizmem ograniczania ryzyka powszechnie stosowanym przez wielu rolników jest różnicowanie działalności. Pod plantacje upraw energetycznych rolnicy najczęściej przeznaczają tylko część użytków rolnych. W Polsce średnia powierzchnia wierzby energetycznej w 2007 r. wynosiła 8,3 ha, a udział upraw energetycznych w całkowitej powierzchni użytków rolnych w województwach wahał się w granicach od 0,2 do 5,1% (8). W Irlandii typowo pod uprawy energetyczne przeznaczano nie więcej niż 10 ha bądź 25% powierzchni użytków rolnych (1). Potwierdzają to także doświadczenia szwedzkie, gdzie głównie duże gospodarstwa podejmowały produkcję wierzby (13). Zapewne właściciele dużych gospodarstw mają lepsze możliwości oceny i zdywersyfikowania ryzyka, prawdopodobnie są także w stanie lepiej wykorzystać dostępne informacje oraz możliwe wsparcie dla tej działalności (14, 10). Małe gospodarstwa o powierzchni poniżej 5 ha użytków rolnych mogą być zainteresowane założeniem plantacji na własne potrzeby, a w szczególności plantacji wierzby o dużej gęstości nasadzenia i corocznym cyklu zbioru z wykorzystaniem pilarek bądź adaptowanych kosiarek (19). Produkcja biomasy dla odbiorców przemysłowych, zwłaszcza energetyki zawodowej, wymaga większych arealów, zmechanizowanego nasadzenia plantacji oraz profesjonalnych technologii zbioru.

Wobec niedostatecznego rozwoju rynku biomasy z upraw energetycznych wybrane zakłady energetyczne podejmują działania na rzecz aktywnego kreowania sektora upraw energetycznych. Przykładem jest oferta Vattenfall Heat Poland (obecnie PGNiG Termika) skierowana do potencjalnych plantatorów. Oferta obejmuje organizację zbioru, kontraktację całej ilości biomasy w oparciu o wieloletnie umowy oraz indeksację cen zapewniającą opłacalność produkcji. Propozycja ta odnosi się więc do newralgicznych, silnie obciążonych ryzykiem elementów związanych z prowadzeniem wieloletnich plantacji energetycznych przez rolników.

Podsumowanie

Ceny biomasy są zróżnicowane ze względu na typ produkcji rolniczej. Najniższe ceny biomasy otrzymano dla typu rolniczego z produkcją wielokierunkową, natomiast najwyższe dla produkcji zwierzęcej. Gospodarstwa wielokierunkowe uzyskujące niskie nadwyżki z dotychczasowej działalności rolniczej są w szczególności predysponowane do poszukiwania alternatywnych – bardziej opłacalnych kierunków produkcji. Jednak ograniczenia organizacyjne typowe dla tej grupy gospodarstw stanowią silną barierę dla podjęcia i rozwoju produkcji biomasy z upraw wieloletnich. Natomiast gospodarstwa prowadzące chów zwierząt, uzyskując stosunkowo wysokie nadwyżki, zapewne nie będą silnie zainteresowane zmianą kierunku produkcji. Stąd

grupę gospodarstw o produkcji roślinnej należy traktować jako tę, w której istnieją największe potencjalne możliwości uruchomienia produkcji biomasy na dużą skalę.

Ceny biomasy uwzględniające premię za ryzyko są istotnie większe od cen równoważących dochody z dotychczasowej działalności rolniczej (cen równowagi). Wskazują one tym samym na wagę kosztów ryzyka związanych z produkcją biomasy z upraw wieloletnich. Udział premii za ryzyko w cenie końcowej biomasy waha się od 4 do 57% w zależności od typu rolniczego i rodzaju roślin energetycznych. Wobec stagnacji w rozwoju arealu upraw energetycznych w Polsce i innych krajach europejskich, a w skrajnych przypadkach wycofywaniu się z tej działalności, należy uznać, że dotychczas oferowane ceny rynkowe biomasy są zbyt niskie i nie stanowią wystarczającej zachęty dla potencjalnych plantatorów. Na wczesnym etapie rozwoju sektora upraw energetycznych konieczne jest więc zapewnienie opłacalności produkcji łącznie z kompensacją finansową kosztów ryzyka, których udział może sięgać nawet do kilkudziesięciu procent ceny końcowej biomasy.

Wiedza o cechach gospodarstw pozytywnie i negatywnie skorelowanych z produkcją biomasy, w połączeniu z określeniem wpływu tych cech na kształtowanie się cen biomasy, może być bardzo pomocna przy opracowywaniu programów wsparcia rozwoju upraw energetycznych. Umożliwia wskazanie grup docelowych wśród producentów rolnych, do których w szczególności powinny być adresowane kampanie informacyjne oraz marketingowe. Ponadto w połączeniu z informacją o przestrzennym rozmieszczeniu gospodarstw poszczególnych typów i ich charakterystykach może być bardzo istotna dla decyzji o lokalizacji zakładu energetycznego ukierunkowanego na wykorzystanie biomasy pochodzącej z upraw energetycznych.

Literatura

1. Clancy D., Breen J., Butler M., Throne F.: The economic viability of biomass crops versus conventional agricultural systems and its potential impact on farm incomes in Ireland. Paper prepared for 107th EAAE Seminar, 29th January–1st February 2008a, Sevilla, Spain 2008.
2. Clancy D., Breen J., Butler M., Throne F., Wallace M.: Valuing the risk associated with willow and miscanthus relative to conventional agricultural systems. 12th Congress of European Association of Agricultural Economists – EAAE, 2008b.
3. Ericsson K., Rosenqvist H., Gańko E., Pisarek M., Nilsson L.: An agro-economic analysis of willow cultivation in Poland. *Biomass Bioenerg.*, 2006, **30**: 16-27.
4. Faber A.: Okresowa indeksacja cen skupu biomasy niezbędnym czynnikiem budującym podaż biomasy stałej dla energetyki. 2008.
5. Faber A., Kuś J., Matyka M.: Uprawa roślin na potrzeby energetyki. Poradnik. W&B Wiesław Drzewiecki. Warszawa 2009.
6. Gańko E.: Economic assessment of willow production for energy and its competitiveness in agricultural system in Poland. In: *Alternative plants for sustainable agriculture*, S. Jeżowski, M.K. Wojciechowicz, E. Zenkteler (eds). Institute of Plant Genetics, Polish Academy of Science, Poznań 2006, 51-62.
7. Gańko E., Rosenqvist H.: *Ekonomika upraw energetycznych wierzby, miskanta i pszenżyta. Zagadnienia Ekonomiki Rolnej*, 2009, **318**: 73-91.

8. Grzybek A., Muzalewski A.: Sprawozdanie merytoryczne z wykonania zadania VIII.2 Analiza techniczno-ekonomiczna produkcji BiOB na cele energetyczne. Projekt Badawczy Zamawiany nr PBZ-MNiSW-1/3/2006 pt.: Nowoczesne technologie energetycznego wykorzystania biomasy i odpadów biodegradowalnych /BiOB/ – konwersja BiOB do energetycznych paliw gazowych. Skierniewice 2008.
9. Hardaker J.B., Richardson J.W., Lie G., Schumann K.D.: Stochastic efficiency analysis with risk aversion bounds: a simplified approach. *Aust. J. Agr. Resour. Ec.*, 2004, **48**: 253-270.
10. Jerzak M.A.: Podstawowe zagadnienia ryzyka w gospodarce rolnej. W: Ekonomiczne uwarunkowania wykorzystania rynkowych narzędzi stabilizacji cen i zarządzania ryzykiem w rolnictwie, M.A. Jerzak, A. Czyżewski (red.). Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Poznaniu, Poznań 2006, 101-118.
11. Kuś J., Matyka M.: wybrane elementy agrotechniki roślin uprawianych na cele energetyczne. W: Nowoczesne technologie pozyskania i energetycznego wykorzystania biomasy, P. Bocian, T. Golec, J. Rakowski (red.). Instytut Energetyki, Warszawa 2010, 101-120.
12. Matyka M.: Opłacalność i konkurencyjność produkcji wybranych roślin energetycznych. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2008, **11**: 113-124.
13. Roos A., Rosenqvist H., Ling E., Hektor B.: Farm-related factors influencing the adoption of short-rotation willow coppice production among Swedish farmers. *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil Plant Sci.*, 2000, **50**: 28-34.
14. Rosenqvist H., Roos A., Ling E., Hektor B.: Willow growers in Sweden. *Biomass Bioenerg.*, 2000, **18**: 137-145.
15. Rosenqvist H., Peck P.: Risk and reduction of risk in short rotation coppice cropping – a theoretical basis for work. Final report. Deliverable 55. NoE Bioenergy: Overcoming barriers to bioenergy. Project no: SES6-CT-2003-502788, 2009.
16. Sherrington C., Bartley J., Moran D.: Farm-level constraints on the domestic supply of perennial energy crops in the UK. *Energy Policy*, 2008, **36**: 2504-2512.
17. SIMETAR: <http://simetar.com/>
18. Stolarski M.J.: Agrotechniczne i ekonomiczne aspekty produkcji wierzby krzewiastej (*Salix* spp.) jako surowca energetycznego. Rozprawy i Monografie. Wyd. Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn 2009, 148.
19. Szczukowski S., Tworkowski J., Stolarski M.J.: Wierzba energetyczna. Wyd. Plantpress Sp. z o.o., Kraków 2004.

Adres do korespondencji:

dr Ewa Krasuska
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 202
e-mail: ekrasuska@iung.pulawy.pl

Ewa Krasuska, Antoni Faber

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

POTENCJAŁ EKONOMICZNY BIOMASY Z WIELOLETNICH UPRAW ENERGETYCZNYCH*

Słowa kluczowe: ceny biomasy, krzywe podaży, potencjał ekonomiczny, wieloletnie uprawy energetyczne

Wstęp

Potencjał produkcji biomasy uzależniony jest od dostępności gruntów pod uprawy energetyczne. To kluczowe zagadnienie było podejmowane wielokrotnie. Liczne opracowania w tym zakresie powstały w szczególności na poziomie Unii Europejskiej (5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 21, 22). Na szczególną uwagę zasługuje studium Europejskiej Agencji Środowiska (5), które traktowane było przez Komisję Europejską jako opracowanie referencyjne. Jego celem było oszacowanie potencjału produkcji biomasy przy założeniu minimalizowania presji na środowisko naturalne. Potencjał gruntów dostępny dla upraw energetycznych w Polsce oszacowano na 4525 tys. ha w perspektywie roku 2020 oraz 5045 tys. ha w roku 2030; są to najwyższe wartości wśród analizowanych krajów europejskich.

Wśród krajowych badań nakierowanych na oszacowanie potencjału gruntów rolnych do produkcji biomasy wyróżniają się prace realizowane w IUNG-PIB (7, 11, 15, 16, 21). Najbardziej kompleksowe podejście przedstawili Pu dełko i Faber (21). W oparciu o analizy z wykorzystaniem GIS oszacowali potencjał gruntów odpowiednich dla upraw energetycznych, uwzględniając przestrzenną zmienność warunków przyrodniczych i produkcyjnych rolnictwa. Wyznaczyli potencjał techniczny gruntów odpowiednich do uprawy wierzby, miskanta i ślazuca na poziomie 1,1 mln ha. Uwzględnienie kryteriów ekonomicznych i uwarunkowań produkcyjnych rolnictwa pozwoliło na wyznaczenie potencjału ekonomicznego produkcji biomasy,

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

który wynosi zaledwie 0,3 mln ha. W innej pracy Faber i in. (8) oszacowali potencjał ekonomiczny produkcji biomasy z upraw energetycznych na poziomie 0,45 mln ha.

Wyniki otrzymane przez Pudełko i Fabera (8, 21) dla Polski wskazują na bardzo dużą redukcję potencjału technicznego przy uwzględnieniu ekonomicznych uwarunkowań produkcji roślin energetycznych. Ma to ogromne znaczenie dla urealnienia dotychczasowych oszacowań potencjałów biomasy. Tymczasem studia dotyczące oceny potencjału ekonomicznego są nadal nieliczne. Zbyt optymistyczne oszacowania potencjałów biomasy zapewne mają wpływ na trudności w realizacji dotychczasowych celów dotyczących rozwoju sektora energetycznego wykorzystania biomasy.

Celem opracowania jest wyznaczenie potencjału ekonomicznego wieloletnich upraw energetycznych w Polsce poprzez wyznaczenie krzywych podaży produkcji biomasy. Podstawę opracowania stanowią ceny biomasy uwzględniające premię kompensującą koszty ryzyka związanego z podjęciem produkcji biomasy przez rolników (14).

Material i metoda

W pracy wykorzystano dane o gruntach potencjalnie dostępnych dla upraw energetycznych na poziomie gmin (7) oraz dane dotyczące plonów roślin energetycznych biomasy pochodzące z bazy IUNG-PIB. Dane dotyczą wierzby (*Salix viminalis*), miskanta (*Miscanthus x giganteus* i *Miscanthus sinensis*), ślazu pensylwańskiego (*Sida hermaphrodita*) oraz wierzby uprawianej w systemie Eko-Salix na trwałych użytkach zielonych.

Ceny biomasy uwzględniają tzw. ceny równowagi zapewniające konkurencyjność wobec konwencjonalnych kierunków produkcji rolniczej oraz premię kompensującą ryzyko związane z podjęciem nowego kierunku produkcji przez rolników, jakim są wieloletnie rośliny na cele energetyczne (14). Ceny biomasy uwzględniające premię za ryzyko zostały wyznaczone w odniesieniu do czterech głównych typów produkcji rolniczej w kraju (produkcja roślinna, wielokierunkowa, chów bydła mlecznego, chów trzody chlewnej).

Dla cen biomasy wykonano analizę dopasowania rozkładów. Wyniki pozwalają na określenie skumulowanego prawdopodobieństwa uzyskania ceny biomasy o danej wartości lub mniejszej. Analizę wykonano w pakiecie statystycznym STATGRAPHICS. Dokładność dopasowania oceniono za pomocą testu Kolmogorova-Smirnova. Dopasowanie rozkładu sprawdzano także metodą graficzną.

Potencjał ekonomiczny produkcji biomasy w Polsce został określony poprzez wyznaczenie krzywe podaży. Krzywa podaży jest graficzną prezentacją zależności pomiędzy potencjałem produkcji upraw energetycznych a ceną biomasy. Na podstawie dostępnych gruntów pod uprawy energetyczne oraz plonów roślin energetycznych wyznaczono potencjał techniczny produkcji biomasy w każdej gminie. Następnie przez

uporządkowanie cen biomasy od najniższych do najwyższych oraz odpowiadającej im skumulowanej wielkości produkcji biomasy wyznaczono krzywe podaży.

W celu interpretacji wyników zebrano informacje o cenach rynkowych biomasy w zakładach energetycznych. Oszacowano także maksymalną cenę, którą powinna być w stanie zaakceptować energetyka zawodowa. Jest to cena, przy której zysk ze współspalania biomasy z węglem (przy obecnym poziomie wsparcia) zrównuje się z zyskiem z produkcji energii elektrycznej wyłącznie w oparciu o węgiel kamienny. Do tego celu wykorzystano kalkulator uwzględniający koszty jednostkowe zmienne i stałe produkcji energii elektrycznej w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych na węgiel kamienny (1). Po stronie przychodów do modelu wprowadzono ceny sprzedaży energii elektrycznej uzyskiwane przez przedsiębiorstwa energetyczne oraz wsparcie w postaci zielonych certyfikatów, które jest dostępne dla każdej MWh „zielonej” energii elektrycznej wytworzonej z biomasy. Na tej podstawie wyznaczono maksymalną cenę biomasy, którą powinna zaakceptować energetyka zawodowa.

Omówienie wyników

Ceny rynkowe biomasy oraz ceny maksymalne

Ceny biomasy uwzględniające premie za ryzyko zostały oszacowane dla wszystkich gmin wiejskich w Polsce w odniesieniu do czterech głównych typów rolniczych gmin; mediany cen zaprezentowano w tabeli 1.

Zebrano także informacje o cenach rynkowych biomasy loco zakład energetyczny w roku 2011 (tab. 2). Pominięcie kosztów transportu biomasy do zakładu energetycznego, a także kosztów przetworzenia biomasy do peletów umożliwia oszacowanie kosztów produkcji lub pozyskania biomasy dostępnej w miejscu jej wytworzenia. Przyjęto, że kształtują się one na poziomie 13–19 zł·GJ⁻¹ dla zrębków leśnych, 16–18 zł·GJ⁻¹ dla biomasy leśnej lub rolnej przeznaczonej do produkcji peletów oraz w zakresie 17–23 zł·GJ⁻¹ loco pole dla biomasy z upraw energetycznych (zrębki wierzby).

Tabela 1

Mediany cen biomasy (zł·GJ⁻¹) z uwzględnieniem premii za ryzyko
dla czterech głównych typów produkcji rolniczej

Typ produkcji rolniczej	Wierzba	Miskant	Ślazier	Wierzba Eko-Salix
K-1 roślinna	22,13	21,67	27,98	27,04
K-2 wielokierunkowa	19,35	19,68	25,31	23,58
K-3 bydło	26,07	24,85	32,26	33,84
K-4 trzoda chlewna	24,49	23,63	30,27	31,85

Źródło: Krasuska i Faber, 2014 (14)

Tabela 2

Przeciętne ceny biomasy w kontraktach na zakup biomasy zawieranych przez zakłady energetyczne
(dane uzyskane w 2011 r. z zakładów energetycznych)

Rodzaj biomasy	Cena loco zakład energetyczny
Zrębki z biomasy pochodzenia leśnego	16–22
Pelety z biomasy pochodzenia leśnego	28–30
Pelety z biomasy pochodzenia rolnego	28–30
Zrębki wierzby energetycznej	20–26

Źródło: opracowanie własne

Maksymalna oszacowana cena biomasy, którą powinna być w stanie zaakceptować energetyka zawodowa waha się w przedziale od 35 do 38 zł·GJ⁻¹ loco zakład energetyczny. Zakładając, że zakłady energetyczne preferują dostawy biomasy w formie peletów (paliwo standaryzowane), wyznaczono maksymalną cenę loco pole dla biomasy nieprzetworzonej w zakresie 23–26 zł·GJ⁻¹.

Na podstawie powyższego ustalono sześć cenowych poziomów odniesienia dla biomasy, które uwzględniono w ocenie potencjału ekonomicznego upraw energetycznych:

- 17 zł·GJ⁻¹ loco pole, co odpowiada średnim cenom za biomasę nieprzetworzoną oferowaną na rynku krajowym;
- 20 zł·GJ⁻¹ loco pole, co odpowiada w przybliżeniu górnym wartościom cen oferowanych za biomasę nieprzetworzoną na rynku krajowym;
- 23 zł·GJ⁻¹ loco pole, co odpowiada dolnej granicy zakresu oszacowanej maksymalnej ceny akceptowanej przez energetykę (współspalanie z węglem);
- 26 zł·GJ⁻¹ loco pole, co odpowiada górnej granicy zakresu maksymalnej oszacowanej ceny akceptowanej przez energetykę (współspalanie z węglem);
- 29 zł·GJ⁻¹ loco pole, co stanowi wariant hipotetyczny odpowiadający maksymalnym cenom za biomasę nieprzetworzoną dostarczaną do zakładów energetycznych;
- 32 zł·GJ⁻¹ loco pole, jak w punkcie powyżej.

Powyższe ceny odniesienia porównano do median cen biomasy z upraw energetycznych uwzględniających premię za ryzyko, które wyznaczono dla czterech dominujących typów rolniczych gmin wiejskich w Polsce (tab. 1). Dla żadnej z analizowanych roślin nie wyznaczono mediany ceny na poziomie 17 zł·GJ⁻¹ loco pole. W przypadku wierzby i miskanta w skupieniu gmin z produkcją wielokierunkową (K-2) ceny są mniejsze niż 20 zł·GJ⁻¹, czyli znajdują się w przedziale cen rynkowych biomasy oferowanych na rynku krajowym, natomiast uprawa tych roślin w gminach z dominującą produkcją roślinną (K-1) wymaga cen na poziomie 22 zł·GJ⁻¹. Wierzba i miskant, uprawiane w gminach z dominującą produkcją zwierzęcą (K-3 oraz K4), osiągają mediany cen w zakresie 24–26 zł·GJ⁻¹, czyli są to ceny znajdujące się w przedziale maksymalnych cen, które powinna zaakceptować energetyka zawodowa (współspalanie). Natomiast ślázowiec i wierzba Eko-Salix (z wyjątkiem gmin z produkcją wielokierunkową) wymagają cen w zakresie 27–34 zł·GJ⁻¹, które odpowiadają

dwóm wariantom hipotetycznym dotyczącym zakupu przez energetykę biomasy nieprzetworzonej po bardzo wysokich cenach.

Skumulowane prawdopodobieństwo produkcji biomasy

Dla określenia prawdopodobieństwa produkcji biomasy odpowiadającej określonej cenie przeprowadzono analizę dopasowania rozkładów zmiennej losowej dla otrzymanych cen końcowych biomasy. Z analizy wyeliminowano gminy, w których dominują gospodarstwa prowadzące produkując głównie na samozaopatrzenie (ujemna różnica wartości produkcji towarowej i nakładów na bieżącą działalność rolniczą). Można domniemywać, że podjęcie tam produkcji biomasy jest bardzo mało prawdopodobne ze względu na fakt, że są to przeważnie małe gospodarstwa, słabo wyposażone w maszyny i posiadające stosunkowo małe możliwości inwestycyjne. Często występuje w nich także rozdrobnienie gruntów, a nawet tzw. „uciążliwa szachownica gruntów”.

Zdecydowana większość powierzchni przydatnych dla upraw energetycznych (tab. 3) koncentruje się w skupieniach gmin z dominującą produkcją roślinną (K-1) oraz wielokierunkową (K-2), dlatego uznano, że te typy rolnicze są najbardziej istotne dla uruchomienia produkcji biomasy w kraju, dlatego też stanowią one podstawę dalszej analizy potencjału ekonomicznego.

Tabela 3

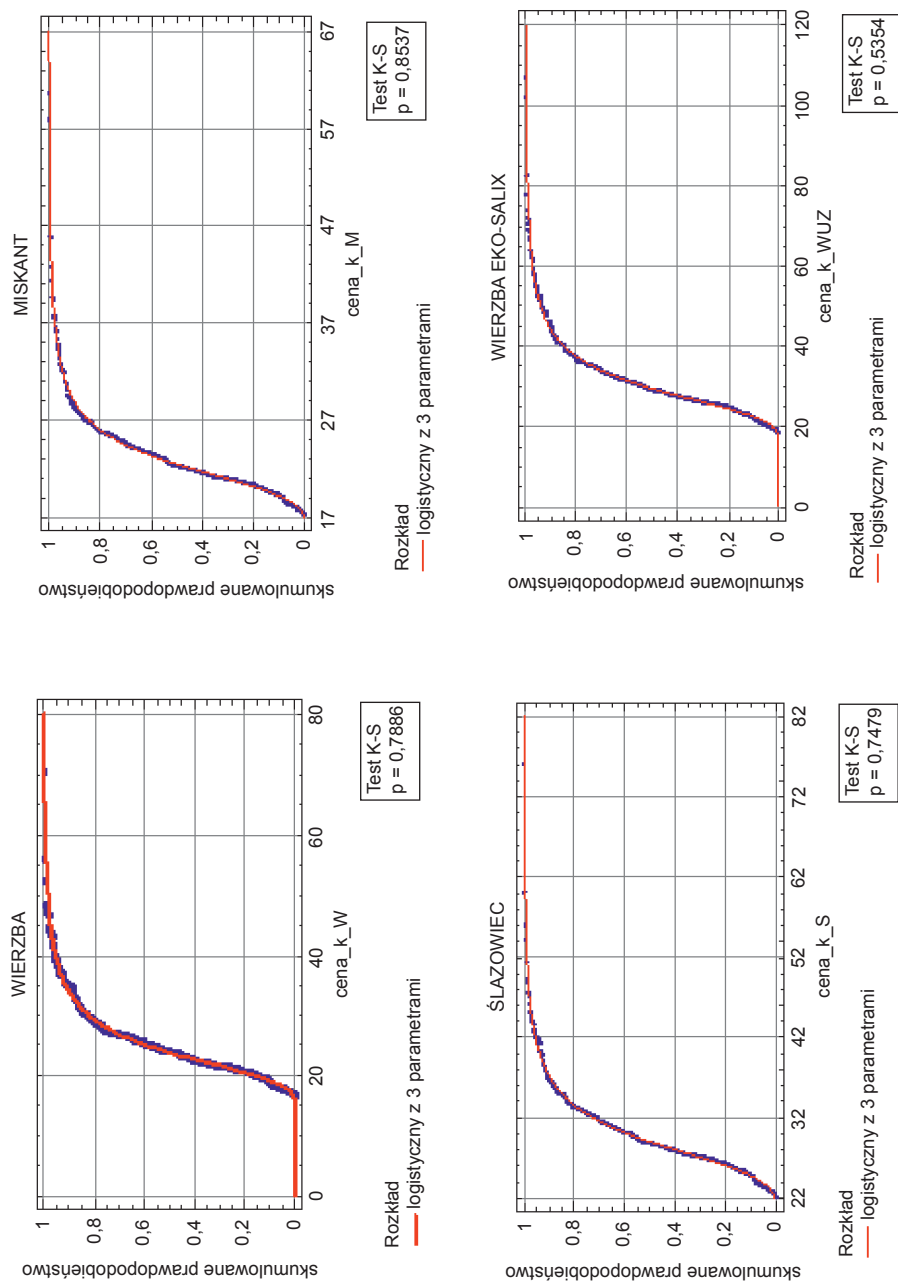
Powierzchnie gruntów odpowiednich dla upraw energetycznych (ha) w poszczególnych skupieniach rolniczych po wyeliminowaniu gmin z ujemnymi wartościami nadwyżek z bieżącej działalności rolniczej

	Wierzba	Miskant	Ślázowiec	Wierzba Eko-Salix
K-1 roślinna	33948	46563	183463	175344
K-2 wielokierunkowa	31413	44103	358271	151094
K-3 bydło	9990	10910	112418	47802
K-4 trzoda chlewna	3073	4079	28490	13522

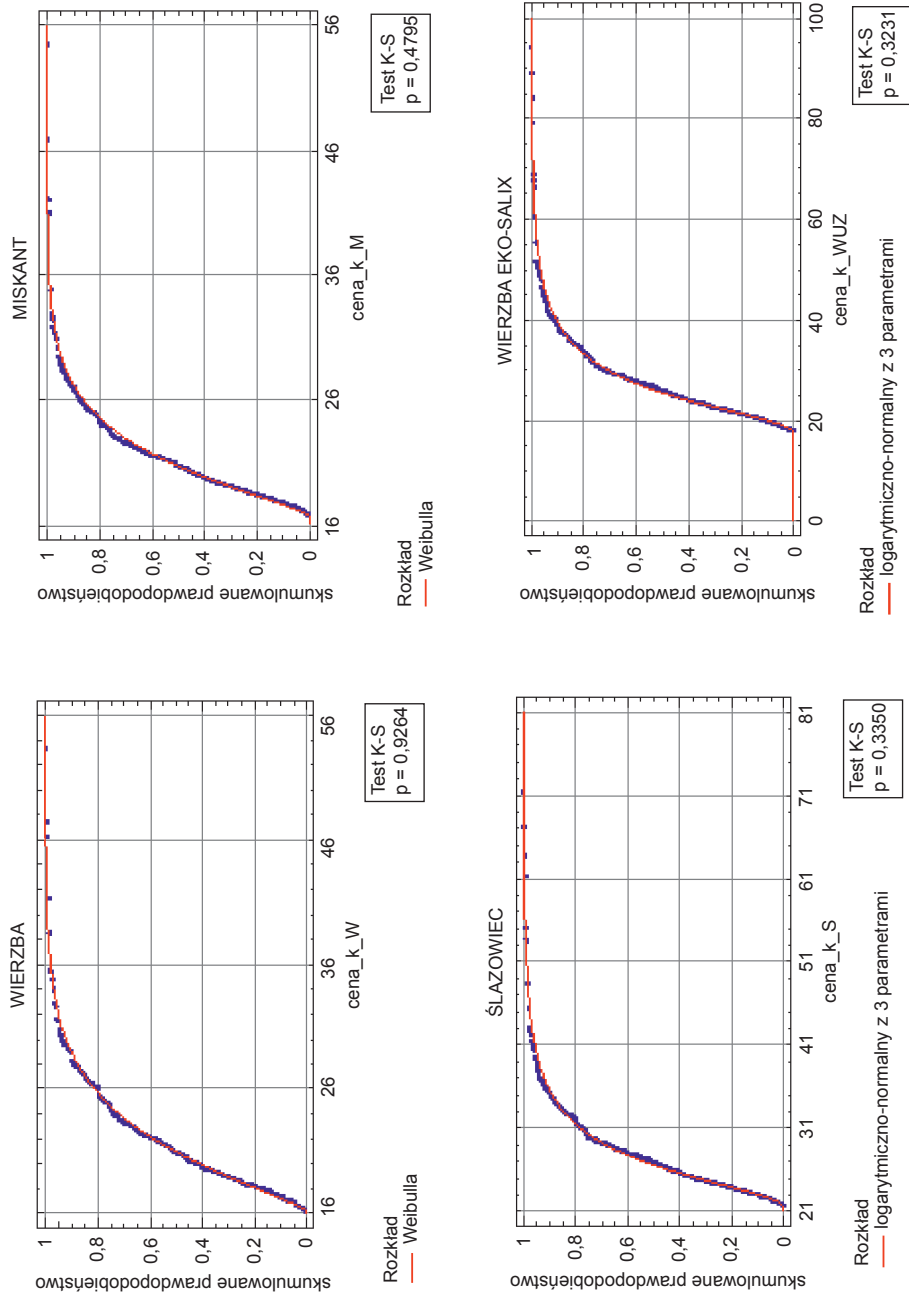
Źródło: opracowanie własne

Na rysunkach 1 i 2 przedstawiono wyniki analizy dopasowania rozkładów dla cen końcowych biomasy odpowiednio w skupieniach gmin z dominującą produkcją roślinną (K-1) oraz wielokierunkową (K-2). Dla poziomu ufności 95% można przyjąć, że ceny końcowe biomasy w gminach odpowiadają podanym rozkładowi.

Prawdopodobieństwo skumulowane określone dla zdefiniowanych cen odniesienia dla biomasy loco pole przedstawiono w tabelach 4 i 5. Dla każdego poziomu cen wyższe prawdopodobieństwo produkcji biomasy dla poszczególnych roślin otrzymano dla gmin z dominującą produkcją wielokierunkową (K-2) niż dla gmin z produkcją roślinną (K-1). Ponadto w ramach tego samego typu rolniczego wyższe prawdopodobieństwo uruchomienia produkcji biomasy dotyczy miskanta i wierzby niż ślázowca i wierzby Eko-Salix. Obie zależności łączą się wprost z niższymi medianami cen końcowych biomasy wyznaczonymi dla gmin z produkcją wielokierunkową oraz dla wierzby i miskanta (tab. 1).



Rys. 1. Skumulowane rozkłady prawdopodobieństwa dla cen końcowych biomasy w skupieniu gmin z dominującą produkcją roślinną
Źródło: opracowanie własne



Rys. 2. Skumulowane rozkłady prawdopodobieństwa dla cen końcowych biomasy w skupieniu gmin z dominującą produkcją wielokierunkową
Źródło: opracowanie własne

Tabela 4

Skumulowane prawdopodobieństwo produkcji biomasy dla wybranych cen końcowych w skupieniu gmin z dominującą produkcją roślinną (K-1)

Cena (zł·GJ ⁻¹)	Wierzba	Miskant	Ślázowiec	Wierzba Eko-Salix
≤ 17	0,01	0,00	-	0,00
≤ 20	0,16	0,19	-	0,03
≤ 23	0,43	0,57	0,02	0,13
≤ 26	0,66	0,80	0,20	0,30
≤ 29	0,79	0,90	0,50	0,48
≤ 32	0,87	0,95	0,73	0,63

Źródło: opracowanie własne

Tabela 5

Skumulowane prawdopodobieństwo produkcji biomasy dla wybranych cen końcowych w skupieniu gmin z dominującą produkcją wielokierunkową (K-2)

Cena (zł·GJ ⁻¹)	Wierzba	Miskant	Ślázowiec	Wierzba Eko-Salix
≤ 17	0,08	0,02	-	0,00
≤ 20	0,41	0,42	-	0,10
≤ 23	0,66	0,70	0,09	0,33
≤ 26	0,81	0,86	0,44	0,53
≤ 29	0,90	0,94	0,68	0,67
≤ 32	0,95	0,97	0,82	0,77

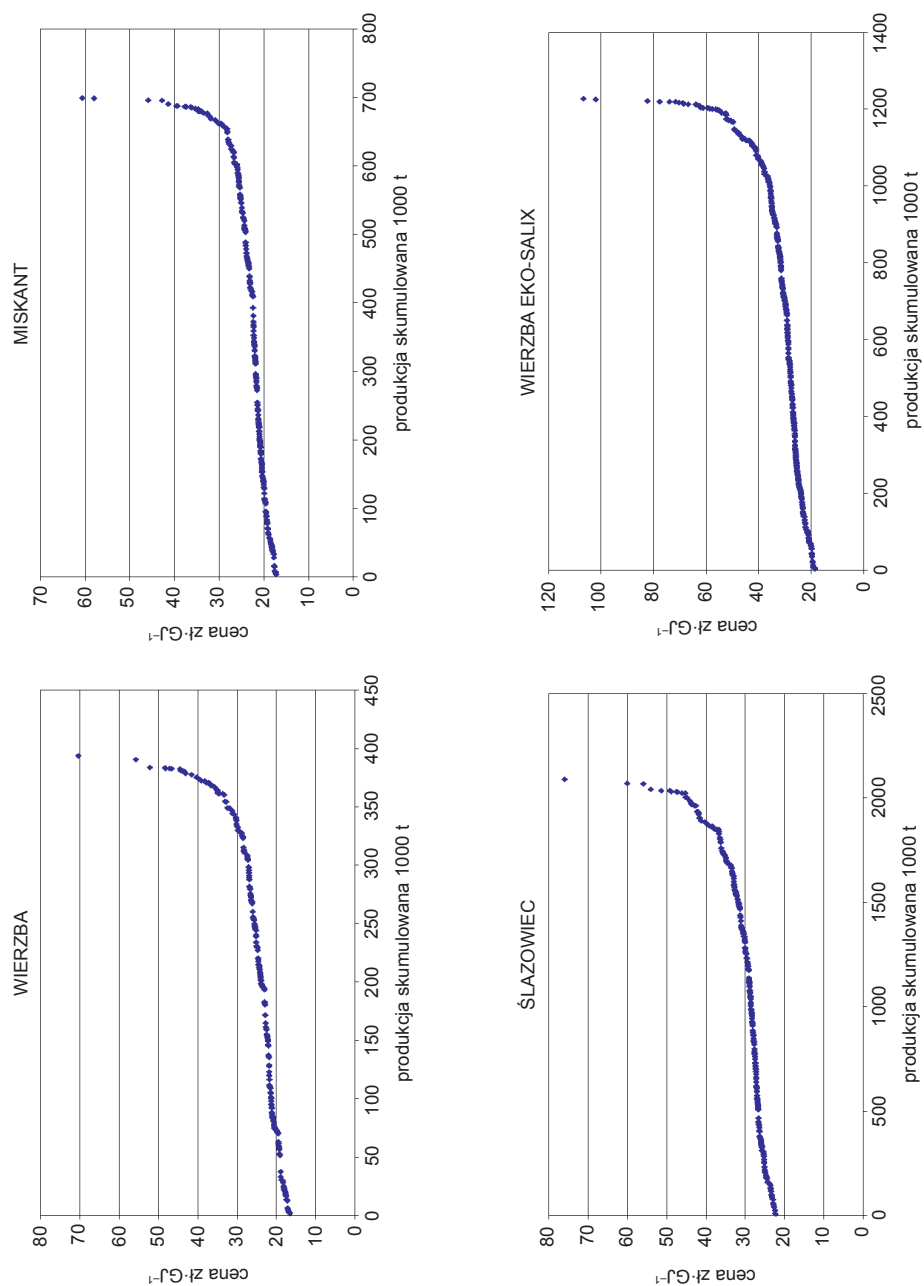
Źródło: opracowanie własne

Krzywe podaży

Na rysunkach 3 i 4 przedstawiono krzywe podaży wyznaczone dla dwóch skupień rolniczych (K-1 produkcja roślinna oraz K-2 produkcja wielokierunkowa), w których koncentrują się największe powierzchnie gleb odpowiadające dla upraw energetycznych.

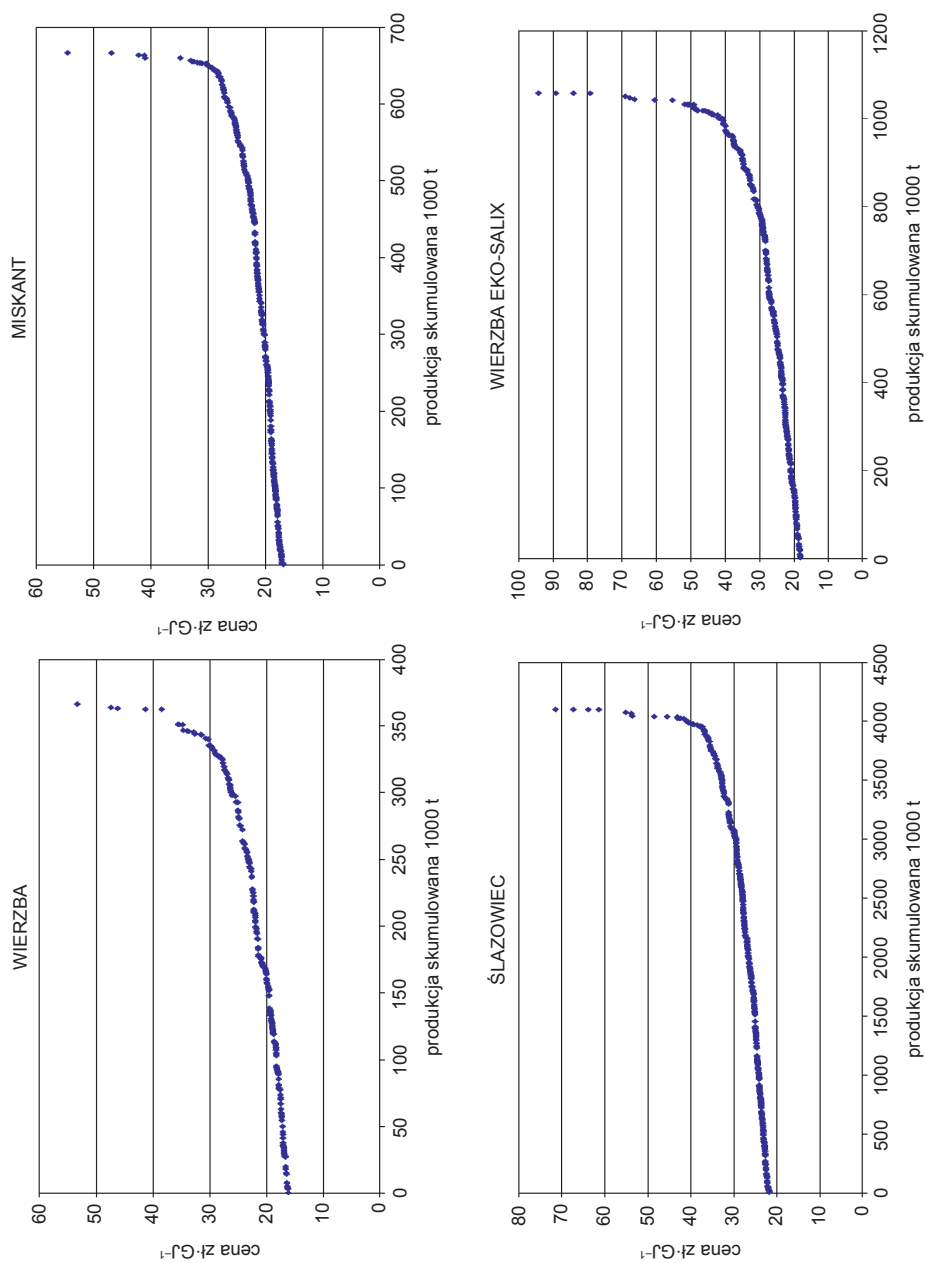
Wyznaczone krzywe w dużej części są stosunkowo płaskie, co świadczy o ich znacznej elastyczności, aż do punktu wyraźnego przegięcia, który odpowiada cenie na poziomie około 30 zł·GJ⁻¹ w przypadku wierzby i miskanta oraz 40 zł·GJ⁻¹ w przypadku ślázowca oraz wierzby Eko-Salix w obu skupieniach. Powyżej tego poziomu cen krzywe stają się bardzo mało elastyczne, co oznacza, że wzrost ceny o jednostkę mobilizuje niewielki dodatkowy przyrost produkcji biomasy.

W ramach tego samego skupienia rolniczego największą elastycznością charakteryzują się krzywe ślázowca. Dla tej rośliny wraz ze wzrostem ceny biomasy o jednostkę najsilniej wzrasta produkcja biomasy.



Rys. 3. Krzywe podaży biomasy w gminach z dominującą produkcją roślinną (K-1)

Źródło: opracowanie własne



Rys. 4. Krzywe podaży biomasy w gminach z produkcją wielokierunkową (K-2)

Źródło: opracowanie własne

Potencjał produkcji biomasy dla wybranych cen odniesienia przedstawiono w tabelach 6 i 7. Wyniki skumulowane dla obu skupień (K-1 oraz K-2) łącznie zawiera tabela 8. Otrzymane wyniki wskazują, że ślazier generuje największe ilości biomasy wśród analizowanych roślin, co związane jest z relatywnie dużą dostępnością gruntów przydatnych dla tej rośliny. Jednak uruchomienie produkcji ślazier na dużą skalę wymaga wyższych cen biomasy.

W szczególności przy cenie biomasy sięgającej 26 zł·GJ⁻¹ loco pole potencjał produkcji samego tylko ślazier wynosi 2,2 mln ton (tab. 8). Przy niższych cenach biomasy (niższych bądź równych 23 zł·GJ⁻¹) największe znaczenie mają przede wszystkim uprawy miskanta, a także uprawy wierzby na gruntach rolnych oraz wierzby w systemie Eko-Salix, które jednak dostarczają stosunkowo mniejszych ilości biomasy.

Dla ceny końcowej w zakresie co najmniej 17–20 zł·GJ⁻¹ loco pole wyznaczono produkcję biomasy na poziomie 117–950 tys. ton, której osiągnięcie wymaga znacznej powierzchni przeznaczonej pod uprawę roślin energetycznych. Areal ten silnie odbiega od rzeczywistej powierzchni wieloletnich plantacji energetycznych w Polsce, która wynosi od kilku lat około 7 tys. ha, co odpowiada produkcji na poziomie 56–70 tys. ton. Niewielki rzeczywisty areal powierzchni upraw uwarunkowany jest zapewne kilkoma czynnikami. Za najważniejsze z nich należy uznać: niechęć rolników do podejmowania nowych, dotąd nieznanych działalności, brak zaplecza maszynowego do obsługi plantacji (nasadzenia plantacji, zbiór biomasy drzewnej), brak zorganizowanego systemu logistyki biomasy z plantacji do zakładu energetycznego, a także niestabilną politykę wsparcia rozwoju upraw energetycznych (wstrzymanie systemu dopłat bezpośrednich do założenia plantacji).

Tabela 6

Skumulowana produkcja biomasy (1000 t) dla wybranych cen końcowych
w skupieniu gmin z dominującą produkcją roślinną (K-1)

Cena (zł·GJ ⁻¹)	Wierzba	Miskant	Ślazier	Wierzba Eko-Salix	Razem
≤ 17	5,09	8,45	-	65,52	79,06
≤ 20	73,06	130,62	-	146,54	350,22
≤ 23	193,35	392,94	86,06	313,12	985,47
≤ 26	260,25	532,67	367,98	617,05	1777,96
≤ 29	327,92	624,82	1117,96	626,33	2697,03
≤ 32	349,08	662,48	1514,60	823,72	3349,88

Źródło: opracowanie własne

Tabela 7

Skumulowana produkcja biomasy (1000 t) dla wybranych cen końcowych
w skupieniu gmin z dominującą produkcją wielokierunkową (K-2)

Cena (zł·GJ ⁻¹)	Wierzba	Miskant	Ślazier	Wierzba Eko-Salix	Razem
≤ 17	35	3	-	-	38
≤ 20	160	283	-	157	601
≤ 23	247	501	442	365	1556
≤ 26	298	591	1859	562	3310
≤ 29	330	646	2797	750	4524
≤ 32	344	655	3358	845	5202

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8

Skumulowana produkcja biomasy (1000 t) dla wybranych cen końcowych łącznie
w skupieniu gmin z dominującą produkcją roślinną (K-1) i wielokierunkową (K-2)

Cena (zł·GJ ⁻¹)	Wierzba	Miskant	Ślazier	Wierzba Eko-Salix	Razem
≤ 17	41	11	-	66	117
≤ 20	234	414	-	303	951
≤ 23	441	894	528	678	2541
≤ 26	558	1124	2227	1179	5088
≤ 29	658	1271	3915	1377	7221
≤ 32	693	1318	4872	1669	8552

Źródło: opracowanie własne

Zużycie biomasy w krajowym sektorze energetycznym dynamicznie wzrasta. Energetyka wykorzystuje biomasę głównie w procesach współspalania z węglem w istniejących kotłach węglowych. Powstają także instalacje oparte wyłącznie na spalaniu biomasy. Produkcja energii wytworzonej w procesach współspalania wyniosła 4984,7 GWh w 2010 r. i wzrosła o 20% w stosunku do roku poprzedniego (3). Dokumenty o charakterze strategicznym dla sektora energetycznego zakładają dalszy wzrost zużycia biomasy stałej do produkcji energii elektrycznej i ciepła w Polsce.

Dyrektywa 28/2009/WE (4) nakłada na Polskę obowiązek osiągnięcia 15% udziału energii odnawialnej w strukturze zużycia energii finalnej brutto w 2020 r. Cel ten został implementowany do „Polityki energetycznej Polski do roku 2030”, według której prognozowane zapotrzebowanie na energię finalną brutto z biomasy stałej wyniesie 892,3 ktoe (10375,5 GWh) w odniesieniu do energii elektrycznej oraz 5405,9 ktoe (62858,6 GWh) w odniesieniu do ciepła, co oznacza, że odpowiednio 33% oraz 86% wytworzonej energii elektrycznej oraz ciepła w roku 2020 pochodzić będzie z biomasy stałej (18).

Projekt „Krajowego planu działania w zakresie energii ze źródeł odnawialnych”, w nawiązaniu do realizacji celu wyznaczonego na rok 2020 r., zawiera, między innymi ocenę dostępności krajowych zasobów biomasy. Oszacowano, że sektor rolnictwa i rybołówstwa będzie w stanie w roku 2020 dostarczyć na potrzeby wytwarzania energii 4056 tys. ton biomasy w formie płodów rolnych i produktów rybołówstwa oraz 7428 tys. ton biomasy w formie produktów ubocznych i przetworzonych pozostałości (19). Podane wartości są zagregowane, co uniemożliwia wskazanie ilości biomasy, która ma pochodzić z wieloletnich upraw energetycznych. Z tego względu poniżej odwołano się do wyników otrzymanych przez Krasuską i in. (12).

W odniesieniu do prognozowanego w „Polityce energetycznej...” zapotrzebowania na energię wytworzoną z biomasy stałej oraz prognozy mocy wytwórczych energii elektrycznej oszacowano zapotrzebowanie na biomasę dla sektora energetyki zawodowej w roku 2020. Współspalanie nadal będzie miało rolę dominującą i dostarczy około 7817 GWh „zielonej” energii elektrycznej, co odpowiada zużyciu biomasy na poziomie 80404 TJ energii pierwotnej paliwa. Produkcja energii elektrycznej w elektrociełowniach opartych na spalaniu biomasy wyniesie około 2554 GWh, co odpowiada zapotrzebowaniu na biomasę na poziomie 26820 TJ (12).

Rozporządzenie Ministra Gospodarki z 2008 r. (17) wprowadzało drastyczne ograniczenie zużycia biomasy pochodzenia leśnego w energetyce, tak że od roku 2015 wyłącznie biomasa rolnicza będzie mogła być wykorzystywana w procesach współspalania z węglem. Oznacza to, że w roku 2020 niezbędne byłoby dostarczenie w stanie suchym około 4730 tys. ton biomasy rolniczej do procesów współspalania. Przepisy zostały jednak złagodzone (20) i zakładają zmniejszenie obligatoryjnego udziału biomasy rolniczej w procesach współspalania do 85% w 2020 r., co wymagać będzie około 4020 tys. ton biomasy rolniczej (sucha masa). Aby wyznaczyć ilość biomasy z upraw energetycznych, niezbędną do pokrycia zapotrzebowania w roku 2020, dla uproszczenia przyjęto, że współspalanie będzie wymagało dostaw biomasy z upraw energetycznych, natomiast zapotrzebowanie elektrociełowni i ciepłowni opartych na spalaniu biomasy oraz gospodarstw indywidualnych będzie mogło być pokryte przez produkty uboczne rolnictwa i biomasę leśną.

Mając na uwadze otrzymane wyniki własne dotyczące potencjału ekonomicznego (tab. 8), wyprodukowanie 4730 tys. ton biomasy na potrzeby współspalania wymagałoby cen biomasy na poziomie co najmniej 25,9 zł·GJ⁻¹ loco pole oraz 25,0 zł·GJ⁻¹ odpowiednio dla produkcji 4020 tys. ton biomasy. Taki poziom cen wykracza poza ceny oferowane za biomasę (17–20 zł·GJ⁻¹), jednak mieści się w granicach oszacowanych maksymalnych cen, jakie powinna być w stanie zaakceptować energetyka przy obecnym poziomie wsparcia w formie „zielonych” certyfikatów.

Warto przytoczyć także wyniki innych autorów w zakresie cen biomasy warunkujących uruchomienie określonej wielkości produkcji na cele energetyczne. Clancy i in. (2) wyznaczyli ceny niezbędne do uruchomienia produkcji biomasy w Irlandii na zadanym areale 55 tys. ha wierzby lub 36 tys. ha miskanta, co odpowiada 0,6 mln ton

biomasy, niezbędnym dla realizacji celów OZE. W oparciu o model programowania linowego dla sektora gospodarstw rolnych wyznaczono ceny biomasy, przy których prowadzenie upraw energetycznych będzie bardziej opłacalne niż najbardziej konkurencyjna działalność rolnicza, jaka może być realizowana w danym gospodarstwie. Ceny niezbędne do uruchomienia produkcji na zadanym areale wyniosły 11,9 oraz 7,2 €·GJ⁻¹ (47,6 oraz 28,8 zł·GJ⁻¹), odpowiednio dla wierzby i miskanta. Zwłaszcza cena wierzby jest bardzo wysoka w porównaniu z cenami równowagi oszacowanymi w niniejszej pracy. W warunkach polskich odpowiadałyby one łącznej produkcji biomasy z upraw energetycznych odpowiednio na poziomie 10336 tys. oraz 7118 tys. ton biomasy.

Podsumowanie

Ponad 80% gleb odpowiednich dla roślin energetycznych znajduje się w gminach z dominującą produkcją roślinną i wielokierunkową; tam też należy poszukiwać największych potencjalnych możliwości rozwoju upraw energetycznych. W gminach z dominującą produkcją zwierzęcą prawdopodobieństwo produkcji biomasy na dużą skalę jest znikome ze względu na małą dostępność gleb przydatnych dla upraw energetycznych oraz wysokie oszacowane ceny biomasy.

Ślázowiec generuje największe ilości biomasy wśród analizowanych roślin, co związane jest z relatywnie dużą dostępnością gruntów przydatnych dla tej rośliny. Jednak uruchomienie produkcji ślázowca na dużą skalę wymaga wyższych cen biomasy (powyżej 23 zł·GJ⁻¹). Przy niższych cenach biomasy (niższych bądź równych 23 zł·GJ⁻¹) największe znaczenie mają przede wszystkim uprawy miskanta, a także uprawy wierzby na gruntach rolnych oraz wierzby w systemie Eko-Salix, które jednak dostarczają stosunkowo mniejszych ilości biomasy.

Na podstawie krzywych podaży możliwe było określenie poziomu cenowego, odpowiednio 30 zł·GJ⁻¹ dla wierzby i miskanta oraz 40 zł·GJ⁻¹ dla ślázowca i wierzby Eko-Salix, powyżej którego możliwość uruchomienia dalszej produkcji biomasy gwałtownie spada (punkt przegięcia krzywych podaży).

Dla ceny końcowej w zakresie 17–20 zł·GJ⁻¹ loco pole, co odpowiada średnim cenom rynkowym, wyznaczono produkcję biomasy na poziomie 117–950 tys. ton. W rzeczywistości produkcja ta nie jest realizowana ze względu na szereg ograniczeń organizacyjno-politycznych. Aby w warunkach dzisiejszych możliwe było hipotetycznie uruchomienie produkcji biomasy odpowiadającej realizacji celów OZE wyznaczonych na rok 2020 (pokrycie zapotrzebowania na współspalanie), cena biomasy loco pole powinna wynosić co najmniej 26 zł·GJ⁻¹. Jest to poziom cenowy, który powinna być w stanie zaakceptować energetyka zawodowa.

Literatura

1. ARE: Sytuacja finansowa przedsiębiorstw energetyki zawodowej w 2009 r. Dane zagregowane. Warszawa, 2010.
2. Clancy D., Breen J., Butler M., Throne F.: The economic viability of biomass crops versus conventional agricultural systems and its potential impact on farm incomes in Ireland. Paper prepared for 107th EAAE Seminar, 29th January–1st February 2008, Sevilla, Spain 2008.
3. Derśki B.: Wzrost zużycia biomasy. Raport CIRE, 2011. http://www.cire.pl/zielonaenergia/publikacje.html?d_id=52486&d_typ=2
4. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (2009/28/WE) z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy 2001/77/WE oraz 2003/30/WE. Dz.U. L 140 z 5.6.2009, s. 16-62.
5. EEA: Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture. European Environmental Agency. Technical report No 12/2007, Copenhagen, Denmark 2007.
6. Ericsson K., Nilsson L.J.: Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. Biomass Bioenerg., 2006, **30**: 1-15.
7. Faber A., Kuś J., Matyka M.: Uprawa roślin na potrzeby energetyki. Poradnik. W&B Wiesław Drzewiecki. Warszawa 2009.
8. Faber A., Pudelko R., Borek R., Borzęcka-Walker M., Syp A., Krasuska E., Mathiou P.: Economic potential of perennial energy crops in Poland. J. Food Agric. Environ., 2012, **10(3&4)**: 1178-1182.
9. Fischer G., Prieler S., Velthuisen H., Berndes G., Faaij A., Londo M. et al.: Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures, Part II: Land use scenarios. Biomass Bioenerg., 2010, **34**: 173-187.
10. Gańko E., Kunikowski G., Wróbel A.: Energy crops potentials inventory results. Deliverable 5.1.3. RENEW: Renewable fuels for advanced powertrains. Project no: SES6-CT-2003-502705, 2007.
11. Jadczyż J., Faber A., Zaliwski A.: Wyznaczenie obszarów potencjalnie przydatnych do uprawy wierzby i ślazuwca pensylwańskiego na cele energetyczne w Polsce. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2008, **11**: 55-65.
12. Krasuska E., Kowalski Ł., Wróbel-Tobiszewska A., Hunder-Kukier M.: Sprawozdanie merytoryczne z wykonania zadania VIII.4.2 Analiza socjoekonomiczna wykorzystania BIOB na cele energetyczne. Część I: Oszacowanie potencjału technicznego technologii energetycznego wykorzystania biomasy nadanych w projekcie. Projekt Badawczy Zamawiany nr PBZ-MNiSW – 1/3/2006 pt.: Nowoczesne technologie energetycznego wykorzystania biomasy i odpadów biodegradowalnych /BiOB/ – konwersja BiOB do energetycznych paliw gazowych. Warszawa 2010.
13. Krasuska E., Cadorniga C., Tenorio J.L., Testa G., Danilo S.: Potential land Availability for energy crops production in Europe. Biofuel. Bioprod. Bior., 2010, **4(6)**: 658-673.
14. Krasuska E., Faber A.: Ceny biomasy a opłacalność wieloletnich upraw energetycznych. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2014, **39(13)**: 73-88.
15. Kuś J., Faber A., Madej A.: Przewidywane kierunki zmian w produkcji roślinnej w ujęciu regionalnym. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2006, **3**: 195-210.

16. Kuś J., Faber A.: Alternatywne kierunki produkcji rolniczej. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2007, 7: 139-148.
17. Ministerstwo Gospodarki 2008: Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 14 sierpnia 2008 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnym źródle energii. *Dz.U. z 28 sierpnia 2008 r., nr 156, poz. 969 z późniejszymi zmianami*.
18. Ministerstwo Gospodarki 2009: Polityka Energetyczna Polski do roku 2030 (wraz z załącznikami). Wersja przyjęta Uchwałą 202/2009 Rady Ministrów z dn. 9 listopada 2009 r. Warszawa.
19. Ministerstwo Gospodarki 2010: Krajowy Plan Działania w Zakresie Energii ze Źródeł Odnawialnych. Projekt. Warszawa.
20. Ministerstwo Gospodarki 2012: Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 18 października 2012 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnym źródle energii. *Dz.U. z 9 listopada 2012 r., poz. 1229*.
21. Pućko R., Faber A.: Dobór roślin energetycznych dostosowanych do uprawy w różnych regionach kraju. W: *Nowoczesne technologie pozyskania i energetycznego wykorzystania biomasy*, P. Bocian, T. Golec, J. Rakowski (red.). Instytut Energetyki. Warszawa 2010, 50-68.
22. Thran D., Weber W., Scheuermann A., Frohlich N., Zeddes J., Henze A. et al.: Sustainable strategies for biomass use in the European context. IE-report, edition 1/2006, report to the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Institut für Energetik und Umwelt. Leipzig, 2006.

Adres do korespondencji:

dr Ewa Krasuska
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 202
e-mail: ekrasuska@iung.pulawy.pl

**Rafał Pudelko, Magdalena Borzęcka-Walker, Zuzanna Jarosz, Antoni Faber,
Anna Jędrejek**

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

**WPŁYW PRODUKCJI BIOMASY STAŁEJ DLA POTRZEB ENERGETYKI
NA EMISJĘ GAZÓW CIEPLARNIANYCH I ZANIECZYSZCZENIA
BIOGENAMI***

Słowa kluczowe: biomasa, emisja gazów cieplarnianych, efektywność energetyczna

Wstęp

Wzrost rozwoju przemysłu i gospodarki pociąga za sobą potrzebę wykorzystania ogromnej ilości energii. Energia pozyskiwana jest głównie z ropy naftowej, gazu ziemnego oraz węgla kamiennego. Jednak te źródła nie są niewyczerpalne. Wszystkie dostępne źródła analityczne wskazują na wysokie prawdopodobieństwo wystąpienia kryzysu energetycznego, a obserwowane różnice dotyczą tylko terminu jego wystąpienia (24, 32). Wzrost zużycia energii ma negatywny wpływ na zmiany klimatyczne (zwiększona emisja gazów cieplarnianych do atmosfery). Powyższe aspekty doprowadziły do rosnącego zainteresowania wykorzystaniem biomasy jako źródła energii. Biomasa została uznana za kluczowy element polityki Europy na rzecz zapewnienia bezpieczeństwa dostaw energii i ograniczenia emisji gazów cieplarnianych.

Źródłem biomasy stałej, o której mowa w dyrektywie RED (10) oraz kolejnych dokumentach KE, jest produkcja rolnicza (kukurydza, pszenica, słoma, obornik), gospodarka leśna (kłody, pniaki, liście i gałęzie), przemysł przetwórstwa drzewnego (kora, odpady, wióry drzewne, trociny), odpady organiczne (stałe odpady komunalne, pokonsumpcyjne drewno pochodzące z odzysku, paliwa pochodzące z odpadów komunalnych, osady ściekowe). Biomasa może stanowić jakiegokolwiek materiał organiczny. Wiele z tych surowców można wykorzystać również do produkcji biopaliw

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

stosowanych w transporcie lub biopłynów do produkcji energii elektrycznej, ciepła i chłodzenia. Duże możliwości postrzega się także we wprowadzaniu upraw wieloletnich roślin energetycznych.

Rolnictwo, podobnie jak leśnictwo, jest działem gospodarki, który różni się od innych tym, że przyczynia się nie tylko do emisji głównych antropogenicznych gazów cieplarnianych, ale również do ich pochłaniania. Emisja może być kompensowana przez absorpcję i akumulację węgla w biomase roślinnej, która trafiając do gleb, zwiększa retencję tego pierwiastka w postaci próchnicy. Ze względu na zachodzącą sekwestrację węgla przyjmuje się niekiedy, że ilości emitowanego dwutlenku węgla (CO_2) są w rolnictwie równoważone przez ilości węgla pochłanianego. Rolnictwo ma natomiast znaczący udział w całkowitej wielkości emisji podtlenku azotu (N_2O) – 73,4% oraz metanu (CH_4) – 35,0% (18). Całkowity udział rolnictwa w emisjach gazów cieplarnianych, wyrażony w ekwiwalentach CO_2 , wynosi 8,8%. Nie jest on dramatycznie duży, jednak rolnictwo, podobnie jak inne działy gospodarki, zobligowane jest ograniczać wielkość emisji tych gazów na mocy podpisanej przez Polskę Konwencji Narodów Zjednoczonych w Sprawie Zmian Klimatu. Najważniejszym wyzwaniem dla ochrony klimatu w rolnictwie jest wprowadzanie metod produkcji, które będą sprzyjać zmniejszaniu emisji gazów cieplarnianych (GHG). Sposobem na ograniczenie emisji w produkcji rolniczej jest modyfikacja stosowanych metod agrotechnicznych:

- zastosowanie ulepszonej technologii stosowania azotu, dostosowanie zaopatrzenia w azot do zapotrzebowania roślin, dostosowanie systemów produkcji do maksymalizacji wykorzystywania odchodów zwierzęcych w uprawie roślin, lepsze zagospodarowanie resztek poźniwnych, czy wreszcie zmniejszenie zużycia nawozów azotowych;
- przestrzeganie właściwego płodozmianu i wprowadzanie wsiewek międzyplonowych, które powodują wiązanie węgla i mogą ograniczać zapotrzebowanie na nawozy azotowe;
- stosowanie technik uprawy bezorkowej, co pozwala na zmniejszenie strat węgla z gleby i ogranicza emisję N_2O ;
- wspieranie upraw wieloletnich;
- lepsze wykorzystanie pasz, poprawę technik karmienia zwierząt;
- doskonalenie systemów utrzymania zwierząt gospodarskich, zmniejszenie powierzchni parowania odchodów z legowisk i ściółki;
- właściwe przechowywanie obornika i gnojowicy.

Powyższe przykłady działań nie wyczerpują wszystkich możliwych sposobów redukcji emisji GHG w działalności rolniczej, wskazują jednak, jak szeroki jest zakres możliwych działań w tym sektorze, których wdrożenie może przyczynić się do ograniczenia emisji i skutecznej ochrony klimatu.

W latach 2011–2012 ilość wykorzystanej energii pierwotnej zawartej w biomase stałej powróciła na ścieżkę wzrostu na poziomie 5,4%, osiągając poziom

82,3 miliona ton oleju ekwiwalentnego (Mtoe), czyli o 4,2 Mtoe więcej w porównaniu z rokiem ubiegłym (2). Biomasa stała jest najczęściej wykorzystywanym źródłem energii odnawialnej. Szacowano, że Polska ma duży potencjał do produkcji biomasy energetycznej, który określono na 1–5 mln ha gruntów (w pierwszej czwórce w rankingu krajów europejskich) (11, 12, 15, 26, 33, 40). Oszacowane potencjały, często wykonywane przy użyciu częściowego modelu gospodarczego w całkowitej izolacji od informacji przestrzennej o agroklimacie, glebie, zasobach wodnych i specyfiki uwarunkowań organizacyjnych Polski, mogą być przeszacowane. Ich wiarygodności i przydatności są ograniczone. Szacunki uwzględniające przestrzenną zmienność warunków przyrodniczych i produkcyjnych rolnictwa wykonane w środowisku GIS wykazały, że na uprawę roślin energetycznych można przeznaczyć 1,59 mln ha (31).

Porównanie emisji z upraw strategicznych i energetycznych

Skutki środowiskowe wynikające z wprowadzania upraw energetycznych mogą być rozważane w porównaniu ze skutkami środowiskowymi związanymi z dotychczasową produkcją energii (paliwa kopalne) oraz z emisjami z produkcji rolniczej czy leśnej. Oceną jest ogólny bilans zmniejszenia emisyjności gazów cieplarnianych w procesie pozyskiwania energii. Na proces wpływa:

- zmiana użytkowania terenu (najczęściej z produkcji żywności na produkcję energii),
- emisyjność podczas produkcji biomasy,
- logistyka dostaw,
- produkcja paliwa lub energii bezpośrednio.

Porównanie emisji wykonano na podstawie prac prowadzonych w IUNG-PIB. W modelowaniu wykorzystano metodę LCA. Ocena cyklu życia (LCA) jest narzędziem zarządzania wykorzystywanym do kompleksowych ocen oddziaływań na środowisko, obejmującym wszystkie etapy związane z procesem produkcji. Wskazówki oraz zasady przeprowadzania analiz LCA zawarte są w standardach zarządzania jakością i środowiskiem wprowadzonych przez Międzynarodową Komisję Normalizacyjną (19).

Przetwarzanie biomasy na energię ma liczne zalety, do których zaliczyć możemy ograniczenie emisji związków toksycznych, redukcję efektu cieplarnianego, biodegradowalność (17). Duże oczekiwania związane z odnawialnymi źródłami energii oraz fakt, że większość rządów UE, w związku z możliwością wzrostu wykorzystania roślin energetycznych, widzi potrzebę prowadzenia wnikliwych analiz spowodowało, że Parlament Europejski wydał dyrektywę nakładającą obowiązek spełnienia kryteriów zrównoważonej produkcji i ograniczenia emisji gazów cieplarnianych (1, 10). Obowiązkowym stało się wykazanie metodą LCA redukcji emisji CO₂ o 35% do 2017 r.; o 50% do 2018 r. oraz do 60% po 2018 r.

Z badań przeprowadzonych przez International Energy Agency i Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology, dotyczących redukcji emisji GHG, wskutek wykorzystywania biopaliw w stosunku do benzyny i oleju napędowego wynika, że jedynie etanol produkowany z roślin ligno-celulozowych może ograniczyć emisję GHG o wymagane 60% (35). Analizy przeprowadzone przez OECD wskazują na bardzo dużą rozbieżność wyników badań prowadzonych metodą LCA (29). Redukcja emisji GHG w pełnym cyklu życia etanolu produkowanego z pszenicy waha się w przedziale od 30 do 60%, zaś biodiesla z oleju roślinnego od 40 do 55%. Jednak według Crutzen (7), emisja N_2O powstająca przy produkcji biopaliw nie prowadzi do zmniejszenia globalnego ocieplenia. Względne wskaźniki ocieplenia klimatu powodowanego przez emisję N_2O z produkcji rzepaku oraz pszenicy wskazują, że wykorzystywanie tych surowców do produkcji biopaliw płynnych wpłynie negatywnie na ocieplenie klimatu. Sposobem ograniczenia emisji w pełnym cyklu życia biopaliw jest zwiększenie sekwestracji węgla w glebie wskutek poprawy agrotechniki (20).

Emisje GHG dla mискanta obliczono na podstawie bilansu energetycznego, wykorzystując wskaźniki opublikowane przez Bulard i Metcalfe (5) oraz Fernando i Oliveira (13). Emisje gazów cieplarnianych dla wierzby obliczono, przyjmując wskaźniki opisane przez Börjessona (3). W przypadku pszenicy, rzepaku i ziemniaka użyto wskaźników opracowanych przez Williams i in. (41).

Efektywność energetyczna netto została wyliczona jako iloraz pomiędzy energią wyprodukowaną w postaci biomasy a energią zużytą w trakcie jej produkcji. Nakłady energetyczne na produkcję są sumą zużytej energii na produkcję sadzonek, nawozów i pestycydów oraz produkcję i wykorzystanie maszyn, przechowywanie biomasy, jak również jej transport. Energia wyprodukowana to iloczyn plonu suchej masy ($t \cdot ha^{-1}$) i wartości opałowej brutto biomasy. Energia wyprodukowana netto jest to energia wyprodukowana pomniejszona o 10% strat plonu.

Do przeprowadzenia analiz dotyczących wierzby i mискanta wykorzystano informację o wysokości plonów pochodzących z badań polowych przeprowadzonych w Stacji Doświadczalnej IUNG-PIB w Osinach w 2006 r. (tab. 1). Średnie dla kraju plony pszenicy, rzepaku i ziemniaka podano według Głównego Urzędu Statystycznego (16).

Tabela 1

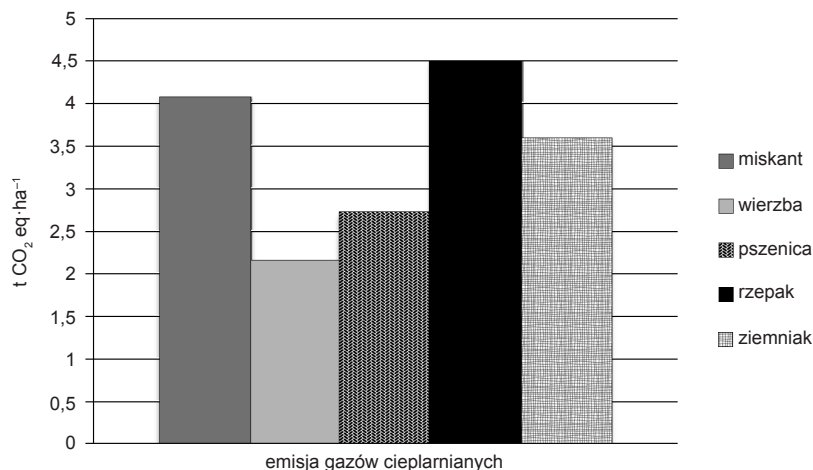
Plony roślin oraz wartości opałowe biomasy

Roślina	Plony ($t \cdot ha^{-1}$)	Wartości opałowe biomasy (GJ)
Miskant	17,8	19,3
Wierzba	14,0	19,5
Pszenica	3,4* + 3,4**	18,6*, 17,7**
Rzepak	2,65* + 2,65**	23,8*, 15**
Ziemniak	15,0	17,2

* ziarno, ** słoma

Źródło: Borzęcka-Walker i in., 2011 (4)

Najwyższą emisję gazów cieplarnianych charakteryzował się rzepak (rys. 1). Uważa się, że wysoka emisja GHG dla rzepaku wynikała z wysokich wymagań nawozowych tej rośliny. Wysokie emisje gazów cieplarnianych obliczono również dla uprawy miskanta. Styles i Jones (38) oszacowali dla miskanta emisję w wysokości 1,2–2,7 t CO₂ eq·ha⁻¹. Uprawa wierzby wymaga niskich nakładów energetycznych, a w związku z tym charakteryzuje się niską emisją GHG. Styles i Jones (38) emisje z uprawy wierzby oszacowali na 0,8–1,8 t CO₂ eq·ha⁻¹, natomiast Heller i in. (17) na poziomie 7,28 t CO₂ eq·ha⁻¹. Wysokie różnice otrzymanych rezultatów wynikają z różnych założeń metod obliczeniowych oraz wykorzystanych danych.



Rys. 1. Emisja gazów cieplarnianych (t CO₂ eq·ha⁻¹)

Źródło: Borzęcka-Walker i in., 2011 (4)

Produkcja każdej rośliny pociąga za sobą koszty. Koszty ponoszone składają się z kosztów materiałów i surowców, eksploatacji zastosowanych maszyn, narzędzi i ciągników oraz kosztów robocizny. W przypadku analizowanych roślin najwyższymi kosztami charakteryzowała się produkcja ziemniaka (tab. 2). Dobek (8) oszacował energochłonność uprawy ziemniaka w wysokości 21–39 GJ·ha⁻¹, w zależności od systemu uprawy. Na podobnym poziomie (14–16 GJ·ha⁻¹) oszacowano zużycie energii w uprawie rzepaku i miskanta (tab. 2). Dla porównania, Skrobacki (36), Dobek (9) oszacowali energochłonność uprawy rzepaku na poziomie 12–29 GJ·ha⁻¹, Jonathan (21) zaś oszacował energochłonność dla rzepaku w wysokości 19,3 GJ·ha⁻¹ oraz 9,2 GJ·ha⁻¹ dla miskanta. Nakłady energetyczne na uprawę wierzby wynosiły od 6 GJ·ha⁻¹ do 22,5 GJ·ha⁻¹ przy zbiorze roślin co roku, natomiast przy zbiorze co trzy lata 42 GJ·ha⁻¹ (21, 39). Nakłady ponoszone na produkcję pszenicy zależą również od systemu uprawy. Energochłonność uprawy pszenicy w systemie konwencjonalnym wynosiła 15,6 GJ·ha⁻¹, a w systemie uprawy intensywnej 17,5 GJ·ha⁻¹ (27).

Kuesters i Lammel (25) oszacowali wkład energii na poziomie $7,5 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ przy braku nawożenia i $17,5 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ przy wysokim nawożeniu. Według Jonathan (21), wielkość niezbędnej energii potrzebnej do produkcji pszenicy wynosi $21 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Tabela 2

Bilans energetyczny ($\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) oraz ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w produkcji roślin

Wyszczególnienie	Miskant	Wierzba	Pszenica	Rzepak	Ziemniak
Zużycie energii	16,14	7,30	7,82	14,31	21,00
Energia wyprodukowana	424,21	273,00	135,46	102,82	258,00
Energia wyprodukowana netto	365,65	238,40	114,09	78,02	211,20
Efektywność energetyczna netto	22,66	32,66	14,59	5,47	10,06

Źródło: Borzęcka-Walker i in., 2011 (4)

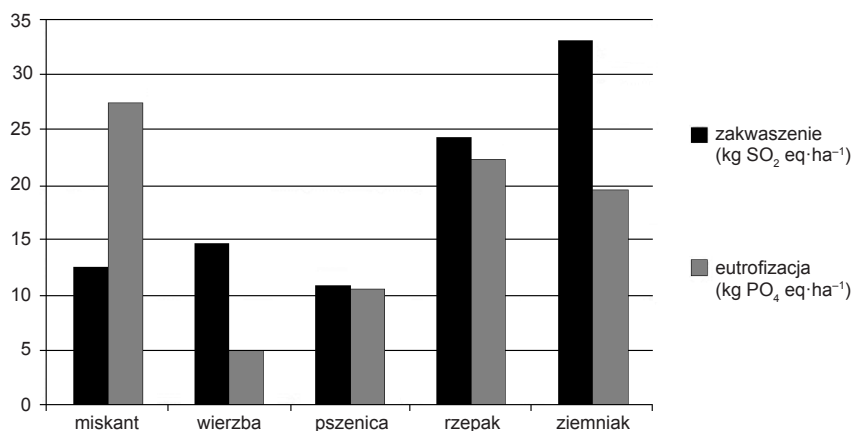
Najwyższą energią wyprodukowaną netto charakteryzowała się uprawa miskanta oraz wierzby (tab. 2), co wynika z wysokiego plonowania tych roślin. Wielkość produkcji energii netto w uprawie miskanta podana przez Fernando i Oliveira (13) była większa niż w badaniach własnych. Energia wyprodukowana netto oszacowana przez Lewandowską i Schmidt (28) wahała się w przedziale $115\text{--}590 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{r}^{-1}$, natomiast Jonathan (21) oszacował jej wielkość na poziomie $300 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Drugi co do wielkości plon energii charakteryzował wierzbę (tab. 2). Szacunki energii netto wykonane dla upraw wierzby przez Jonathan (21) oraz Kuesters i Lammel (25) wyniosły odpowiednio: $180 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ oraz $40\text{--}160 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Efektywność energetyczna uprawy roślin wyrażona jest stosunkiem wartości energetycznej plonu do nakładów poniesionych na uprawę. W dużej mierze zależy od intensywności produkcji oraz warunków wzrostu roślin (25). Najwyższą efektywnością energetyczną charakteryzowała się wierzba (tab. 2). Oszacowana wielkość $32,7 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ wynikała z wysokiego plonu i niskich nakładów energetycznych poniesionych na jej produkcję. Na podstawie literatury stwierdzono, że szacunki efektywności energetycznej uprawy wierzby są mocno zróżnicowane. Według Piskier (30) wartość tego wskaźnika w zależności od warunków glebowych i uzyskiwanych plonów wahała się w zakresie od 4,5 do $27,0 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Börjesson (3) uzyskał dla wierzby efektywność energetyczną netto rzędu $21,0 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$, natomiast według Szczukowskiego i Budnego (39) wartość wskaźnika mieści się w przedziale $22,0\text{--}41,0 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Zbiór wierzby krzewiastej w trzyletnich rotacjach charakteryzował się najniższą energochłonnością produkcji 1 tony suchej masy zrębków oraz najwyższym wskaźnikiem efektywności energetycznej. Pomimo wysokich nakładów ponoszonych na produkcję miskanta, charakteryzuje się on wysokim współczynnikiem efektywności energetycznej netto rzędu $22,6 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Jonathan (21) oszacował ten indeks na poziomie $32,5 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Wielkość efektywności energetycznej uprawy pszenicy wyniosła $10,9 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ (tab. 2). Kwapisz (27) dla konwencjonalnej uprawy pszenicy uzyskał wartość $8,0 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ oraz $9,4 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla uprawy intensywnej, biorąc pod uwagę zarów-

no plon ziarna jak i słomy. K u e s t e r s i L a m m e l (25) w zależności od nawożenia oszacowali efektywność energetyczną uprawy pszenicy w przedziale 6,0–13,0 $\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$. Efektywność energetyczna ziemniaka wyniosła 10,1 $\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ (tab. 2) i jest ona wyższa od danych literaturowych. K l i c k o c k a (23) uzyskała dla uprawy ziemniaka wielkość 2,4–3,4 $\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$, D o b e k (8) zaś oszacował efektywność energetyczną mieszczącą się w przedziale 1,5–3,4 $\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ w zależności od odmiany i agrotechniki. Najniższą efektywnością energetyczną wynoszącą 5,5 $\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$ charakteryzuje się uprawa rzepaku. Nieco niższą wartość tego wskaźnika (3,8 $\text{GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) uzyskał J o n a t h a n (21).

Emisje gazów wpływających na zakwaszenie oraz eutrofizację środowiska

W Polsce zakwaszenie gleb jest od kilkudziesięciu lat jednym z najpoważniejszych problemów rolnictwa. Zgodnie z indeksem żyzności gleby czynnik ten najbardziej ogranicza produkcję rolniczą (14). Według przeprowadzonych obliczeń największym wpływem na zakwaszenie charakteryzuje się uprawa ziemniaka (rys. 2). Wynika to z wysokiego nawożenia oraz z faktu, że gleba pod uprawą tej rośliny podatna jest na zwiększone wymywanie kationów zasadowych, zwłaszcza wapnia i magnezu. Największy nadmiar azotu występuje na powierzchni zajmowanej przez rośliny okopowe (37). Niższy wpływ na zakwaszenie pomimo wysokiego nawożenia stwierdzono w uprawie rzepaku. Zwarty łan uprawy zmniejsza wymywanie składników pokarmowych do gleby. Natomiast najniższym wpływem na zakwaszenie charakteryzowała się uprawa pszenicy (rys. 2).



Rys. 2. Emisje gazów wpływających na zakwaszenie oraz eutrofizację środowiska

Źródło: Borzęcka-Walker i in., 2011 (4)

Główną przyczyną eutrofizacji jest wzrastający ładunek pierwiastków biogenych, przede wszystkim fosforu. Większa ilość tego biogenu związana jest z intensyfikacją

nawożenia oraz wzrostem erozji w zlewni. Wzrost dopływu azotu, drugiego z biogenów, związany jest ze wzrastającą emisją tlenków azotu do atmosfery, a tym samym dużą ich zawartością w opadach atmosferycznych. Silne opady deszczu mogą łatwo wypłukiwać azot z powierzchniowej warstwy gleby oraz z nawozów.

Największy wpływ na eutrofizację wywarła uprawa miskanta (rys. 2), najmniej zaś, ze względu na niskie nawożenie oraz efektywne wykorzystanie składników pokarmowych, uprawa wierzby.

Skutki środowiskowe związane z rozwojem upraw energetycznych

W pracy Kabały i in. (22) dokonano przeglądu aktualnego stanu wiedzy na temat przydatności najważniejszych gatunków roślin energetycznych do rekultywacji gleb zdegradowanych chemicznie oraz gruntów rekultywowanych, szczególnie w warunkach nawożenia osadami ściekowymi lub kompostami. Pod uwagę wzięto tolerancję na zanieczyszczenie metalami ciężkimi oraz zdolność ich akumulacji przez wierzbę, topolę, miskanta, ślazuwca i topinamburu na glebach zanieczyszczonych lub przy nawożeniu osadami zawierającymi wysokie stężenia pierwiastków śladowych. Większość analizowanych roślin odznacza się zdolnością akumulacji cynku i kadmu w biomase części nadziemnych oraz gromadzenia miedzi i ołowiu w korzeniach. Na glebach słabo zanieczyszczonych, a także na gruntach rekultywowanych możliwa jest uprawa wszystkich roślin energetycznych, w tym miskanta i ślazuwca, pod warunkiem zapewnienia odpowiedniej zasobności podłoża w składniki nawozowe oraz wilgotności. Do uprawy na glebach średnio i silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi zalecane są wybrane klony wierzby wiciowej, o relatywnie dużej tolerancji na zanieczyszczenie, dużych zdolnościach fitoekstrakcji metali oraz zadowalająco wysokim plonie biomasy. Plantacje topoli stosowane są przede wszystkim do fitostabilizacji ołowiu, miedzi i kadmu. Potwierdzono dużą przydatność osadów ściekowych do nawożenia plantacji roślin energetycznych. Najwyższą łączną efektywność plonowania oraz fitoekstrakcji metali uzyskuje się przy nawożeniu osadami, w których stężenie metali ciężkich nie przekracza zawartości dopuszczalnych we właściwych przepisach prawnych. Postępy inżynierii genetycznej pozwalają przypuszczać, że w najbliższej przyszłości pojawią się nowe odmiany roślin energetycznych o coraz wyższej zdolności plonowania, zapewniającej ekonomiczną efektywność plantacji, oraz o zdecydowanie większych zdolnościach fitoekstrakcji pierwiastków śladowych.

Z dotychczasowych badań wynika, iż wpływ plantacji wierzby i miskanta na bioróżnorodność jest korzystniejszy, albo porównywalny z typowymi roślinami rolniczymi (tab. 3). Wykazano, że plantacje wierzby zwiększają bogactwo gatunkowe flory (34) oraz pozytywnie wpływają na bioróżnorodność ptaków w porównaniu z gruntami ornymi (6). Uprawy wierzby są również atrakcyjniejszym siedliskiem dla małych ssaków, płazów i gadów w porównaniu z uprawami rolniczymi.

Tabela 3

Wpływ uprawy roślin na środowisko

Wpływ na środowisko	Wierzba	Miskant	Pszenica, Rzepak, Burak cukrowy
Sekwestracja węgla	+	+	+/-
Wymywanie azotu i erozja	+++	++	+/-
Fitoremediacja	+++	N	N
Walory wizualne	-	-	+/-
Bioróżnorodność ptaków	++	-	+/-
Bioróżnorodność roślin	++	+/-	+/-
Bioróżnorodność bezkręgowców	++	+/-	+/-
Bioróżnorodność ssaków	+/-	+/-	+/-
Hydrologia	+/-	+/-	+/-
Bilans energii i węgla	+++	+++	+

+ wpływ dodatni, - wpływ ujemny, N brak oceny

Źródło: Rowe i in., 2007 (34)

Podsumowanie

Jednym z głównych powodów promowania bioenergii są potencjalne korzyści dla środowiska, w tym ograniczenie emisji gazów cieplarnianych, które można uzyskać poprzez zamianę paliw kopalnych na źródła biomasy.

Uznaje się, że ocena cyklu życia (LCA) jest stosowną metodą oceny wydajności bioenergii w zakresie emisji gazów cieplarnianych w porównaniu z paliwami kopalnymi. Emisje gazów cieplarnianych z systemów bioenergetycznych różnią się w zależności od rodzaju surowca, zmian w zasobach węgla spowodowanych zmianami użytkowania gruntów, rodzaju transportu, obróbki surowców i technologii przemiany wykorzystywanych w produkcji ciepła lub energii elektrycznej. Do głównych celów Wspólnoty w zakresie energii należą ograniczenie jej zużycia i zwiększenie efektywności jej produkcji. Sprawność przemiany energii w przypadku pieców i kotłów na biomasę stosowanych w gospodarstwach domowych waha się w granicach od 10 do 95%. Elektrociepłownie i ciepłownie komunalne mogą osiągnąć sprawność wynoszącą 80–90%, zaś duże elektrownie i spalarnie odpadów z odzyskiem energii mogą osiągnąć sprawność wynoszącą 10–35%. Istnieje zatem znaczny potencjał ograniczenia zużycia energii poprzez zwiększenie sprawności. Postęp technologiczny w tym zakresie może znacząco wpłynąć na obecnie prowadzone szacunki, ponieważ możliwe jest uzyskanie zmniejszenia proporcji między emisyjnością w przypadku wykorzystania paliw kopalnych a emisyjnością związaną z pozyskaniem i przetworzeniem biomasy.

Jak wynika z przedstawionego przeglądu literatury, badania nad emisją gazów cieplarnianych są podejmowane przez wiele zespołów badawczych. Daje to możli-

wość szerszej oceny oraz konfrontacji rezultatów uzyskanych przez różnych autorów z wynikami badań własnych.

Prace badawcze nad analizą cyklu życia przedstawione w powyższej pracy stanowią wstępne próby wykorzystania jej do porównania oddziaływania na środowisko różnych roślin przeznaczonych na produkcję biopaliw. Przeprowadzone analizy wykazały, że:

- najwyższą emisją gazów cieplarnianych charakteryzuje się uprawa rzepaku,
- uprawa ziemniaka oraz rzepaku ma największy wpływ na zakwaszenie środowiska wśród analizowanych roślin,
- miskant posiada najwyższy potencjał produkcji energii netto,
- najwyższą efektywnością energetyczną produkcji netto charakteryzuje się wierzba.

Literatura

1. Biomass Action Plan. Communication from the Commission. Commission of the European Communities. Brussels 2005.
2. Biuletyn Energii Odnawialnej. Biomasa Stała – Eurobserv'er – styczeń 2014.
3. B ö r j e s s o n P.: Livscykelanalys av Salix produktion, (Life Cycle Assessment of Willow production), IMES/EESS Report, 2006, 60.
4. Borzęcka-Walker M., Faber A., Pudelko R., Kozyra J., Syp A., Borek R.: Life cycle assessment (LCA) of crops for energy production. J. Food Agric. Environ., 2011, **9(3&4)**: 698-700.
5. Bullard M., Metcalfe P.: Estimating the energy requirements and CO₂ emissions from production of the perennial grasses Miscanthus, Switchgrass and Reed Canary Grass. ETSU B/U1/00645/REP DTI/Pub URN 01/797, 2001.
6. Chołuj D., Podlaski S.: Kompleksowa ocena biologicznej przydatności 7 gatunków roślin wykorzystywanych w uprawach energetycznych. W: Energia odnawialna, P. Grudziak (red.). Wyd. MODR w Warszawie, Oddział w Płońsku, 2008, 61-76.
7. Crutzen P.J., Mosier A.R., Smith K.A., Winiwarter W.: N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmos. Chem. Phys., 2008, **8**: 389-395.
8. Dobek T.: Efektywność energetyczna produkcji ziemniaków jadalnych w wybranych gospodarstwach. Inżynieria Rolnicza, 2006, **2**: 239-246.
9. Dobek T.: Ocena efektywności ekonomicznej i energetycznej produkcji pszenicy ozimej i rzepaku ozimego wykorzystanych do produkcji biopaliw. Inżynieria Rolnicza, 2007, **6**: 41-48.
10. Dyrektywa 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.
11. Ericsson K., Nilsson L.: Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. Biomass Bioenerg., 2006, **30**: 1-15.
12. European Environment Agency. How much energy can be Europe produce without harming the environment? EEA Report, Copenhagen, 2006, **7**: 72.
13. Fernando A.L., Oliveira J.S.: Some aspects of Environmental Impact Assessment of *Miscanthus x giganteus* production in Portugal – Application of a model, 2002, <http://www.berr.gov.uk/files/file20819.pdf>

14. Filipek T., Fotyma M., Lipiński W.: Stan, przyczyny i skutki zakwaszenia gleb ornych w Polsce. Nawozy i Nawożenie, 2006, **2(27)**: 7-38.
15. Fischer G., Prieler S., van Velthuisen H.: Biomass potentials of miscanthus, willow, and poplar: Results and policy implications for Eastern Europe, Northern, and Central Asia. Biomass Bioenerg., 2005, **28**: 119-132.
16. Główny Urząd Statystyczny. Wyniki produkcji roślinnej w 2006 r., Warszawa 2006.
17. Heller M.C., Keoleian G.A., Mann M.K., Volk T.A.: Life cycle energy and environmental benefits of generating electricity from willow biomass. Biomass Bioenerg., 2004, **29**: 1023-1042.
18. IOŚ: Piąty raport rządowy dla Konferencji Stron Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w Sprawie Zmian Klimatu. Warszawa, 2010.
19. ISO 14040. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework, 2006.
20. Jarosz Z., Faber A.: Możliwości ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w cyklu życia biopaliw. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2014, **39(13)**: 9-27.
21. Jonathan H.: A versatile solution? Growing Miscanthus for bioenergy Renewable Energy Word, 2007, 87.
22. Kabała C., Karczewska A., Kozak M.: Przydatność roślin energetycznych do rekultywacji i zagospodarowania gleb zdegradowanych, Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol., XCVI, 2010, **576**: 97-118.
23. Klikocka H.: Efektywność energetyczna różnych sposobów uprawy roli i nawożenia naturalnego w produkcji ziemniaka. Acta Agroph., 2006, **8**: 385-393.
24. Kopetz H., Jossart J.M., Ragossnig H., Metschina C.: European Biomass Statistics 2007. AEBIOM. Bruksela, 2007, 73.
25. Kuesters J., Lamme J.: Investigations of the energy efficiency of the production of winter wheat and sugar beet in Europe. Eur. J. Agron., 1999, **1**: 35-43.
26. Kuś J., Faber A.: Alternatywne kierunki produkcji rolniczej. Studia i Raporty IUNG-PIB, 2007, **7**: 139-149.
27. Kwapisz M.: Efektywność energetyczna produkcji wybranych gatunków zbóż, 2008, <http://www.warsztaty.wnr.edu.pl/13/referaty/tekst/kwapisz.pdf>
28. Lewandowski I., Schmidt U.: Nitrogen, energy and land use efficiencies of miscanthus, reed canary grass and triticale as determined by the boundary line approach. Agr. Ecosyst. Environ., 2006, **112**: 335-346.
29. OECD: Economic assessment of biofuel support policies. Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD, Paris, 2008. www.oecd.org/tad/bioenergy
30. Piskier T.: Efektywność energetyczna uprawy wierzby w różnych warunkach glebowych. Inżynieria Rolnicza, 2008, **2**: 215-220.
31. Pudełko R., Borzęcka-Walker M., Faber A., Borek R., Jarosz Z., Syp A.: The technical potential of perennial energy crops in Poland. J. Food Agric. Environ., 2012, **10(2)**: 781-784.
32. Ramsay W.: Security of energy supply in the European Union International Energy Agency. Melnik, 31 maja 2007.
33. Renewable Fuels for Advanced Powertrains. Final report of the project SE-2003-502705 (RENEW), 2008, <http://www.renew-fuel.com>.
34. Rowe R.L., Street N.R., Taylor G.: Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in UK. Renew. Energy Rev., 2007.
35. Sims R., Taylor M., Saddler J., Mabee W.: From 1st- to 2nd-Generation Biofuel Technologies. An overview of current industry and RD&D activities. Inter. Energ. Agency, 2008.

36. Skrobaccki A.: Możliwości samozaopatrzenia rolnictwa w paliwo silnikowe. *Motrol*, 2006, **8A**: 265-270.
37. Sobolewska A.: Wpływ polskiego programu rolnośrodowiskowego na straty azotu z polowej produkcji rolnej. *Zesz. Nauk. Akad. Roln. Wrocław*, 2006, **540**: 455-460.
38. Styles D., Jones M.B.: *Miscanthus* and willow heat production – an effective land-use strategy for greenhouse gas emission avoidance in Ireland? *Energ. Policy*, 2008, **36**: 97-107.
39. Szczukowski S., Budny J.: Wierzba krzewiasta – roślina energetyczna, 2003, http://www.bip.wfosigw.olsztyn.pl/res/serwisy/bipwfosigwolsztyn/komunikaty/_016_003_001_64954.pdf
40. Thran D., Weber M., Scheuermann A., Fröhlich N., Zeddies J., Henze A., Thoroe C., Schweinle J., Fritsche U., Jenseit W., Rausch L., Schmidt K.: Sustainable Strategies for Biomass Use in the European Context. Institute for Energy and Environment, Leipzig, 2005, 387.
41. Williams A., Sanders D., Audsley E.: Sustainability and Environmental Burdens in Agriculture SABRE Conference, 12th September 2006 (pdf).

Adres do korespondencji:

dr hab. Rafał Pudelko
Zakład Agrometeorologii i Zastosowań Informatyki
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 236
e-mail: rpudelko@iung.pulawy.pl

Piotr Safader

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

AWIFAUNA PLANTACJI ROŚLIN PRZEZNACZONYCH NA CELE ENERGETYCZNE*

Słowa kluczowe: awifauna, rośliny energetyczne, gatunki – lęgowe, przelotne, zalatujące

Wstęp

Rok 2010, ogłoszony przez ONZ rokiem bioróżnorodności, zwraca szczególną uwagę na ginące w bardzo szybkim tempie gatunki roślin i zwierząt w każdym niemalże środowisku na całej ziemi (także w ekosystemach rolniczych). Ochrona zagrożonych gatunków wymaga więc podjęcia skutecznych i pilnych działań w celu przeciwdziałania niekorzystnym zmianom zachodzącym w środowisku naturalnym, spowodowanym w dużej mierze czynnikami antropogenicznymi. To właśnie te zmiany w głównej mierze są odpowiedzialne za zmniejszanie się ziemskich zasobów bioróżnorodności.

W wielu krajach, także w Polsce, wzrasta zainteresowanie problematyką energii odnawialnej pozyskiwanej z biomasy wielu różnych gatunków roślin. Badania prowadzone w ostatnich latach wykazały bowiem, że energetyczne wykorzystywanie biomasy przyczynić się może do ograniczania emisji gazów cieplarnianych (1). Dążenie do pokrycia rosnącego zapotrzebowania na biomasę wiązać się może ze znaczącym wzrostem powierzchni upraw roślin przeznaczonych na cele energetyczne. Zrozumiałe w tej sytuacji staje się pytanie, jak mogłoby to wpłynąć na ich bioróżnorodność.

Badania bioróżnorodności upraw polowych w ostatnich latach wyraźnie nabierają przyspieszenia i są skierowane obecnie na prawie wszystkie agrocenozy. Niewiele jednak z nich dotyczy plantacji roślin przeznaczonych na cele energetyczne oraz ważnego elementu ich bioróżnorodności, jakim jest awifauna. Do tej pory była ona przedmiotem niewielu badań w takich krajach, jak: Szwecja (3), Wielka Brytania (2, 4, 6, 11) i Holandia (10). Brak badań tego typu w Polsce zachęcił pracowników

* Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 w programie wieloletnim IUNG-PIB.

IUNG-PIB do ich podjęcia na plantacjach roślin w Sadłowicach oraz Osinach (Rolniczy Zakład Doświadczalny „Kępa”).

Cele badań

Podstawowym celem prowadzonych badań było poznanie różnorodności i liczebności awifauny lęgowej plantacji roślin przeznaczonych na cele energetyczne oraz gatunków przelotnych (tzw. migrantów), dla których to specyficzne środowisko stanowiło miejsce zdobywania pokarmu oraz bezpiecznego schronienia (odpoczynku). Realizowano również dwa cele dodatkowe. Pierwszym z nich było ustalenie zachodzących corocznych zmian w składzie gatunkowym awifauny lęgowej plantacji wierzy wiciowej (*Salix viminalis* L.) w okresie jej pierwszego czteroletniego cyklu produkcyjnego (Sadłowice). Drugim zaś, próba ustalenia gatunków lęgowych agrocenoz brzeżnych (zboża, rzepak) obiektu badań oraz naturalnych zbiorowisk roślinnych terenów zalewowych rzeki Wisły położonych bezpośrednio przy badanym obiekcie i na tej podstawie wykazanie istniejących różnic składu ilościowego i jakościowego awifauny tych trzech odmiennych ekosystemów.

Metodyka badań

Spośród wielu stosowanych obecnie metod oznaczania granic terytorialnych ptaków lęgowych, a tym samym liczby par lęgowych w obrębie badanego terenu, niewątpliwie metoda tzw. mapowania (5) należy do najskuteczniejszych i najdokładniejszych. Polega ona na regularnym, cotygodniowym wykonywaniu obserwacji obiektów badanych, identyfikacji gatunków oraz zaznaczaniu ich na mapie przy użyciu specjalnych kodów. W ten sposób z dużą dokładnością można oszacować wielkość lokalnej populacji ptasiej z określeniem terytoriów zajętych w okresie lęgowym, czy też liczebności danego gatunku w okresie migracji (14).

Badania na wyznaczonych obiektach prowadzono w latach 2010–2013 w okresie od marca do października. Polegały one na cotygodniowych (czwartek), ornitologicznych obserwacjach plantacji roślin oraz terenów przyległych, prowadzonych głównie w godzinach porannych. W metodyce obserwacji uwzględniono zalecenia określone w fachowej literaturze ornitologicznej (5, 8, 12, 13).

Obserwacje prowadzono przy użyciu lornetki Olympus o parametrach 10x50. Dodatkowo sporządzano dokumentację fotograficzną aparatem Canon EOS 50d z teleobiektywem Tamron SP AF 200–500 mm. W okresie wiosennym, w celu lepszej identyfikacji gatunków rejestrowano przy pomocy dyktafonu głosy śpiewających samców zajmujących swoje terytoria. Po każdym dniu obserwacji zebrane dane były nanoszone na mapy i analizowane.

Jednym z ważniejszych zadań w badaniach było ustalenie występowania gatunków lęgowych na obszarach badawczych. W jego realizacji uwzględniano zalecenia

sformułowane w opracowaniu Gotzmana i Jabłońskiego (9). Zlokalizowane gniazda dokumentowano fotografiami. Pod koniec sezonu obserwacyjnego (październik) oprócz notowań ptaków migrujących skupiano się także na odnajdywaniu niewykrytych jeszcze gniazd, co w tym okresie było łatwiejsze ze względu na występującą mniejszą okrywę liściową roślin.

Obiekty badawcze

1. Obiekt Osiny

Teren badań obejmował kilka plantacji roślin różnych gatunków skupionych blisko siebie (rys. 1, 2). Największą powierzchnię zajmowała uprawa wierzby wiciowej czteroletniej (pow. 1,32 ha) (1), następnie ślazorca pensylwańskiego (pow. 0,77 ha + 0,13 ha + 0,02 ha + 0,02 ha) oraz wierzby wiciowej dwuletniej (pow. 0,16 ha). Pozostałe gatunki roślin rosnących w pobliżu tj.: miskant, topinambur, mozga trzcinowata, robinia, topola, palczatka Gerarda, spartina preriowa, proso różgowe, sorgo, kukurydza oraz kolekcja roślin z rodziny ślazarowatych skupione były na niewielkich poletkach doświadczalnych. Na uwagę zasługiwało szczególnie siedlisko czteroletniej wierzby wiciowej osiągającej wysokość 4–5 m. W roku 2011 zostały zakończone badania na tej plantacji, ponieważ została ona zlikwidowana.

Obiekt badawczy położony był na glebie lekkiej, w terenie lekko pofałdowanym i otoczonym przez typowe uprawy rolnicze (zboża, rzepak) oraz w niewielkim stopniu ogrodnicze (szkółka drzewek na południowym skraju). W odległości około 200 m od zachodniego skraju plantacji ślazorca i około 300 m od pozostałych gatunków znajduje się las mieszany.

2. Obiekt Sadłowice

Podstawowym obiektem badań była plantacja wierzby wiciowej i topoli (rys. 3) założona w kwietniu 2010 r. na powierzchni 21,5 ha, z czego większość przypadała na wierzbę wiciową (20,3 ha). Na uwagę zasługuje położenie tej uprawy bezpośrednio za wałem przeciwpowodziowym w dolinie Wisły i na obszarze chronionym (Natura 2000). Dodatkowo usytuowanie jej w niewielkiej odległości od nurtu rzeki stwarzało także konsekwencje związane z podsiąkaniem badanego terenu podczas wysokich stanów wód rzeki. W efekcie wiele gatunków obserwowanej awifauny zaliczanych było do ptaków związanych ze środowiskiem wodnym. Było to szczególnie zauważalne w 2010 r., kiedy to obfite opady w okresie wiosennym podwyższyły stan wody w rzece i podtopiły badany obszar. W sąsiedztwie badanego obiektu (brzeżnie) położone były typowe uprawy polowe (zboża, rzepak) zajmujące około 40 ha powierzchni, na których także dokonywano obserwacji. Z kolei od strony rzeki, tuż za wałem przeciwpowodziowym, występuje naturalne zbiorowisko roślinne (łęg topolowo-wierzbowy), charakterystyczne dla rzecznych terenów zalewowych.

Wyniki badań

Mimo iż podstawowym obiektem badań była założona w 2010 r. plantacja wierzby wiciowej i topoli w Sadłowicach, to interesujące wyniki uzyskano także z badań prowadzonych w Osinach. Spowodowane to było między innymi (rys. 1, 2) niewielkimi powierzchniami obiektów badawczych i położonymi blisko siebie różnymi gatunkami roślin (wierzba, ślazier, topinambur i inne). Zaobserwowano na tych obiektach (tab. 1) występowanie trzech gatunków lęgowych ptaków, z których jeden (łozówka) preferował biotop lęgowy roślin pochodzących spoza naszego kraju (topinambur, ślazier). Na tym terenie (tab. 2) zaobserwowano także 13 gatunków ptaków lęgowych zalatujących oraz 13 gatunków typowych migrantów (7). Z kolei obserwacja plantacji czteroletniej wierzby osiagającej około 4 metrów wysokości oprócz zlokalizowanego i zasiedlonego gniazda kwiczoła wykazała przydatność tego miejsca jako swego rodzaju „noclegowiska” dla wielu stad szpaków.

Zdecydowanie większą różnorodność gatunkową awifauny wykazały badania prowadzone na plantacji wierzby i topoli w Sadłowicach. Specyficzne jej położenie na obszarze Natura 2000 oraz w sąsiedztwie rzeki Wisły nasuwało już na początku badań hipotezę, iż spotkamy tu większą różnorodność gatunkową ptaków. Istotnie, obserwacje dowiodły (tab. 1, 2) występowania w tym miejscu 13 gatunków lęgowych oraz 31 gatunków zalatujących i migrujących. Dużym zaskoczeniem natomiast był fakt podtopienia tej plantacji przez wysoki stan wód rzeki w pierwszym roku jej założenia, co skutkowało przemieszczeniem trzech gatunków ptaków wiślanych lęgowych (rybitwa rzeczna, rybitwa białoczelna, sieweczka rzeczna) na jej teren. Fakt ten został udokumentowany wieloma zdjęciami.

Na plantacji wierzby i topoli w Sadłowicach bardzo cennej informacji dostarczyły również obserwacje upraw brzeżnych (rzepak, zboża) badanego obiektu oraz naturalnej roślinności o charakterze łągi topolowo-wierzbowego porastającego teren zalewowy rzeki od strony wschodniej plantacji.

Tak jak należało oczekiwać, najmniejszą liczbę gatunków lęgowych (tab. 5, 6) odnotowano w rzepaku (2 gat.), znacznie więcej (5 gat.) w uprawach zbożowych (jęczmień, pszenżyto), zaś na terenie zalewowym rzeki porośłym naturalną roślinnością (łągi topolowo-wierzbowy) stwierdzono aż 35 gatunków krajowej awifauny.

Jednym z celów prowadzonych prac badawczych była próba ustalenia zmian liczebności gatunkowej awifauny w okresie jednego pełnego cyklu produkcyjnego plantacji wierzby wiciowej (4 lata). Badania wykazały (tab. 7) niewielką liczebność gatunkową ptaków lęgowych (skowronek, czajka) plantacji w pierwszym i drugim roku, kiedy to rośliny osiągały niewielką jeszcze wysokość. W dalszych latach (3–4 rok), gdy rośliny osiągały już około 2–4 metrów wysokości, plantacja wierzby wzbogacała się o ptaki leśne (piecuszek, pierwiosnek), osiagając w sumie 9 gatunków. Zjawisko to również opisywane jest przez Berg (3), a wynika z tworzonego, specyficznego biotopu plantacji wierzby, częściowo zbliżonego w trzecim i czwartym roku do biotopu

(wysokość roślin, zakrzaczenie) leśnego. Dodatkowym czynnikiem wpływającym na bogactwo gatunkowe awifauny plantacji w jej końcowym cyklu produkcyjnym był zapewne brak wykonywanych jakichkolwiek zabiegów agrotechnicznych, mogących wpływać negatywnie na rozwój wielu form życia roślinnego i zwierzęcego.

Wyniki badań w obu obiektach zamieszczono w tabelach 1–6. Miejsca gniazdowania ptaków zaznaczono na mapach 1–3.

Tabela 1

Ptaki lęgowe stwierdzone w obiekcie Osiny

Siedlisko/gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba par/samców	Znalezione gniazdo	Liczba obserwacji
Wierzba czteroletnia	<i>Turdus pilaris</i>	kwiczoł	1	tak	5
Wierzba dwuletnia	<i>Sylvia communis</i>	cierniówka	1	tak	12
Ślázowiec	<i>Acrocephalus palustris</i>	łożówka	1	tak	26
Topinambur	<i>Acrocephalus palustris</i>	łożówka	1	tak	22
Razem	-	3	4	-	65

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2

Gatunki lęgowe zalatujące (–) oraz gatunki przelotne (+) w obiekcie Osiny

Siedlisko/gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba stwierdzeń (sztuki)	Gatunki zalatujące/ migrujące	Liczba obserwacji
Wszystkie gatunki	<i>Falco tinnunculus</i>	pustułka	5	–	5
Wierzba, robinia ślázowiec,	<i>Parus major</i>	bogatka	21	+	12
Wierzba, topinambur	<i>Parus caeruleus</i>	modraszka	14	+	11
Wierzba czteroletnia, robinia, topola	<i>Garrulus glandarius</i>	sójka	6	+	4
Wierzba, topola, ślázowiec	<i>Fringilla coelebs</i>	zięba	12	+	8
Wierzba	<i>Phyloscopus collybita</i>	pierwiosnek	16	+	12
Wierzba dwuletnia i czteroletnia	<i>Turdus philomelos</i>	śpiewak	12	+	6
Wierzba	<i>Turdus merula</i>	kos	16	+	13
Wierzba	<i>Turdus viscivorus</i>	paszkot	5	+	2
Wierzba	<i>Perdix perdix</i>	kuropatwa	6	–	6
Wierzba czteroletnia	<i>Dendrocops major</i>	dzięcioł duży	1	+	1

cd. tab. 2

Siedlisko/gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba stwierdzeń (sztuki)	Gatunki zalatujące/ migrujące	Liczba obserwacji
Wierzba czteroletnia	<i>Anthus trivialis</i>	świergotek drzewny	1	+	1
Wierzba czteroletnia	<i>Pica pica</i>	sroka	2	–	2
Wierzba czteroletnia	<i>Emberiza citrinella</i>	trznadel	4	–	4
Wierzba czteroletnia	<i>Sturnus vulgaris</i>	szpak	15	–	6
Wierzba czteroletnia	<i>Streptopelia turtur</i>	turkawka	1	–	1
Wierzba czteroletnia	<i>Luscinia luscinia</i>	słowik szary	2	–	2
Wierzba czteroletnia	<i>Phasianus colchicus</i>	bażant	2	–	2
Ślázowiec, topinambur	<i>Troglodytes troglodytes</i>	strzyżyk	4	+	3
Ślázowiec, topinambur	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	gil	12	+	3
Ślázowiec, topinambur	<i>Carduelis chloris</i>	dzwoniec	6	+	6
Ślázowiec	<i>Serinus serinus</i>	kulczyk	5	+	2
Topinambur	<i>Larius collurio</i>	gąsiorek	5	–	5
Ślázowiec	<i>Motacilla flava</i>	pliszka żółta	10	–	9
Ściernisko po ślázowcu	<i>Vanellus vanellus</i>	czajka	5	–	5
Ściernisko po ślázowcu	<i>Alauda arvensis</i>	skowronek	8	–	8
Razem	-	26	196	–	139

Źródło: opracowanie własne

Tabela 3

Ptaki lęgowe w obiekcie Sadłowice

Siedlisko/ gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba par/samców	Znalezione gniazdo	Liczba obserwacji
Wierzba	<i>Vanellus vanellus</i>	czajka	3	tak	13
Wierzba	<i>Sterna hirundo</i>	rybitwa rzeczna	2	tak	4
Wierzba	<i>Sterna albifrons</i>	rybitwa białoczelna	2	tak	4
Wierzba	<i>Charadrius dubius</i>	sieweczka rzeczna	1	tak	5

cd. tab. 3

Siedlisko/ gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba par/samców	Znalezione gniazdo	Liczba obserwacji
Wierzba	<i>Alauda arvensis</i>	skowronek	4	–	25
Wierzba	<i>Perdix perdix</i>	kuropatwa	1	–	13
Wierzba	<i>Phasianus colchitus</i>	bażant	2	–	10
Wierzba	<i>Motacilla flava</i>	pliszka żółta	5	–	25
Wierzba	<i>Acrocephalus palustris</i>	łozówka	1	–	5
Wierzba	<i>Sylvia communis</i>	cierniówka	1	–	11
Wierzba	<i>Emberiza schoeniclus</i>	potrzos	2	–	12
Wierzba	<i>Phyloscopus trochilus</i>	piecuszek	3	–	9
Wierzba	<i>Phyloscopus collybita</i>	pierwiosnek	2	–	6
Razem	-		29	–	142

Źródło: opracowanie własne

Tabela 4

Gatunki lęgowe zalatujące (–) oraz gatunki przelotne (+) w obiekcie Sadłowiec

Siedlisko/ gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba stwierżeń (sztuki)	Gatunki zalatujące/ migrujące	Liczba obserwacji
Wierzba	<i>Circus aeruginosus</i>	blotniak stawowy	25	–/+	25
Wierzba	<i>Buteo buteo</i>	myszołów	11	–	11
Wierzba	<i>Sturnus vulgaris</i>	szpak	49	–/+	15
Wierzba	<i>Saxicola rubetra</i>	pokląska	7	–	5
Wierzba	<i>Motacilla alba</i>	pliszka siwa	6	–/+	3
Wierzba, topola	<i>Motacilla flava</i>	pliszka żółta	32	–	21
Wierzba	<i>Emberiza schoeniclus</i>	potrzos	29	+	25
Wierzba, topola	<i>Emberiza citrinella</i>	trznadel	25	–	16
Wierzba	<i>Serinus serinus</i>	kulczyk	12	+	6
Wierzba	<i>Fringilla coelebs</i>	zięba	35	+	12
Wierzba	<i>Parus major</i>	bogatka	25	–/+	21
Wierzba	<i>Parus caeruleus</i>	modraszka	20	–/+	11
Wierzba, topola	<i>Phasianus colchicus</i>	bażant	16	–	12
Wierzba	<i>Perdix perdix</i>	kuropatwa	11	–	8
Wierzba	<i>Coturnix coturnix</i>	przepiórka	4	–	3
Wierzba (zalana)	<i>Larus ridibundus</i>	śmieszka	48	–/+	4
Wierzba (zalana)	<i>Larus canus</i>	mewa siwa	12	–	4
Wierzba (zalana)	<i>Ardea cinerea</i>	czapla siwa	3	+	2
Wierzba (zalana)	<i>Egretta alba</i>	czapla biała	1	+	1
Wierzba	<i>Anser anser</i>	gęgawa	6	+	1

cd. tab. 4

Siedlisko/ gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba stwierżeń (sztuki)	Gatunki zalatujące/ migrujące	Liczba obserwacji
Wierzba	<i>Carduelis connabina</i>	makolągwa	22	–	8
Wierzba	<i>Streptopelia turtur</i>	turkawka	13	–	10
Wierzba	<i>Turdus merula</i>	kos	32	–	15
Wierzba	<i>Turdus philomelos</i>	śpiewak	22	–	12
Wierzba	<i>Carduelis carduelis</i>	szczygieł	20	–	16
Wierzba	<i>Lanius excubitor</i>	srokosz	2	+	2
Wierzba	<i>Phylloscopus trochilus</i>	piecuszek	14	–	7
Wierzba	<i>Anthus pratensis</i>	świergotek łąkowy	9	+	3
Wierzba	<i>Phylloscopus collybita</i>	pierwiosnek	9	–	6
Wierzba	<i>Corvus cornix</i>	wrona siwa	22	–/+	15
Wierzba	<i>Oriolus oriolus</i>	wilga	4	–	3
Razem	-	31	546	–	303

Źródło: opracowanie własne

Tabela 5

Ptaki lęgowe siedlisk sąsiadujących z plantacją wierzby i topoli w Sadłowicach

Siedlisko/ gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba par/samców	Znalezione gniazdo	Liczba obserwacji
Rzepak	<i>Motacilla flava</i>	pliszka żółta	2	–	11
Rzepak	<i>Sylvia communis</i>	cierniówka	1	–	14
Razem	-	2	3	–	25
Jęczmień ozimy	<i>Motacilla flava</i>	pliszka żółta	1	–	22
Jęczmień ozimy	<i>Vanellus vanellus</i>	czajka	3	–	16
Jęczmień ozimy	<i>Perdix perdix</i>	kuropatwa	2	–	9
Jęczmień ozimy	<i>Coturnix coturnix</i>	przepiórka	1	–	5
Jęczmień ozimy	<i>Alauda arvensis</i>	skowronek	4	–	21
Razem	-	5	11	–	73
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Falco subbuteo</i>	kobuz	1	+	14
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Phasianus colchicus</i>	bażant	2	–	15
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Tringa ochropus</i>	samotnik	1	–	8
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Charadrius dubius</i>	sieweczka rzeczna	1	–	3

cd. tab. 5

Siedlisko/ gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba par/samców	Znalezione gniazdo	Liczba obserwacji
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Actitis hypoleucos</i>	brodziec piskliwy	2	–	8
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Vanellus vanellus</i>	czajka	1	–	6
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Calumba palumbus</i>	grzywacz	1	+	12
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Streptopelia turtur</i>	turkawka	3	-	9
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Dendrocopos major</i>	dzięcioł duży	1	+	8
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Motacilla Alba alba</i>	pliszka siwa	1	–	12
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Vanellus vanellus</i>	pliszka żółta	1	–	9
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Troglodytes troglodytes</i>	strzyżyk	1	–	5
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Erithacus rubecula</i>	rudzik	2	–	11
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Luscinia luscinia</i>	słownik szary	2	–	15
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Saxicola rubetra</i>	pokląskwa	1	–	6
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Turdus pilaris</i>	kwiczoł	1	–	11
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Turdus merula</i>	kos	2	–	12
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Turdus philomelos</i>	śpiewak	1	–	9
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Acrocephalus palustris</i>	łozówka	2	–	12
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	trzciniak	1	+	8
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Hippolais icterina</i>	zaganianiec	2	–	10
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Sylvia curruca</i>	piegża	2	–	11
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Oriolus oriolus</i>	wilga	2	–	12
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Lanius collurio</i>	gąsiorek	1	+	11

cd. tab. 5

Siedlisko/ gatunek rośliny	Gatunek ptaka (nazwa łacińska i polska)		Liczba par/samców	Znalezione gniazdo	Liczba obserwacji
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Lanius excubitor</i>	srokosz	1	–	9
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Remiz pendulinus</i>	remiz	1	–	6
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Corvus cornix</i>	wrona siwa	1	+	16
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Sturnus vulgaris</i>	szpak	3	+	17
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Fringilla coelebs</i>	zięba	2	–	9
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Serinus serinus</i>	kulczyk	1	–	9
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Carduelis carduelis</i>	szczygieł	1	–	8
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Carpodacus erythrinus</i>	dziwonia	2	–	12
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Emberiza schoeniclus</i>	potrzos	1	–	12
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Anas platyrhynchos</i>	krzyżówka	1	–	6
Łęg topolowo-wierzbowy	<i>Mergus merganser</i>	nurogęs	1	–	7
Razem	-	35	50	–	348

Źródło: opracowanie własne

Tabela 6

Liczebność stwierdzonych gatunków łęgowych plantacji wierzby i topoli oraz siedlisk brzeżnych w obiekcie Sadłowice

Lata 2010–2013	Wierzba, topola	Rzepak	Jęczmień ozimy pszenżyto ozime	Naturalny łęg topolowo-wierzbowy
Liczba gatunków	13	2	5	35
Liczba obserwacji	142	25	73	348

Źródło: opracowanie własne

Tabela 7

Zmiany w składzie i liczebności gatunkowej awifauny lęgowej na plantacji wierzby w okresie jej pierwszego czteroletniego cyklu produkcyjnego (Sadłowice, lata 2010–2013)

2010	2011	2012	2013
skowronek czajka rybitwa rzeczna rybitwa białoczelna sieweczka rzeczna	skowronek pliszka żółta bażant cierniówka	skowronek cierniówka potrzos bażant kuropatwa pliszka żółta łożówka piecuszek	skowronek piecuszek pierwiosnek cierniówka pliszka żółta potrzos łożówka bażant kuropatwa

Źródło: opracowanie własne, pogrubione nazwy gatunków dotyczą ptaków typowo rzecznych

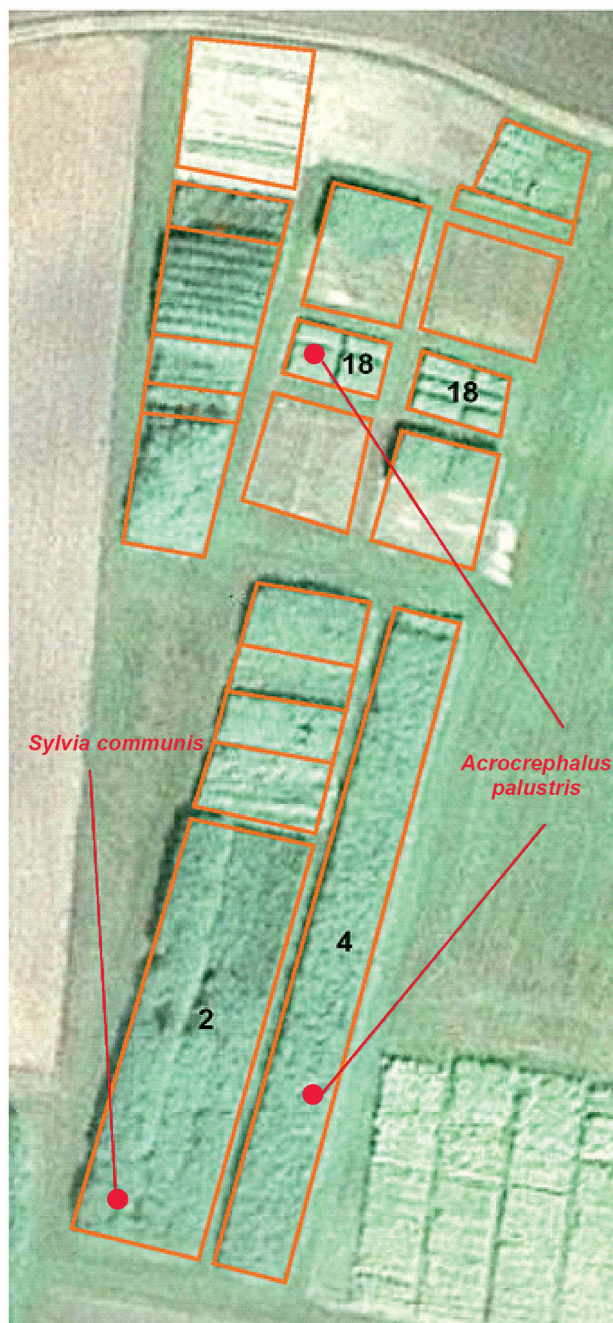
Wnioski

1. Na plantacjach roślin przeznaczonych na cele energetyczne w okresie czteroletnich obserwacji stwierdzono występowanie 29 gatunków awifauny w Osinach oraz 31 w Sadłowicach.
2. W Osinach udokumentowano występowanie trzech gatunków lęgowych (kwiczoł, cierniówka, łożówka), zaś w Sadłowicach trzynaście, z których jeden (rybitwa białoczelna) posiada status gatunku zagrożonego wyginięciem i znajduje się na liście Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt.
3. Odnalezienie dwóch gniazd łożówki na poletku ślazowca pensylwańskiego oraz na poletku topinamburu w Osinach może świadczyć o cechach adaptacyjnych tego gatunku do obcego (nierodzimego) biotopu utworzonego przez te rośliny.
4. Badania ornitologiczne trzech sąsiadujących ze sobą biotopów (zboża i rzepak, plantacja wierzby wiciowej oraz łęg topolowo-wierzbowy) w Sadłowicach wykazało „ubóstwo” gatunkowe upraw rzepaku (2 gat.), wzrost liczebności gatunków ptaków w uprawach zbożowych (5 gat.) i znaczący jego przyrost w roślinach przeznaczonych na cele energetyczne (11 gat.). Największa liczba gatunków lęgowych (43 gat.) stwierdzona została na obszarze zalewowym rzeki (naturalny łęg topolowo-wierzbowy) przyległym do plantacji wierzby oraz topoli.
5. Zaobserwowanie zniszczonych wiosną na skutek zabiegów uprawowych (kultywatorowania) gniazd czajki na plantacji wierzby w Sadłowicach stanowi dowód na zagrożenie, jakie niesie ze sobą technika rolnicza dla gatunków rzadkich i zagrożonych wyginięciem.
6. Zaobserwowane podczas badań liczne ślady bytności wielu ssaków (dzik, sarna, jelen, zając) na plantacji wierzby i topoli w Sadłowicach oraz w Osinach wskazują na duże znaczenie tego typu siedlisk jako swego rodzaju mateczników stwarzających dla wielu dzikich zwierząt miejsce żeru oraz odpoczynku.

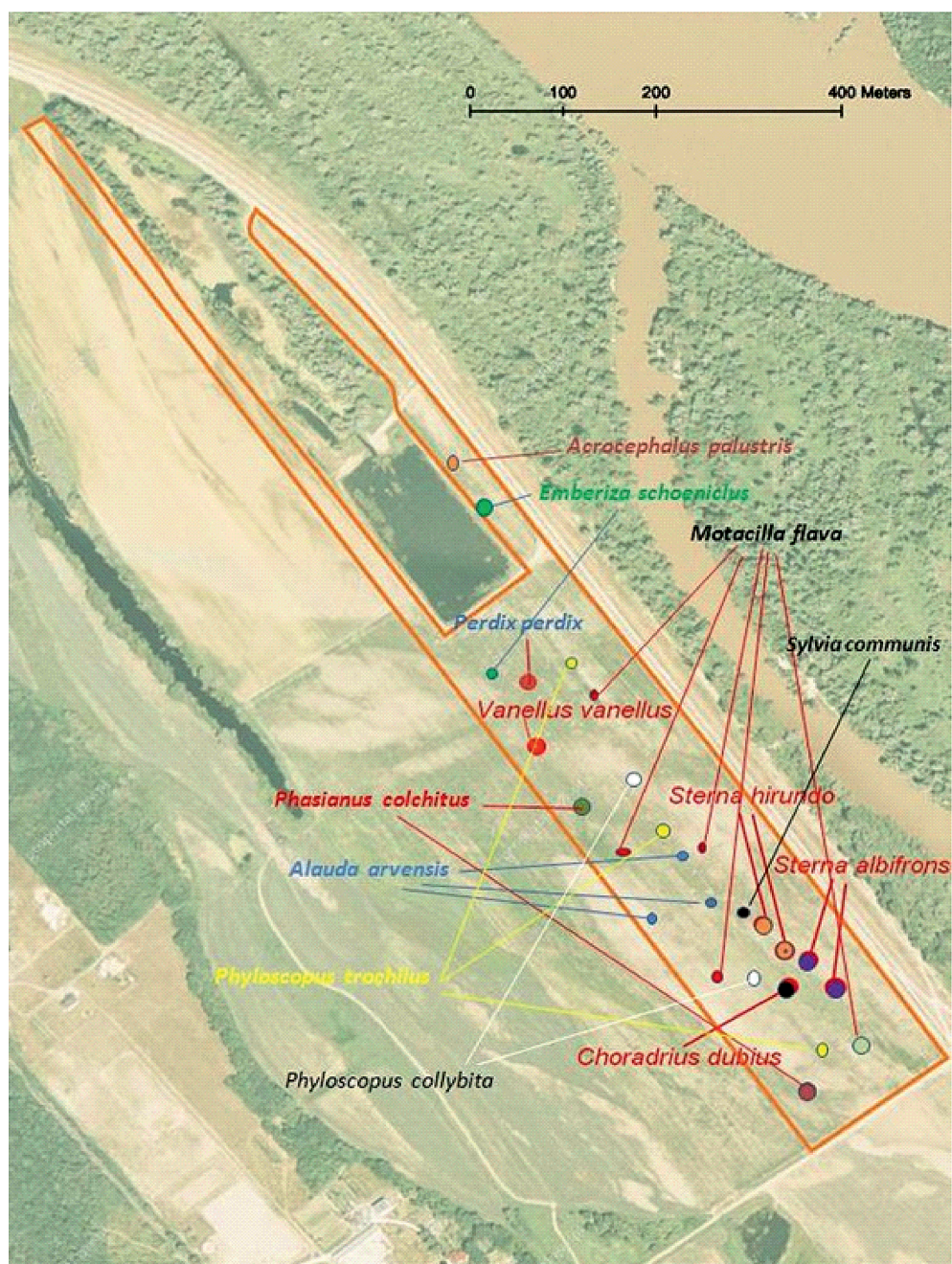
7. Badania wykazały zmiany zachodzące w składzie gatunkowym awifauny lęgowej plantacji wierzby wiciowej (*Salix viminalis* L.) w okresie jej pierwszego cyklu produkcyjnego.
8. Badania nad awifauną plantacji roślin przeznaczonych na cele energetyczne powinny obejmować kilka następujących po sobie cykli produkcyjnych tych roślin. Należałoby je również rozszerzyć o wielkoobszarowe plantacje położone w różnych częściach kraju. Końcowym efektem takich badań byłoby lepsze poznanie zachodzących zmian ilościowych oraz jakościowych awifauny tych ekosystemów oraz wypracowanie skutecznych metod ochrony ich bioróżnorodności.



Rys. 1. Obiekty wierzby wiciowej czteroletniej (1) i ślázowca (3) w Osinach ze zlokalizowanym gniazdem kwiczoła (*Turdus pilaris*)



Rys. 2. Obiekty wierzby (2), ślázowca (4) oraz topinamburu (18) w Osinach z oznaczonymi miejscami odnalezionych gniazd ptasich



Rys. 3. Plantacja wierzby wiciowej oraz topoli w Sadłowicach z zaznaczonymi stanowiskami lęgowymi awifauny

Literatura

1. Borzęcka-Walker M., Borek R., Faber A., Pudelko R., Kozyra J., Syp A., Matyka M.: Carbon and nitrogen balances in soil under SRC willow using the DNDC model. *J. Food Agric. Environ.*, 2013, **11**: 1920-1925.
2. Bellamy P.E., Croxton P.J., Heard M.S., Hinsley S.A., Hulmes L., Hulmes S., Nuttall P., Pywell R.F., Rothery P.: The impact of growing *Miscanthus* for biomass on farmland bird populations. *Biomass Bioenerg.*, 2009, **33**: 191-199.
3. Berg A.: Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden – the importance of Salix height and adjacent habitats. *Agric. Ecosys. Environ.*, 2002, **90**: 265-276.
4. Britt C.: Methodologies for ecological monitoring in bioenergy crops. A review and recommendations. DEFRA Project NF0408. 2003.
5. Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z.: Monitoring ptaków lęgowych. Oikos, Warszawa 2009.
6. Cunningham M.D., Bishop J.D., McKay H.V., Sage R.B.: Four year study involving wildlife monitoring of commercial SRC plantations planted on arable land and arable control plots. ARBRE Monitoring – Ecology of Short Rotation Coppice, 2004.
7. Detlef S.: Atlas ptaków Europy. Delta W-Z, Warszawa 2011.
8. Dhondt A.A., Sydenstricker K.V.: Avian biodiversity studies in short rotation woody crops. Laboratory of Ornithology, Cornell University, 2001.
9. Gotzman J., Jabłoński B.: Gniazda naszych ptaków. PZWS, Warszawa 1972.
10. Londo M., Dekker J., Keurs W.: Willow short-rotation coppice for energy and breeding birds: an exploration of potentials in relation to management. *Biomass Bioenerg.*, 2005, **28**: 281-293.
11. Sage R.B.: Short rotation coppice for energy: towards ecological guidelines. *Biomass Bioenerg.*, 1998, **15(1)**: 39-47.
12. Sokołowski J.: Ptaki ziem polskich. PWN, Warszawa 1972.
13. Tomiałojć L., Stawarczyk T.: Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP, Wrocław 2005.
14. Wójciak J., Białduń W., Buczek T., Piotrowska M.: Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. Media Print, Lublin 2005.

Adres do korespondencji:

mgr inż. Piotr Safader
Dział Upowszechniania i Wydawnictw
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 305
e-mail: psafader@iung.pulawy.pl

W serii wydawniczej „RAPORTY PIB”, a od 2007 r. „STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB” ukazały się następujące pozycje:

1. *Wybrane aspekty agrochemicznych badań gleby*. Puławy, 2006.
2. *Zasady wprowadzania nawozów do obrotu*. Puławy, 2006.
3. *Regionalne zróżnicowanie produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2006.
4. *Monitoring skutków środowiskowych planu rozwoju obszarów wiejskich*. Puławy, 2007.
5. *Sprawdzenie przydatności wskaźników do oceny zrównoważonego gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach i województwach*. Puławy, 2007.
6. *Możliwości rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2007.
7. *Współczesne uwarunkowania organizacji produkcji w gospodarstwach rolniczych*. Puławy, 2007.
8. *Efektywne i bezpieczne metody regulacji zachwaszczenia, nawożenia i uprawy roli*. Puławy, 2007.
9. *Wybrane elementy technologii produkcji roślinnej*. Puławy, 2007.
10. *Problem erozji gleb w procesie przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2008.
11. *Uprawa roślin energetycznych a wykorzystanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej w Polsce*. Puławy, 2008.
12. *Wybrane zagadnienia systemów informacji przestrzennej i obszarów problemowych rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2008.
13. *Tworzenie postępu biologicznego w hodowli tytoniu i chmielu*. Puławy, 2008.
14. *Kierunki zmian w produkcji roślinnej w Polsce do roku 2020*. Puławy, 2009.
15. *Wybrane elementy regionalnego zróżnicowania rolnictwa w Polsce*. Puławy, 2009.
16. *Systemy wspomagania decyzji w zrównoważonej produkcji roślinnej*. Puławy, 2009.
17. *Stan i kierunki zmian w produkcji rolniczej (wybrane zagadnienia)*. Puławy, 2009.
18. *Produkcyjne i środowiskowe aspekty współczesnych metod nawożenia i regulacji zachwaszczenia*. Puławy, 2009.
19. *Oddziaływanie rolnictwa na środowisko przyrodnicze w warunkach zmian klimatu*. Puławy, 2010.
20. *Ocena zrównoważenia gospodarowania zasobami środowiska rolniczego w wybranych gospodarstwach, gminach, powiatach i województwach*. Puławy, 2010.
21. *Możliwości rozwoju obszarów problemowych rolnictwa (OPR) w świetle PROW 2007–2013*. Puławy, 2010.
22. *Możliwości rozwoju gospodarstw o różnych kierunkach produkcji rolniczej w Polsce*. Puławy, 2010.
23. *Związki fitogeniczne jako naturalna alternatywa antybiotykowych promotorów wzrostu*. Puławy, 2010.
24. *Wybrane aspekty przemian strukturalnych na obszarach wiejskich*. Puławy, 2010.
25. *Stan obecny i perspektywy nawożenia roślin w Polsce w aspekcie regulacji prawnych*. Puławy, 2010.
26. *Stan obecny i perspektywy rozwoju rolnictwa ekologicznego w Polsce*. Puławy, 2010.
- 27(1). *Środowiskowe skutki działalności rolniczej i wdrażania PROW na obszarach problemowych rolnictwa*. Puławy, 2011.
- 28(2). *Techniki i technologie stosowane w produkcji roślinnej a środowisko przyrodnicze*. Puławy, 2012.
- 29(3). *Problemy zrównoważonego gospodarowania w produkcji rolniczej*. Puławy, 2012.
- 30(4). *Doskonalenie integrowanych technologii produkcji zbóż jarych i roślin pastewnych ze szczególnym uwzględnieniem początkowych elementów agrotechniki*. Puławy, 2012.
- 31(5). *Rola badań naukowych w kształtowaniu postępu w produkcji chmielu i tytoniu*. Puławy, 2012.

- 32(6).** *Wybrane aspekty zrównoważonego rozwoju i specjalizacji gospodarstw rolniczych.* Puławy, 2013
- 33(7).** *Działalność Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa-PIB w Puławach w zakresie wspierania doradztwa i praktyki rolniczej.* Puławy, 2013.
- 34(8).** *Problemy gospodarki nawozowej w Polsce.* Puławy, 2013.
- 35(9).** *Zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania gleb użytkowanych rolniczo – wybrane zagadnienia.* Puławy, 2013.
- 36(10).** *Zmiany w technologiach produkcji roślinnej – oceny i wpływ na środowisko rolnicze.* Puławy, 2014.
- 37(11).** *Dobre praktyki w nawożeniu.* Puławy, 2014.
- 38(12).** *Jakość informacji w systemach wspomagania decyzji.* Puławy, 2014.

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

W serii wydawniczej „**STUDIA I RAPORTY IUNG-PIB**” publikowane są recenzowane prace z zakresu agronomii oraz ochrony i kształtowania środowiska rolniczego, wykonane w ramach zadań programów wieloletnich pn. „Kształtowanie środowiska rolniczego Polski oraz zrównoważony rozwój produkcji rolniczej” (2005-2010) oraz „Wspieranie działań w zakresie kształtowania środowiska rolniczego i zrównoważonego rozwoju produkcji rolniczej w Polsce” (2011-2015). W zeszytach problemowych o charakterze monografii, wydawanych w ramach tej serii, mogą być zamieszczane również prace autorów spoza IUNG-PIB, które merytorycznie mieszczą się w tematyce zadań programu wieloletniego. **Publikowane są prace problemowe, głównie mające charakter przeglądowy, z podkreśleniem znaczenia omawianych zagadnień dla rolnictwa polskiego.**

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: słowa kluczowe, wstęp, wyniki i dyskusja bądź omówienie wyników, podsumowanie lub wnioski, 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 13 cm (tabele w pionie) lub 19 cm (tabele w poziomie)
- czcionka 9 p., pojedyncze odstępy międzywierszowe
- pod tabelą przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

rysunki

- czarno-białe
- wykresy w programie Word lub Excel
- wymiar w zakresie 13 cm × 19 cm
- w podpisach czcionka 9 p.
- na płycie lub innym nośniku w oddzielnych plikach
- pod rysunkiem przypis ze wskazaniem źródła danych (autorstwa)

jednostki miary

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

literatura

- spis literatury na końcu pracy 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 złożyć w 1 egzemplarzu. Po recenzji oryginalny egzemplarz recenzowany złożyć/przesłać do Redakcji, a ostateczną wersję pracy, uwzględniającą uwagi recenzenta i redaktora, przesłać e-mailem.

Dane kontaktowe:

mgr Katarzyna Mikulska

Dział Upowszechniania i Wydawnictw IUNG-PIB

ul. Czartoryskich 8, 24-100 Puławy

e-mail: kmikulska@iung.pulawy.pl