



**INSTYTUT EKONOMIKI ROLNICTWA
I GOSPODARKI ŻYWNOŚCIOWEJ
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY**

**Z badań
nad rolnictwem
społecznie
zrównoważonym
(23)**

nr 100

Warszawa 2014



**KONKURENCYJNOŚĆ POLSKIEJ GOSPODARKI
ŻYWNOŚCIOWEJ W WARUNKACH GLOBALIZACJI
I INTEGRACJI EUROPEJSKIEJ**

**Z badań
nad rolnictwem
społecznie
zrównoważonym (23)**



INSTYTUT EKONOMIKI ROLNICTWA
I GOSPODARKI ŻYWNOŚCIOWEJ
PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (23)

Redakcja naukowa

prof. dr hab. Józef St. Zegar

Autorzy:

dr inż. Rafał Baum

prof. dr hab. Antoni Faber

prof. dr hab. Janusz S. Jankowiak

dr Karol Kociszewski

dr hab. Ewa M. Miedziejko

dr Wioletta Wrzaszcz

prof. dr hab. Józef St. Zegar



KONKURENCYJNOŚĆ POLSKIEJ GOSPODARKI
ŻYWNOŚCIOWEJ W WARUNKACH GLOBALIZACJI
I INTEGRACJI EUROPEJSKIEJ

Warszawa 2014

Pracę zrealizowano w ramach tematu **Konkurencyjność rolnictwa zrównoważonego** w zadaniu: *Alternatywne formy rolnictwa w strategii rozwoju sektora rolno-żywnościowego i obszarów wiejskich*

Celem pracy jest przedstawienie wyników badań dotyczących różnych zagadnień zrównoważonego rozwoju rolnictwa. W szczególności chodzi o sprawność ekonomiczną gospodarstw rolnych, spełniających w różnym stopniu kryteria zrównoważenia, bilans węgla w glebie użytkowanej przez rolnictwo, metody wyceny efektów zewnętrznych działalności rolniczej oraz wpływ WPR na zrównoważenie rolnictwa.

Recenzenci:

prof. dr hab. Stanisław Krasowicz

prof. dr hab. Zygmunt Wojtaszek

Opracowanie komputerowe

Bożena Brzostek-Kasprzak

Korekta

Barbara Walkiewicz

Redakcja techniczna

Leszek Ślipski

Projekt okładki

AKME Projekty Sp. z o.o.

ISBN 978-83-7658-474-4

Institut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej

– Państwowy Instytut Badawczy

ul. Świętokrzyska 20, 00-002 Warszawa

tel.: (22) 50 54 444

faks: (22) 50 54 636

e-mail: dw@ierigz.waw.pl

<http://www.ierigz.waw.pl>

Spis treści

Przedmowa	7
<i>prof. dr hab. Józef St. Zegar</i>	
Sprawność ekonomiczna wybranych form rolnictwa zrównoważonego środowiskowo	9
<i>dr Wioletta Wrzaszcz, prof. dr hab. Józef St. Zegar</i>	
Bilanse emisji gazów cieplarnianych oraz ekonomia węgla w rolnictwie	39
<i>prof. dr hab. Antoni Faber</i>	
Metodyka wyceny efektów zewnętrznych w rolnictwie	73
<i>dr inż. Rafał Baum</i>	
Emergetyczna metoda oceny wydajności produkcji, zużycia zasobów i zrównoważenia środowiskowego na przykładzie głównych upraw w Wielkopolsce	107
<i>prof. dr hab. Janusz S. Jankowiak, dr hab. Ewa M. Miedziejko</i>	
Ekologiczne aspekty zmian Wspólnej Polityki Rolnej a zrównoważony rozwój polskiego rolnictwa	124
<i>dr Karol Kociszewski</i>	

Przedmowa

W kolejnym (23) zeszycie „Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym” zamieszczono pięć artykułów, prezentujących wyniki badań w zakresie zrównoważonego rozwoju rolnictwa.

W artykule W. Wrzaszcz i J.St. Zegara – „*Sprawność ekonomiczna wybranych form rolnictwa zrównoważonego środowiskowo*” – podjęto próbę ustalenia wpływu wybranych form gospodarstw zrównoważonych środowiskowo na ich sprawność ekonomiczną, którą oceniano posługując się wskaźnikami opartymi na wartości standardowej produkcji i standardowej nadwyżki bezpośredniej gospodarstwa rolnego oraz strukturze dochodów rodziny rolniczej. Przedmiotem badania były gospodarstwa indywidualne o powierzchni użytków rolnych 1 ha i więcej, zaś materiał faktograficzny stanowiły dane Powszechnego Spisu Rolnego 2010. Ustalono, iż gospodarstwom obszarowo większym łatwiej jest godzić cele ekologiczne i ekonomiczne.

W artykule A. Fabera – „*Bilanse emisji gazów cieplarnianych oraz ekonomia węgla w rolnictwie*” – podjęto kapitalny problem tak teoretyczny, jak i praktyczny, dotyczący określenia wielkości emisji gazów cieplarnianych z rolnictwa i absorpcji węgla (CO₂) oraz wpływu praktyk rolniczych na wyniki w tym zakresie. W szczególności zwrócono uwagę na: stan wiedzy o emisjach gazów cieplarnianych, obecny i perspektywiczny bilans emisji tych gazów z gruntów ornych objętych zasiewami w Polsce oraz na kluczowe znaczenie badań ekonomiczno-rolniczych w tym zakresie oraz na wyłanianiu się nowej specjalności ekonomicznej, nazywanej ekonomią węgla w rolnictwie (*carbon economy*) bądź gospodarką niskoemisyjną (*low-carbon economy*).

W artykule R. Bauma – „*Metodyka wyceny efektów zewnętrznych w rolnictwie*” – kontynuowano rozpoznanie zagadnienia wyceny efektów zewnętrznych działalności rolniczej. Dokonano rozpoznania efektów zewnętrznych generowanych przez rolnictwo oraz podjęto próbę metodyki ich waloryzacji. W pracy skupiono się na przykładach wyceny korzyści zewnętrznych produkcji rolnej oraz zasobów środowiska przyrodniczego, mających charakter dóbr publicznych. Podniesiony problem należy do najbardziej złożonych w teorii ekonomii, zwłaszcza ekonomii ekologicznej, a jednocześnie narasta pilność jego rozwiązania ze względu na coraz bardziej widoczną rozbieżność pomiędzy celem jednostki (maksymalizacja zysku) a celem społecznym (dobrobyt społeczeństwa). Dysonans ten uzasadnia potrzebę uzupełnienia tradycyjnej racjonalności ekonomicznej o inne kategorie racjonalności, takie jak np. racjonalność ekologiczna, które pozwoliłyby na ustalenie racjonalności społecznej. Doprowadzenie do zbieżności

racjonalności ekonomicznej – z reguły mikroekonomicznej i prywatnej – z racjonalnością społeczną wymaga wykorzystania instrumentów instytucjonalnych.

W artykule J.S. Jankowiaka i E.M. Miedziejko – „*Emergetyczna metoda wyceny wydajności produkcji, zużycia zasobów i zrównoważenia środowiskowego na przykładzie głównych upraw w Wielkopolsce*” – podjęto próbę wyceny pozarynkowych usług środowiska na przykładzie uprawy pszenicy, rzepaku i buraków, korzystając z metody emergetycznej. Metoda ta na podstawie przepływów energii pozwala zastąpić receptorowy system wartości oparty na preferencjach ludzi donorowym systemem wartości bazującym na obiektywnych prawach przyrody. Dzięki temu można wyodrębnić przepływ monetarny znajdujący pokrycie w przepływie masy i energii od przepływu kapitału entropowego, który nie podlega żadnym obiektywnym prawom przyrody i prowadzi do ekstremalnych zjawisk kryzysowych. Metoda ta pozwala na alternatywną w stosunku do metody tzw. śladu ekologicznego ocenę oddziaływania działalności człowieka na środowisko przyrodnicze. Wpisuje się ona w alternatywną teorię ekonomiczną – jeden z nurtów ekonomii ekologicznej.

W artykule K. Kociszewskiego – „*Ekologiczne aspekty zmian Wspólnej Polityki Rolnej a zrównoważony rozwój polskiego rolnictwa*” – podjęto próbę oceny oddziaływania Wspólnej Polityki Rolnej Unii Europejskiej (WPR) na środowisko w kontekście zrównoważonego rozwoju rolnictwa. Dokonano wnikliwego przeglądu ewolucji celów i instrumentarium WPR w kontekście wpływu rolnictwa na środowisko przyrodnicze. Akcesja Polski do UE stworzyła korzystne warunki do wdrożenia działań sprzyjających zrównoważonemu rozwojowi rolnictwa w Polsce. Jednak, zdaniem Autora, biorąc pod uwagę decyzje polskich władz dotyczące struktury wydatkowania funduszy WPR oraz ograniczony zakres implementacji standardów ochrony środowiska i relatywnie niski poziom finansowania programu rolnośrodowiskowego, sposób realizacji krajowej polityki rolnej należy ocenić krytycznie w świetle wykorzystania szans i minimalizacji zagrożeń dla zrównoważonego rozwoju rolnictwa.

Józef Stanisław Zegar

Dr Wioletta Wrzaszcz
Prof. dr hab. Józef St. Zegar
Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej
– Państwowy Instytut Badawczy
Warszawa

SPRAWNOŚĆ EKONOMICZNA WYBRANYCH FORM ROLNICTWA ZRÓWNOWAŻONEGO ŚRODOWISKOWO

Wprowadzenie

Potrzeba a nawet konieczność ograniczania presji działalności rolniczej na środowisko przyrodnicze zaowocowała poszukiwaniem nowych sposobów wytwarzania produktów rolniczych przy mniejszym zaangażowaniu zasobów produkcyjnych, zwłaszcza ziemi, energii i wody, w przeliczeniu na jednostkę produktu. Temu odpowiada upowszechniane od pewnego czasu pojęcie intensyfikacji zrównoważonej. Dotychczasowe badania wykazały, iż gospodarstwa rolne tworzące wielce złożoną mozaikowatą strukturę są heterogeniczne ze względu na spełnianie kryteriów zrównoważenia środowiskowego [Toczyński i in. 2009; GUS 2013].

Gospodarstwa rolne, jako jednostki ekonomiczne, będą skłonne do przedstawiania się na tory zrównoważenia środowiskowego, jeżeli sposób wytwarzania produktów rolniczych, adekwatny takiemu zrównoważeniu, będzie jednocześnie korzystny (efektywny) ekonomicznie. Badania wykazały, iż areał użytków rolnych (UR) gospodarstwa ma istotne znaczenie – statystycznie rzecz ujmując – dla spełniania kryteriów zrównoważenia środowiskowego. Co więcej okazało się, iż w pewnym zakresie możliwe jest równoczesne spełnienie wymogów (kryteriów) zrównoważenia środowiskowego i ekonomicznego [Wrzaszcz 2012; Sadowski 2012; Matuszczak, Smędzik-Ambroży 2013], czyli pogodzenie celów środowiskowych i ekonomicznych ergo konkurencyjności ekonomicznej z konieczną ochroną środowiska [Woś 1992; Woś, Zegar 2002; Runowski 2012; Zegar 2012, 2013].

Ważną cechą zrównoważenia rolnictwa (gospodarstw rolnych) stanowi wielość jego form (postaci, technik produkcyjnych, sposobów produkcji), które umożliwiają zrównoważenie gospodarstwa pod względem środowiskowym. Jedne z tych form są wytworem postępu ostatnich dziesięcioleci (jak rolnictwo integrowane, rolnictwo precyzyjne, rolnictwo ekologiczne), inne zaś sięgają pierwszej połowy XX wieku (np. rolnictwo stosujące płodozmian norfolki) czy jeszcze czasów bardziej odległych (rolnictwo naturalne, rolnictwo organiczne). W przewadze są jednak gospodarstwa konwencjonalne – mniej lub bardziej zaawansowane w industrializacji, mniej lub bardziej przyjazne dla środowiska przyrodniczego.

Celem artykułu jest ustalenie sprawności ekonomicznej wybranych form gospodarstw zrównoważonych środowiskowo, a ściślej biorąc spełniających pewne ważne kryteria zrównoważenia środowiskowego, z uwzględnieniem ich obszaru. Przyjmujemy przy tym hipotezę roboczą, iż forma rolnictwa (gospodarstwa) zrównoważonego środowiskowo różnicuje wpływ obszaru gospodarstwa na jego sprawność ekonomiczną.

Prezentację treści badania ujmijemy w następujące ramy. Po uwagach co do metody badań dokonamy syntetycznej charakterystyki gospodarstw wyróżnionych form według grup obszarowych na tle gospodarstw ogółem, zaprezentujemy ważniejsze wskaźniki sprawności ekonomicznej oraz źródła pozyskiwania dochodów i ich znaczenie dla rodzin rolniczych (ściślej: dla gospodarstw domowych użytkownika gospodarstwa rolnego). Dalej przedstawimy odmienności wpływu form rolnictwa na wyniki ekonomiczne w ramach i między grupami obszarowymi. Całość wieńczy zwyczajowe podsumowanie i wnioski.

1. Przedmiot, zakres i metoda badania

Badaniem objęto wszystkie gospodarstwa osób fizycznych (tzw. gospodarstwa indywidualne), prowadzących działalność rolniczą, o powierzchni co najmniej 1 ha użytków rolnych utrzymanych w dobrej kulturze rolnej. W analizie posłużono się danymi statystycznymi zebranymi w ramach Powszechnego Spisu Rolnego (PSR) przeprowadzonego przez Główny Urząd Statystyczny (GUS) w 2010 r.¹

Do oceny poziomu zrównoważenia gospodarstw rolnych w zakresie środowiskowym wyróżniono następujące grupy gospodarstw²: z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej, *quasi*-zrównoważone, ekologiczne i norfolskie.

Gospodarstwa z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej stanowią interesującą grupę ze względu na wszechstronną rolę materii organicznej (próchnicy) w glebie oraz niekorzystną tendencję jej umniejszania [Kuś, Kopiński 2011]. Metodę liczenia salda bilansu substancji organicznej, jaką posługuje się IUNG-PIB, dostosowano do dostępnych danych statystycznych. Saldo bilansu substancji organicznej zostało obliczone jako różnica sumy iloczynów powierzchni uprawianych roślin, masy produkowanych nawozów naturalnych, masy słomy potencjalnie przeznaczonej na przyoranie oraz odpowiadających im współczynników reprodukcji i degradacji w stosunku do powierzchni zasiewów na gruntach ornych w danym gospodarstwie rolnym. Dodatnie saldo bilansu substancji organicznej świadczy o dobrym zmianowaniu, które sprzyja wzbogaceniu gleby w próchnicę poprzez rozkład substancji organicznej w glebie, co

¹ Szczegółowy opis badania PSR zawiera publikacja: [GUS 2012].

² Szerzej: [GUS 2013].

gwarantuje właściwe zaopatrywanie uprawianych roślin w składniki pokarmowe w ciągu całego okresu wegetacji. Wynik bilansu nie powinien przyjmować wartości ujemnych. Utrzymujące się przez kilka lat ujemne saldo może spowodować degradację gleby, utratę jej żyzności i produktywności. Skutkiem degradacji jest uwalnianie się dużej ilości składników mineralnych, w tym azotu, co prowadzi do zanieczyszczenia wód gruntowych i powierzchniowych.

Gospodarstwa quasi-zrównoważone środowiskowo spełniają przyjęte kryteria przyjazności dla środowiska. Prowadzenie produkcji rolnej w zgodzie z poszanowaniem zasobów przyrodniczych umożliwia umiejętnie zmianowanie (wielogatunkowe płodozmiany) i nawożenie roślin, dostosowane do zasobności i rodzaju gleby. Do określenia zrównoważenia środowiskowego gospodarstwa rolnego wybrano takie zmienne, które odzwierciedlają zarówno dobre, jak i złe praktyki rolnicze. Wybrane wskaźniki i mierniki zostały ocenione pod względem najbardziej pożądaných wartości, wynikających z zasad racjonalnego gospodarowania w rolnictwie oraz norm prawnych³. Wybrane zmienne mogły cechować się różną skalą wrażliwości i ważności. W charakterze kryteriów zrównoważenia środowiskowego gospodarstwa rolnego (przyjazności produkcji rolnej dla środowiska przyrodniczego) przyjęto: udział zbóż w strukturze zasiewów na gruntach ornych (do 66%), liczbę grup roślin uprawianych na gruntach ornych (co najmniej 3), indeks pokrycia gruntów ornych roślinnością w okresie zimy (co najmniej 33%), obsadę zwierząt na użytkach rolnych (do 2 sztuk dużych na hektar użytków rolnych)⁴.

Gospodarstwa ekologiczne stosują przyjazne środowisku metody produkcji rolnej, usankcjonowane certyfikatem nadanym przez uprawnioną jednostkę certyfikującą. Przewodnią zasadą w systemie ekologicznym jest uprawa roślin zgodnie z normami dobrej kultury rolniczej, przy zachowaniu należytej dbałości o stan fitosanitarny roślin i ochronę gleby. Do tego dodaje się konieczność zachowania powierzchni trwałych użytków zielonych i elementów krajobrazu nieużytkowanych rolniczo.

Gospodarstwa norfolckie cechuje bogata struktura zasiewów upraw polowych, która pozytywnie wpływa na urodzajność gleby i umożliwia stosowanie płodozmianu zwanego czteropolówką. Struktura zasiewów w systemie norfolckim uwzględnia 50% zbóż, 25% roślin strukturotwórczych (strączkowe, pastewne) oraz 25% okopowych. Taka struktura zasiewów jest najbardziej pożą-

³ Przy wyborze kryteriów zrównoważania wzorowano się na zasadach opracowanych przez OECD na potrzeby makroekonomicznej oceny oddziaływania rolnictwa na środowisko [OECD 1999; OECD 2001].

⁴ Sposób obliczenia poszczególnych kryteriów zrównoważenia gospodarstwa rolnego szczegółowo przedstawiono w publikacjach: [Wrzaszcz 2012; GUS 2013].

dana, gdyż gwarantuje uprawę zbóż po dobrych przedplonach, czyli po roślinach nie zbożowych. Stosowanie wielostronnych płodozmianów z udziałem roślin motylkowych oraz poplonów na zielony nawóz jest niezbędne dla utrzymania pożądanych właściwości gleby – zapewnienia trwałej żyzności gleby, co stanowi jeden z podstawowych wymogów zrównoważonej działalności rolniczej na poziomie gospodarstwa rolnego. Na potrzeby niniejszej pracy ustalono zbliżoną strukturę zasiewów do wskazanej w płodozmianie norfolkskim. Uwzględniając obecne warunki produkcyjno-ekonomiczne rolnictwa, za maksymalny udział zbóż w strukturze zasiewów przyjęto 60%. Badaną grupę gospodarstw wyodrębniono na podstawie następujących założeń: a) zasiewy na gruntach ornych – 100%; b) maksymalnie 60% zbóż; c) minimalnie 20% strączkowych i pastewnych; d) maksymalnie 20% inne uprawy⁵.

Wyszczególnione wyżej grupy gospodarstw krótko **scharakteryzowano**, uwzględniając ich liczebność oraz potencjał produkcyjno-ekonomiczny: powierzchnię użytków rolnych (ha), nakłady pracy (wyrażone w jednostkach pełnozatrudnionych – JPZ⁶), pogłowie zwierząt (wyrażone w sztukach dużych – SD⁷), wartość standardowej produkcji (tys. euro) oraz wartość standardowej nadwyżki bezpośredniej (określonej w europejskich jednostkach wielkości – ESU⁸). Charakterystykę badanych form rolnictwa zrównoważonego przedstawiono także w porównywalnych grupach obszarowych (wg powierzchni użytków rolnych), co poszerzyło zakres analizy, a także pozwoliło na sprawdzenie wpływu wielkości gospodarstwa na ich sprawność ekonomiczną, a dokładniej zmiany w jej poziomie i kierunku. Wyróżniono cztery grupy obszarowe, a mianowicie:

- 1-4,99 ha,
- 5-24,99 ha,
- 25-49,99 ha,
- 50 ha i więcej.

Następnie przedstawiono przeciętne podstawowe **cechy tych gospodarstw oraz wybrane cechy ich użytkowników** (poziom oraz specjalizacja wykształcenia, a także wiek).

⁵ Szerzej zob. [GUS 2013].

⁶ 1 JPZ to ekwiwalent pełnego etatu, czyli 2120 godzin pracy w roku.

⁷ 1 SD to umowna sztuka zwierząt gospodarskich o masie 500 kg. Zob. tabele współczynników przeliczeniowych pogłowia zwierząt w sztukach fizycznych na sztuki duże: [GUS 2013].

⁸ 1 ESU stanowi równowartość 1200 euro.

W dalszej części wskazano na **orientację rynkową** analizowanych grup gospodarstw. W tym celu wydzielono następujące typy gospodarstw:

- a) rynkowe (sprzedające co najmniej 50% wytworzonej wartości produkcji rolniczej na rynek),
- b) samozaopatrzeniowe (zużywające na własne potrzeby więcej niż 50% wytworzonej wartości produkcji rolniczej),
- c) rynku lokalnego (realizujące powyżej 50% produkcji towarowej w sprzedaży bezpośredniej, tj. na targowiskach, we własnych sklepach, w ramach sprzedaży międzysąsiedzkiej)⁹.

Sprawność ekonomiczna gospodarstw rolnych może być oceniana przy zastosowaniu różnych wskaźników. Niestety, nie ma jednej uniwersalnej miary umożliwiającej ocenę sprawności ekonomicznej gospodarstwa rolnego. Wielość kategorii dochodowych i w ogóle ekonomicznych, podobnie jak zmiany w metodologii Eurostatu oraz FADN (m.in. odejście od standardowej nadwyżki bezpośredniej na rzecz standardowej produkcji jako kryterium grupowania i porównań gospodarstw rolnych) nie ułatwiają zadania. Stąd w opracowaniu wykorzystano kilka wskaźników opartych na wartości **standardowej produkcji gospodarstwa rolnego, standardowej nadwyżki bezpośredniej** oraz **strukturze dochodów rodziny rolniczej**. Standardowa produkcja gospodarstw¹⁰ pozwala na porównanie wolumenu produkcji, przy jednoczesnym zniwelowaniu wpływu wahań cen w ujęciu regionalnym i czasowym. Natomiast suma standardowych nadwyżek bezpośrednich (różnica między wielkością produkcji a kosztami bezpośrednimi) wszystkich działalności występujących w gospodarstwie rolnym wskazuje na wielkość ekonomiczną gospodarstwa, inaczej potencjał produkcyjny gospodarstwa rolnego¹¹. Bazując na tych kategoriach, w ocenie sprawności ekonomicznej posłużono się następującymi wskaźnikami:

1. Służącymi do oceny przeciętnej wartości produkcji i nadwyżki bezpośredniej:
 - standardowa produkcja (tys. euro) na gospodarstwo,
 - standardowa nadwyżka bezpośrednia (ESU) na gospodarstwo.

⁹ Zob. [GUS 2012, s. 22].

¹⁰ Termin ang. *Standard Output*. Standardowa produkcja oznacza średnią z 5 lat wartość produkcji odpowiadającej przeciętnej sytuacji w danym regionie. Całkowita standardowa produkcja gospodarstw jest sumą wartości uzyskanych dla każdej działalności rolniczej prowadzonej w gospodarstwie przez pomnożenie współczynników standardowej produkcji dla danej działalności przez liczbę hektarów lub liczbę zwierząt [GUS 2013, s. 35; Goraj i in. 2012, s. 9].

¹¹ Standardowa nadwyżka bezpośrednia (ang. *Standard Gross Margin – SGM*) jest uśrednioną w ujęciu regionalnym nadwyżką bezpośrednią. Standardowa nadwyżka bezpośrednia dotycząca danej uprawy lub zwierzęcia to standardowa (średnia z trzech lat w określonym regionie) wartość produkcji uzyskiwana z jednego hektara lub od jednego zwierzęcia pomniejszona o standardowe koszty bezpośrednie niezbędne do wytworzenia tej produkcji, zob. [Goraj 2007].

2. Służącymi do oceny wydajności pracy (produktywność nakładów pracy):

- standardowa produkcja (tys. euro) na pełnozatrudnionego (JPZ),
- standardowa nadwyżka bezpośrednia (ESU) na pełnozatrudnionego (JPZ).

3. Służącymi do oceny produktywności nakładów ziemi:

- standardowa produkcja (tys. euro) na hektar użytków rolnych,
- standardowa nadwyżka bezpośrednia (ESU) na hektar użytków rolnych.

Wybrane wskaźniki odnoszące się do gospodarstwa bądź pełnozatrudnionego obrazują przeciętną sprawność ekonomiczną, natomiast kategorie odniesione do jednostki powierzchni pozwalają na porównanie sprawności ekonomicznej badanych form rolnictwa zrównoważonego, niwelując różnice w ich wielkości mierzonej powierzchnią użytków rolnych. Ponadto uznano, iż trzeba wykorzystać także kategorię dochodu rolniczego, który stanowi podstawowy cel ekonomiczny rolnika oraz jest ważny dla poziomu życia rodziny rolniczej, może przeto stanowić ważny wskaźnik sprawności gospodarstwa. Zasoby danych zgromadzone na podstawie PSR 2010 r. nie uwzględniają poziomu dochodów z działalności rolniczej. Niemniej jednak informacja o przeważającym źródle utrzymania rodziny rolniczej umożliwia klasyfikację gospodarstw rolnych, w tym m.in. wyszczególnienie gospodarstw, w których działalność rolnicza zapewnia przeważający dochód rodziny, inaczej mówiąc, źródło utrzymania. W badaniach GUS gospodarstwa domowe, w których przeważające źródło utrzymania stanowi dochód z gospodarstwa rolnego określa się mianem gospodarstw rolników. Gospodarstwa te stanowią najbardziej interesującą grupę społeczno-zawodową z ekonomicznego i społecznego punktu widzenia¹². Grupa ta przesądza bowiem o wynikach produkcyjnych i ekonomicznych rolnictwa i stanowi o rolnictwie indywidualnym. Ta grupa przesądza także o przyszłości w rolnictwie, zaś przemiany w niej zachodzące mają znaczące skutki społeczno-ekonomiczne, gdyż wymagają dla ludności rezygnującej z prowadzenia takich gospodarstw rolnych alternatywnych źródeł dochodów i na ogół innych miejsc pracy.

W celu zweryfikowania postawionej hipotezy badawczej zastosowano następujące formuły (metody) statystyczne, a mianowicie:

- procentowy przyrost względny łańcuchowy oraz średnie tempo zmian – umożliwiły wskazanie względnych różnic w poziomie sprawności ekonomicznej gospodarstw (badanych form rolnictwa zrównoważonego) o odmiennej powierzchni użytków rolnych,

¹² Inne grupy społeczno-zawodowe gospodarstw domowych to: dwuzawodowe – o przeważającym dochodzie z działalności rolniczej i pracy najemnej (łącznie), pracowników – o przeważającym dochodzie z pracy najemnej, przedsiębiorców – o przeważającym dochodzie z działalności pozarolniczej, emerytów i rencistów – o przeważającym dochodzie z emerytury i/lub renty oraz pozostałe – o przeważającym dochodzie z innych źródeł.

- względny wskaźnik podobieństwa struktur – umożliwił określenie różnic i podobieństw w strukturze dochodowej gospodarstw rolnych (badanych form rolnictwa zrównoważonego) w zależności od ich obszaru¹³.

2. Wyniki badań

2.1. Charakterystyka badanych grup gospodarstw rolnych

Badaniem objęto 1 487,6 tys. gospodarstw indywidualnych o powierzchni co najmniej 1 ha użytków rolnych w dobrej kulturze rolnej i prowadzących działalność rolniczą. Na te gospodarstwa przypadało 13 185,6 tys. ha użytków rolnych, 1 845,7 tys. stale pracujących (jednostki pełnozatrudnione) oraz 6 339,5 tys. sztuk dużych zwierząt gospodarskich. Gospodarstwa badanej zbiorowości stanowiły 78,8% ogółu gospodarstw indywidualnych prowadzących działalność rolniczą w Polsce w 2010 r. oraz odpowiednio 98,5% użytków rolnych, 96,5% pogłowa zwierząt i 89,9% nakładów pracy w przeliczeniu na tzw. pełnozatrudnionych.

Gospodarstwa o dodatnim saldzie bilansu substancji organicznej stanowiły najliczniejszą grupę spośród analizowanych form rolnictwa zrównoważonego – 40% (588,1 tys.). Na te gospodarstwa przypadła zbliżona część potencjału produkcyjnego gospodarstw indywidualnych (wykres 1). Odsetek tych gospodarstw zwiększał się wraz z przechodzeniem do wyższych grup obszarowych – od 33% w grupie obszarowej 1-5 ha do 49% w grupie obszarowej 50 ha i więcej.

Gospodarstwa quasi-zrównoważone środowiskowo (wyodrębnione na podstawie przyjętych kryteriów) stanowiły 4,4% (65,5 tys.) ogółu badanych gospodarstw. W ich dyspozycji było 10% powierzchni użytków rolnych, wytwarzały 9,5% standardowej wartości produkcji oraz 10% nadwyżki bezpośredniej. Wzrastający udział gospodarstw zrównoważonych w kolejnych grupach obsza-

¹³ Do badania podobieństw między dwiema grupami obiektów służy względny wskaźnik podobieństwa struktur, wzór 1 [Ostasiewicz, Rusnak, Siedlecka 2006, s. 35-36]:

$$WPS = \frac{\sum_{i=1}^n \min(w_{1i}, w_{2i})}{\sum_{i=1}^n \max(w_{1i}, w_{2i})}$$

gdzie: $i = 1, 2, \dots, n$,

$\min(w_{1i}, w_{2i})$ – minimalna wartość wskaźnika w porównywalnych grupach 1 i 2,

$\max(w_{1i}, w_{2i})$ – maksymalna wartość wskaźnika w porównywanych grupach 1 i 2.

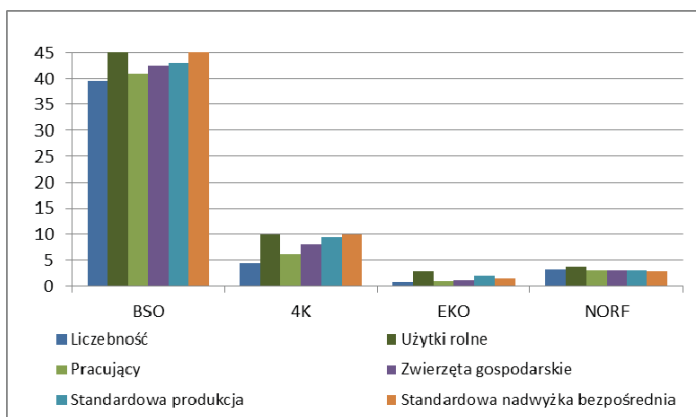
Zestawienie wskaźników struktury dla kilku obiektów umożliwia porównanie wewnętrznej budowy analizowanych grup ze względu na tę samą cechę. Wskaźnik ten przyjmuje wartości z przedziału [0; 1]. Im wartości bliższe są jedności, tym struktury badanych grup są bardziej podobne. Interpretacja poziomu wskaźnika: podobieństwo bardzo duże 0,9-1,0; duże 0,8-0,9; umiarkowane 0,7-0,8; małe 0,6-0,7; bardzo małe 0,5-0,6; brak $\leq 0,5$.

Por. [Gemzik-Salwach 2007].

rowych wskazywał na dodatnie zależności między formą gospodarowania a użytkowaną powierzchnią użytków rolnych (odpowiednio ich odsetek kształtował się od 2,2% w grupie najmniejszej do aż 18,7% w grupie największej).

Gospodarstwa norfolskie stanowiły 3,2% (47,1 tys.) ogółu badanych podmiotów. Na te gospodarstwa przypadało 3,6% użytków rolnych ogółu badanych gospodarstw, 2,9% standardowej produkcji oraz 2,7% standardowej nadwyżki bezpośredniej. Wzrost udziału tych gospodarstw w wyższych grupach obszarowych wskazuje na zrozumiałe, zresztą zwiększone, możliwości stosowania płodozmianu norfolskiego w gospodarstwach o większym areale (od 3,1% wśród gospodarstw 1-5 ha do 4,9% w grupie od 50 ha). W przeciwieństwie do gospodarstw zrównoważonych podmioty te dysponowały proporcjonalnym wobec ich liczebności potencjałem produkcyjnym (wyrażonym w powierzchni użytków rolnych, liczbie pracujących, pogłowie inwentarza, wartości standardowej nadwyżki bezpośredniej).

Wykres 1. Potencjał produkcyjny wybranych grup gospodarstw (%)



BSO – gospodarstwa z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej; 4K – gospodarstwa zrównoważone (spełniające 4 wybrane kryteria zrównoważenia środowiskowego); EKO – gospodarstwa ekologiczne (posiadające certyfikat produkcji ekologicznej); NORF – gospodarstwa norfolskie.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych PSR 2010 naliczonych w US Olsztyn na potrzeby pracy [GUS 2013].

Gospodarstwa ekologiczne stanowiły zaledwie 0,8% (11,2 tys.) ogółu badanych gospodarstw¹⁴. Niemniej jednak na te gospodarstwa przypadało prawie 3% powierzchni użytków rolnych, co świadczy o znaczeniu czynnika ziemi dla organizacji produkcji rolnej w systemie ekologicznym. Wniosek ten po-

¹⁴ Nadmienimy, iż liczba gospodarstw ekologicznych szybko rośnie: 2001 r. – 1,8 tys., 2010 r. – 20,6 tys., 2012 r. – 26,4 tys. Gospodarstw ekologicznych z certyfikatem było mniej, bo w 2001 r. – 0,7 tys. a w 2010 r. – 12,9 tys. (dane GIJHARS).

twierdzą również liczby świadczące o odsetku gospodarstw ekologicznych w dwóch skrajnych grupach obszarowych (odpowiednio 0,4% wśród gospodarstw najmniejszych oraz 7,4% wśród największych).

Przeciętny obraz wyróżnionych form gospodarstw przybliża tabela 1. Porównując przedstawione dane, można łatwo zauważyć, iż przeciętne **gospodarstwo ekologiczne** wyróżniało się największym potencjałem produkcyjnym. Przeciętne gospodarstwo ekologiczne było 3,7-krotnie większe pod względem użytkowanej powierzchni w porównaniu z przeciętnym gospodarstwem badanej zbiorowości, natomiast różnica w inwentarzu żywym była 1,5-krotna, zaś liczba pracujących była wyższa o około 1/5.

Przedstawione cechy gospodarstw ekologicznych w wyróżnionych grupach obszarowych wskazują na związek między kierunkiem produkcji rolniczej a wielkością obszarową gospodarstwa. W najmniejszych gospodarstwach ekologicznych (o powierzchni 1-5 ha) znacznie częściej prowadzono produkcję zwierzęcą, a skala produkcji zwierzęcej była większa tak w odniesieniu do przeciętnego gospodarstwa, jak i innych form rolnictwa zrównoważonego. Natomiast gospodarstwa ekologiczne o większej powierzchni (powyżej 5 ha) były częściej ukierunkowane na produkcję roślinną. Przyczyn tego stanu rzeczy można upatrywać w zasobach pracy własnej, gdyż najem stały w polskim rolnictwie stanowi zjawisko rzadkie. Ekologiczny system gospodarowania cechuje się wyższą pracochłonnością, co wynika m.in. z konieczności wykonywania zabiegów ochrony roślin bez lub przy ograniczonym zastosowaniu środków chemicznych oraz większej różnorodności upraw polowych. W mniejszych gospodarstwach – z mniejszym arealem chociażby upraw polowych – nadwyżka pracy może być spożytkowana przy produkcji zwierzęcej, dostarczając tym samym korzyści ekonomicznych oraz środowiskowych.

Zbliżone relacje związane z produkcją roślinną i zwierzęcą stwierdzono w **gospodarstwach quasi-zrównoważonych**. Przeciętne takie gospodarstwo znacząco odbiegało *in plus* od przeciętnego gospodarstwa indywidualnego: było większe pod względem obszaru UR 2,3-krotnie, nakładów pracy 1,4-krotnie, a pogłowia zwierząt 1,8-krotnie. Przy tym przewaga w zakresie produkcji zwierzęcej miała miejsce tylko w gospodarstwach zrównoważonych o powierzchni do 25 ha. Relacje te można interpretować podobnie jak w przypadku gospodarstw ekologicznych.

Choć oddzielnie wyodrębniono gospodarstwa *quasi-zrównoważone* środowiskowo oraz ekologiczne, to zbiory te w pewnym stopniu się zazębiają, a ich egzystencji przyświeca ta sama idea. Różnice między nimi dotyczą głównie uregulowań prawnych oraz zakresu norm/kryteriów, które powinny spełniać. Przedstawione wyniki potwierdzają tezę, iż ogólnie rzecz biorąc większy potencjał go-

spodarstw, zwłaszcza przyrodniczy mierzony arealem użytków rolnych, tworzy bardziej sprzyjające warunki do zrównoważenia środowiskowego gospodarstw.

Pozostałe formy rolnictwa zrównoważonego, tj. **gospodarstwa z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej** oraz **norfolkskie** w mniejszym stopniu odbiegały od przeciętnych. Najbardziej widoczne różnice dotyczyły ich powierzchni (gospodarstwa z dodatnim saldem były większe o 16%, natomiast norfolkskie o 15%). Uwzględniając ich obszar, zasadniczo w gospodarstwach największych (50 ha i więcej) zaobserwowano rozbieżność dotyczącą skali produkcji zwierzęcej (niższe pogłowie zwierząt na gospodarstwo o 18% w przypadku gospodarstw z dodatnim saldem w porównaniu do przeciętnej badanej jednostki, natomiast przy gospodarstwach norfolkskich różnica ta wyniosła odpowiednio aż 37%).

Tabela 1. Przeciętne cechy gospodarstw ogółem oraz w badanych grupach z uwzględnieniem ich obszaru

Lp.	Wyszczególnienie	OGÓLEM	BSO	4K	EKO	NORF
Ogółem						
1	Użytki rolne (ha/gospodarstwo)	8,86	10,24	20,14	32,37	10,19
2	Pracujący (JPZ/gospodarstwo)	1,24	1,28	1,73	1,46	1,19
3	Zwierzęta gospodarskie (SD/gospodarstwo)	4,26	4,58	7,76	6,28	4,05
1-5 ha						
1	Użytki rolne (ha/gospodarstwo)	2,56	2,68	2,92	3,39	2,65
2	Pracujący (JPZ/gospodarstwo)	0,91	0,90	1,27	1,11	0,91
3	Zwierzęta gospodarskie (SD/gospodarstwo)	0,75	0,64	0,89	1,45	0,68
5-25 ha						
1	Użytki rolne (ha/gospodarstwo)	10,52	10,65	12,13	12,11	10,72
2	Pracujący (JPZ/gospodarstwo)	1,55	1,52	1,73	1,48	1,43
3	Zwierzęta gospodarskie (SD/gospodarstwo)	5,87	5,61	6,16	4,16	5,46
25-50 ha						
1	Użytki rolne (ha/gospodarstwo)	33,66	33,62	34,42	35,09	33,68
2	Pracujący (JPZ/gospodarstwo)	2,06	2,03	2,09	1,49	1,81
3	Zwierzęta gospodarskie (SD/gospodarstwo)	22,45	20,78	17,68	9,60	19,52
≥50 ha						
1	Użytki rolne (ha/gospodarstwo)	115,39	114,29	124,22	127,07	113,47
2	Pracujący (JPZ/gospodarstwo)	2,56	2,42	2,96	1,70	1,94
3	Zwierzęta gospodarskie (SD/gospodarstwo)	36,09	29,69	29,47	15,34	22,77

OGÓLEM – wszystkie badane gospodarstwa prowadzące działalność rolniczą o powierzchni co najmniej 1 ha UR; pozostałe oznaczenia – jak przy wykresie 1.

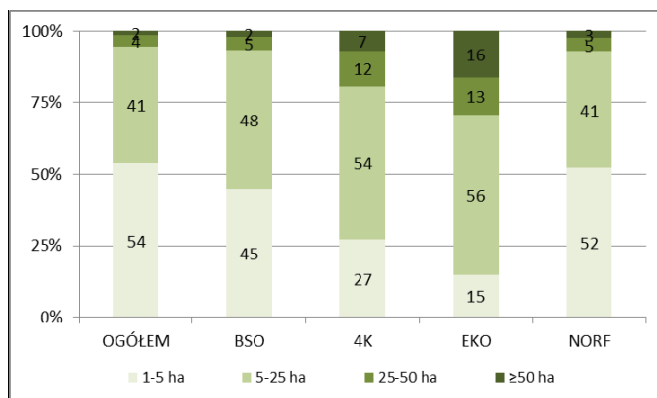
Źródło: Jak do wykresu 1.

Badane grupy gospodarstw cechowały się odmienną strukturą obszarową (wykres 2). Wśród gospodarstw ekologicznych prawie 30% podmiotów miało powierzchnię co najmniej 25 ha, natomiast w przypadku gospodarstw zrównoważonych około 20%. Rozkład gospodarstw norfolkskich pod względem powierzchni użytków rolnych był bardzo zbliżony do przeciętnego obszaru dla

ogółu badanych. Nieznacznie korzystniejszą strukturą obszarową cechowały się jednostki z dodatnim wynikiem bilansu substancji organicznej.

Prezentowane dane potwierdzają znaczenie czynnika ziemi – powierzchni użytkowanych gruntów – dla funkcjonowania i rozwoju zrównoważonych form rolnictwa. Powierzchnia gospodarstwa determinuje także skalę produkcji zwierzęcej. Gospodarstwa o mniejszym obszarze częściej i łatwiej mogą łączyć produkcję roślinną z produkcją zwierzęcą, co wynika głównie z większej pracochłonności zrównoważonej produkcji roślinnej w porównaniu do produkcji konwencjonalnej (industrialnej). Natomiast wyższa pracochłonność systemu ekologicznego powoduje trudności w łączeniu produkcji roślinnej ze zwierzęcą już w gospodarstwach powyżej 5 ha, podczas gdy w gospodarstwach zrównoważonych ma to miejsce w grupach powyżej 25 ha, zaś w gospodarstwach norfolkskich i gospodarstwach z dodatnim saldem substancji organicznej – powyżej 50 ha. W świetle znaczenia czynnika ziemi wydaje się celowa analiza gospodarstw w układzie grup obszarowych. Takie podejście pozwoli na porównanie zbliżonych pod względem powierzchni gospodarstw rolnych. Ma to szczególne znaczenie przy ocenie wyników dotyczących **sprawności ekonomicznej wyróżnionych form rolnictwa zrównoważonego**.

Wykres 2. Struktura obszarowa wybranych grup gospodarstw



Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

2.2. Cechy kierowników gospodarstw

O jakości gospodarowania w rolnictwie nie decydują wyłącznie warunki przyrodniczo-klimatyczne, lecz także – i to w coraz większym stopniu – umiejętności i wiedza kierowników gospodarstw rolnych. To oczywiste i powszechnie znane zależności. Solidne wykształcenie szkolne staje się wprost nieodzowne w przypadku alternatywnych systemów gospodarowania w rolnictwie, w tym rol-

nictwa ekologicznego. W przypadku takiego rolnictwa niewątpliwie potrzebna jest większa wiedza i umiejętności niż w przypadku rolnictwa konwencjonalnego – nawet wysoce wyspecjalizowanego, kiedy to wiedza jest tłoczona do rolnictwa wraz z przemysłowymi środkami produkcji. Dane odnoszące się do gospodarstw badanej zbiorowości, przytoczone w tabeli 2, wydają się to potwierdzać. W szczególności dowodzą, iż kwalifikacje kierowników warunkują możliwość i zakres wdrożenia praktyk rolniczych przyjaznych dla środowiska przyrodniczego.

Tabela 2. Poziom i specjalizacja wykształcenia kierowników gospodarstw rolnych (w proc.)

Lp.	Wyszczególnienie	OGÓLEM	BSO	4K	EKO	NORF
Ogółem						
1	Wyższe	10,14	9,89	8,44	26,04	13,32
2	Rolnicze ogółem	46,81	50,49	61,55	57,56	47,21
3	- w tym wyższe	2,17	2,39	3,35	8,07	3,42
4	- w tym szkolne	25,05	28,33	39,21	33,6	25,58
1-5 ha						
1	Wyższe	11,07	11,28	7,50	23,02	12,86
2	Rolnicze ogółem	35,70	38,00	40,57	51,74	37,57
3	- w tym wyższe	1,58	1,79	1,10	6,00	2,24
4	- w tym szkolne	15,42	17,49	16,91	25,42	17,17
5-25 ha						
1	Wyższe	8,47	8,06	7,55	20,55	11,76
2	Rolnicze ogółem	57,44	58,49	64,52	58,21	56,05
3	- w tym wyższe	2,30	2,25	2,73	6,25	3,53
4	- w tym szkolne	33,53	34,52	41,10	32,71	32,60
25-50 ha						
1	Wyższe	10,00	10,15	8,27	29,21	18,72
2	Rolnicze ogółem	75,06	75,76	81,16	61,63	68,72
3	- w tym wyższe	4,81	5,10	4,92	9,69	7,77
4	- w tym szkolne	53,93	54,74	62,34	39,17	46,00
≥50 ha						
1	Wyższe	21,88	22,19	19,10	45,04	37,71
2	Rolnicze ogółem	75,27	75,73	84,21	57,34	62,54
3	- w tym wyższe	11,86	12,59	14,05	14,90	17,47
4	- w tym szkolne	57,30	57,76	69,06	39,56	46,99

Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Gospodarstwa ekologiczne wyraźnie wyróżniają się pod względem odsetka kierowników gospodarstw z wyższym wykształceniem, który przekracza 2,5-krotnie przeciętną całej badanej zbiorowości. Nieco ponad 1/4 gospodarstw ekologicznych jest prowadzona przez kierowników z wykształceniem wyższym. W przypadku gospodarstw ogółem wykształcenie wyższe cechuje co dziesiątego kierownika. Analogiczny odsetek dla kierowników gospodarstw z płodozmianem norfolkskim jest o połowę niższy niż w przypadku gospodarstw ekologicznych, ale

nadal wyższy o około 30% niż ogółu badanych gospodarstw. W przypadku gospodarstw z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej oraz gospodarstw *quasi-zrównoważonych* środowiskowo odsetek kierowników z wykształceniem wyższym kształtuje się na nieco niższym poziomie niż średnio w badanej zbiorowości. Osoby kierujące gospodarstwami zrównoważonymi, ekologicznymi, z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej, a także norfolkskimi częściej były profesjonalnie przygotowane do zawodu rolnika, o czym świadczył wyższy udział kierowników z wykształceniem rolniczym, w dodatku szkolnym.

Wyniki prezentowane w układzie poszczególnych grup obszarowych wskazują na związek powierzchni gospodarstwa i kwalifikacji ich zarządzających. Udział kierowników z wykształceniem rolniczym wzrastał od 36% wśród gospodarstw najmniejszych (1-5 ha), do aż 75% w grupie ostatniej – gospodarstw o powierzchni 50 ha i więcej, w tym zwiększał się odsetek kierowników z wykształceniem szkolnym rolniczym. Co piąte duże gospodarstwo było zarządzane przez osobę z wykształceniem wyższym, natomiast w pozostałych grupach – mniejszych gospodarstwach pod względem obszaru – ich udział wahał się w granicach 8-11%.

Zwraca uwagę relatywnie wysoki odsetek gospodarstw z wyższym wykształceniem rolniczym w gospodarstwach ekologicznych¹⁵. Utwierdza to nas w przekonaniu, iż prowadzenie gospodarstw ekologicznych wymaga o wiele większej wiedzy rolniczej aniżeli gospodarstw konwencjonalnych. W grupie gospodarstw ekologicznych udział kierowników z wykształceniem rolniczym zwiększa się wraz z obszarem gospodarstw, jednakże nie dotyczy to gospodarstw największych (50 ha i więcej). W tej ostatniej grupie zanotowano relatywnie niższy odsetek kierowników o profesjonalnym przygotowaniu do zawodu (w odniesieniu do mniejszych gospodarstw pod względem obszaru), a jednocześnie stosunkowo wyższy udział zarządzających w wieku emerytalnym. W związku z powyższym można stwierdzić, iż znacząca część osób, która jest zainteresowana prowadzeniem dużych gospodarstw ekologicznych to osoby nie posiadające profesjonalnego przygotowania do zawodu rolnika, traktujące tę działalność jak jeden z „biznesów”. Trudno jednak znaleźć interpretację dla znaczącej frakcji kierowników dużych gospodarstw ekologicznych w wieku emerytalnym.

Istotnym czynnikiem warunkującym podejmowanie działalności prośrodowiskowej okazał się wiek rolnika (tab. 3). O ile przedstawione wyniki dla gospodarstw norfolkskich znacząco nie odbiegały od przeciętnych, to pozostałe grupy gospodarstw częściej były kierowane przez osoby względnie młodsze.

¹⁵ Przewagę gospodarstw ekologicznych w zakresie wykształcenia wyższego rolniczego stwierdzono już w poprzednich badaniach gospodarstw ekologicznych [Zegar 2006].

Młodzi rolnicy częściej kierowali gospodarstwami średnimi i dużymi – 25 ha i więcej, natomiast pokaźna część zarządzających w wieku emerytalnym prowadziła działalność rolniczą w gospodarstwach małych, tych do 5 ha (12%).

Można domniemywać, iż osoby lepiej przygotowane do zawodu rolnika (z wykształceniem rolniczym, w tym szkolnym), a także młodsze oraz posiadające wykształcenie wyższe są częściej zainteresowane prowadzeniem dużych gospodarstw rolnych (ich przejmowaniem bądź kupowaniem), czy też ich umiejętności i sposób zarządzania gospodarstwem i produkcją rolną skutkują znaczącą akumulacją majątku trwałego. Natomiast gospodarstwa małe są w znacznym stopniu przedmiotem zainteresowania osób w wieku emerytalnym, które dodatkowo zajmują się prowadzeniem produkcji rolniczej na niewielką skalę.

Tabela 3. Struktura kierowników gospodarstw rolnych według wieku (w proc.)

Lp.	Wyszczególnienie	OGÓLEM	BSO	4K	EKO	NORF
Ogółem						
1	Do 44 lat	39,69	41,81	43,13	42,67	39,80
2	45-64 lata	52,07	52,01	51,73	53,06	52,05
3	Od 65 lat	8,23	6,19	5,14	4,27	8,15
1-5 ha						
1	Do 44 lat	36,22	38,59	36,26	35,90	36,37
2	45-64 lata	51,54	51,46	50,93	55,00	51,32
3	Od 65 lat	12,24	9,95	12,82	9,10	12,31
5-25 ha						
1	Do 44 lat	43,18	43,92	44,87	42,85	42,95
2	45-64 lata	52,90	52,72	52,43	53,80	53,16
3	Od 65 lat	3,92	3,36	2,70	3,36	3,90
25-50 ha						
1	Do 44 lat	47,49	47,93	47,97	45,15	46,60
2	45-64 lata	51,02	50,61	50,78	51,75	51,63
3	Od 65 lat	1,48	1,46	1,25	3,10	1,77
≥50 ha						
1	Do 44 lat	47,00	47,76	47,72	46,30	46,70
2	45-64 lata	50,96	50,21	51,09	49,78	50,00
3	Od 65 lat	2,03	2,04	1,20	3,92	3,30

Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

2.3. Powiązania z rynkiem oraz źródła dochodów gospodarstw rolnych

Ważną cechą – a zarazem kryterium klasyfikacji gospodarstw rolnych – stanowi przeznaczenie produkcji. W badaniach GUS wyodrębnia się trzy kierunki, z których dwa są rozdzielne (przeznaczenie rynkowe i samozaopatrzeniowe), zaś trzeci mieści się w obu poprzednich i dotyczy tzw. sprzedaży bezpośredniej (ryнку

lokalnego). Sposób rozdysponowania produkcji rolnej w badanych formach rolnictwa ilustruje tabela 4.

Spośród ogółu badanych gospodarstw 2/3 realizowało większość produkcji na rynku, natomiast pozostałe głównie produkują na potrzeby gospodarstwa domowego rolnika. Wyróżnione formy rolnictwa – poza grupą gospodarstw norfolkskich – relatywnie częściej orientują się na rynek (72% gospodarstw z dodatnim saldem bilansu, po 76% gospodarstw *quasi*-zrównoważonych oraz ekologicznych). Wskazuje to na wyższy popyt na produkty rolnicze wytworzone w warunkach nie zakłócających równowagi środowiskowej oraz o wyższej jakości (wynikająca chociażby z precyzyjnej gospodarki chemicznymi środkami ochrony roślin oraz nawozami organicznymi). Inaczej stan rzeczy wygląda w przypadku gospodarstw norfolkskich (62% to gospodarstwa rynkowe). Słabsze powiązania tych gospodarstw z rynkiem nie podważają jednak zasadności ich egzystencji. Poza profitami środowiskowymi – w szczególności mając na uwadze korzyści w postaci wyższej jakości gleby – produkcja rolna z tych gospodarstw jest niezbędnym elementem w obrocie wewnętrznym gospodarstwa.

Rosnący odsetek gospodarstw rynkowych wraz z przechodzeniem do wyższych grup obszarowych jest oczywisty; dane tabeli 4 tylko to potwierdzają.

Tabela 4. Udział gospodarstw według powiązania z rynkiem (w proc.)

Lp.	Wyszczególnienie	OGÓLEM	BSO	4K	EKO	NORF
Ogółem						
1	Rynkowe	66,03	71,74	76,46	76,50	61,90
2	Samozaopatrzeniowe	33,97	28,26	23,54	23,50	38,10
3	Rynku lokalnego	13,78	14,87	11,53	16,56	13,40
1-5 ha						
1	Rynkowe	54,56	60,77	44,21	58,84	46,77
2	Samozaopatrzeniowe	45,44	39,23	55,79	41,16	53,23
3	Rynku lokalnego	13,59	17,13	12,04	16,43	12,95
5-25 ha						
1	Rynkowe	76,69	78,22	84,54	69,96	74,92
2	Samozaopatrzeniowe	23,31	21,78	15,46	30,04	25,08
3	Rynku lokalnego	14,41	13,37	12,33	16,06	14,01
25-50 ha						
1	Rynkowe	98,03	97,72	98,76	95,21	97,09
2	Samozaopatrzeniowe	1,97	2,28	1,24	4,79	2,91
3	Rynku lokalnego	10,23	9,75	8,04	17,03	11,76
≥50 ha						
1	Rynkowe	99,96	99,97	100,00	99,94	100,00
2	Samozaopatrzeniowe	0,04	0,03	0,00	0,06	0,00
3	Rynku lokalnego	12,67	12,18	9,52	18,04	16,01

Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Spośród badanych grup gospodarstw powiązanie z **rynkiem lokalnym** gospodarstw ekologicznych jest względnie silne (17% gospodarstw sprzedawało ponad połowę wytworzonej produkcji na lokalnym rynku). Jest to optymistyczna informacja, gdyż skrócenie łańcucha żywnościowego w przypadku „wrażliwych” produktów ekologicznych dostarcza korzyści zarówno konsumentowi, jak i producentowi. Z jednej strony, finalny odbiorca może bezpośrednio zweryfikować kupowany produkt poprzez wymianę informacji z producentem (dot. m.in. jakości i właściwości produktu) oraz mieć wpływ na jego cenę (możliwe negocjacje oraz wyeliminowanie kolejnych składowych ceny produktu na skutek krótszego łańcucha żywnościowego). Z drugiej strony zaś, w przypadku producenta-rolnika, sprzedaż na rynku lokalnym ogranicza ryzyko potencjalnych strat (związanych chociażby z transportem i magazynowaniem), a cała powstała nadwyżka ekonomiczna trafia wyłącznie w ręce producenta.

Trudno jednoznacznie ocenić związek obszaru i powiązań gospodarstw z rynkiem lokalnym. Przeciętnie rzecz biorąc, powiązanie gospodarstw z rynkiem lokalnym jest umiarkowane – ma miejsce w przypadku kilkunastu procent gospodarstw. Uwagę przykuwa względnie wyższy udział gospodarstw rynku lokalnego o powierzchni co najmniej 50 ha (w porównaniu do podmiotów o powierzchni 25-50 ha), w tym także gospodarstw gospodarujących według zasad zrównowazenia. W tym przypadku szczególnie wyróżniły się gospodarstwa ekologiczne (ponad 18% to podmioty rynku lokalnego). Prezentowane zestawienie pozwala domniemywać, że na rynku lokalnym zgłaszany jest popyt na duże – jednolite partie produktów rolniczych, które mogą być jedynie zapewnione przez dużych producentów.

O aktywności pozarolniczej rolnika bądź członków jego rodziny świadczą **źródła pozyskiwanych dochodów**, w tym z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej na własny rachunek, pracy najemnej, emerytur i rent. W całej badanej zbiorowości gospodarstw rolnych 80% pozyskiwało dochody z działalności pozarolniczej (tab. 5). Porównywalny odsetek zanotowano w gospodarstwach z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej, ekologicznych oraz norfolkskich. Gospodarstwa *quasi*-zrównoważone środowiskowo wyróżniały się w tym zakresie, gdyż dochody pozarolnicze uzyskiwało niespełna 65% spośród nich. Można przypuszczać, iż ta forma rolnictwa zrównoważonego wymaga większego zaangażowania zasobów pracy rodziny, tym samym ogranicza możliwość podjęcia dodatkowej pracy poza rolnictwem (zob. tab. 1).

Względnie więcej gospodarstw ekologicznych oraz norfolkskich czerpało korzyści z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej oraz innych źródeł niezarobkowych. Gospodarstwa te w znacznym stopniu pozyskiwały dodatkowe środki finansowe w oparciu o zasoby i majątek gospodarstwa rolnego (siłę robo-

czą, teren, budynki, park maszynowy itp.) (wykres 3). W porównaniu do pozostałych badanych grup, w gospodarstwach ekologicznych oraz norfolkskich częściej prowadzono zarobkową działalność pozarolniczą bezpośrednio związaną z gospodarstwem rolnym (była to działalność produkcyjna lub usługowa prowadzona na własny rachunek). Posiadany majątek tych gospodarstw pozwolił na podjęcie działalności agroturystycznej oraz akwakultury, a w przypadku gospodarstw ekologicznych w znacznym stopniu również przetwórstwa produktów rolnych (wykres 4). Taka integracja działalności pozarolniczych, będąca dopełnieniem działalności rolniczej, umożliwiła w szczególności gospodarstwom ekologicznym oraz norfolkskim efektywniej wykorzystać ich zasoby z korzyścią w zakresie ekonomicznym i środowiskowym.

Tabela 5. Udział gospodarstw według źródeł pozyskiwanych dochodów (w proc.)

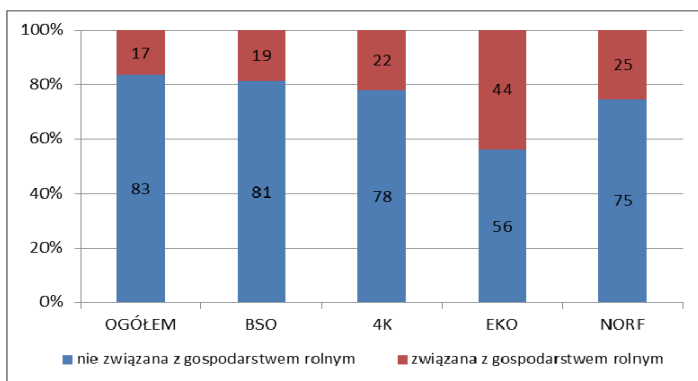
Lp.	Wyszczególnienie	OGÓLEM	BSO	4K	EKO	NORF
Ogółem						
1	Gospodarstwa z dochodami pozarolniczymi razem	80,02	77,61	64,52	77,06	81,28
2	w tym: - z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej	19,66	18,48	15,01	28,48	20,67
3	- z pracy najemnej	46,57	46,60	37,77	41,83	46,93
4	- z emerytury lub renty	29,47	26,55	24,45	21,16	29,93
5	- z innych źródeł niezarobkowych	6,66	5,88	4,89	7,00	7,44
1-5 ha						
1	Gospodarstwa z dochodami pozarolniczymi razem	92,15	91,14	89,69	90,44	92,81
2	w tym: - z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej	21,83	20,95	18,97	25,27	21,30
3	- z pracy najemnej	54,17	55,59	54,61	54,24	54,82
4	- z emerytury lub renty	36,51	33,01	41,52	34,29	38,01
5	- z innych źródeł niezarobkowych	7,81	6,93	8,01	8,30	8,37
5-25 ha						
1	Gospodarstwa z dochodami pozarolniczymi razem	68,61	69,22	60,45	77,50	70,80
2	w tym: - z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej	17,09	16,32	13,49	27,10	19,18
3	- z pracy najemnej	39,89	41,54	35,65	43,22	40,43
4	- z emerytury lub renty	22,60	22,55	20,86	22,36	22,83
5	- z innych źródeł niezarobkowych	5,63	5,32	4,36	7,18	6,73
25-50 ha						
1	Gospodarstwa z dochodami pozarolniczymi razem	45,99	47,50	40,69	69,59	54,06
2	w tym: - z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej	15,32	15,45	11,79	30,14	20,25
3	- z pracy najemnej	22,51	23,85	21,05	35,33	26,52
4	- z emerytury lub renty	12,98	13,57	11,82	13,77	12,55
5	- z innych źródeł niezarobkowych	3,25	3,19	2,09	6,25	5,12
≥50 ha						
1	Gospodarstwa z dochodami pozarolniczymi razem	47,83	47,85	40,14	69,34	61,72
2	w tym: - z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej	22,51	22,35	17,02	34,86	32,28
3	- z pracy najemnej	20,79	20,86	18,16	30,94	26,27
4	- z emerytury lub renty	8,93	9,12	8,13	10,96	9,59
5	- z innych źródeł niezarobkowych	2,74	2,44	1,83	5,76	4,00

Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Uwagę zwraca także wysoki (odbiegający od przeciętnej) odsetek gospodarstw ekologicznych oraz norfolkskich z dochodami z innych źródeł niezarobkowych. Kategoria ta jest dość pojemna i obejmuje zarówno dochody z tytułu pobierania zasiłku (z pomocy społecznej, wychowawczego), alimentów, stypendium, dochody z lokat kapitałowych, wygrane w grach liczbowych i loteryjnych, a także dochody uzyskane z tytułu pomocy zagranicznej oraz dzierżawy ziemi. Wydaje się, że te ostatnie dwie pozycje mogły przesądzić o wyniku.

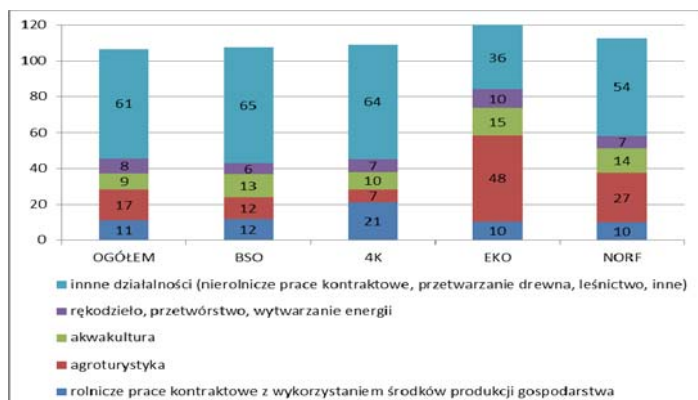
Wykres 3. Struktura badanych form rolnictwa zrównoważonego środowiskowo według prowadzonej działalności pozarolniczej



Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1. Za 100% przyjęto liczbę gospodarstw z dochodami z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej ogółem (292 386 gospodarstw).

Źródło: Jak do wykresu. 1.

Wykres 4. Rodzaje prowadzonej działalności pozarolniczej w oparciu o zasoby i majątek gospodarstw (%)



Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1. Za 100% przyjęto liczbę gospodarstw z dochodami z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej w oparciu o zasoby i majątek gospodarstwa (48 354 gospodarstw). Uwaga: prezentowane odsetki na wykresie przekraczają 100%, gdyż część gospodarstw prowadziła więcej niż jedną działalność pozarolniczą.

Źródło: Jak do wykresu. 1.

W układzie wyodrębnionych grup obszarowych, zarówno dla ogółu badanych gospodarstw, jak i poszczególnych form rolnictwa zrównoważonego zauważalny był malejący odsetek gospodarstw z dochodami z emerytur i rent, z pracy najemnej oraz z innych źródeł – co jest w pełni zrozumiałe. Niemniej jednak zaskakujące okazały się wyniki dla ostatniej grupy gospodarstw – tych o powierzchni co najmniej 50 ha – gdyż w ich przypadku odsetek gospodarstw, które czerpały dochody z tytułu prowadzenia działalności pozarolniczej był nieznacznie większy niż w niższej grupie obszarowej – to dotyczy zarówno ogółu gospodarstw, jak i poszczególnych form rolnictwa zrównoważonego. W dużych gospodarstwach, o dużym majątku (mierzonym nie tylko powierzchnią, ale także innymi aktywami: budynki, budowle itd.), istnieją większe możliwości w zakresie uzupełnienia budżetu domowego, tym samym komplementarnej aktywności gospodarczej wobec działalności rolniczej, opartej na zasobach i majątku całego gospodarstwa rolnego (np. agroturystyka, sprzedaż własnych produktów rolno-spożywczych). Szczególne możliwości w tym zakresie mają gospodarstwa ekologiczne oraz norfolkskie.

2.4. Sprawność ekonomiczna

Do oceny sprawności ekonomicznej rozważanych form rolnictwa zrównoważonego posłużono się kilkoma wskaźnikami opartymi na standardowej produkcji oraz standardowej nadwyżce bezpośredniej, a także strukturą gospodarstw rolnych według źródeł dochodów rodziny rolniczej.

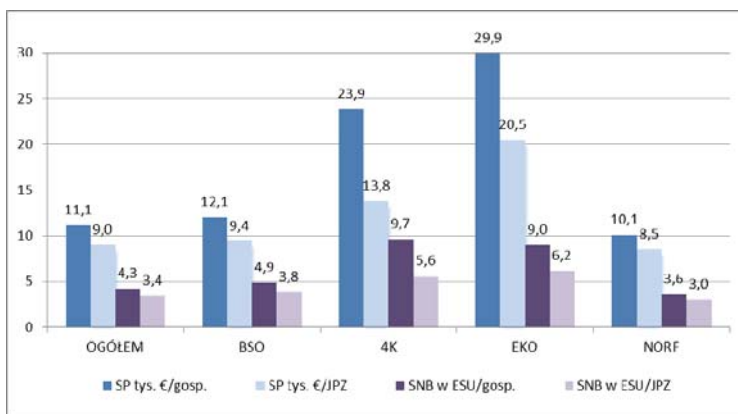
Gospodarstwa ekologiczne oraz *quasi*-zrównoważone wyróżniły się najwyższą jednostkową produktywnością, mierzoną standardową produkcją oraz standardową nadwyżką bezpośrednią na gospodarstwo oraz na jednostkę pełnozatrudnioną (wykres 5). Na ostatnim miejscu uplasowały się gospodarstwa norfolkskie, w których to przypadku poziom wskaźników odzwierciedlał wyniki dla ogółu badanych gospodarstw. Prezentowane wyniki były pochodną różnic w potencjale produkcyjnym wyróżnionych grup gospodarstw.

Pod względem produktywności nakładów ziemi najwyżej uplasowały się gospodarstwa *quasi*-zrównoważone oraz z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej (wykres 6), natomiast na przeciwnym biegunie znalazły się gospodarstwa ekologiczne. Dane te wskazują, że poszczególne formy rolnictwa zrównoważonego są w różnym stopniu powiązane z rynkiem, co jest wynikiem ich możliwości produkcyjnych i specyfiki produkcji.

W związku z tym, iż badane grupy gospodarstw różniły się pod względem użytkowanej powierzchni gruntów rolnych, analiza ich sprawności ekonomicznej została przeprowadzona w układzie grup obszarowych. Różnice w poziomie jednostkowej produktywności między wyszczególnionymi grupami obszarowymi

wymi pozwoliły na zbadanie wpływu zmian obszaru gospodarstwa na ich sprawność ekonomiczną mierzoną zarówno **standardową produkcją, jak i standardową nadwyżką bezpośrednią**.

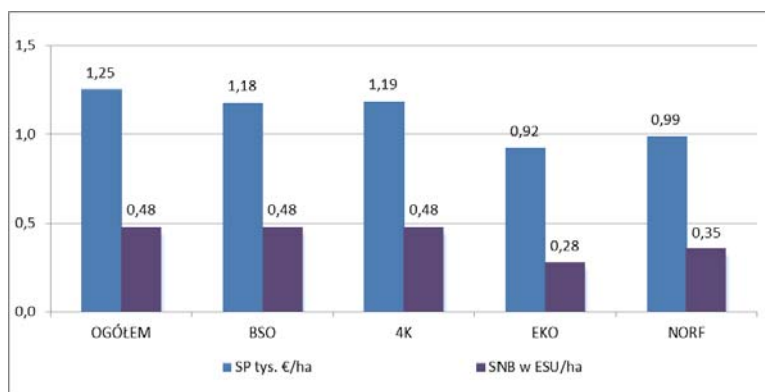
Wykres 5. Standardowa produkcja oraz standardowa nadwyżka bezpośrednia na gospodarstwo oraz jednostkę pracy



Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Wykres 6. Standardowa produkcja oraz standardowa nadwyżka bezpośrednia na hektar użytków rolnych



Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Przeciętnie rzecz biorąc, wzrost obszaru gospodarstw wpływał dodatnio na ich sprawność ekonomiczną, zarówno na poziomie gospodarstwa, jak i w odniesieniu do osoby pełnozatrudnionej (wykres 7 a-d). Niemniej jednak, przedstawione ilustracje graficzne wskazują, że wzrost obszaru gospodarstw w różnym stopniu oddziałuje na ich sprawność ekonomiczną. Dodatkowo nieco inny

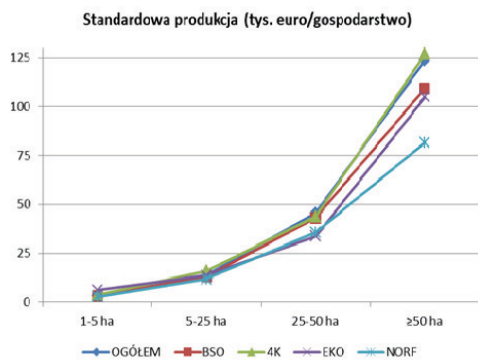
obraz wyłania się przy standardowej produkcji oraz standardowej nadwyżce bezpośredniej – chodzi o relacje między badanymi formami rolnictwa zrównoważonego w wyróżnionych grupach obszarowych. Ta kwestia nie jest przedmiotem niniejszego badania, także nie będziemy wnikać w jej przyczyny (co z pewnością kryje się w metodologii liczenia tych kategorii), lecz skoncentrujemy się na relacjach między wyszczególnionymi grupami gospodarstw.

Najbardziej miarodajny i porównywalny obraz gospodarstw o różnej wielkości i specyfice produkcji w zakresie ich sprawności ekonomicznej prezentują wskaźniki produktywności nakładów ziemi, czyli wartość standardowej produkcji oraz nadwyżki bezpośredniej w odniesieniu do powierzchni użytków rolnych. Ich wartości ilustruje wykres 7 e-f. Przedstawione wykresy wskazują, iż niezależnie od formy rolnictwa zrównoważonego, najniższą produktywnością charakteryzowały się gospodarstwa największe – o powierzchni 50 ha i więcej. Ilustracje te dowodzą, iż właściwie tylko w przypadku gospodarstw ekologicznych wzrost ich obszaru skutkuje znacznym obniżeniem produktywności ziemi. W przypadku pozostałych form rolnictwa zrównoważonego zależności te nie są jednokierunkowe i jeszcze bardziej uwypuklają się w przypadku standardowej nadwyżki bezpośredniej (wykres 7 f).

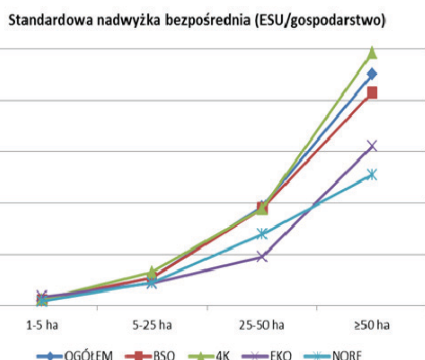
W celu sumarycznej oceny zależności obszaru gospodarstw i ich produktywności posłużono się dwoma miarami, a mianowicie: procentowym przyrostem względnym łańcuchowym (który uwydatnił różnice w produktywności ziemi między poszczególnymi grupami obszarowymi) oraz średnim wskaźnikiem tempa zmian (który przedstawił uśrednioną zmianę w produktywności ziemi) (tabela 6). Zestawione dane wskazują, że w przypadku całej zbiorowości gospodarstw produktywność ziemi zwiększała się wraz z obszarem gospodarstw, do powierzchni poniżej 50 ha – co było widoczne w przypadku standardowej produkcji, jak i standardowej nadwyżki bezpośredniej. W ostatniej grupie obszarowej (50 ha i więcej) produktywność ziemi była znacznie niższa wobec poprzedniej grupy obszarowej (o 21% w przypadku SP/ha oraz o 32% przy SNB/ha). Ta różnica zdeterminowała wartość przeciętnego wskaźnika tempa zmian, który w przypadku standardowej produkcji przyjął wartość ujemną i kształtował się poniżej 5%, co oznacza, że średnio zjawisko malało – czyli zmiana powierzchni gospodarstwa (przeciętne różnice między kolejnymi grupami obszarowymi) skutkowałą obniżeniem produktywności ziemi o 5%. Nieco inny wniosek nasuwa się w przypadku standardowej nadwyżki bezpośredniej, która wskazuje na średni – 1% wzrost. Wynik ten był głównie podyktowany znaczącą różnicą w produktywności ziemi (mierzonej SNB/ha) między gospodarstwami o powierzchni 1-5 ha oraz 5-25 ha, która wyniosła 38%.

Wykres 7 a-f. Sprawność ekonomiczna wybranych form rolnictwa zrównoważonego – wybrane wskaźniki

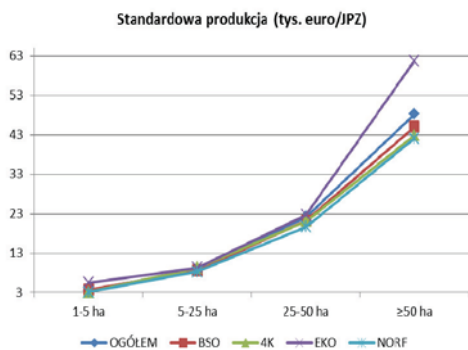
a.



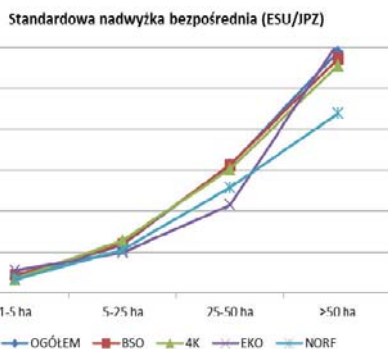
b.



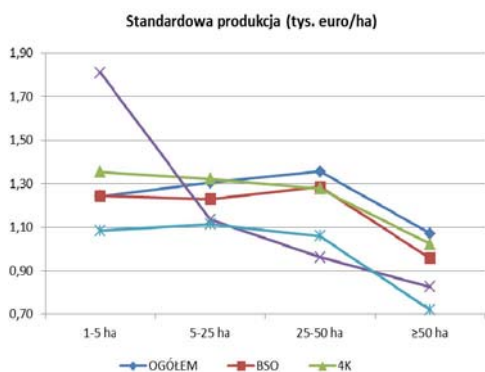
c.



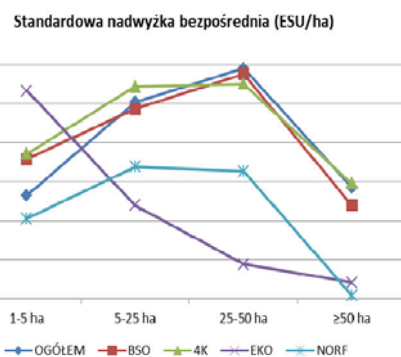
d.



e.



f.



Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Względne różnice w produktywności ziemi między poszczególnymi grupami obszarowymi w rozważanych formach rolnictwa zrównoważonego szczegółowo prezentuje tabela 6. Z zestawienia wynika, iż zarówno w przypadku standardowej produkcji, jak i standardowej nadwyżki bezpośredniej, skutki ekonomiczne zwiększenia areálu badanych grup gospodarstw są niejednorodne (o czym świadczy wielkość i kierunek zmian SP/ha i SNB/ha między przyjętymi grupami obszarowymi gospodarstw rolnych).

Tabela 6. Sprawność ekonomiczna wybranych form rolnictwa zrównoważonego – tempo zmian

Grupa obszarowa	Standardowa produkcja				Standardowa nadwyżka bezpośrednia			
	SP/ha (tys. €/ha)	Przyrost względny	Przyrost względny (%)	Indeks	SNB/ha (ESU/ha)	Przyrost względny	Przyrost względny (%)	Indeks
Gospodarstwa z UR w dobrej kulturze rolnej								
1-5 ha	1,24	x	x	x	0,38	x	x	x
5-25 ha	1,30	0,05	5,03	1,05	0,52	0,38	37,85	1,38
25-50 ha	1,36	0,04	3,91	1,04	0,57	0,10	9,94	1,10
≥50 ha	1,07	-0,21	-21,01	0,79	0,39	-0,32	-31,82	0,68
	<i>ŚWT (%)</i>	-4,83	<i>ŚTZ</i>	0,95	<i>ŚWT (%)</i>	1,10	<i>ŚTZ</i>	1,01
Gospodarstwa z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej								
1-5 ha	1,24	x	x	x	0,43	x	x	x
5-25 ha	1,23	-0,01	-1,14	0,99	0,51	0,18	17,80	1,18
25-50 ha	1,28	0,05	4,55	1,05	0,57	0,11	10,53	1,11
≥50 ha	0,96	-0,26	-25,52	0,74	0,36	-0,36	-35,65	0,64
	<i>ŚWT (%)</i>	-8,35	<i>ŚTZ</i>	0,92	<i>ŚWT (%)</i>	-5,72	<i>ŚTZ</i>	0,94
Gospodarstwa zrównoważone								
1-5 ha	1,35	x	x	x	0,44	x	x	x
5-25 ha	1,32	-0,02	-2,41	0,98	0,55	0,23	23,15	1,23
25-50 ha	1,28	-0,03	-3,37	0,97	0,55	0,01	0,78	1,01
≥50 ha	1,02	-0,20	-19,89	0,80	0,40	-0,28	-27,74	0,72
	<i>ŚWT (%)</i>	-8,92	<i>ŚTZ</i>	0,91	<i>ŚWT (%)</i>	-3,56	<i>ŚTZ</i>	0,96
Gospodarstwa ekologiczne								
1-5 ha	1,81	x	x	x	0,54	x	x	x
5-25 ha	1,13	-0,37	-37,34	0,63	0,36	-0,33	-32,56	0,67
25-50 ha	0,96	-0,15	-15,26	0,85	0,27	-0,25	-24,95	0,75
≥50 ha	0,83	-0,14	-14,09	0,86	0,25	-0,10	-10,15	0,90
	<i>ŚWT (%)</i>	-23,02	<i>ŚTZ</i>	0,77	<i>ŚWT (%)</i>	-23,10	<i>ŚTZ</i>	0,77
Gospodarstwa norfolskie								
1-5 ha	1,08	x	x	x	0,34	x	x	x
5-25 ha	1,11	0,03	2,92	1,03	0,42	0,23	23,06	1,23
25-50 ha	1,06	-0,05	-4,89	0,95	0,42	-0,02	-1,62	0,98
≥50 ha	0,72	-0,32	-32,08	0,68	0,23	-0,46	-45,87	0,54
	<i>ŚWT (%)</i>	-12,72	<i>ŚTZ</i>	0,87	<i>ŚWT (%)</i>	-13,14	<i>ŚTZ</i>	0,87

ŚWT – średni wskaźnik tempa; *ŚTZ* – średnie tempo zmian (średnia geometryczna); pozostałe oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Opierając się na wartościach wskaźnika tempa zmian, który uśrednił wielkość zmian między wyszczególnionymi czterema grupami obszarowymi, można stwierdzić, iż większy obszar gospodarstw – przeciętnie rzecz biorąc – skutkował niższą produktywnością ziemi (mierzoną zarówno SP/ha, jak i SNB/ha), na co wskazywała ujemna wartość wskaźnika w każdej z badanych form rolnictwa zrównoważonego. Największe zmiany były widoczne w gospodarstwach ekologicznych (obniżenie SP/ha oraz SNB/ha o 23%), a za nimi uplasowały się gospodarstwa norfolkskie (zmiana odpowiednio po 13% przy SP/ha oraz SNB/ha). W przypadku gospodarstw zrównoważonych oraz z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej rząd wielkości zmian był porównywalny (w pierwszej grupie obniżenie produktywności ziemi o 9% mierzonej SP/ha i 4% przy SNB/ha, w drugiej odpowiednio o 8% przy SP/ha oraz 6% przy SNB/ha).

Dodatkowego komentarza wymagają przedstawione wyniki dla gospodarstw ekologicznych. Bardzo wysoka produktywność najmniejszych gospodarstw ekologicznych (1-5 ha) wynikała z organizacji produkcji roślinnej – w tych gospodarstwach było względnie więcej upraw trwałych (w tym drzew i krzewów owocowych), a także warzyw i truskawek gruntowych, upraw pod osłonami oraz ziół i przypraw.

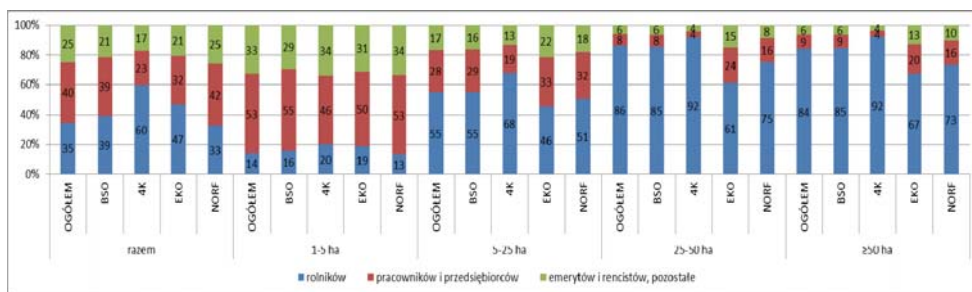
Reasumując, przedstawione wyniki wskazują, iż zmiana powierzchni gospodarstw w różny sposób wpływa na ich sprawność ekonomiczną (produktywność nakładów ziemi), a zależność ta była warunkowana przez formę rolnictwa zrównoważonego. Szczególnie gospodarstwa ekologiczne odbiegały w tym względzie od pozostałych form rolnictwa zrównoważonego.

Ocenę sprawności ekonomicznej badanych form rolnictwa zrównoważonego oparto również na **strukturze dochodowej rodzin rolniczych**. W tym celu pogrupowano gospodarstwa według przeważającego źródła utrzymania rodziny rolniczej. Dla większej przejrzystości typy społeczno-ekonomiczne gospodarstw domowych połączono w 3 grupy gospodarstw, a mianowicie:

- gospodarstwa rolników – gospodarstwa o przeważającym dochodzie z działalności rolniczej;
- gospodarstwa pracowników i przedsiębiorców – w tym przypadku uwzględniono dwie grupy gospodarstw, tj. gospodarstwa o przeważającym dochodzie z pracy najemnej (czyli pracowników) oraz gospodarstwa o przeważającym dochodzie z działalności pozarolniczej (czyli przedsiębiorców);
- gospodarstwa emerytów i rencistów oraz pozostałe – w tej grupie także uwzględniono dwie frakcje gospodarstw, tj. gospodarstwa o przeważającym dochodzie z emerytury i/lub renty, a także gospodarstwa pozostałe – o przeważającym dochodzie z innych (wcześniej nie wymienionych) źródeł.

Gospodarstwa rolników, a mówiąc precyzyjniej gospodarstwa domowe z użytkownikiem gospodarstwa rolnego, pozyskujące przeważający dochód z działalności rolniczej na własny rachunek, stanowią około 1/3 ogólnej liczby analizowanej zbiorowości gospodarstw rolnych (wykres 8). Na tym tle, w większości badanych form rolnictwa zrównoważonego, odsetek gospodarstw rolników był wyższy albo nawet znacząco wyższy (w gospodarstwach *quasi*-zrównoważonych – 60% oraz ekologicznych – 47%).

Wykres 8. Struktura gospodarstw według przeważającego źródła utrzymania rodziniczej



Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Większy potencjał produkcyjny, który jest w gospodarstwach zrównoważonych oraz ekologicznych, powinien także sprzyjać zrównoważeniu ekonomicznemu. Potwierdzają to badania gospodarstw objętych FADN [Wrzaszcz 2012], zaś dane PSR 2010 dowodzą tego pośrednio – poprzez strukturę gospodarstw domowych związanych z użytkownikiem gospodarstwa rolnego. Przedstawione wyniki wydają się być obiecujące, gdyż wskazują na dodatnie – pożądane związki między celami środowiskowymi i ekonomicznymi w gospodarstwach rolnych.

Uwzględniając całą badaną zbiorowość gospodarstw, odsetek gospodarstw domowych rolników jest najniższy w grupie obszarowej 1-5 ha, gdzie wynosi zaledwie 14%, natomiast najwyższy w grupie 25-50 ha (86%). W kolejnej grupie obszarowej obniża się (84%), co nawiasem mówiąc musi zastanawiać i wskazywać na występowanie gospodarstw o niskiej produkcji – niewykorzystujących potencjał produkcyjny ziemi. Podobne relacje w udziale gospodarstw rolników w poszczególnych grupach obszarowych były widoczne także w badanych formach rolnictwa zrównoważonego, z wyjątkiem gospodarstw ekologicznych. W tym ostatnim przypadku tendencja wzrostowa udziału gospodarstw rolników obejmowała wszystkie grupy obszarowe. Takie statystyki dowodzą zasadności i racjonalności gospodarowania zgodnie z zasadami produkcji ekologicznej na dużej powierzchni użytków rolnych, gdyż praktyki te zapewniają środowiskowo-ekonomiczną sprawność tych gospodarstw.

Rozkład gospodarstw rolników w badanych grupach obszarowych także wskazał na różnice między badanymi formami rolnictwa zrównoważonego (tabela 7 i 8). Ponad 14% gospodarstw rolników w całej badanej zbiorowości oraz gospodarstw rolników z dodatnim wynikiem bilansu posiadało powierzchnię co najmniej 25 ha, niewiele więcej norfolkskich, natomiast w przypadku *quasi-zrównoważonych* i ekologicznych udział rolników kierujących dużymi gospodarstwami wyniósł odpowiednio 30% oraz 42%. Zróżnicowanie badanych gospodarstw w tym zakresie potwierdzają wartości względnego wskaźnika podobieństwa struktur (tabela 8), które przyjęły najniższy poziom w przypadku gospodarstw ekologicznych oraz *quasi-zrównoważonych*, co świadczy o ich niskim bądź umiarkowanym podobieństwie wobec pozostałych form rolnictwa zrównoważonego i ogółu badanych jednostek.

Tabela 7. Rozkład gospodarstw rolników ogółem oraz w poszczególnych grupach według powierzchni użytków rolnych (w tys.)

Grupy	Gospodarstwa rolników				
	OGÓLEM	BSO	4K	EKO	NORF
1-5 ha	108,72	40,09	3,39	0,29	3,08
5-25 ha	326,22	152,73	23,50	2,74	9,50
25-50 ha	49,90	23,38	7,37	0,90	1,62
≥50 ha	20,25	9,98	4,17	1,19	0,87
suma	505,09	226,17	38,43	5,12	15,06

Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Tabela 8. Względny wskaźnik podobieństwa struktur gospodarstw rolników ogółem oraz w poszczególnych grupach według powierzchni użytków rolnych

Grupy	OGÓLEM	BSO	4K	EKO	NORF
OGÓLEM	1	0,93	0,72	0,58	0,95
BSO	0,93	1	0,73	0,59	0,91
4K	0,72	0,73	1	0,78	0,76
EKO	0,58	0,59	0,78	1	0,61
NORF	0,95	0,91	0,76	0,61	1

Oznaczenia jak przy wykresie 1 i tabeli 1.

Źródło: Jak do wykresu 1.

Przedstawiony wykres 8 wskazuje, że **gospodarstwa pracowników i przedsiębiorców** stanowią dominującą frakcję wśród najmniejszych gospodarstw (1-5 ha) w każdej z badanych form rolnictwa zrównoważonego. Za nimi – pod względem udziału – plasują się gospodarstwa emerytów i rencistów. Wynik ten nie jest zaskoczeniem, gdyż małe pod względem obszaru gospodarstwa często pełnią funkcję uzupełniającą wobec pozarolniczej działalności gospodarczej bądź też hobbistyczną i/lub dochodową w przypadku aktywnych emerytów i rencistów.

Wśród gospodarstw ekologicznych, a także norfolkskich uwagę zwraca znacząca część gospodarstw o dużej powierzchni (25-50 ha oraz 50 ha i więcej), która jest w dyspozycji pracowników i przedsiębiorców (odpowiednio w przypadku ekologicznych to 24% i 20%, natomiast norfolkskich po 16%, na tle ogółu badanych gospodarstw – 8% i 9%, wykres 8). O ile fakt dominującej frakcji gospodarstw pracowników i przedsiębiorców o powierzchni 1-5 ha nie dziwi i nie budzi zastrzeżeń, to w przypadku gospodarstw dużych jest to kwestia dyskusyjna. Przedstawione liczby wskazują, że znaczny potencjał produkcyjny jest w dyspozycji osób, uzyskujących dochody poza rolnictwem, które również decydują się na prowadzenie prośrodowiskowej działalności rolniczej. Do refleksji skłaniają potencjalne przesłanki, jakimi kierują się tacy „przedsiębiorcy-rolnicy” – pozyskanie dopłat czy też bezpieczna lokata kapitału?

Podsumowanie i wnioski

Kwestia możliwości pogodzenia celów ekologicznych i ekonomicznych przez gospodarstwa rolne wspólnie ma szczególne znaczenie w rozwoju rolnictwa. Prowadzenie działalności rolniczej w sposób przyjazny dla środowiska nie powinno uszczuplać ich korzyści ekonomicznej. Taka sytuacja, statystycznie rzecz biorąc, ma miejsce w gospodarstwach przekraczających pewien próg obszarowy. Przyjazność środowiskowa gospodarstw rolnych jest zapewniana na różnym poziomie przez różne formy rolnictwa. W opracowaniu pod uwagę wzięto następujące grupy gospodarstw: z dodatnim saldem bilansu substancji organicznej, *quasi*-zrównoważone, ekologiczne i norfolkskie.

Za cel przyjęto ustalenie wpływu wybranych form gospodarstw zrównoważonych środowiskowo na ich sprawność ekonomiczną. Sformułowano hipotezę roboczą, iż forma rolnictwa (gospodarstwa) zrównoważonego środowiskowo różnicuje wpływ obszaru gospodarstwa na jego sprawność ekonomiczną, którą oceniano posługując się wskaźnikami opartymi na wartości standardowej produkcji i standardowej nadwyżki bezpośredniej gospodarstwa rolnego oraz strukturze dochodów rodziny rolniczej.

Wyniki analizy potwierdzają znaczenie czynnika ziemi – powierzchni użytkowanych gruntów – dla funkcjonowania i rozwoju zrównoważonych form rolnictwa. Im większy obszar, tym – statystycznie rzecz biorąc – łatwiej jest godzić cele ekologiczne i ekonomiczne. Ważne są także kwalifikacje kierowników gospodarstw, zwłaszcza w przypadku gospodarstw ekologicznych. W takich gospodarstwach niewątpliwie potrzebna jest większa wiedza i umiejętności niż w przypadku gospodarstw konwencjonalnych – nawet wysoce wyspecjalizowanych, kiedy to wiedza jest tłoczona do rolnictwa wraz z przemysłowymi środkami produkcji. Kwalifikacje te rosną wraz z powierzchnią gospodarstw. Gospodarstwa

wyróżnionych form rolnictwa zrównoważonego środowiskowo częściej były kierowane przez osoby względnie młodsze. Młodzi rolnicy częściej kierowali gospodarstwami średnimi i dużymi, natomiast pokaźna część zarządzających w wieku emerytalnym prowadziła działalność rolniczą w gospodarstwach małych.

Z obszarem związany jest także odsetek gospodarstw rynkowych, który zwiększa się wraz z przechodzeniem do wyższych grup obszarowych. Znaczący odsetek, spośród badanych gospodarstw, powiązany był z rynkiem lokalnym. Dotyczy to zwłaszcza gospodarstw ekologicznych, co zasługuje na pozytywną ocenę, ponieważ skrócenie łańcucha żywnościowego w przypadku „wrażliwych” produktów żywnościowych dostarcza korzyści zarówno konsumentowi, jak i producentowi. Z jednej strony, finalny odbiorca może bezpośrednio zweryfikować kupowany produkt poprzez wymianę informacji z producentem oraz mieć wpływ na jego cenę (możliwe negocjacje oraz wyeliminowanie kolejnych składowych ceny produktu na skutek krótszego łańcucha żywnościowego). Z drugiej strony zaś, w przypadku producenta-rolnika, sprzedaż na rynku lokalnym ogranicza ryzyko potencjalnych strat (związanych chociażby z transportem i magazynowaniem), a cała powstała nadwyżka ekonomiczna trafia w ręce producenta.

Przeprowadzone badania wskazały, iż skutki ekonomiczne zwiększenia areалу badanych grup gospodarstw nie są takie same (o czym świadczy wielkość i kierunek zmian SP/ha i SNB/ha między przyjętymi grupami obszarowymi gospodarstw rolnych). W przypadku większości badanych form rolnictwa zrównoważonego (pomijając gospodarstwa ekologiczne) produktywność ziemi – mierzona standardową produkcją oraz standardową nadwyżką bezpośrednią zwiększa się wraz z obszarem gospodarstw, ale nie dotyczy to największej grupy obszarowej (50 ha i więcej). Natomiast opierając się na wartościach wskaźnika tempa zmian, który uśrednił wielkość zmian między wyszczególnionymi czterema grupami obszarowymi, można stwierdzić, iż większy obszar gospodarstw – przeciętnie rzecz biorąc – skutkował niższą produktywnością ziemi (mierzoną zarówno SP/ha, jak i SNB/ha), na co wskazywała ujemna wartość wskaźnika w każdej z badanych form rolnictwa zrównoważonego. Największe zmiany w tym zakresie były widoczne w gospodarstwach ekologicznych.

Większy potencjał produkcyjny wyróżnionych form gospodarstw sprzyja zrównoważeniu ekonomicznemu. Świadczy o tym relatywnie większy odsetek gospodarstw rolników w porównaniu z całą zbiorowością analizowanych gospodarstw. Dotyczy to zwłaszcza gospodarstw *quasi*-zrównoważonych oraz ekologicznych. Te dwie grupy gospodarstw wyróżniają się najlepszą strukturą ekonomiczną na tle pozostałych frakcji gospodarstw oraz ogółu badanych jednostek. Zróznicowanie badanych gospodarstw w tym zakresie potwierdzają wartości względnego wskaźnika podobieństwa struktur, które przyjęły najniższy

poziom w przypadku gospodarstw ekologicznych oraz *quasi*-zrównoważonych, co świadczy o ich niskim bądź umiarkowanym podobieństwie wobec pozostałych form rolnictwa zrównoważonego i ogółu badanych jednostek.

Bibliografia

- Gemzik-Salwach A., 2007, *Istota i metody analizy finansowej*; [portal. wsiz.rzeszow.pl/plik.aspx?id=7732].
- Goraj L., 2007, *FADN i Polski FADN. Sieć danych rachunkowych z gospodarstw rolnych i system zbierania danych rachunkowych z gospodarstw rolnych*, IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Goraj L., Bocian M., Cholewa I., Nachtman G., Tarasiuk R., 2012, *Współczynniki Standardowej Produkcji „2007” dla celów Wspólnotowej Typologii Gospodarstw Rolnych*, FADN, IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- GUS, 2012, *Charakterystyka gospodarstw rolnych. Powszechny Spis Rolny 2010*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS, 2013, *Zrównoważenie polskiego rolnictwa. Powszechny Spis Rolny 2013*. Praca zbior. pod red. J.St. Zegara (aut.: Toczyński T., Wrzaszcz W., Zegar J.St.), Warszawa.
- Kuś J., Kopiński J., 2011, *Gospodarowanie glebową materią organiczną w kontekście zmian zachodzących w polskim rolnictwie*, [w:] *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2011-2014, z. 3 [11], IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Matuszczak A., Smędzik-Ambroży K., 2013, *Próba oceny współzależności pomiędzy zrównoważeniem środowiskowym a wynikami ekonomicznymi gospodarstw rolnych na przykładzie regionu Wielkopolska i Śląsk*, [w:] *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2011-2014, z. 68 [19], IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- OECD, 1999, *Environmental Indicators for Agriculture. Issues and Design*. vol. 2, Paris.
- OECD, 2001, *Environmental Indicators for Agriculture. Methods and Results. Executive summary*, Paris.
- Ostasiewicz S., Rusnak Z., Siedlecka U., 2006, *Statystyka – elementy teorii i zadania*. Akademia Ekonomiczna im. Oskara Langego we Wrocławiu, Wrocław.
- Runowski H., 2012, *Rolnictwo ekologiczne w Polsce – stan i perspektywa*, [w:] *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2011-2012, z. 50 [15], IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Sadowski A., 2012, *Zrównoważony rozwój gospodarstw rolnych z uwzględnieniem wpływu wspólnej polityki rolnej Unii Europejskiej*, Rozprawy Naukowe nr 447, Uniwersytet Rolniczy w Poznaniu.
- Toczyński T., Wrzaszcz W., Zegar J. St., 2009, *Zrównoważenie polskiego rolnictwa w świetle danych statystyki publicznej*, [w:] *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2005-2009, z. 161 [8], IERiGŻ-PIB, Warszawa.

Woś A., 1992, *Rolnictwo zrównoważone (Sustainable Agriculture)*, Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, nr 1-3, s. 9-21.

Woś A., Zegar J., 2002, *Rolnictwo społecznie zrównoważone*, IERiGŻ, Warszawa.

Wrzaszcz W., 2012, *Poziom zrównoważenia indywidualnych gospodarstw rolnych (na podstawie danych FADN)*, Studia i Monografie, nr 155, IERiGŻ-PIB, Warszawa.

Zegar J.St., 2006, *Charakterystyka gospodarstw ekologicznych w Polsce*, [w:] *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2005-2009, z. 30 [2], IERiGŻ-PIB, Warszawa.

Zegar J.St., 2012, *Współczesne wyzwania rolnictwa*, PWN, Warszawa.

Zegar J.St., 2013, *Konkurencyjność celów ekologicznych i ekonomicznych w rolnictwie*, [w:] *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2011-2014, z. 93 [20], IERiGŻ-PIB, Warszawa.

Prof. dr hab. Antoni Faber
Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa
– Państwowy Instytut Badawczy
Puławy

BILANSE EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH ORAZ EKONOMIA WĘGLA W ROLNICTWIE

Wstęp

Rolnictwo i leśnictwo objęte są inwentaryzacjami gazów cieplarnianych (GHG) zgodnie z wymaganiami Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (UNFCCC) oraz ustaleniami Protokołu z Kioto. Nie mają one jednak wyznaczonych celów ograniczania emisji.

Sytuacja ta formalnie uległa zmianie na konferencji klimatycznej COP17 w Durbanie (grudzień 2011 r.) wskutek podjęcia decyzji w sprawie zarządzania emisjami w leśnictwie i użytkowaniu gruntów (LULUCF). Od podjęcia tej decyzji w Unii Europejskiej trwały prace nad prawnym uregulowaniem działań w tym zakresie, które zakończone zostały w maju 2013 r. przyjęciem uchwały w sprawie zasad rozliczania emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych w wyniku działalności związanej z użytkowaniem gruntów, zmianą użytkowania gruntów i leśnictwem oraz informacji o działaniach związanych z tą działalnością [Parlament Europejski 2013]. Decyzja ta zapoczątkowała włączenie rolniczej produkcji roślinnej oraz leśnictwa do unijnej polityki przeciwdziałania zmianom klimatu w kontekście planowanego przejścia UE do konkurencyjnej gospodarki niskoemisyjnej w perspektywie 2050 r. W decyzji określono zasady rozliczania mające zastosowanie do emisji i pochłaniania GHG (CO₂, CH₄ i N₂O), jako pierwszy krok w stronę włączenia tych działalności do unijnego zobowiązania dotyczącego redukcji emisji. Decyzja odnosi się wyłącznie do krajów członkowskich, nie zaś podmiotów gospodarczych i osób fizycznych, na które nakłada obowiązek przekazywania informacji o ich działaniach dotyczących sektora LULUCF, które mają służyć ograniczeniu lub redukcji emisji oraz utrzymaniu lub zwiększeniu pochłaniania GHG (mitygacji). Przyjęto, że emisje i pochłanianie emisji GHG w LULUCF włączone zostaną do pierwszego okresu rozliczeniowego trwającego od 01.01.2013 r. do 31.12.2020 r. W odniesieniu do rolnictwa (gospodarka gruntami ornymi, gospodarka pastwiskami) decyzja stanowi, że w pierwszym okresie rozliczeniowym podjęte zostaną następujące działania:

- w latach 2016-2018 państwa członkowskie przekazywać będą Komisji Europejskiej (KE) w każdym roku (do 15 marca) informacje na temat obowiązku

jących i opracowywanych systemów w celu szacowania emisji i pochłaniania GHG oraz informacje, na ile są one zgodne z metodami IPCC i wymogami UNFCCC;

- przed dniem 01.01.2022 r. państwa członkowskie opracowują i przekazują KE każdego roku (do 15 marca) początkowe, wstępne i niewiążące roczne oszacowania emisji i pochłaniania GHG w wyniku gospodarki gruntami ornymi i gospodarki pastwiskami;
- w szacunkach państwa członkowskie powinny stosować przynajmniej metodę IPCC opisaną jako poziom 1 (Tier 1), KE zachęca jednak do opracowania metod poziomu 2 i 3 (Tier 2 i 3) właściwych dla poszczególnych krajów w celu dokładniejszego i rzetelnieszego szacowania emisji i pochłaniania GHG;
- od 01.01.2021 r., ale nie później niż 15.03.2022 r. państwa członkowskie przygotowują i prowadzą roczne rachunki prawidłowo odzwierciedlające poziom wszystkich emisji (CO₂, CH₄ i N₂O) i pochłaniania emisji wynikających z działalności na ich terytorium;
- nie później niż 18 miesięcy po rozpoczęciu każdego okresu rozliczeniowego (1-szy – 01.2013 r.; 2-gi – 01.2021 r.) państwa członkowskie przygotowują i przekazują KE informacje nt. swoich obecnych i przyszłych działań w sektorze LULUCEF mających na celu ograniczenie lub redukcję emisji lub zwiększenie pochłaniania GHG;
- minimum wymaganych informacji to: opis wcześniejszych tendencji w zakresie emisji i pochłaniania; prognozy dotyczące emisji i pochłaniania; analizy potencjału ograniczenia lub zmniejszenia emisji i utrzymania lub zwiększenia pochłaniania; wykaz najodpowiedniejszych środków uwzględnionych przez kraj w celu zwiększenia potencjału w zakresie łagodzenia zmian klimatu; istniejące i planowane polityki służące wdrożeniu środków ograniczających emisje oraz harmonogram wprowadzenia tych środków do rolnictwa.

W zakresie gospodarowania gruntami ornymi decyzja nie narzuca krajom obowiązku zastosowania określonych praktyk zmniejszających emisje lub zwiększających pochłanianie GHG. Wymienia jedynie niektóre z nich przykładowo. W przypadku gospodarowania gruntami są to:

- poprawa praktyk rolniczych poprzez wybór lepszych odmian roślin uprawnych;
- powszechne stosowanie płodozmianu oraz unikanie lub mniej intensywne stosowanie ugorów;
- poprawa gospodarowania składnikami pokarmowymi, sposoby orki i gospodarowania resztkami poźniwnymi oraz poprawa gospodarki wodnej;
- promowanie praktyk rolniczo-leśnych oraz korzystnych zmian w użytkowaniu i pokryciu gruntów.

W zakresie gospodarowania użytkami zielonymi podano następujące przykładowe praktyki:

- zapobieganie przekształceniu użytków zielonych w grunty orne oraz przekształcaniu tych gruntów w roślinność rodzimą;
- poprawa gospodarki pastwiskowej poprzez zmiany intensywności wypasania;
- zwiększenie produktywności użytków zielonych;
- poprawa gospodarowania nawozami;
- skuteczniejsze przeciwdziałanie pożarom;
- wprowadzenie odpowiedniejszych roślin, a w szczególności gatunków o głębokim systemie korzeniowym oraz motylkowatych.

W odniesieniu do gospodarki na gruntach organicznych jako przykładowe praktyki podano:

- zachęcanie do stosowania zrównoważonych praktyk w zakresie użytkowania torfowisk,
- zachęcanie do minimalizacji spulchniania gleb lub ekstensywnej uprawy.

Jak wynika z przedstawionego opisu, decyzja nakłada na kraje członkowskie szeroki wachlarz zobowiązań, nie wspominając o źródłach finansowania. Sugeruje się jedynie, aby stosowne działania w rolnictwie wspierane były systemem zachęt stosowanych w WPR (PROW). Zrealizowanie decyzji wymagać będzie więc szeroko zakrojonych działań w zakresie poprawy metodyk szacowania emisji i ich harmonizacji, właściwego doboru praktyk rolniczych zmniejszających emisję lub zwiększających pochłanianie GHG, takich przy tym, które byłyby efektywne technicznie i ekonomicznie.

W prezentowanym artykule zwrócono uwagę na: stan wiedzy o emisjach GHG z LULUCEF w EU, obecny i perspektywiczny bilans emisji GHG z gruntów ornych objętych zasiewami w Polsce oraz na kluczowe znaczenie badań ekonomiczno-rolniczych w ograniczaniu emisji i zwiększaniu pochłaniania GHG w ujęciu proponowanym w nowo tworzonej specjalności ekonomicznej, nazywanej ekonomią węgla w rolnictwie (*carbon economy*) bądź gospodarką niskoemisyjną (*low-carbon economy*).

1. Krótka synteza wiedzy na temat ograniczenia emisji GHG związanych z LULUCEF w UE ze szczególnym uwzględnieniem sektora rolnictwa

Według inwentaryzacji przeprowadzonych zgodnie z wymaganiami UNFCCC dla 2009 r., cała UE-27 wykazała pochłanianie netto GHG dla sektora LULUCEF w wielkości $0,43 \text{ Gt CO}_2 \text{ r}^{-1}$, co odpowiada ok. 9% emisji GHG z innych sektorów gospodarki [Kuikman P. et al. 2011]. Pochłanianie GHG było głównie efektem wychwytywania CO_2 przez lasy. Użytkowanie gruntów w rolnictwie przyczyniało się do emisji netto GHG.

Analiza spodziewanych trendów emisji i wychwytywania GHG sugeruje, że w latach 2009-2020 wychwytywanie CO_2 związane z gospodarką leśną będzie w UE-27 maleć w związku z pogorszeniem się struktury wieku drzewostanów oraz zwiększonym pozyskiwaniem drewna [Grassi G. 2012]. Prognozowane emisje z upraw rolnych będą również malały, zaś pochłanianie CO_2 przez użytki zielone będzie relatywnie małe. Emisje związane z wylesieniami nie zmieniają się zasadniczo, zaś stosunkowo małe od 1990 r. pochłanianie związane z zalesieniami będzie rosło do 2020 r.

Jak wynika z badań, głównym sposobem ograniczenia emisji GHG z rolnictwa może być stosowanie praktyk zwiększających pochłanianie CO_2 (sekwestrację węgla organicznego w glebach). Początkowo sądzono, że gospodarowanie węglem organicznym w glebach użytków rolnych może dać techniczny potencjał ograniczenia emisji GHG w UE rzędu $200 \text{ Tg CO}_2 \text{ r}^{-1}$ [Smith P. et al. 2000]. Ostatnio szacuje się, że potencjał ten może być znacznie mniejszy i wynosić zaledwie ok. $70 \text{ Tg CO}_2 \text{ r}^{-1}$, zaś sekwestracja węgla potencjalnie zachodzić może w 6 krajach spośród 27 krajów UE [Lesschen J.P. et al. 2008, 2009]. Zmniejszenie potencjału wynika z faktu, że niektóre praktyki zwiększające mitygację są już obecnie stosowane w rolnictwie, inne (np. poprawa gospodarki wodnej) mają ograniczone zastosowanie, jeszcze inne nie są akceptowane przez producentów rolnych ze względów socjoekonomicznych lub kulturowych.

Rozważając potencjały ograniczenia emisji GHG w produkcji roślinnej, trzeba pamiętać, że sekwestracja węgla organicznego w glebach wskutek stosowania odpowiednich praktyk zachodzi do osiągnięcia nowego stanu równowagi w glebie, zazwyczaj przez okres 20-50 lat, i jest w czasie odwracalna. Oznacza to, że węgiel zgromadzony w glebie wskutek stosowania np. siewu bezpośredniego zostanie w części lub w całości wyemitowany do atmosfery w postaci CO_2 po przywróceniu pola do uprawy płużnej. Podtlenek azotu (N_2O) jest natomiast usuwany z atmosfery w sposób ciągły i bezterminowy wskutek stosowania odpowiednich praktyk rolniczych. Oba wymienione gazy decydują o bilansie emi-

sji gazów cieplarnianych z produkcji roślinnej i warto ich emisje rozpatrywać wspólnie, ponieważ niekiedy ograniczenie emisji CO₂ poprzez zwiększenie sekwestracji węgla organicznego w glebie może prowadzić do zwiększenia emisji N₂O. Emisje metanu (CH₄) na tym etapie rozważań można pominąć, gdyż gleby dobrze napowietrzone nie emitują metanu, lecz pochłaniają (absorbują) małe jego ilości, co nie ma większego znaczenia dla potencjałów emisji. Jeśli przyjąć powyższe ustalenia, to szacunki potencjałów ograniczenia emisji wykonane według metodyki IPCC 2006 (poziom 1) dla najbardziej obiecujących praktyk rolniczych stosowanych na gruntach ornych przedstawiono dla UE-27 w tabeli 1.

**Tabela 1. Potencjał ograniczenia emisji GHG
wskutek zastosowania praktyk mitygacyjnych w UE-27 (Tg CO₂ eq r⁻¹)**

Praktyka	CO ₂	N ₂ O	CO ₂ + N ₂ O	Powierzchnia GO objętych praktyką (proc.) ^a
Siew bezpośredni	19,9	-0,5	19,4	16 (3)
Rośliny motylkowate	10,6	0,2	10,8	28 (11)
Ograniczenie uprawy płużnej	9,6	0,0	9,6	42 (13)
Zmianowanie roślin	7,7	0,3	8,0	48 (34)
Pozostawienie na polu resztek poźniwnych	8,5	-1,3	7,2	49 (35)
Międzyplony (rośliny okrywowe)	9,7	-3,8	5,9	21 (3)
Optymalizacja nawożenia	0,0	4,2	4,2	67 (54)
Stosowanie kompostu	1,8	0,6	2,4	4 (0)
Rodzaj nawozu	0,0	2,3	2,3	50 (29)
Trawy w sadach	1,8	0,0	1,8	4 (1)
Agro-leśnictwo	0,6	0,02	0,7	4 (2)

^a 16 – docelowo; (3) – obecnie; dane według oceny eksperckiej ze względu na brak danych statystycznych.

Źródło: [Lesschen J.P. et al. 2008].

Przedstawione szacunki są, w ocenie ich autorów, bardzo zgrubne, gdyż metoda IPCC (poziom 1) daje wyniki obciążone wysokimi niepewnościami. Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu (*Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC) podaje, że w naszej strefie klimatycznej wynoszą one: 9 – 90% dla C organicznego w glebach oraz 30 – 300% dla emisji N₂O powstających wskutek wnoszenia do gleby azotu [IPCC 2006]. Z tego względu podane wartości (tab. 1) mogą się wahać w dość szerokim zakresie (tab. 2).

Analiza przedstawionych szacunków (tab. 1 i 2) oraz badań, z których szacunki te pochodzą wiedzie do sformułowania kilku istotnych przesłanek do dalszych badań:

- metoda IPCC szacowania emisji i pochłaniania emisji GHG (poziom 1) nie jest wystarczająco dokładna, stąd wynikają zachęty (IPCC i KE) do opracowywania specyficznych dla krajów metod poziomu 2 i 3;
- szacunki emisji i pochłaniania emisji są zróżnicowane przestrzennie, stąd należałoby je prowadzić z większą rozdzielczością przestrzenną niż kraj, co najmniej dla NUTS2 (w Polsce województwa);
- największe potencjały ograniczenia emisji możliwe są do osiągnięcia przy zastosowaniu takich praktyk, jak (tab. 1): siew bezpośredni, zwiększenie udziału motylkowatych w strukturze zasiewów oraz ograniczenie uprawy płużnej (zastąpienie orki uprawą nieodwracającą skiby);
- wymienione wyżej praktyki mogą zmniejszać produktywność, co prowadzi do utracenia przez producenta części dochodu;
- szersze zastosowanie tych praktyk w produkcji może wymagać skompensowania producentom rolnym utraconych korzyści;
- wysoka niepewność efektów ograniczenia emisji w przypadku stosowania poszczególnych praktyk uzasadnia w sposób przekonywujący potrzebę ich doboru i oceny z uwzględnieniem specyfiki regionalnych uwarunkowań rolnictwa każdego kraju UE.

Tabela 2. Zróżnicowanie potencjałów ograniczenia emisji GHG dla praktyk mitygacyjnych (Mg CO₂ eq ha⁻¹ r⁻¹)

Praktyka	Średnia	Zakres ^a	
		min	max
Zmianowanie roślin	0,39	0,07	0,71
Rośliny motylkowate	0,39	0,07	0,71
Międzyplony (rośliny okrywowe)	0,33	-0,21	1,05
Optymalizacja nawożenia	0,33	-0,21	1,05
Rodzaj nawozu	0,33	-0,21	1,05
Ograniczenie uprawy płużnej	0,17	-0,52	0,86
Pozostawienie na polu resztek poźniwnych	0,17	-0,52	0,86
Agro-leśnictwo	0,17	-0,52	0,86

^a wartość ujemna – wzrost emisji, wartość dodatnia – ograniczenie emisji.

Źródło: [Flynn H., Smith P. 2008].

2. Potencjał ograniczenia emisji GHG powstających w związku z gospodarowaniem gruntami ornymi w Polsce w świetle badań europejskich

Z analiz przeprowadzonych w UE wynika, że straty węgla organicznego wskutek gospodarowania gruntami w rolnictwie nie występowały w Polsce w 2010 r. (mediana dla województw = 0 Mg CO₂ ha⁻¹ r⁻¹). Największe pochłanianie (Mg CO₂ ha⁻¹ r⁻¹) występowało w województwie małopolskim (> 0,7), mniejsze w województwach: śląskim, świętokrzyskim, podkarpackim, podlaskim, lubuskim i zachodniopomorskim (0,3-0,7), zaś w pozostałych (-0,05 do 0,05) [Lesschen J.P. et al. 2009].

Tabela 3. Orientacyjne potencjały ograniczenia emisji GHG wskutek zastosowania praktyk mitygacyjnych na gruntach ornym (GO) w Polsce

Praktyka	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹			Powierzchnia objęta praktyką w proc.			Potencjał ograniczenia emisji ^b
	min	max	średnia	obecnie	docelowo	różnica	
Siew bezpośredni	0,25	0,39	0,32	3	20	17	570
Ograniczenie uprawy płużnej	0,10	0,16	0,13	13	50	37	1 839
Międzyplony (rośliny okrywowe) ^a	0,09	0,14	0,11	3	30	27	1 177
Rośliny motylkowate	0,08	0,12	0,10	10	25	15	589
Zmianowanie roślin	0,07	0,11	0,09	65	80	15	536
Agro-leśnictwo	0,07	0,11	0,09	3	7	4	140
Pozostawienie na polu resztek poźniwnych	0,07	0,11	0,09	15	30	15	510
Optymalizacja nawożenia ^a	0,05	0,07	0,06	60	80	20	113
Stosowanie kompostu	0,02	0,03	0,03	0	5	5	419
Rodzaj nawozu	0,01	0,02	0,02	10	30	20	157
Suma	-	-	-	-	-	-	6 006

^a mitygacja zróżnicowana w województwach; ^b Gg - CO₂ eq t ha⁻¹r⁻¹ netto z powierzchni GO objętych praktyką.

Źródło: [Lesschen J.P. et al. 2008].

Potencjał ograniczenia emisji GHG (CO₂ i N₂O) możliwy do osiągnięcia w Polsce w przyszłości wskutek stosowania praktyk mitygacyjnych może być mniejszy niż w innych krajach UE, co wynika z faktu mniejszej zasobności najszybszych gleb w węgiel organiczny (35-55 Mg C ha⁻¹) (tab. 3). Przedstawione dane mogłyby wskazywać, że ze względu na wielkość potencjałów ograniczenia emisji należałoby rozważyć zastosowanie praktyk mitygacyjnych według następującej hierarchii: uprawa ograniczona > międzyplony > rośliny motylkowate >

siew bezpośredni > zmianowanie roślin > resztki poźniwne > optymalizacja nawożenia > agro-leśnictwo > rodzaj nawozu > komposty. Zastosowanie wszystkich tych praktyk jednocześnie pozwoliłoby na obniżenie emisji GHG z gruntów ornych o 6006 Gg CO₂ eq t ha⁻¹r⁻¹. Jest to teoretyczny potencjał techniczny, który po uwzględnieniu kosztów uległby zapewne obniżeniu.

3. Próba oceny aktualnej emisji LULUCEF z gospodarowania gruntami ornymi i użytkami zielonymi w Polsce na podstawie aktualnej inwentaryzacji GHG

Inwentaryzacja emisji GHG dla Polski w 2011 r. [KOBiZE 2013], sporządzona zgodnie z zasadami metodyki IPCC 2003 [IPCC 2003] (poziom 1), przedstawia dane dla kraju w sposób zagregowany, co utrudnia wydzielenie emisji dla obu kategorii rolniczego użytkowania gruntów. Z analizy raportu wynika, że emisje z rolnictwa, bez uwzględnienia LULUCEF, stanowiły 8,6% całkowitej emisji GHG w kraju. Uwzględnienie w rachunku emisji LULUCEF związanych z użytkowaniem gruntów ornych oraz użytków zielonych zwiększa udział rolnictwa w emisji globalnej do 9,6%. O wzroście tym decyduje użytkowanie gruntów ornych (98,6% wzrostu). Emisja z użytkowania gruntów ornych osiągnęła wartość 15548 Gg CO₂ eq, z użytków zielonych 223 Gg CO₂ eq, co stanowiło łącznie 40,4% wielkości emisji GHG z rolnictwa i odpowiadało 3,9% emisji całkowitej w kraju. Podane wartości odnoszą się do geodezyjnej powierzchni użytków rolnych. Gdyby emisję z gruntów ornych, oszacowaną dla powierzchni 14,2 M ha, przeliczyć na powierzchnię zasiewów (10,6 M ha), to wynosiłaby ona ok. 11451 Gg CO₂ eq. Podane wielkości byłyby mniejsze, gdyby zastosowano metodykę IPCC 2006. Metodyka ta zakłada bowiem mniejszy wskaźnik emisji dla N₂O-N z nawozów (IPCC 2003 – 1,25%, zaś IPCC 2006 – 1,00% dawki zastosowanego nawozu azotowego).

Z przedstawionych przez KOBiZE danych wynikałoby, że ograniczeń emisji należy poszukiwać przede wszystkim w gospodarowaniu gruntami ornymi, gdzie straty węgla wynoszą średnio 0,23 Mg CO₂ ha⁻¹ r⁻¹. Uzyskanie znaczących ograniczeń emisji w gospodarowaniu użytkami zielonymi byłoby trudne, ale należy chronić je przed przekształcaniem w grunty orne, co jest w Polsce czynione. Użytki zielone pochłaniają bowiem więcej węgla, dlatego ich przekształcenie w grunty orne zwiększałoby emisje CO₂ do atmosfery.

4. Hipotetyczne oceny ważniejszych praktyk ograniczających emisję GHG w gospodarowaniu gruntami ornymi w Polsce

W Polsce, podobnie jak w UE, nie dysponujemy wystarczającą ilością danych doświadczalnych, które pozwoliłyby ocenić efektywność praktyk rolniczych zwiększających ograniczanie lub pochłanianie emisji GHG. Wstępna orientacja w tym zakresie możliwa jest jedynie na drodze zastosowania modelu DNDC (tj. denitryfikacji rozkładu), który szacuje płyny, bilanse wody, węgla i azotu, emisje CO₂, CH₄ i N₂O oraz bilans emisji GHG w skali pola. Model został skalibrowany dla Polski w stosunku do danych pochodzących ze ścisłych doświadczeń polowych. Wykorzystywano go do symulacji z uwzględnieniem 20-letnich serii dziennych danych meteorologicznych i optymalnej agrotechniki (terminy siewu, dawki N, uprawa, zmianowanie roślin) w skali przestrzennej województw. Uzyskane wyniki symulacji posłużyły do wstępnej oceny ważniejszych praktyk ograniczania emisji na gruntach ornym w Polsce.

4.1. Uprawa ograniczona

Ograniczenie uprawy polega na zastąpieniu głębokiej orki uprawkami nieodwracającymi skiby lub zmniejszającymi spulchnienie gleby. Z założenia powodować ma to mniejszą aerację gleby, co w konsekwencji zmniejszać powinno rozkład glebowej materii organicznej, przyczyniając się do wzrostu jej zasobności w glebie wskutek zmniejszenia strat węgla organicznego.

Przeprowadzone symulacje dla uprawy płużnej oraz uprawy ograniczonej (zastąpienie orki agregatem uprawowym) z pozostawieniem na polu całej ilości resztek poźniwnych w obu uprawach nie wykazały większego pochłaniania CO₂ przez gleby, na których stosowano uprawę ograniczoną. Według metodyki IPCC należało się spodziewać, że wzrost sekwestracji węgla w glebie (Mg CO₂ ha⁻¹ r⁻¹) tylko z tytułu zaniechania orki powinien wynosić 0,15-0,88 na glebach ciężkich i średnich oraz 0,11-0,59 na glebach lekkich i bardzo lekkich. Choć, jak wynika z szacunków wcześniej prezentowanych, praktyka ta może przyczyniać się zarówno do zmniejszenia, jak również zwiększenia emisji GHG (tab. 2). Przedstawione wyniki wskazują, że pilnie potrzebna jest w Polsce doświadczalna weryfikacja sekwestracji węgla w uprawie ograniczonej.

W Polsce, według GUS, praktyka ta jest stosowana w 9% ogółu gospodarstw [Główny Urząd Statystyczny 2012, s. 109 i 306]. Brak jednak bliższych danych, które pozwoliłyby przedstawić szacunki ograniczeń emisji w tych gospodarstwach oraz rachunki związanych z tym kosztów.

4.2. Międzyplony

Międzyplony oraz rośliny okrywowe z założenia zwiększają ilość dodawanego do gleby węgla, pobierają azot niewykorzystany przez roślinę wcześniej uprawianą w zmianowaniu, co ogranicza straty azotu i w konsekwencji zmniejsza wielkość dawki azotu pod roślinę następczą, a wskutek tego ogranicza emisję N_2O .

Przeprowadzone symulacje z uwzględnieniem wprowadzenia poplonu ozimego w jednym polu zmianowania wykazały, że prowadziło to do zwiększenia emisji o 0,39-0,51 t CO_2 eq $ha^{-1} r^{-1}$ w zależności od kategorii gleby. Taki wynik jest możliwy, jak wynikałoby z danych przedstawionych w tabeli 2. W dodatku skutkiem wprowadzenia poplonu do zmianowania były spadki plonów w całym zmianowaniu, które wynosiły (%): gleby bardzo lekkie – 46, gleby lekkie – 17, gleby średnie – 3 oraz gleby ciężkie – 8. Stwierdzone spadki plonów związane były z przesuszeniem gleby po przyoraniu poplonu oraz konkurencją o azot pomiędzy roślinami a rozkładającą się materią organiczną.

4.3. Rośliny motylkowate

Wprowadzenie roślin motylkowatych do zmianowania z założenia ma ograniczać dawkę azotu pod roślinę następczą, ponieważ wiążą one azot atmosferyczny, oraz zwiększać ilość pochłaniania węgla wskutek pozostawiania na polu większej masy korzeniowej. Według symulacji wprowadzenie rośliny strączkowej do zmianowania zbożowego zmniejszyło plon w zmianowaniu o 6% oraz zwiększyło emisję GHG o 0,04 t CO_2 eq $ha^{-1} r^{-1}$. Wynik ten był efektem nieco mniejszej sekwestracji węgla i nieco większej emisji N_2O . Uzyskane dane poddają w wątpliwość efektywność mitygacyjną tej praktyki (tab. 2 i 3). Konieczna jest doświadczalna weryfikacja skuteczności tej praktyki w warunkach Polski.

4.4. Siew bezpośredni

Siew bezpośredni postrzegany jest jako praktyka najefektywniej obniżająca rozkład glebowej materii organicznej oraz emisję GHG wskutek mniejszego napowietrzenia gleby, co ogranicza straty węgla.

Z przeprowadzonych symulacji wynika, że siew bezpośredni jest bardzo efektywną praktyką, która zapewnia pochłanianie 7-10 t CO_2 eq $ha^{-1} r^{-1}$. Towarzyszyły temu wahania plonów w przedziale -5 do 5%. W 47 doświadczeniach przeprowadzonych w UE średni spadek plonów wynosił 4,7% [Van den Putte A. et al. 2010]. Symulowane pochłaniania CO_2 były większe niż podane w tabeli 3

i leżały w górnym zakresie stwierdzanych doświadczalnie [Luo Z., Wang E., Sun O.J. 2010].

Ograniczenia w zastosowaniach tej praktyki mogą być związane z: możliwością jej stosowania tylko w przypadku niektórych roślin, kosztami zakupu drogich siewników oraz skutecznością ochrony herbicydowej. W dodatku ryzyko jej stosowania może być związane również z tym, że węgiel organiczny gromadzony jest w warstwach powierzchniowych gleby ($11,5 \pm 9,0 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$), ale tracony w warstwach głębszych ($12,1 \pm 5,9 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$) [Luo Z., Wang E., Sun O. J. 2010]. Jeśli wyniki te potwierdzą się w Europie, to optymistyczne szacunki sekwestracji węgla przypisywane tej praktyce zostaną zrewidowane.

W Polsce, według GUS, praktyka ta jest stosowana w 3% ogółu gospodarstw [Główny Urząd Statystyczny 2012, s. 109 i 306]. Brak jednak bliższych danych, które pozwoliłyby przedstawić szacunki ograniczeń emisji w tych gospodarstwach oraz rachunki związanych z tym kosztów.

4.5. Zmianowanie roślin

W kontekście europejskim ta praktyka rozumiana jest głównie jako: zwiększenie udziału roślin pastewnych w zmianowaniu, wprowadzenie zbóż ozimych do zmianowań roślin uprawianych w rzędach, stosowanie większej ilości roślin ozimych w zmianowaniu, ograniczenie wiosennego odłogowania gruntów. Z założenia działania te mają prowadzić do zwiększenia sekwestracji węgla organicznego w glebie.

Według przeprowadzonych symulacji zastosowanie w Polsce optymalnych zmianowań roślin, z uprawą płużną i optymalnym nawożeniem, może dawać ograniczenia emisji w zakresie od $-0,46$ do $0,67 \text{ t CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$. Z rozkładu statystycznego próby wynikałoby, że z prawdopodobieństwem 50% można przyjąć, iż optymalne zmianowanie zapewniać może ograniczenia emisji rzędu $0,11 \text{ t CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$. Jest to wartość bliska szacowanej dla Polski według innych badań (tab. 3).

4.6. Resztki poźniwne

Pozostawienie na polu całej ilości resztek poźniwnych zwiększa pochłanianie CO_2 przez gleby, ale z drugiej strony zwiększa w pewnym zakresie emisje N_2O , ponieważ z resztkami tymi pozostawia się na polu dodatkowe ilości azotu.

Przeprowadzone symulacje wskazują, że efekt netto pozostawienia na polach całej ilości słomy przy stosowaniu uprawy płużnej może dawać ograniczenia emisji ($\text{t CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$): gleby bardzo lekkie – $0,15$, gleby lekkie – $0,91$, gleby średnie – $1,79$ oraz gleby ciężkie – $1,95$. Podane wielkości odnoszą się do

plonów symulowanych, które były większe od plonów statystycznych osiągniętych w Polsce. Interpolując symulowane wartości do średnich plonów statystycznych otrzymano wartość ograniczenia emisji $0,65 \text{ t CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, co odpowiada efektowi netto rzędu 5,3% węgla wniesionego z resztkami poźniwnymi. Jest to wartość ograniczenia emisji bliska wartości maksymalnej podanej dla tej praktyki (tab. 2) i znacznie większa od wartości wyszacowanej dla Polski według badań europejskich (tab. 3). Ograniczenie emisji według symulacji zachodziło efektywnie przez okres 13-27 lat. Przedłużanie przyorywania słomy nie dawało już pochłaniania węgla. Jednakże zaniechanie stosowania tej praktyki prowadziło do stopniowej utraty węgla organicznego zgromadzonego w glebie.

4.7. Optymalizacja nawożenia

Rozumiana jest najczęściej jako: obniżenie dawki azotu, dzielenie dawek azotu, stosowanie tego składnika we właściwym czasie i przy odpowiedniej pogodzie oraz przy odpowiednim stanie gleby. Ma to zwiększać efektywność wykorzystywania azotu przez rośliny i obniżać jego straty gazowe. Niekiedy do technik mogących obniżyć emisje N_2O zalicza się także stosowanie modyfikowanych sposobów aplikacji azotu: nawożenie zlokalizowane (pasmowe) lub nawożenie stosowane według map plonów (rolnictwo precyzyjne).

W rolnictwie polskim ze względu na niższy niż w Europie poziom nawożenia azotowego trudno byłoby go zmniejszyć. Wręcz przeciwnie, należy się liczyć z tym, że nawożenie to będzie raczej rosło. Trzeba zatem dążyć do zwiększenia efektywności nawozów mineralnych i organicznych (plany nawozowe, optymalne dawki nawozów pod rośliny, optymalne terminy stosowania).

W Polsce istotne znaczenie dla równoważenia strat węgla z gleb ma stosowanie nawozów naturalnych. Aby uzyskać poprzez ich stosowanie jak największe ograniczenia emisji, należy je przechowywać tak, aby emisje N_2O i CH_4 były z nich możliwie jak najmniejsze oraz stosować zgodnie z zasadami dobrej praktyki rolniczej.

4.8. Agro-leśnictwo

Definiowane jest jako równoczesne występowanie upraw rolniczych oraz drzew i krzewów. Drzewa występować mogą na polach w postaci zadrzewień śródpolnych, zadrzewień wiatrochronnych, zadrzewień przeciwoerozyjnych lub alej zakładanych na gruntach marginalnych w celu produkcji biomasy na cele energetyczne. Zakrzewienia to zazwyczaj żywopłoty. Z literatury wynikałoby, że optymalny udział powierzchni zadrzewień i zakrzewień wynosi 3-6% powierzchni gruntów ornych [Lesschen J.P. et al. 2011].

4.9. Rodzaj nawozu

Metodyki IPCC (2003 i 2006) zakładają, że dla szacunków poziomu 1 współczynniki emisji N_2O są jednakowe w przypadku azotu pochodzącego z różnych źródeł (nawozów mineralnych i naturalnych, resztek poźniwnych oraz azotu pochodzącego z mineralizacji glebowej materii organicznej). Dokładniejsze metody szacunków poziomu 2 przyjmują zróżnicowane wartości współczynników emisji (tab. 4).

Tabela 4. Współczynniki emisji dla różnych źródeł azotu stosowanego na gruntach ornych (proc. N_2O -N w stosunku do zastosowanej dawki N mineralnego)

Źródła azotu	Gleby		
	piaszczyste	gliniaste	torfowe
Resztki poźniwne warzyw	2,00	3,00	4,00
Gnojowica świńska (mała dawka NH_3)	1,13	1,69	2,25
Resztki poźniwne innych roślin	1,00	1,50	2,00
Gnojowica bydłęca (mała dawka NH_3)	0,75	1,13	1,50
Gnojowica świńska stosowana na powierzchnię GO	0,75	1,13	1,50
Mineralne nawozy azotanowe	0,50	0,75	1,00
Gnojowica bydłęca stosowana na powierzchnię GO	0,50	0,75	1,00
Mineralne nawozy amonowe	0,40	0,60	0,80
Azot z opadów atmosferycznych	0,30	0,45	0,60
Azot z mineralizacji materii organicznej gleb	0,30	0,45	2,60
Obornik świński	0,25	0,38	0,50
Obornik bydłęcy	0,25	0,38	0,50
Pomiot drobiu	0,25	0,38	0,50
Inny obornik	0,25	0,38	0,50
Resztki poźniwne zbóż	0,20	0,30	0,40

Źródło: [Lesschen J.P. et al. 2011].

Dane tabeli 4 wskazują, że dobór nawozu azotowego może w sposób znaczący wpływać na wielkość szacowanej emisji N_2O , a przez to na bilans emisji GHG. Do pewnego stopnia emisje N_2O z nawozów mogą być również ograniczane poprzez stosowanie inhibitorów nityfikacji oraz wykorzystywanie wolno działających nawozów azotowych.

4.10. Komposty

Wprowadzenie do gleb kompostu zwiększa sekwestrację węgla. Zwiększenia ograniczenia emisji GHG na tej drodze można oczekiwać zwłaszcza w przypadku kompostowania substratów o dużej zawartości azotu. Ograniczeniu ulegają wtedy emisje N_2O w porównaniu z wnoszeniem do gleby substratów niekompostowanych.

5. Bilanse emisji gazów cieplarnianych powstających wskutek użytkowania gruntów ornych

Emisje i bilanse emisji GHG sporządzono dla powierzchni zasiewów w przekroju województw. Szacunki średnich emisji CO₂, CH₄ i N₂O w latach 2007-2009 oraz bilanse emisji w tym okresie wykonane zostały dwiema metodami: zmodyfikowaną metodą poziomu 1 oraz metodą poziomu 2 według [Leschen i in. 2011]. Wielkości emisji i bilanse, które mogą wystąpić w rolnictwie polskim w przyszłości oszacowano na podstawie symulacji wykonanych z użyciem modelu DNDC (metoda poziomu 3).

5.1. Średnie emisje i bilans emisji w latach 2007-2009 oszacowane według zmodyfikowanej metodyki szacunków (poziom 1)

W szacunkach emisji jako dane wejściowe wykorzystano średnie salda bilansu materii organicznej w glebach gruntów ornych oszacowane dla lat 2007-2009 przez Kusia i Kopińskiego [2012]. Emisje bezpośrednie N₂O oszacowano na podstawie zużycia nawozów azotowych, obornika oraz masy pozostawianych na polu resztek poźniwnych w tym okresie według metodyki IPCC 2006. Zaś pochłanianie metanu przez gleby przyjęto jako średnią wartość wynikającą z symulacji wykonanych z użyciem modelu DNDC.

Uzyskane wyniki szacunków emisji i bilans GHG należy traktować jedynie jako pewne przybliżenie ich wielkości, ponieważ zastosowana przez Kusia i Kopińskiego metoda oszacowania salda bilansu materii organicznej w glebach z użyciem współczynników degradacji i reprodukcji glebowej materii organicznej uwzględnia strukturę zasiewów oraz dostępność obornika wynikającą z obsady zwierząt, lecz nie spełnia wymagań metodycznych IPCC. Zastosowanie tej metody wydawało się być jednak dopuszczalnym ze względu na to, że obecnie nie są dostępne dane umożliwiające zastosowanie metodyki IPCC 2006 w przekroju województw. Również dlatego, że szacunki strat węgla organicznego podane przez Kusia i Kopińskiego dla Polski (0,29 Mg CO₂ ha⁻¹ r⁻¹) były zbliżone do ujawnianych przez monitoring gleb w latach 1995-2010 (0,27 Mg CO₂ ha⁻¹ r⁻¹; obliczenia własne) [IUNG-PIB 2012], choć większe niż wynikałoby z raportu KOBiZE (0,23 Mg CO₂ ha⁻¹ r⁻¹). Dokładność wykonanych szacunków była również ograniczona z tego powodu, że GUS nie podaje zużycia nawozów azotowych na gruntach ornych, a jedynie na użytkach rolnych, zaś metodyka IPCC 2003 nie uwzględnia pochłaniania CH₄ przez gleby.

W latach 2007-2009 emisja bezpośrednia GHG z gruntów ornych pod zasiewami wynosiła w Polsce 7848 Gg CO₂ eq r⁻¹ (tab. 5). Wartość ta uwzględnia emisje GHG związane z użytkowaniem gruntów ornych (struktura zasiewów,

dawki N w nawozach mineralnych i oborniku oraz N pozostający na polach w korzeniach i ścierni), które zostały zmniejszone o wielkości pochłaniania GHG (węgiel z dostępnej ilości obornika, który został przekształcony w trwałą materię organiczną gleby oraz węgiel pochłaniany przez gleby wraz CH₄). Uzyskana wartość jest mniejsza o 31,5% od przeszacowanej na powierzchnię zasiewów emisji oszacowanej przez KOBiZE wg metodyki IPCC 2003. Podana wartość spadku emisji jest głównie skutkiem wykonania szacunku N₂O wg metodyki IPCC 2006.

Tabela 5. Średnie emisje CO₂, CH₄ i N₂O oraz bilans emisji GHG z gruntów ornych pod zasiewami w latach 2007-2009^a

Województwo	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	GHG	
	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹			Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹	Gg CO ₂ eq r ⁻¹
Dolnośląskie	0,96	-0,01	0,54	1,48	1 060
Kujawsko-pomorskie	0,11	-0,01	0,62	0,72	646
Lubelskie	0,49	-0,01	0,45	0,93	987
Lubuskie	0,68	-0,01	0,43	1,10	357
Łódzkie	0,17	-0,01	0,50	0,66	494
Małopolskie	-0,06	-0,01	0,36	0,29	94
Mazowieckie	0,11	-0,01	0,47	0,56	669
Opolskie	0,72	-0,01	0,59	1,31	604
Podkarpackie	0,53	-0,01	0,30	0,82	269
Podlaskie	-0,53	-0,01	0,48	-0,06	-35
Pomorskie	0,36	-0,01	0,51	0,87	493
Śląskie	0,32	-0,01	0,46	0,77	215
Świętokrzyskie	0,34	-0,01	0,41	0,74	242
Warmińsko-mazurskie	-0,30	-0,01	0,55	0,24	160
Wielkopolskie	-0,04	-0,01	0,63	0,58	853
Zachodniopomorskie	0,74	-0,01	0,48	1,21	740

^a wartości ujemne oznaczają pochłanianie, wartości dodatnie oznaczają emisję.

Źródło: Opracowanie własne.

Stosowanie obornika, główna obecnie praktyka ograniczania emisji w Polsce, spowodowało, że w czterech województwach zachodziło pochłanianie CO₂ (tab. 5). Powodowało to zmniejszenie emisji GHG w tych województwach lub nawet sprawiło, że występowało pochłanianie netto GHG (podlaskie). W województwach, w których występowała emisja netto CO₂ można ją było sprowadzić do zera dodając do gleb odpowiednie ilości węgla w postaci przyorwanej słomy (tab. 6).

Wyeliminowanie emisji CO₂ z gleb poprzez przyoranie odpowiednich ilości słomy zwiększałoby emisje N₂O, ponieważ ze słomą dodawano by do gleb pewne ilości azotu oraz wnoszono by dodatkowe nawożenie azotowe

(6 kg N ha⁻¹ r⁻¹ na tonę słomy) stymulujące przekształcanie węgla w glebową materię organiczną. Jednakże emisje netto GHG zmalałyby (tab. 6). Emisja dla Polski wynosiłaby 5200 Gg CO₂ eq r⁻¹ i byłaby mniejsza o 54,6% w stosunku do przeszacowanej na powierzchnię zasiewów emisji podanej przez KOBiZE. Przedstawione w obu tabelach praktyki ograniczenia emisji prowadzą do zera straty węgla organicznego z gleb. Ponieważ nie zwiększają one ilości węgla w glebie, mogą być stosowane bezterminowo.

Tabela 6. Średnie emisje CO₂, CH₄ i N₂O oraz bilans emisji GHG z gruntów ornych pod zasiewami w latach 2007-2009 po zrównoważeniu emisji CO₂ z gleb poprzez przyoranie słomy

Województwo	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	GHG	
	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹			Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹	Gg CO ₂ eq r ⁻¹
Dolnośląskie	0,00	-0,01	0,69	0,68	484
Kujawsko-pomorskie	0,00	-0,01	0,64	0,63	567
Lubelskie	0,00	-0,01	0,53	0,52	550
Lubuskie	0,00	-0,01	0,54	0,53	171
Łódzkie	0,00	-0,01	0,52	0,51	385
Małopolskie	-0,06	-0,01	0,36	0,29	94
Mazowieckie	0,00	-0,01	0,48	0,47	564
Opolskie	0,00	-0,01	0,71	0,70	322
Podkarpackie	0,00	-0,01	0,39	0,38	123
Podlaskie	-0,53	-0,01	0,48	-0,06	-35
Pomorskie	0,00	-0,01	0,57	0,56	318
Śląskie	0,00	-0,01	0,51	0,50	139
Świętokrzyskie	0,00	-0,01	0,46	0,45	148
Warmińsko-mazurskie	-0,30	-0,01	0,55	0,24	160
Wielkopolskie	-0,04	-0,01	0,63	0,58	853
Zachodniopomorskie	0,00	-0,01	0,60	0,59	356

^a wartości ujemne oznaczają pochłanianie, wartości dodatnie oznaczają emisję.

Źródło: Opracowanie własne.

Trudno obecnie ocenić, czy przedstawione ograniczenia emisji byłyby wystarczające, ponieważ nie są znane cele ograniczeń emisji dla polskiego rolnictwa. Przyjmijmy jednak, że osiągnięta poprawa może być niewystarczająca.

W takiej sytuacji dalszej poprawy bilansu należałoby poszukiwać w pozostawieniu na polach całej ilości resztek poźniwnych w gospodarstwach bezinwentarzowych. Gospodarstwa te stanowią ok. 41% ogółu gospodarstw i władają ok. 36% areалу gruntów ornych w Polsce. Zakładając z dużym uproszczeniem, że są one równomiernie rozmieszczone we wszystkich województwach i pozostawią na polach całą ilość resztek poźniwnych, uzyskano by emisję GHG w kraju 2084 Gg CO₂ eq r⁻¹ (tab. 7). Wartość ta zapewniłaby ograniczenie emi-

sji o 81,8% w stosunku do przeszacowanej na powierzchnię zasiewów emisji podanej przez KOBiZE.

Tabela 7. Średnie emisje CO₂, CH₄ i N₂O oraz bilans emisji GHG z gruntów ornych pod zasiewami w latach 2007-2009 po zrównoważeniu emisji CO₂ z gleb poprzez przyoranie słomy oraz pozostawieniu całej ilości resztek poźniwnych na polach gospodarstw bezinwentarзовych

Województwo	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	GHG	
	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹			Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹	Gg CO ₂ eq r ⁻¹
Dolnośląskie	-0,70	-0,01	0,74	0,03	25
Kujawsko-pomorskie	-0,70	-0,01	0,70	-0,01	-10
Lubelskie	-0,70	-0,01	0,58	-0,12	-133
Lubuskie	-0,70	-0,01	0,59	-0,11	-37
Łódzkie	-0,70	-0,01	0,58	-0,13	-97
Małopolskie	-0,81	-0,01	0,42	-0,40	-131
Mazowieckie	-0,70	-0,01	0,54	-0,17	-200
Opolskie	-0,70	-0,01	0,76	0,05	25
Podkarpackie	-0,70	-0,01	0,44	-0,27	-87
Podlaskie	-1,61	-0,01	0,54	-1,08	-657
Pomorskie	-0,70	-0,01	0,62	-0,08	-48
Śląskie	-0,70	-0,01	0,56	-0,14	-40
Świętokrzyskie	-0,70	-0,01	0,52	-0,19	-62
Warmińsko-mazurskie	-1,21	-0,01	0,60	-0,62	-406
Wielkopolskie	-0,81	-0,01	0,69	-0,13	-191
Zachodniopomorskie	-0,70	-0,01	0,65	-0,06	-35

^a wartości ujemne oznaczają pochłanianie, wartości dodatnie oznaczają emisję.

Źródło: Opracowanie własne.

Gospodarowanie z tak wysokim pochłanianiem CO₂ może być ryzykowne ze względu na zwiększone wymywanie z gleb związków azotu i fosforu. Skutki środowiskowe tego wariantu zwiększenia pochłaniania powinny być przeanalizowane.

Przedstawiony wariant obliczeń, w których słomę wykorzystywano do zwiększenia pochłaniania CO₂ w gospodarstwach bezinwentarзовych będzie skuteczny przez ograniczony okres, zapewne nie dłuższy niż ok. 20 lat.

5.2. Średnie emisje i bilans emisji w latach 2007-2009 oszacowane według zmodyfikowanej metodyki szacowania N₂O (poziom 2)

Jedynym sposobem bezterminowego obniżenia emisji GHG jest ograniczenie emisji N₂O. Najprostsza do tego droga wiedzie poprzez zmniejszenie stosowanych dawek azotu. W sytuacji polskiego rolnictwa prowadziłoby to do ekstenzyfikacji produkcji roślinnej i pogorszenia jego konkurencyjności. Aby sytuacji takiej uniknąć, należy raczej propagować inny wariant zmniejszenia emisji N₂O.

Emisje N₂O szacowane są według metodyki IPCC 2006 (poziom 1) z niepewnością od 30% do 300%. Metodyka poziomu 2, ze współczynnikami emisji dostosowanymi do specyfiki kraju, może prowadzić do dokładniejszych szacunków (mniejszej niepewności), a niekiedy przyczynić się do zmniejszenia szacowanych emisji N₂O. W przypadku Polski zastosowanie metodyki poziomu 2 opisanej przez Lesschen et al. [2011] zmniejszyłoby emisję GHG z 7848 Gg CO₂ eq r⁻¹ (tab. 5) do 3883 Gg CO₂ eq r⁻¹ w scenariuszu wykorzystującym jedynie obornik (tab. 8). Sama więc zmiana metody z IPCC 2003 (poziom 1) na IPCC poziom 2 dla N₂O dawałaby ograniczenie emisji o 66,1% w stosunku do przeszacowanej na powierzchnię zasiewów emisji podanej przez KOBiZE.

5.3. Wielkości emisji i bilanse GHG, które mogą wystąpić w rolnictwie polskim w przyszłości oszacowane według metodyki szacunku poziomu 3 bez uwzględnienia zmian klimatu

Decyzja KE w sprawie rozliczania emisji i pochłaniania emisji GHG ma zapewnić włączenie rolniczego gospodarowania gruntami do unijnej gospodarki niskoemisyjnej w perspektywie 2050 r. Ze względu na przyjętą perspektywę czasową potrzebna jest wiedza o tym, jak w takiej perspektywie może się kształtować wielkość emisji GHG w rozwijającym się i konkurencyjnym rolnictwie polskim.

Tabela 8. Średnie emisje CO₂, CH₄ i N₂O oraz bilans emisji GHG z gruntów ornych pod zasiewami w latach 2007-2009 przy szacowaniu emisji N₂O metodą poziomu 2

Województwo	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	GHG	
	Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹			Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹	Gg CO ₂ eq r ⁻¹
Dolnośląskie	0,96	-0,01	0,12	1,07	765
Kujawsko-pomorskie	0,11	-0,01	0,16	0,26	230
Lubelskie	0,49	-0,01	0,12	0,60	636
Lubuskie	0,68	-0,01	0,12	0,79	257
Łódzkie	0,17	-0,01	0,14	0,30	228
Małopolskie	-0,06	-0,01	0,11	0,03	11
Mazowieckie	0,11	-0,01	0,12	0,22	261
Opolskie	0,72	-0,01	0,15	0,86	399
Podkarpackie	0,53	-0,01	0,11	0,63	205
Podlaskie	-0,53	-0,01	0,13	-0,41	-250
Pomorskie	0,36	-0,01	0,15	0,50	286
Śląskie	0,32	-0,01	0,13	0,44	124
Świętokrzyskie	0,34	-0,01	0,12	0,45	146
Warmińsko-mazurskie	-0,30	-0,01	0,14	-0,17	-109
Wielkopolskie	-0,04	-0,01	0,17	0,11	166
Zachodniopomorskie	0,74	-0,01	0,13	0,87	527

Źródło: Opracowanie własne.

Symulacje emisji i pochłaniania GHG (CO₂, CH₄ i N₂O) wykonano przy użyciu modelu DNDC. Model został skalibrowany dla Polski w stosunku do ścisłych doświadczeń polowych. W symulacjach przyjęto optymalne zmianowania roślin wynikające z obecnej struktury zasiewów, dolne optymalne dawki azotu z nawozów mineralnych, dostępność obornika i powierzchnię zasiewów na obecnym poziomie oraz brak zmian klimatu. W drugim przybliżeniu określono, jak na oszacowane emisje (CO₂, CH₄ i N₂O) i pochłanianie GHG wpłyną prognozowane zmiany klimatu.

Tabela 9. Emisje CO₂ z kategorii gleb pod zasiewami za około 60 lat oszacowane metodą poziomu 3

Województwo	Emisja Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹				Emisja Gg CO ₂ eq r ⁻¹				
	C	Ś	L	Bl	C	Ś	L	Bl	Suma
Dolnośląskie	2,00	-0,02	1,11	0,35	146	-2	131	143	417
Kujawsko-pomorskie	-0,36	-0,21	-0,24	-0,22	-75	-98	-47	-4	-224
Lubelskie	-0,12	0,68	0,30	0,14	-17	199	124	30	336
Lubuskie	-0,02	0,58	0,10	0,83	-3	83	4	8	92
Łódzkie	-0,33	-1,11	-0,26	1,00	-103	-373	-27	1	-501
Małopolskie	-0,97	-0,54	-0,15	0,45	-11	-12	-23	61	15
Mazowieckie	-0,35	-0,48	-1,56	0,38	-159	-256	-283	7	-691
Opolskie	-0,13	-0,18	-0,52	0,42	-4	-18	-51	99	26
Podkarpackie	-0,44	-0,14	0,27	0,32	-21	-5	38	34	46
Podlaskie	0,48	-0,42	-0,93	0,79	98	-111	-121	5	-129
Pomorskie	-0,16	0,04	-0,51	0,44	-23	10	-48	34	-27
Śląskie	-0,19	-0,21	-0,21	0,53	-13	-14	-13	45	5
Świętokrzyskie	-0,73	-0,18	-0,19	0,02	-60	-12	-25	1	-96
Warmińsko-mazurskie	-0,31	-0,20	-0,35	-0,35	-39	-48	-85	-20	-191
Wielkopolskie	-0,48	-0,30	-0,34	-0,23	-304	-226	-27	-1	-558
Zachodniopomorskie	0,06	0,15	0,36	1,00	9	55	37	14	115

Gleby: C – ciężkie; Ś – średnie; L – lekkie; Bl – bardzo lekkie.

Źródło: Opracowanie własne.

Symulacje wykazały, że przy przyjętych założeniach plon zbóż w Polsce osiągnąć może poziom 5,28 t ha⁻¹ r⁻¹. Biorąc pod uwagę obecny poziom plonów zbóż (3,39 t ha⁻¹ r⁻¹; średnia z lata 2007-2011) oraz zakładając roczne tempo wzrostu plonów 1%, dojście do tego poziomu plonowania mogłoby nastąpić po 56 latach. Osiągnięcie podanego plonu byłoby możliwe przy średniej dawce azotu w nawozach mineralnych 97 kg ha⁻¹, to znaczy przy wzroście dawki o 27 kg ha⁻¹ w stosunku do średniej dawki w okresie 2007-2009. Przyjęte tempo przyrostów plonu o 1% rocznie jest na poziomie średniego przyrostu na świecie w latach 1970-2005 [PBL Netherlands Environmental Assessment Agency 2011]. W krajach OECD może być ono w przyszłości większe i wynosić 1,5%.

Przy takim przyroście symulowane plony zostałyby osiągnięte w Polsce po ok. 37 latach. Prognozuje się, że z tytułu wzrostu plonów całkowita emisja GHG może się zmniejszyć w UE o 0,9%, a w rolnictwie o 43% [Deetman S. et al. 2013]. Osiągnięcie takiego ograniczenia emisji nie jest możliwe w UE-12 bez wzrostu nawożenia.

Wzrost plonów przyczyni się do pozostawienia na polach większej ilości materii organicznej (korzeni i ścierny), co poprawi bilans węgla w glebach (tab. 9). Gleby w połowie województw będą pochłaniały CO₂, w drugiej zaś traciły węgiel. Bilans dla kraju wskazuje, że grunty orne pochłaniać będą w sumie 6337 Gg CO₂ eq r⁻¹.

Wszystkie kategorie agronomiczne gleb pochłaniać będą metan (tab. 10). Wielkość pochłaniania tego gazu wyniesie w kraju 164 Gg CO₂ eq r⁻¹.

Tabela 10. Emisje CH₄ z kategorii gleb pod zasiewami za około 60 lat oszacowane metodą poziomu 3

Województwo	Emisja Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹				Emisja Gg CO ₂ eq r ⁻¹				
	C	Ś	L	Bl	C	Ś	L	Bl	Suma
Dolnośląskie	-0,02	0,00	-0,02	-0,01	-1,54	-0,28	-1,88	-3,98	-3,70
Kujawsko-pomorskie	-0,01	-0,01	-0,04	-0,03	-2,74	-5,12	-7,54	-0,51	-15,41
Lubelskie	-0,01	-0,01	-0,03	-0,02	-1,82	-2,25	-14,28	-4,56	-18,34
Lubuskie	-0,01	0,00	-0,03	-0,01	-1,69	-0,70	-1,04	-0,13	-3,42
Łódzkie	-0,01	-0,01	-0,06	-0,03	-4,08	-3,90	-5,71	-0,04	-13,69
Małopolskie	-0,01	-0,01	-0,03	-0,02	-0,13	-0,15	-4,37	-3,19	-4,65
Mazowieckie	-0,01	-0,01	-0,05	-0,03	-6,01	-4,80	-8,60	-0,51	-19,42
Opolskie	-0,01	0,00	-0,02	0,00	-0,42	-0,42	-1,70	0,00	-2,54
Podkarpackie	-0,01	-0,01	-0,03	-0,02	-0,57	-0,19	-4,07	-1,73	-4,82
Podlaskie	-0,01	-0,01	-0,07	-0,04	-1,87	-3,57	-9,55	-0,22	-14,99
Pomorskie	-0,01	-0,01	-0,04	-0,02	-1,83	-2,08	-4,03	-1,36	-7,93
Śląskie	-0,01	-0,01	-0,04	-0,02	-0,87	-0,41	-2,31	-1,31	-3,59
Świętokrzyskie	-0,01	-0,01	-0,03	-0,03	-0,66	-0,37	-4,63	-1,22	-5,66
Warmińsko-mazurskie	-0,01	-0,01	-0,05	-0,03	-1,60	-2,33	-12,05	-1,92	-15,98
Wielkopolskie	-0,01	-0,01	-0,08	-0,05	-8,46	-9,79	-6,50	-0,29	-24,75
Zachodniopomorskie	-0,01	0,00	-0,02	-0,01	-1,66	-1,26	-1,78	-0,13	-4,70

Źródło: Opracowanie własne.

Głównym źródłem emisji w rozpatrywanym okresie będzie N₂O-N. Zastosowana metoda szacunku (poziom 3) wykazała, że gaz ten emitowany będzie w ilościach różnych dla rozpatrywanych kategorii agronomicznych gleb (tab. 11). Jeśli ilości te wyrazić w % zastosowanych dawek azotu, to wynosić one będą dla gleb: bardzo lekkich – 1,36; lekkich – 1,12; średnich – 0,49 oraz ciężkich – 0,49. Stwierdzone zróżnicowanie wynika z większej podatności gleb lżejszych na cykle przesychniania i nawilżania, z czym wiążą się większe chwilowe emisje N₂O.

Średni ważony wskaźnik emisji N₂O-N, uwzględniający arealy rozpatrywanych kategorii gleb, wyniósł 0,74% dawki N wniesionej do gleby i był mniejszy od wskaźników przyjmowanych w metodykach IPCC (2006 – 1%; 2003 – 1,25%). Spowodowało to w konsekwencji, że dokładniejsza metoda poziomu 3 wyszacowała w sposób bardziej wiarygodny mniejsze wielkości emisji.

Zróżnicowania w wielkościach emisji N₂O z hektara odzwierciedlają całe zróżnicowanie strat gazowych azotu (nawozy mineralne i organiczne, resztki poźniwne, mineralizację azotu z glebowej substancji organicznej, azot zawarty w wodach opadowych).

Suma emisji N₂O dla kraju wyniosła 5157 Gg CO₂ eq r⁻¹ i była mniejsza od emisji wyjściowej oszacowanej dla lat 2007-2009 (5419 Gg CO₂ eq r⁻¹), pomimo zwiększenia nawożenia średnio o 27 kg N ha⁻¹. Wynik ten raz jeszcze wskazuje, że poprawa dokładności szacunków emisji tego gazu ma zasadnicze znaczenie dla ograniczenia emisji GHG z użytkowania gruntów ornych.

Tabela 11. Emisje N₂O z kategorii gleb pod zasiewami za około 60 lat oszacowane metodą poziomu 3

Województwo	Emisja Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹				Emisja Gg CO ₂ eq r ⁻¹				
	C	S	L	Bl	C	S	L	Bl	Suma
Dolnośląskie	1,31	0,30	0,97	0,55	95	35	114	224	468
Kujawsko-pomorskie	0,50	0,71	0,93	1,09	104	335	185	19	643
Lubelskie	0,37	0,69	0,58	0,75	53	203	236	162	655
Lubuskie	0,32	0,21	0,54	0,76	43	31	20	7	101
Łódzkie	0,48	0,23	0,37	1,15	151	78	38	2	268
Małopolskie	0,17	0,52	0,53	0,87	2	12	84	117	215
Mazowieckie	0,49	0,19	0,28	0,92	226	102	51	16	395
Opolskie	0,40	0,34	0,23	0,72	12	34	23	168	237
Podkarpackie	0,17	0,23	0,46	0,47	8	8	63	50	129
Podlaskie	0,94	0,37	0,52	1,43	193	100	67	8	368
Pomorskie	0,40	0,17	0,28	0,72	57	44	27	56	183
Śląskie	0,42	0,28	0,51	0,43	27	19	33	36	115
Świętokrzyskie	0,16	0,27	0,51	0,69	14	18	67	32	131
Warmińsko-mazurskie	0,48	0,27	0,51	0,61	58	63	123	35	279
Wielkopolskie	0,56	0,49	1,03	1,16	357	371	81	7	815
Zachodniopomorskie	0,28	0,17	0,45	0,79	37	60	46	11	154

Źródło: Opracowanie własne.

Sumaryczny bilans emisji GHG przy wzroście produktywności okazał się ujemnym i wyniósł dla kraju – 1365 Gg CO₂ eq r⁻¹, co oznacza, że grunty orne pod zasiewami pochłaniały GHG netto (tab. 12).

Tabela 12. Bilans emisji GHG z kategorii gleb pod zasiewami za około 60 lat oszacowany metodą poziomu 3

Województwo	Emisja Mg CO ₂ eq ha ⁻¹ r ⁻¹				Emisja Gg CO ₂ eq r ⁻¹				
	C	Ś	L	Bl	C	Ś	L	Bl	Suma
Dolnośląskie	2,00	-0,02	1,11	0,35	146	-2	131	143	417
Kujawsko-pomorskie	-0,36	-0,21	-0,24	-0,22	-75	-98	-47	-4	-224
Lubelskie	-0,12	0,68	0,30	0,14	-17	199	124	30	336
Lubuskie	-0,02	0,58	0,10	0,83	-3	83	4	8	92
Łódzkie	-0,33	-1,11	-0,26	1,00	-103	-373	-27	1	-501
Małopolskie	-0,97	-0,54	-0,15	0,45	-11	-12	-23	61	15
Mazowieckie	-0,35	-0,48	-1,56	0,38	-159	-256	-283	7	-691
Opolskie	-0,13	-0,18	-0,52	0,42	-4	-18	-51	99	26
Podkarpackie	-0,44	-0,14	0,27	0,32	-21	-5	38	34	46
Podlaskie	0,48	-0,42	-0,93	0,79	98	-111	-121	5	-129
Pomorskie	-0,16	0,04	-0,51	0,44	-23	10	-48	34	-27
Śląskie	-0,19	-0,21	-0,21	0,53	-13	-14	-13	45	5
Świętokrzyskie	-0,73	-0,18	-0,19	0,02	-60	-12	-25	1	-96
Warmińsko-mazurskie	-0,31	-0,20	-0,35	-0,35	-39	-48	-85	-20	-191
Wielkopolskie	-0,48	-0,30	-0,34	-0,23	-304	-226	-27	-1	-558
Zachodniopomorskie	0,06	0,15	0,36	1,00	9	55	37	14	115

Źródło: Opracowanie własne.

Z danych przedstawionych w tabeli 12 wynika, że grunty orne sumarycznie pochłaniać będą („-„) lub emitować („+”) GHG w zależności od kategorii agronomicznej gleb (Gg CO₂ eq r⁻¹): ciężkie -580, średnie -826 oraz lekkie -416, zaś emiterem netto będą gleby bardzo lekkie 457. Te ostatnie są już obecnie gruntami marginalnymi, a więc w rozpatrywanej perspektywie czasowej należałoby je przekształcić w użytki pochłaniające więcej CO₂ (uprawy agro-leśne lub lasy energetyczne 20-30-letniej rotacji). Zwiększyłyby to w sposób znaczący pochłanianie GHG. Jeśli taka zmiana użytkowania byłaby zbyt kosztowna, to należałoby na tych gruntach zastosować biowęgiel w dawkach eliminujących emisję, jeśli będzie to ekonomicznie opłacalne.

5.4. Wielkości emisji GHG, które mogą wystąpić w rolnictwie polskim w przyszłości oszacowane według metodyki szacunku poziomu 3 z uwzględnieniem prognozowanych zmian klimatu

Przedstawione w poprzednim rozdziale szacunki emisji nie uwzględniały prognozowanych zmian klimatu. Jak jednak wynika z wcześniejszych zastosowań modelu DNDC dla przewidywanych w Polsce zmian klimatu do 2030 i 2050 r., wzrostu temperatury i zmniejszenia się opadów atmosferycznych, należy się liczyć z obniżeniem emisji GHG o 2% w 2030 r. i o 5% w 2050 r. [Syp A.

et al. 2011]. Zastosowanie uprawy ograniczonej zmniejszać może emisję GHG o 16-18% w 2030 r. oraz o 15-17% w 2050 r. Cytowane wyniki wskazywałyby, że bilans emisji GHG przedstawiony w tabeli 12 raczej się poprawi niż pogorszy przy zaistnieniu prognozowanych zmian klimatu. Symulacje należałoby przeprowadzić jednak w szerszej skali i to z uwzględnieniem scenariuszy zmian klimatu obecnie nowelizowanych i uszczegóławianych.

Reasumując wyniki uzyskanych szacunków, można stwierdzić, że poprawa metodyk szacowania emisji GHG oraz zastosowanie praktyk mitygacyjnych może zmniejszać aktualną emisję z gruntów ornych o 31-112% w zależności od scenariusza (tab. 13).

6. Ekonomia węgla w rolnictwie

Wielkość ograniczeń emisji możliwych do osiągnięcia w UE i Polsce w gospodarowaniu gruntami rolnymi zależy będzie w znacznym stopniu od zastosowanych mechanizmów politycznych i finansowych oraz wielkości środków finansowych wspierających osiągnięcie tego celu. Zarówno owe mechanizmy, jak i wydatkowane środki powinny uwzględniać generalne zasady ekonomii węgla oraz zasady ekonomii węgla w rolnictwie.

Obserwowany efekt cieplarniany sprawił, że od wczesnych lat 90. rozwija się specjalizacja ekonomii nazywana ekonomią węgla. Zajmuje się ona kosztami ograniczania emisji GHG i kosztami pochłaniania CO₂. Ważny i pionierski wkład w zainicjowanie badań w tym zakresie wniósł W. Nordhaus [1994].

Tabela 13. Wielkość ograniczenia emisji (proc.) w stosunku do aktualnej emisji GHG z gruntów ornych (IPCC 2003; poziom1) w zależności metodyki szacunków oraz stosowanych praktyk mitygacyjnych

Metoda szacunku	Praktyki mitygacyjne			
	A	B	C	D
IPCC 2003 poziom 1	100			
IPCC 2006 poziom 1	-31 tab. 5	-55 tab. 6	-82 tab. 7	-84 tab. 3
IPCC 2006 poziom 1; N ₂ O	-66 tab. 8			
IPCC poziom 3	-112 tab. 12			

A – obornik; B – obornik z dodatkiem słomy dla uzyskania salda bilansu węgla 0; C – jak B oraz przyoranie całej ilości słomy w gospodarstwach bezinwentarzowych; D – zastosowanie wielu praktyk mitygacyjnych.

Źródło: Zestawiono na podstawie: [Michetti, Rosa 2011; Gren, Carlson 2013; Gren et al. 2012].

Pomimo tego, że specjalność ta rozwija się od prawie 20 lat, to mało jest badań konfrontujących koszty ograniczania emisji CO₂ z kosztami zwiększania pochłaniania (sekwestracji) tego gazu. Przykładem ważniejszych badań z tego zakresu mogą być zacytowane prace [Pohjola J., Kerkelä L., Mäkipää R. 2003; Lubowski R., Plantinga A., Stavins R. 2006; Bosetti V. et al. 2009]. Prace te, w odniesieniu do pochłaniania węgla, w większości zajmują się leśnictwem, co zrozumiałe, gdyż zapewnia ono pochłanianie GHG netto. W USA, które od lat są rzecznikiem włączenia pochłaniania CO₂ w leśnictwie do narodowego celu ograniczenia emisji, może to ograniczyć globalną emisję GHG o 1/3 [Gren, Elofsson 2012]. W Europie włączenie pochłaniania emisji w leśnictwie mogłoby obniżyć koszty osiągnięcia celu 20% ograniczenia emisji do 2020 r. w systemie handlu emisjami (ETS) przynajmniej o 25% [Michetti, Rosa 2011]. Podana wartość dla UE nie jest jednak pewna, ponieważ pochłanianie CO₂ jest obciążone dużą niepewnością. Jest ona efektem częściowej losowości biologicznej sekwestracji CO₂. Jeśli niepewność tę pominąć w kalkulacjach, to wartość pieniężna pochłaniania węgla w leśnictwie i rolnictwie osiągnęłaby poziom 0,45% PKB w UE, przy obecnej polityce i celu ograniczenia emisji o 20%. Ale wartość ta zmniejszyłaby się do 1/3, jeśli wszystkie sektory gospodarcze byłyby dopuszczone do handlu emisjami. Gdyby zaś w obliczeniach uwzględnić niepewność oraz wysokie prawdopodobieństwo osiągnięcia w UE 20% ograniczenia emisji, to wartość pieniężna ograniczenia emisji w LULCEF spadłaby do 0% PKB. Alokacja podanych wartości pomiędzy kraje członkowskie zależałaby od scenariusza wykonanych obliczeń. W obecnych uwarunkowaniach kraje generalnie mogą odnosić korzyści z tytułu zmniejszenia kosztów osiągnięcia celów ograniczenia emisji. W układzie szeroko sektorowego handlu emisjami kupujący uprawnienia do emisji odnosiliby korzyści z tytułu obniżenia się ich cen, zaś sprzedający ponosiliby związane z tym straty.

Koszty pochłaniania CO₂ w rolnictwie, lub inaczej zwiększenia sekwestracji węgla organicznego w glebach użytkowanych rolniczo, nie są w Europie wystarczająco dobrze rozeznane [Chiroleu-Assouline, Roussel 2013]. Szersza wiedza istnieje w tym zakresie w USA [Bangsund, Leistritz 2007; ICF 2013]. Brak wystarczającej ilości danych oraz szacunków w Europie powoduje, iż często przyjmuje się w różnych analizach europejskich wyceny kosztów globalnych [Smith et al. 2008]. Należy powątpiewać, czy szacunki takie są wystarczająco miarodajne dla rolnictwa europejskiego czy polskiego, zwłaszcza w skali regionalnej, lokalnej czy gospodarstwa. Z powyższych względów przytoczone dalej charakterystyki ekonomiczne niekiedy będą dość słabo osadzone w realiach ekonomii europejskiego i polskiego rolnictwa.

Ograniczenie emisji GHG lub zwiększenie pochłaniania CO₂ w rolnictwie może być osiągnięte poprzez zastosowanie instrumentów politycznych (regulacje prawne) i ekonomicznych (podatki, obciążenia, subsydia, zbywalne uprawnienia do emisji, systemy depozytów, dobrowolne umowy, rządowe postanowienia dotyczące finansowego wspierania usług środowiskowych) oraz działania informacyjne, edukacyjne i propagandowe.

6.1. Regulacje prawne

W celu zabezpieczenia gleb użytkowanych rolniczo przed stratami węgla organicznego niekiedy wprowadza się obligatoryjny dla producentów rolnych wymóg bilansowania strat węgla w ramach zasady wzajemnej zgodności (*cross-compliance*). Taki obowiązek nałożono na przykład na producentów rolnych w Niemczech [Farmer, Swales 2004; Hülsbergen 2003]. Koszty zastosowania praktyk bilansujących straty węgla są więc wkalkulowane w otrzymywaną przez rolników płatność obszarową.

6.2. Dobrowolne umowy

Przykładami systemów sprzedaży pochłoniętych emisji w rolnictwie na podstawie dobrowolnych umów mogą być Chicago Climate Exchange (USA), Agriculture and the ETS (Nowa Zelandia) czy Carbon Farming Initiative (Australia). Systemy funkcjonowały w oparciu o precyzyjne protokoły stosowania w rolnictwie praktyk mitygacyjnych oraz protokoły weryfikacji skutków ich stosowania. Obecnie rozwijany jest, jak się wydaje, jedynie system australijski¹. Jednakże wyniki ostatnio przeprowadzonych badań wykazują, że praktyki mitygacyjne, które mogłyby być zastosowane przez producentów rolnych nie są dla nich atrakcyjne ekonomicznie [Lam et al. 2013]. Rząd australijski oferuje producentom rolnym na dobrowolnym rynku za pochłanianie GHG 3,19 AUD Mg⁻¹ CO₂ eq. W praktyce oznacza to, że ich zyski wynosiłyby (AUD ha⁻¹ r⁻¹): orka konserwująca – 1,8; pozostałości poźniwne – 1,7; użytkowanie pastwisk – 1,5; optymalizacja nawożenia N – 0,8 w okresie pierwszych 10 lat stosowania praktyk. Jeśli uwzględnić tylko koszt nawozów azotowych zastosowanych do stabilizacji pochłaniania węgla, to straty producentów na dobrowolnym rynku GHG wyniosłyby (AUD ha⁻¹ r⁻¹): orka konserwująca – 17,8; pozostałości poźniwne – 17,5; użytkowanie pastwisk – 15,7; optymalizacja nawożenia N – 8,0. Aby system był opłacalny dla rolników, minimalna cena dla pochłanianych GHG powinna wynosić 36 AUD Mg⁻¹ CO₂ eq i byłaby większa od rynkowej ceny w handlu emisjami (23 AUD Mg⁻¹ CO₂ eq).

¹ Australian Government, Clean Energy Regulator. Carbon Farming Initiative.

6.3. Zbywalne uprawnienia do emisji

Zaistnienie tego mechanizmu wymagałoby dopuszczenia rolnictwa do systemu(-ów) handlu emisjami (w Europie ETS). Obecnie w UE szanse na to są raczej małe, ze względu na duże niepewności szacunków pochłaniania GHG, co wynika z losowości czynników mających wpływ na pochłanianie (np. takich zmienności, jak: klimatyczna, produktywności roślin, nitryfikacji i denitryfikacji azotu). Abstrahując od tego, jakie będą przyszłe decyzje polityczne w tej kwestii, prowadzone są jednak badania w tym zakresie. W szerszej skali głównie w USA. Przegląd wyników badań z tego zakresu można znaleźć w cytowanej publikacji [González-Ramírez et al. 2012]. Zwrócono w niej uwagę na podstawowe właściwości rynku zastępowania przemysłowych emisji GHG pochłanianiem tych gazów przez rolnictwo (offset), możliwe wielkości tego pochłaniania oraz związane z tym koszty. Z badań tych wynika również jasna konkluzja, że offset będzie mógł zaistnieć w przyszłości, gdy koszty pochłaniania emisji w rolnictwie będą mniejsze niż koszty ograniczania emisji innymi metodami.

W Europie nasilenie badań idących w tym kierunku jest mniejsze. W związku z tym odczuwalny jest brak danych na temat kosztów zastosowań praktyk użytkowania gruntów idących w kierunku pochłaniania CO₂. Do niedawna jedyny szacunek przedstawiono w pracy [Enkvist et al. 2007], w której wskazano, że koszty te mogą się wahać w granicach 15-50 € Mg⁻¹ CO₂ eq. Nowsze badania wskazują, że jeśli koszty pochłaniania GHG wskutek stosowania różnych praktyk odnieść do dochodu (zysku) z hektara gruntu ornego, to mogą się one wahać w szerszym zakresie 33-466 € ha⁻¹ (0-100% zysku z ha) [Gren, Elofsson 2012]. Autorzy podkreślają jednak, że z powodu braków w danych przedstawione szacunki uzyskano uproszczonymi metodami kalkulacji. Porównanie podanych oszacowań z aktualnym rynkowym kosztem zakupu uprawnień do emisji (ETS), wynoszącym w UE <5 € za Mg⁻¹ CO₂, wskazuje, że przy obecnych uwarunkowaniach rolnicy na handlu emisjami mogliby jedynie ponieść straty.

Przedstawione wywody odnoszą się jedynie do gospodarowania gruntami ornymi. Z analizami dla UE (w przekroju NUTS2) dotyczącymi wybranych praktyk możliwych do zastosowania w produkcji roślinnej i zwierzęcej dla różnych scenariuszy (w tym bez handlu i z handlem emisjami) można się zapoznać w syntezie opracowanej w JRC [Domínguez et al. 2012].

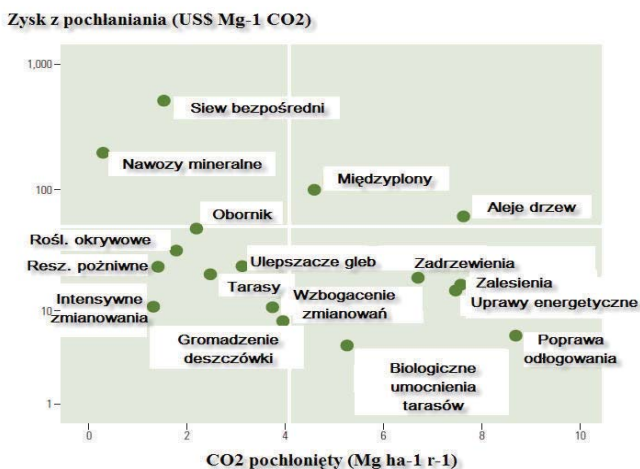
6.4. Podatki

Rozważania naukowe na temat opodatkowania producentów rolnych ze względu na emisję GHG dotyczą częściej produkcji zwierzęcej niż całego rolnictwa [Neufeldt, Schäfer 2008]. W tym ostatnim przypadku wiodą one do wniosku, że zastosowanie podatku byłoby droższe (koszt zastosowania łącznie z podatkiem) niż zastosowanie innych mechanizmów. Jest to zapewne istotny powód, dla którego wydaje się nie być aktualnie w UE woli politycznej do zastosowania tego mechanizmu. Podatek musiałby być dość duży (np. 229 € Mg⁻¹ CO₂ eq na zwierzę) i przyniósłby obniżenie dochodu rolniczego w wielu regionach UE, w tym we wszystkich województwach w Polsce [Domínguez et al. 2012].

6.5. Usługi środowiskowe i dotacje

Mechanizm ten będzie prawdopodobnie dominował w rolnictwie UE i polskim w perspektywie krótko- i średnioterminowej. Zastosowane zapewne będą zachęty finansowe z PROW, aby skłonić rolników do stosowania praktyk ograniczających emisję GHG i zwiększających pochłanianie CO₂. Istotnym jest, aby wyszacować korzyści (zyski) wynikające z zastosowania każdej takiej praktyki oraz koszty społeczne związane z jej zastosowaniem, a następnie wybrać do zastosowań te praktyki, które zagwarantują zrealizowanie potencjału ekonomicznego mitygacji. Potencjał ten to ta część potencjału technicznego mitygacji, która możliwa jest do wykorzystania w obecnych i przyszłych uwarunkowaniach ekonomicznych rolnictwa i ekonomii węgla.

Rysunek 1. Synergia i *trade off* w stosowaniu praktyk mitygacyjnych



Źródło: Carbon sequestration in agricultural soils. Economic and Sector Work. Report No. 67395-GLB, The World Bank, 2012.

Bank Światowy zaproponował krajom Trzeciego Świata zarys podejścia metodycznego, które może być przykładem pogładowym analizy korzyści i kosztów związanych ze stosowaniem różnych praktyk mitygacyjnych w rolniczej produkcji roślinnej [The World Bank 2012]. Stosowanie niektórych praktyk może prowadzić do *synergii*, czyli pozytywnej korelacji między pochłanianiem CO₂ a zyskiem ze stosowania praktyki. Albo może prowadzić do strat (*trade off; coś za coś*). Planując wprowadzenie praktyk mitygacyjnych do produkcji rolnej, należy chronić bezpieczeństwo żywnościowe poprzez dążenie do maksymalnej synergii w ich stosowaniu i minimalnego *trade off*. Pierwszym krokiem wiodącym do tego celu jest określenie związków pomiędzy zyskiem z wychwytywania CO₂ a wielkością pochłaniania tego gazu wskutek zastosowania różnych praktyk mitygacyjnych (rys. 1).

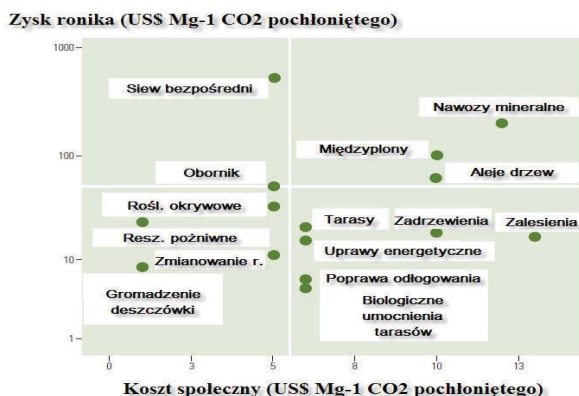
W górnym prawym prostokącie umiejscowiły się praktyki, tj. rośliny drzewiaste i aleje drzew, które zapewniają synergię (międzyplony drzewiaste i aleje drzew). W dolnym prawym prostokącie lokują się praktyki zapewniające duże pochłanianie, ale relatywnie mały zysk. W lewym górnym prostokącie występują praktyki gwarantujące duży zysk osiągnięty przy relatywnie małym pochłanianiu. Gorszy wynik dla obornika jest związany z większymi kosztami składowania i aplikacji. Wysoka wycena efektów siewu bezpośredniego związana jest z ograniczeniem kosztów produkcji, co nie zawsze jest prawdziwe. W dolnym lewym kwadracie znalazły miejsce praktyki zapewniające niski zysk oraz niskie pochłanianie. Przedstawione wyceny mogą być uznane za krok pierwszy w kierunku określenia potencjału ekonomicznego mitygacji, jeśli znane są powierzchnie gruntów, na których są lub będą stosowane praktyki mitygacyjne.

Krokiem drugim wiodącym do tego celu jest określenie kosztów społecznych wprowadzenia tych praktyk do produkcji (rys. 2). Do kosztów tych zalicza się wsparcie rządowe w formie między innymi: finansowania zakupu nasion i sadzonek, różnorodnych subsydiów, zachęt finansowych kompensujących utracone korzyści, finansowanie doradztwa rolniczego oraz kosztów administracyjnych.

Uważa się, że wsparcie ze środków publicznych badań oraz inwestycji poprawiających gospodarowanie gruntami jest efektywniejsze niż finansowanie środków produkcji. Na przedstawionym rysunku stwierdzić można, że praktyki powodujące zmiany w użytkowaniu gruntów (prawy dolny prostokąt) generują duże koszty społeczne oraz mały zysk. Wymagają więc dużego wsparcia. W lewym dolnym kwadracie ulokowały się praktyki charakteryzujące się niskim zyskiem i małym zapotrzebowaniem na wsparcie. Siew bezpośredni zapewnia największy zysk przy umiarkowanych kosztach społecznych, co nie zawsze jest prawdziwe. Relatywnie duże koszty społeczne praktyk w prawym górnym pro-

stokację są związane z subsydiowaniem zadrzewień oraz znacznymi kosztami fiskalnymi związanymi ze stosowaniem nawozów mineralnych.

Rysunek 2. Koszty społeczne stosowania praktyk mitygacyjnych



Źródło: *Carbon sequestration in agricultural soils. Economic and Sector Work. Report No. 67395-GLB, The World Bank, 2012.*

Przedstawiony zarys metodyczny porządkuje podejście do zagadnienia, dążąc do wyboru społecznie zrównoważonych praktyk mitygacyjnych. Nie uwzględniono w nim dwóch istotnych kwestii. Pierwsza dotyczy sytuacji, w których zysk rolnika ze stosowania praktyki jest ujemny albo nawet ujemne są zarówno zysk, jak i pochłanianie CO₂. Takie sytuacje występują w praktyce. Druga kwestia dotyczy synergicznego efektu w stosowaniu kilku praktyk równocześnie. Zdarza się, iż pochłanianie jest wtedy większe od sumy pochłaniania dla każdej z tych praktyk rozpatrywanej z osobna. Innymi słowy, efekt stosowania grupy praktyk mitygacyjnych nie jest addytywny.

Zastosowanie podanej metody doprowadzić powinno do optymalizacji założeń niezbędnych do planowania wykorzystania potencjału ekonomicznego mitygacji. Inną sprawą jest, czy rolnicy będą chcieli te praktyki stosować. Zapewne tak, jeśli przynosić im one będą korzyści lub wystarczające rekompensaty utraconych korzyści.

Podsumowanie

Decyzja KE w sprawie zasad rozliczania emisji i jej pochłaniania nałożyła na kraje członkowskie nowe obowiązki, które jeśli mają być zrealizowane zgodnie z postanowionym harmonogramem, wymagać będą mobilizacji wysiłków badawczych, upowszechnieniowych, wdrożeniowych i administracyjnych. Najważniejsze z tych obowiązków to: poprawienie metod szacowania emisji w celu zmniejszenia niepewności szacunków, wybór najefektywniejszych technicznie

i ekonomicznie praktyk mitygacyjnych, precyzyjne oszacowanie potencjału ekonomicznego mitygacji, oszacowanie korzyści i utraconych korzyści wskutek stosowania praktyk mitygacyjnych, opracowanie systemu zachęt dla rolników nastawionego na zwiększenie pochłaniania emisji oraz wdrożenie w rolnictwie praktyk i miar emisji oraz pochłaniania emisji. Pod pojęciem miar rozumie się kontrolę efektów stosowania praktyk (przykładowe miary: wielkość emisji oraz pochłaniania w $\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$, zysk lub strata rolnika związana ze stosowaniem praktyki oraz koszty społeczne jej zastosowania w $\text{PLN CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ r}^{-1}$). Czas na wykonanie zarysowanych działań jest dramatycznie krótki. Dla uzmysłowienia sobie tego faktu warto mieć na względzie, że rolnictwo regeneracyjne (uprawa ograniczona i siew bezpośredni) rozwijane jest w USA od lat 30. ubiegłego wieku.

Rolnictwo polskie, jak wskazują analizy wykonane dla UE oraz niniejszy artykuł, może obniżyć emisje GHG zwiększając jednocześnie produkcję i konkurencyjność rynkową. Wstępnie oszacowany potencjał techniczny mitygacji wahać się może w zakresie 31-112% emisji GHG z powierzchni zasiewów w 2011 r., w zależności od zastosowanych praktyk i metod szacunków. Odpowiada to 12-41% pochłaniania CO_2 przez leśnictwo w 2011 r. Głęboka analiza kosztów powinna określić potencjał ekonomiczny mitygacji w krótko- i długoterminowej perspektywie. Wiadomym wtedy będzie, w jakim zakresie potencjał techniczny mitygacji będziemy w stanie wykorzystać. Gdyby zaś w dłuższej perspektywie dopuszczono rolnictwo do handlu emisjami GHG w UE (ETS), a ceny uprawnień do emisji wzrosły, rolnictwo polskie mogłoby stać się jednym z głównych beneficjentów tego handlu w UE.

Przeprowadzone wstępne szacunki wskazują, że ograniczanie emisji lub zwiększanie pochłaniania nie musi oznaczać ekstensyfikacji naszego rolnictwa. Wręcz przeciwnie, może oznaczać umiarkowaną jego intensyfikację oraz zwiększanie konkurencyjności w perspektywie średnio- i długookresowej.

Bibliografia

Australian Government, Clean Energy Regulator. Carbon Farming Initiative; [cleanenergyregulator.gov.au/Carbon-Farming-Initiative/News-and-updates/Pages/default.aspx].

Bangsund D.A., Leistriz F.L., 2007, *Review of literature on economics and policy of carbon sequestration in agricultural soils*; [google.pl/#q=Review%20of%20literature%20on%20economics%20and%20policy%20of%20carbon%20sequestration%20in%20agricultural%20soils].

Bosetti V., Lubowski R., Golub A., Markandya A., 2009, *Linking reduced deforestation and global carbon market: Impact on costs, financial flows, and technology innovation*, Milano, Italy: Fondazione Eni Enrico Mattei;

[google.pl/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CCwQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.bc3research.org%2Fworking_papers%2Fdownpubli.html&ei=A0uUUsGGJcqO0AXlr4H4CQ&usg=AFQjCNGpJW8iJCU4UVZR29fzPB8Emxanhw&sig2=IeSXefUAgahXBfFzeHV3ng&bvm=bv.57155469].

Charakterystyka gospodarstw rolnych. Powszechny Spis Rolny 2010, Główny Urząd Statystyczny, 2012, Warszawa (str. 109 i 306).

Chiroleu-Assouline M., Roussel S., 2013, *Payments for Carbon Sequestration in Agricultural Soils: Incentives for the Future and Rewards for the Past*; [economics.ca/cree/2013/papers/027.pdf].

Decyzja Parlamentu Europejskiego i Rady NR 529/2013/UE z dnia 21 maja 2013 r. w sprawie zasad rozliczania emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych w wyniku działalności związanej z użytkowaniem gruntów, zmianą użytkowania gruntów i leśnictwem oraz informacji o działaniach związanych z tą działalnością, Parlament Europejski, 2013;

[eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:165:0080:0097:PL:PDF].

Deetman S., Hof A.F., Pflugger B., van Vuuren D.P., 2013, *Deep greenhouse gas emissions reductions in Europe: Exploring different options*, Energy Policy, 55; [sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421512010294].

Domínguez I.P., Fellmann T., Witzke H-P., Jansson T., Oudendag D., Gotch A., Verhoog D., 2012, *Agricultural GHG emissions in the EU: an exploratory economic assessment of mitigation policy options*, JRC.

[ipts.jrc.ec.europa.eu/publications/pub.cfm?id=5079].

Enkvist P-A., Naucler T., Rosander J., 2007, *A cost curve for greenhouse gas reduction*, The McKinsey Quarterly 1;

[epa.gov/oar/caaac/coaltech/2007_05_mckinsey.pdf].

EU resource efficiency perspective in global context. Policy Studies, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, 2011;

[ec.europa.eu/environment/enveco/studies_modelling/pdf/res_efficiency_perspectives.pdf].

Farmer M., Swales V., 2004, *The development and implementation of cross compliance in the EU 15: An analysis*; [ieep.eu/assets/200/RSPBcrosscompliance.pdf].

- Flynn, H., Smith, P., 2008, *Case-study East coast mixed arable – Scotland*. PICCMAT deliverable D5-CS2; [climatechangeintelligence.baastel.be/piccmat/files/D5-CS2_UK_Arab1.pdf].
- González-Ramírez J., Catherine L. Kling C.L., Valcu A., 2012, *An Overview of Carbon Offsets from Agriculture*, *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 4, 145-160; [annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-resource-083110-120016].
- Grassi G., 2012, *JRC LULUCF tool* (version 16th May 2011), Joint Research Centre (JRC), European Commission; [afoludata.jrc.ec.europa.eu/index.php/models/detail/242].
- Gren I-M., Elofsson K., 2012, *Economic value of land use for carbon sequestration: An application to the EU climate policy*, SLU, Working Paper 4, pp. 42; [pub.epsilon.slu.se/9328/1/gren_i_m_et_al_130128.pdf].
- Gren I-M., Munnich M., Carlsson M., Elofsson K., 2012, *Stochastic carbon sink for combating carbon dioxide emissions in the EU*, *Energy Economics* 34, 1523-1531; [yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.elsevier-9a112b37-b2ea-3e27-9131-efdd0ba00b5c].
- Gren I-M., Carlsson M., 2013, *The economic value of carbon sequestration under multiple sources of uncertainty*, *Journal of Forest Economics*, 19, 174-189; [yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.elsevier-7fc0e845-d1a6-3b1f-9341-cff5a83bcc4].
- Hülsbergen K.-J., 2003, *Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Berichte aus der Agrarwirtschaft*, Shaker Verlag, Aachen.
- ICF International, 2013, *Greenhouse Gas Mitigation Options and Costs for Agricultural Land and Animal Production within the United States*; [usda.gov/oce/climate_change/mitigation_technologies/GHG_Mitigation_Options.pdf].
- IPCC, 2003, *Good Practice Guidance for Land Use, Land use Change and Forestry*; [ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_contents.html].
- IPCC, 2006, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use; [ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html].
- KOBiZE, 2013, *Krajowy raport inwentaryzacyjny 2013. Inwentaryzacja gazów cieplarnianych w Polsce dla 1988-2011*, IOŚ-PIB, Warszawa; [kobize.pl/materialy/Inwentaryzacje_krajowe/2013/NIR-2013-PL-v2.2.pdf].
- Kuikman P., Matthews R., Watterson J., Ward J., Lesschen J. P., Mackie E., Webb J., Oenema O., 2011, *Policy options for including LULUCF in the EU reduction commitment and policy instruments for increasing GHG mitigation efforts in the LULUCF and agriculture sectors. Synthesis report*. Alterra, Wageningen University & Research Centre, The Netherlands, Forest Research, UK, AEA, UK; [ec.europa.eu/clima/policies/forests/lulucf/docs/synthesis_report_en.pdf].
- Kuś J., Kopiński J., 2012, *Gospodarowanie glebową materią organiczną w glebach*, *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego*, 2, 12 (68), CDR, Brwinów (ISSN 1232-3578).
- Lam S.K., Chen D., Mosier A.R., Bush R., 2013, *The potential for carbon sequestration in Australian agricultural soils is technically and economically limited*. *Scientific Reports*; [nature.com/srep/2013/130710/srep02179/pdf/srep02179.pdf].

- Lesschen J.P., Eickhout B., Rienks W., Prins A.G., Staritsky I., 2009, *Greenhouse gas emissions for the EU in four future scenarios. WAB Report 500102 026. ALTERRA, Wageningen UR*; [pbl.nl/sites/default/files/cms/publicaties/500102026.pdf].
- Lesschen J.P., Schils R., Kuikman P., Smith P., Oudendag D., 2008, *Policy incentives for climate change mitigation agriculture techniques*, Deliverable D7: European quantification results; [climatechangeintelligence.baastel.be/piccmat/files/Deliverable%20D7%20European%20quantification%20results.pdf].
- Lesschen J.P., Velthof G.L., de Vries W., Kros J., 2011, *Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils*, Environmental Pollution, 159: 3215-3222; [google.pl/#q=Lesschen+2011+Environmental+Pollution+159].
- Lubowski R., Plantinga A., Stavins R., 2006, *Land-use change and carbon sinks: Econometric estimation of the carbon sequestration supply function*, Journal of Environmental Economics and Management 51, 135-152; [hks.harvard.edu/fs/rstavins/Papers/Carbon_Sequestration_Costs_w_Lubowski_Plantinga.pdf].
- Luo Z., Wang E., Sun O.J., 2010, *Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 139: 224-231; [sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880910002094].
- Michetti M., Rosa R.N., 2011, *Afforestation and timber management compliance strategies in climate policy. A computable general equilibrium analysis. Nota di Lavoro 04.2011*, Sustainable Development Series, Fondazione Eni Enrico Mattei; [feem.it/userfiles/attach/2011118158514NDL2011-004.pdf].
- Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010-2012*, IUNG-PIB, 2012, Puławy; [gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/Monitoring_sprawozd_koncowe2.pdf].
- Nordhaus W., 1994, *Managing the global commons: the economics of climate change*, The MIT Press, Cambridge, MA.
- Neufeldt H., Schäfer M., 2008, *Mitigation strategies for greenhouse gas emissions from agriculture using a regional economic-ecosystem model*. Agriculture, Ecosystems and Environment 123: 305–316; [sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880907001922].
- Pohjola J., Kerkelä L., Mäkipää R., 2003, *Credited forest carbon sinks: how the cost reduction is allocated among countries and sectors*, Climate Policy 3; [researchgate.net/publication/232100345_Credited_forest_carbon_sinks_how_the_cost_reduction_is_allocated_among_countries_and_sectors/file/79e415076fb054add7.pdf].
- Smith P. i in., 2008, *Greenhouse gas mitigation in agriculture*, Phil. Trans. R. Soc. B 363, 789-813; [rstb.royalsocietypublishing.org/content/363/1492/789].
- Smith P., Powlson D.S., Smith J.U., Falloon P., Coleman K., 2000, *Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture*, Global Change Biology, 6; [onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2486.2000.00331.x/pdf].
- Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H.H., Kumar P., McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes R.J., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G.,

Romanenkov V., Rose S., Schneider U., Towprayoon S., 2007, *Agriculture. Chapter 8* in Metz B., Davidson O.R., Bosch P.R., Dave R. and Meyer L.A. (eds), *Climate change 2007: Mitigation. Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA; [ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4-wg3-chapter8.pdf].

Syp A., Faber A., Kozyra J., Borek R., Pudelko R., Borzęcka-Walker M., Jarosz Z., 2011, *Modelling impact of climate change and management practice on greenhouse gas emissions from arable soils*, Polish J. Environ. Stud., 2, 6; [pjoes.com/pdf/20.6/Pol.J.Environ.Stud.Vol.20.No.6.1593-1602.pdf].

The World Bank, 2012, Carbon sequestration In agricultural soils. Economic and Sector Work. Report No. 67395-GLB; [ftp.fao.org/ag/agp/ca/CA_CoP_May12/ARD_ESW12_CarbonSeq_web%5B1%5D.pdf].

Van den Putte A., Goversa G., Dielsa J., Gillijns K., Demuzerea M., 2010, *Assessing the effect of soil tillage on crop growth: A meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture. Europ. J. Agronomy 33;* [perswww.kuleuven.be/~u0044657/pub/Vandeputte_etal_EJA_2010.pdf].

METODYKA WYCENY EFEKTÓW ZEWNĘTRZNYCH W ROLNICTWIE

Wprowadzenie

Specyfiką rolnictwa jest występowanie licznych skutków ubocznych prowadzonej w gospodarstwach rolnych działalności. Skutki te mają charakter tzw. dodatnich lub ujemnych efektów zewnętrznych. Te pierwsze, czyli korzyści, są związane z wielofunkcyjnym oraz zrównoważonym rozwojem rolnictwa (wytworzenie, oprócz produktów żywnościowych, dóbr i usług – dodatnio wpływających na stan środowiska naturalnego, które nie są przedmiotem obrotu rynkowego). Te drugie, czyli koszty zewnętrzne, mogą w przypadku stosowania nieodpowiednich praktyk rolniczych prowadzić do degradacji zasobów przyrodniczych (krajobrazu, bioróżnorodności czy żyzności gleby).

Zapotrzebowanie na wycenę efektów zewnętrznych w rolnictwie i na obszarach wiejskich wzrasta – związane jest z potrzebą sporządzenia pełnego rachunku ekonomicznego produkcji rolnej, koniecznością konstruowania instrumentów wsparcia finansowego dla rolników za świadczone usługi środowiskowe, wymogiem analizy kosztów i korzyści społecznych inwestycji komunalnych, szacowaniem wielkości kar i danin ekologicznych itp.

Celem opracowania jest identyfikacja i analiza efektów zewnętrznych generowanych przez rolnictwo oraz propozycja metodyki ich waloryzacji. W pracy skupiono się na przykładach wyceny korzyści zewnętrznych produkcji rolnej oraz zasobów środowiska przyrodniczego, mających charakter dóbr publicznych.

1. Definicja efektów zewnętrznych

Pojęcia efektu zewnętrznego („*external economies*”) użył po raz pierwszy w 1890 roku Alfred Marshall¹. Badania w zakresie efektów zewnętrznych natomiast rozwinął i na stałe wprowadził do nauk ekonomicznych współtwórca ekonomii dobrobytu Arthur Pigou [1932]. W teorii dobrobytu rozróżnił on pojęcia

¹ W pracy *Principles of Economics* Marshall używał pojęć: „*internal economies*” oraz „*external economies*”. Pierwsze pojęcie dotyczyło tego, co dzieje się wewnątrz przedsiębiorstwa (np. redukcja kosztów w wyniku dobrej organizacji pracy), drugie natomiast odnosiło się do korzyści wynikających z oddziaływania otoczenia zewnętrznego (występowanie na danym terenie licznych firm o podobnym profilu produkcji generowało dla nich wszystkich korzyści w postaci efektu skali wynikającego ze specjalizacji, dostępności wyspecjalizowanej siły roboczej czy istnienia sieci transportowej).

korzyści prywatnej i społecznej oraz kosztu prywatnego i społecznego. Rozbieżności pomiędzy prywatnymi i społecznymi korzyściami lub kosztami nazywa się efektami zewnętrznymi i w takim znaczeniu pojęcie to rozumiane jest współcześnie. Słownik ekonomii *Dictionary of Economics* definiuje efekt zewnętrzny jako korzyść lub koszt powstające w wyniku działalności, które nie są przypisane osobie czy organizacji zajmującej się tą działalnością [Black, Hashimzade, Myles 2009]. Efekty zewnętrzne dóbr rynkowych zatem oznaczają, że określone towary i usługi nie są wykorzystywane tylko i wyłącznie przez nabywców, którzy dokonali ich zakupu, ale także przez pozostałych konsumentów, stanowiąc dla nich korzyść lub też niekorzyść. Efekty zewnętrzne posiadają więc znaczenie zarówno dodatnie, jak i ujemne, zależnie od okoliczności [Samuelson, Nordhaus, 1995; 1996; Stiglitz, 2004]. Doskonałą ilustracją tego typu sytuacji są pozytywne skutki szczepień ochronnych oraz negatywne następstwa dewastacji środowiska.

2. Teoria dóbr publicznych

Teoria dóbr publicznych jest jednym z elementów szerszej teorii wyboru publicznego (teoria wyboru publicznego jest nazywana też ekonomiczną teorią polityki), w skład której wchodzi m.in. ekonomiczna teoria demokracji, teoria grup interesu, teoria dóbr wspólnych czy analiza mechanizmów pogoni za rentą. Wszystkie te teorie funkcjonują w nurcie nowej ekonomii instytucjonalnej [Wilkin (red.) 2005].

W teorii ekonomii najczęściej analizowane są dobra prywatne. Dobra te można dzielić, sprzedawać po określonej cenie, a ich nabywcy mogą je kupować w określonej ilości i w zależności od upodobań i możliwości finansowych. Ponadto wymienia się także dobra wspólne, definiowane jako publiczne. Charakteryzują się one brakiem możliwości wykluczenia kogokolwiek z konsumpcji lub osiągnięcia korzyści z raz dostarczonego na rynek dobra w określonej ilości (bez względu na to, czy nabywca /użytkownik wniósł opłatę za jego wykorzystanie). Ich cechą jest również niekonkurencyjność konsumpcji – czyli umożliwienie jednoczesnego korzystania z „danej porcji” dobra w jednakowym rozmiarze przez wszystkich uczestników. Inaczej – indywidualna konsumpcja tego dobra przez jedną osobę nie ogranicza w żadnym stopniu indywidualnej konsumpcji tego dobra przez kogoś innego².

Uzupełniając powyższy podział, można także wyróżnić dobra klubowe, które można wyłączyć z konsumpcji i które nie są konkurencyjne w konsumpcji

² Por. [Samuelson 1954; Holcombe 1997; Jakubowski M., [w:] Wilkin (red.) 2005; Maciejczak 2010].

oraz dobra wspólne, w stosunku do których nie ma możliwości wyłączenia z konsumpcji, ale które są w konsumpcji konkurencyjne (rys. 1).

Rysunek 1. Podział dóbr według teorii ekonomii

		Możliwość wyłączenia z konsumpcji	
		TAK	NIE
Konkurencyjność konsumpcji	TAK	Dobra prywatne	Dobra wspólne
	NIE	Dobra klubowe	Dobra publiczne

Źródło: Opracowanie własne.

Jeśli jako kryterium przyjąć zdolność do generowania pozytywnych (dodatnich) lub negatywnych (ujemnych) efektów zewnętrznych, to przedstawiony powyżej podział dóbr, należałoby uzupełnić jeszcze o tzw. dobra merytoryczne oraz dobra demerytoryczne [Wesołowska 2010].

Dobra merytoryczne (utożsamiane przez niektórych z dobrami wspólnymi) są pożądane przez społeczeństwo i wytwarzane we wspólnym interesie jego członków. O ich znaczeniu i wartości świadczy choćby etymologia – słowo *merit* w języku angielskim oznacza zaletę, wartość, zasługę. Dobra merytoryczne charakteryzują się tym, że podlegają rywalizacji o korzyści, lecz rzadko stosuje się do nich zasadę wyłączności, przynoszą korzyść nie tylko nabywcy dobra, ale również dają pozytywne efekty zewnętrzne społeczeństwu, a konsumenci z różnych względów (np. niewiedza o znaczeniu tych dóbr) nie przeznaczają na nie tyle pieniędzy, ile byłoby potrzebne do optymalnego wyposażenia społeczeństwa. Na dobra merytoryczne oddziałuje zatem zawodność rynku, a więc to państwo musi zapewniać dostarczanie lub subwencjonowanie owych dóbr za pomocą instrumentów polityczno-prawnych. Do dóbr merytorycznych należy na przykład opieka nad ludźmi w podeszłym wieku, lecznictwo i oświata, jak również ochrona zasobów naturalnych.

Dobra demerytoryczne są dobrami, których konsumpcja przyczynia się do wystąpienia negatywnych efektów zewnętrznych. Dlatego ingerencje państwowe powinny powstrzymywać lub hamować popyt (zakazy, kampanie informacyjne, podatki). Jako przykłady najczęściej podaje się dozwolone i niedozwolone używki – alkohol, tytoń czy narkotyki. W rzeczywistości jednak jest o wiele więcej dóbr, których konsumpcja stwarza koszty społeczne – na przykład obciążenia dla zdrowia lub środowiska.

Według nowej ekonomii instytucjonalnej, rozwiązanie problemu dostarczania dóbr publicznych nie może opierać się jedynie na mechanizmach rynkowych. W przypadku efektów zewnętrznych można je likwidować lub wzmacniać przez właściwe wyznaczanie podatków i subsydiów. Można to wykonać w oparciu o teoremat Coase'a lub podatek Pigou. Jest to związane z faktem, że zarówno pozytywne, jak i negatywne efekty zewnętrzne powodują nieefektywność alokacji zasobów w sensie Pareta, co wykorzystywane jest jako argument za interwencją państwa³. W nowej ekonomii instytucjonalnej postuluje się zatem ingerencję instytucji państwa i ich wpływ na wytwarzanie dóbr publicznych poprzez stymulowanie działań zmierzających do uzyskania pozytywnych efektów zewnętrznych. Jest to związane z tym, że pozytywne efekty zewnętrzne prowadzą do uzyskania korzyści społecznej.

3. Dostarczanie dóbr publicznych jako nowa funkcja rolnictwa

Polityka rolna ulega stopniowo przekształceniu w kompleksową politykę wobec obszarów wiejskich, gdzie produkcja rolnicza jest traktowana jako jeden z wielu elementów rozwoju wsi, co oznacza zmianę podejścia z sektorowego na terytorialne. Ważną jej cechą jest powiązanie płatności z obowiązkiem spełniania przez gospodarstwa rolne określonych standardów jakościowych – np. zasada wzajemnej zgodności (ang. *cross-compliance*) czy tzw. „zazielenienie” WPR⁴.

Każde państwo członkowskie powinno przyjąć i stosować odpowiednie instrumenty, dostosowane do zróżnicowanych warunków przyrodniczych i ekonomiczno-organizacyjnych własnego rolnictwa. Powinna to być długofalowa wizja rozwoju obszarów wiejskich jako całości, wkomponowana w zrównoważony rozwój kraju, uwzględniająca jakość życia całego społeczeństwa, przy jednoczesnym zachowaniu piękna zróżnicowanego krajobrazu i przyrody oraz umiejętnym zarządzaniu zasobami naturalnymi (wykorzystanie odnawialnych i nieodnawialnych źródeł energii). Ta nowa wizja wskazuje, że rolnicy będący dostawcami dóbr publicznych dla całego społeczeństwa, takich jak czyste gleby i wody, różnorodność biologiczna obszarów wiejskich wraz z tradycyjnym ich krajobrazem – powinni być za te działania wynagradzani [Łuczka-Bakuła 2006; FAPA 2006; Zegar (red.) 2006].

³ Por. [Pigou 1932; Coase 1960; Fiedor (red.) 2002; Maciejczak 2009].

⁴ „Zazielenienie” to nic innego jak uzależnienie płatności dla rolników, w tym części dopłat bezpośrednich, od spełniania przez nich dodatkowych wymogów związanych z ochroną środowiska. Oznacza to, że rolnik ubiegający się o dopłaty bezpośrednie jest zobligowany do zachowania „obszarów proekologicznych” (czyli m.in. miedz, drzew, zadrzewień i oczek wodnych), utrzymania niezmięionej powierzchni TUZ na poziomie krajowym oraz do dywersyfikacji upraw. Płatności będą udzielane więc rolnikom, którzy dostarczają dóbr publicznych, takich jak czysta woda, atrakcyjny krajobraz czy wysoka różnorodność biologiczna.

Przyjęcie prezentowanej koncepcji wynika również z modyfikacji samego pojęcia dóbr publicznych. Określenia dóbr publicznych używane współcześnie przez ekonomistów nie są do końca zgodne z potocznym rozumieniem dobra publicznego jako dobra dostępnego i przeznaczonego dla wszystkich oraz związanego z urzędem lub instytucją nieprywatną (podobna definicja była stosowana w ekonomii w pierwszej połowie XX wieku, a aktualnie używana jest jeszcze często w dyskursie politycznym). Tak rozumiane dobra publiczne ekonomiści określają zazwyczaj jako dobra społeczne. Są to dobra, które mogłyby być dobrami prywatnymi, ale z różnych powodów, zazwyczaj na skutek polityki społecznej prowadzonej przez władze publiczne, są dostępne dla każdego obywatela i finansowane z funduszy publicznych (np. oświata, opieka zdrowotna).

Reasumując, jeśli państwo (rząd) jest skłonne płacić w formie subsydiów za produkcję dóbr publicznych rolnikom, to nie jest to wynikiem wyłącznie tego, że dobro publiczne nie może być skomercjalizowane (żaden podmiot nie podejmie się produkcji i sprzedaży tego typu usług i dóbr, ponieważ nie znaleźliby się chętni do ich nabycia, skoro każdy może je konsumować za darmo), ale również tego – a może przede wszystkim tego – że państwo nie jest w stanie tego typu dobra wyprodukować samo. Jednocześnie ingerencja państwa w postaci subsydiów jest swoistym zabezpieczeniem interesów obywateli przed wzrostem konkurencyjności w konsumpcji dóbr wytwarzanych przez rolników czy przed ograniczeniami w korzystaniu z nich (możliwość przynajmniej częściowego wyłączenia z konsumpcji).

4. Zrównoważony oraz wielofunkcyjny rozwój rolnictwa a dostarczanie dóbr publicznych

W ramach tzw. zrównoważonego modelu rozwoju rolnictwo i obszary wiejskie to otwarty system składający się z trzech współzależnych i wzajemnie przenikających się podsystemów: społecznego, ekonomicznego i ekologicznego, w którym cele socjalne i gospodarcze są w pełni zintegrowane ze środowiskowymi. Dotychczasowy rozwój oparty na modelach kładących nacisk na funkcję ekonomiczną (maksymalizacja korzyści ekonomicznej) został poddany szerokiej krytyce [Woś, Zegar 2003; Runowski 2005]. Zmiany zostały zapoczątkowane reformą Wspólnej Polityki Rolnej przeprowadzoną w 1992 r. pod przewodnictwem Komisarza MacSharry'ego. Od tego momentu rozpoczął się proces tworzenia nowego wizerunku rolnictwa europejskiego, w którym pierwszoplanowe znaczenie nadano takim działaniom, jak tworzenie warunków dla trwałego i wielofunkcyjnego rozwoju obszarów wiejskich, promocja rolnictwa przyjaznego dla środowiska przyrodniczego czy włączenie działań na rzecz ochrony śro-

dowiska do praktyki gospodarczej [WWF Światowy Fundusz Na Rzecz Przyrody, Fundacja IUCN – Poland 2001].

Wymieniona powyżej koncepcja zakłada bezkolizyjne wypełnianie przez obszary rolnicze różnorodnych funkcji, niezwiązanych wyłącznie z produkcją żywności. Do najważniejszych funkcji nierynkowych rolnictwa zalicza się [Anania, Azcarate et al. 2003; Raport europejskich ekspertów 2004]:

- zapewnienie bezpieczeństwa żywnościowego,
- utrzymanie aktywności społeczno-gospodarczej w słabo zaludnionych regionach,
- ochronę środowiska naturalnego w sferze rolnictwa i obszarów wiejskich,
- zachowanie dziedzictwa kulturowego wsi.

Funkcje te powinny być postrzegane jako wzajemnie się uzupełniające, a nie wykluczające. Wspólną ich cechą jest użyteczność społeczna – spełnienie oczekiwań zarówno rolników wobec społeczeństwa, jak i pozostałej części społeczeństwa wobec rolników.

Funkcje ochrony środowiska i zachowania dziedzictwa kulturowego wsi oraz ich koszty obciążają obecnie głównie rolnika, a nie całe społeczeństwo. Koszty te powinny być silniej rekompensowane rolnikom przez państwo w trybie redystrybucji budżetowej [Baum 2006]. Płatności tego typu należy traktować jako zapłatę dla rolnika za świadczenia na rzecz środowiska i krajobrazu, które są wartościami ogólnospołecznymi.

Przez kilkaset lat człowiek prowadził rabunkową gospodarkę zasobami przyrody. Zostało to dostrzeżone i dzisiaj koncepcja zrównoważonego rozwoju kształtuje relacje człowieka i przyrody w procesach wytwórczych. Nadrzędne cele zrównoważonego rozwoju – wzrost dobrobytu i bezpieczeństwo społeczne – uzupełnia uczciwy dostęp do zasobów naturalnych, zarówno obecnych, jak i przyszłych pokoleń. Wymusza to zmianę paradygmatu neoklasycznej ekonomii, gdyż odwróceniu uległy stosunki rzadkości – obecnie rzadki jest kapitał przyrodniczy (dobra środowiskowe), a nie kapitał wytworzony przez człowieka. Dobra wolne, takie jak ziemia, powietrze, wody, lasy itp., które występowały kiedyś w nieograniczoności i mogły być bez limitów wykorzystywane w procesie produkcji, na przełomie XX i XXI wieku stały się dobrami rzadkimi⁵.

Reasumując, wspieranie rolnictwa zmierza w kierunku metod pośrednich – poprzez wspieranie rozwoju obszarów wiejskich. Rozwija się sieć instrumentów, związanych z ochroną środowiska naturalnego i kulturowego, które poprawia żywotność obszarów wiejskich. Ponieważ ceny będą coraz silniej determinowane przez rynek światowy, coraz mniejsze znaczenie będą miały w przyszłości instrumenty bezpośredniego wsparcia rolników – zwłaszcza cenowego.

⁵ Zob. [M. Noga, [w:] Poskrobko, Dobrzański (red.) 2007].

Stąd tak istotna i wzrastająca rola pozarynkowych funkcji rolnictwa w jego dalszym rozwoju. Jeśli tak, to rachunek ekonomiczny musi wykraczać poza bezpośrednie korzyści mikroekonomiczne wyznaczane przez rynek [Zegar 2007]. W interesie społecznym (makroekonomicznym) leży ochrona „niemych” uczestników rynku (przyszłych pokoleń, wartości społecznych, środowiska) oraz równoczesne eliminowanie kosztów zewnętrznych i stymulowanie dostarczania dóbr publicznych (korzyści zewnętrznych) – i w tym interesie powinna działać polityka, której wspomniana reorientacja już się dokonuje⁶.

5. Teoretyczne ujęcie zagadnienia pozytywnych efektów zewnętrznych

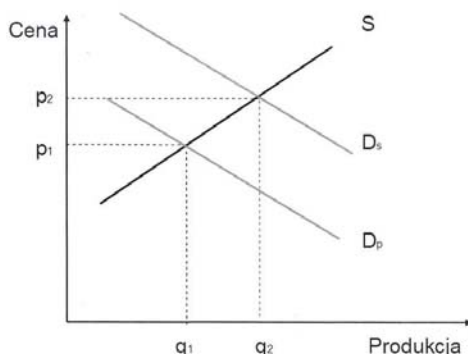
Efekty zewnętrzne powodują nieefektywność w sensie Pareta alokacji zasobów (przypisania zasobów do określonych celów) i są najbardziej typową przyczyną zawodności rynku, wykorzystywaną jako argument na rzecz interwencji państwa. Większość argumentów za interwencją państwa w gospodarce odwołuje się do problemu nieskuteczności rynku przy rozwiązywaniu kwestii dostarczania dóbr publicznych oraz efektów zewnętrznych [Drobnik 2002; Stiglitz 2004]. Opieka zdrowotna, pomoc społeczna, edukacja, drogi, badania naukowe, bezpieczeństwo zewnętrzne i wewnętrzne oraz nieskażone środowisko, wszystkie te dobra zostały uznane za publiczne i za te, które powinny być finansowane ze wspólnej kasy.

Pozytywne efekty zewnętrzne prowadzą do niedostatecznej podaży dóbr. Jeżeli koszty jakiejś inwestycji są wysokie, a inwestor może otrzymać tylko część korzyści, jakie wynikają z inwestycji, to wykonany rachunek ekonomiczny może wskazać na nieopłacalność. Jeżeli koszt budowy np. płyty obornikowej przewyższy korzyści, jakie rolnik przypisuje istnieniu tej płyty, to nie zdecyduje się on na jej budowę, pomimo tego, że suma korzyści, jakie odnieśliby wszyscy sąsiedzi (np. poprzez czystsza wodę w ich studniach), mogłaby uzasadniać poniesienie kosztów. Jest to przyczyną powstania zbędnej straty społecznej.

Zależności te prezentuje rysunek 2.

⁶ Na przykład, w ramach tzw. studium wykonalności, będącego obowiązkowym załącznikiem do wniosku o finansowanie inwestycji z środków funduszy strukturalnych w ramach programów rozwoju regionalnego, przeprowadza się ocenę efektywności inwestycji komunalnych. Oprócz klasycznej analizy finansowej dokonywanej z punktu widzenia podmiotu realizującego inwestycję, przeprowadza się analizę ekonomiczną – kosztów i korzyści społecznych (z ang. *costs-benefits analysis*, CBA), która musi uwzględniać powstawanie efektów zewnętrznych. Mamy zatem do czynienia z szerszym ujęciem, uwzględniającym również korzyści i koszty społeczne powstające poza samym podmiotem realizującym inwestycję. Pełna analiza CBA zalecana jest w przypadku projektów o wartości powyżej 25 mln EUR.

Rysunek 2. Pozytywne efekty zewnętrzne w mikroanalizie na gruncie ekonomii dobrobytu



Źródło: Na podstawie [Pigou 1932].

Na wykresie popytu i podaży pozytywne efekty zewnętrzne są obrazowane przez rozdział krzywej marginalnych korzyści społecznych D_s i krzywej marginalnych korzyści prywatnych D_p . Różnica między nimi jest równa korzyściom, jakie odnoszą odbiorcy efektów zewnętrznych. Krzywa S obrazuje koszty krańcowe, związane z produkcją określonej ilości dobra. Producent odnosi jedynie korzyści prywatne, co przy określonych kosztach powoduje zrównanie się marginalnych kosztów z marginalnymi korzyściami przy produkcji na poziomie q_1 i cenie p_1 . Powoduje to jednak stratę społeczną, ponieważ dla części produkcji (dla odcinka $q_2 - q_1$) koszty S są niższe niż społeczne korzyści D_s . Możliwe jest zatem powiększenie dobrobytu społecznego poprzez zwiększenie podaży dobra, co oznacza, że w warunkach wolnego rynku podaż tego dobra jest zbyt mała.

Warunkiem efektywności alokacji jest zrównanie się społecznych kosztów marginalnych ze społecznymi korzyściami marginalnymi, co jest osiągnięte przy produkcji na poziomie q_2 i cenie p_2 . Stan taki może być osiągnięty między innymi poprzez subsydiowanie produkcji w ramach interwencji państwa⁷.

⁷ Teoretyczne podstawy określania efektów zewnętrznych – ich ujęcie formalne oraz oddziaływanie na poziom produkcji i cen, identyfikację oddziaływań produkcji rolnej na środowiskowe koszty i korzyści zewnętrzne, internalizację środowiskowych efektów zewnętrznych w rolnictwie itp., przedstawili szeroko Graczyk i Kociszewski (por. [Graczyk A., Kociszewski K. [w:] Zegar (red.) 2013]).

6. Metody wyceny efektów zewnętrznych

W literaturze przedmiotu wymienia się wiele metod wyceny efektów zewnętrznych [Grzelak 2010; Maciejczak 2010; Graczyk, Kociszewski 2013]. Są to metody: kosztu podróży, cen hedonicznych, wyceny warunkowej (w dwóch wariantach: WTP (*Willingness To Pay*) i WTA (*Willingness To Accept*), efektów produkcyjnych, kapitału ludzkiego (metoda kosztu choroby, metoda funkcji „produkcji” zdrowia), minimalizacji kosztów, deklarowanych preferencji, oddziaływanie-skutek, kosztów utraconych korzyści (możliwości), odtworzeniowa (kosztów restytucji), prewencyjna i in. Wymienione metody można przyporządkować, z uwagi na przyjętą procedurę wyceny dóbr nierynkowych, do jednej z dwóch grup metod, tj. metod pośrednich lub bezpośrednich [Żylicz 2013]. W pierwszym podejściu wartości ekonomiczne ustala się badając tzw. rynki zastępcze, na których ludzie sprzedają i kupują dobra komplementarne w stosunku do dobra, które nas interesuje. W drugim podejściu wykorzystuje się hipotetyczny rynek, na którym dane dobro mogłoby być kupowane i sprzedawane – pyta się wprost ludzi, ile byliby gotowi zapłacić za to, czego nie mają, albo ile byliby gotowi przyjąć w formie rekompensaty za to, że zrezygnują z tego, co mają⁸.

Każda z metod ma swoje ograniczenia – opiera się głównie na sztucznych konstrukcjach i pośrednich szacunkach, co wymaga z kolei wielu założeń i rozbudowanego aparatu matematycznego. Stąd wyniki wyceny przy wykorzystaniu różnych metod często znacznie różnią się od siebie. Dużą trudność sprawia oszacowanie wpływu działalności człowieka na wzrost zagrożeń środowiskowych (i to nie tylko dzisiaj, ale również w przyszłości).

Brak uwzględnienia w tworzonych modelach ekonomicznych negatywnych i pozytywnych skutków działalności człowieka może objawiać się przeszacowaniem niektórych form aktywności lub niedoszacowaniem innych (w przypadku rolnictwa dotyczyć to może np. przemysłowego tuczu i ekstensywnego wypasu). Tego typu błędy w perspektywie ogólnospołecznej zamazują obraz i zniekształcają ocenę. Dlatego konieczna wydaje się identyfikacja pozarynkowych funkcji rolnictwa. Jest to problem wielowymiarowy ze względu na złożoność interakcji rolnictwa z otoczeniem [Wilkin 2009].

⁸ Zachowując powyższy podział na metody bezpośrednie i pośrednie, autorzy inaczej definiują przynależność do danej grupy konkretnej metody. Autorzy ci uznają za metody bezpośrednie te, które pomagają określić wartość ekonomiczną przy pomocy bezpośredniego ankietowania (wywiadu) oraz rangowania preferencji, na podstawie obserwacji zachowań konsumentów, a także analizy poziomu i zmian cen na istniejących rynkach dóbr „nieśrodowiskowych”, mających jednak związki z cechami środowiska. Za metody pośrednie wyceny uznają zaś metody, które nie pozwalają mierzyć bezpośrednio przejawianych przez konsumentów preferencji (ich podstawą są ceny rynkowe wytwarzanych dóbr środowiskowych lub nakłady pieniężne związane z ich odtworzeniem, odnowieniem lub degradacją [Graczyk, Kociszewski 2013]).

A. Grzelak [2010] sformułował przypuszczenie, że rolnictwo wielofunkcyjne, pomimo iż z perspektywy efektywności mikroekonomicznej (relacja efekt/nakład) jest względnie mało wydajne, to jeśli uwzględnimy owe efekty zewnętrzne, wnosi większą wartość dodaną do systemu ekonomiczno-społecznego⁹. Znalezienie optimum pomiędzy maksymalizacją efektów na poziomie mikroekonomicznym w gospodarstwie rolnym a ograniczeniem negatywnych efektów zewnętrznych przy jednoczesnym promowaniu efektów pozytywnych wymaga instytucjonalizacji działań (przez normy, organizacje) zmierzających do internalizacji tych efektów. Chodzi tu o bodźce negatywne w postaci opłat (np. środowiskowych), kar, limitów, podatków oraz bodźce pozytywne, premiowanie określonych zachowań prośrodowiskowych, realizacja KDPR, ustanowienie i doprecyzowanie praw własności (teoremat Coase'a), a także działania zmierzające do uwzględnienia w rachunku ekonomicznym tych elementów¹⁰.

7. Metodyczne ujęcie zagadnienia wsparcia finansowego dla zrównoważonego rozwoju rolnictwa

Koncepcja rozwoju UE, uwzględniająca ustalenia szczytu w Göteborgu [European Commission 2001], jednoznacznie wskazuje, że zrównoważony rozwój jest warunkiem koniecznym do osiągnięcia pozostałych celów dotyczących wzrostu gospodarczego. W przypadku terenów wiejskich strategia ta zakłada tzw. wielofunkcyjny europejski model rolnictwa. Oznacza to, że poza podstawową funkcją rolnictwa, jaką jest produkcja artykułów rolnych, rolnikom przypisuje się także ważną rolę w zakresie ochrony środowiska (ochrona zasobów wodnych i gleb, kształtowanie krajobrazu, ochrona i zachowanie siedlisk oraz różnorodności biologicznej). Ponadto nowe postrzeganie zadań rolnictwa związane jest ze spełnieniem określonych celów społecznych (bezpieczna i wysokiej jakości żywność, dobrostan zwierząt, krajobraz i dziedzictwo kulturowe obszarów wiejskich itp.).

Wśród analityków¹¹ panuje przekonanie, iż wymienione powyżej funkcje stanowią dobro publiczne, które można traktować jako swego rodzaju usługi świadczone przez rolników na rzecz społeczeństwa („rolnictwo społecznie zrównoważone”). Produkcja tych usług, czyli pozytywne efekty zewnętrzne związane ze zrównoważonym systemem gospodarowania, powinna być związa-

⁹ Wskazywać na to może systematycznie rosnące zainteresowanie zamieszkaniem typu rezydencjalnego na obszarach wiejskich w regionach o występowaniu tego typu rolnictwa.

¹⁰ Zupełnie inną kwestią jest skuteczność tych działań z punktu widzenia przyjętych do wprowadzenia celów. Dodatkową trudność stanowi jednoczesne sprzężenie efektów ujemnych i dodatnich z daną produkcją (ma to znaczenie dla ich internalizacji w cenie produktów).

¹¹ Por. [Raport europejskich... 2004; Runowski 2004; Woś, Zegar 2004; Woś 2005].

na z odpowiednimi bodźcami lub systemem wynagrodzeń. Tym samym, realizacja koncepcji zrównoważonego rozwoju rolnictwa nie może obyć się bez ingerencji państwa.

Metodyczne ujęcie zagadnienia wsparcia finansowego dla zrównoważonego rozwoju rolnictwa staje się więc koniecznością. Założeniem wstępnym tego typu analiz jest wskazanie problemów, jakie wiążą się z pogodzeniem sprzecznych „interesów” producenta (rolnika) i społeczeństwa. Należy też poruszyć kwestię udziału państwa w osiągnięciu kompromisu pomiędzy wspomnianymi interesami. Szerzej dotyczy to wzajemnych relacji człowiek-środowisko (a ściślej: rolnik-ekosystem rolniczy). Kwestie te są prezentowane m.in. w pracach: [Poskrobko (red.) 1998; Borys (red.) 1999, 2002, 2005; Śleszyński 2000; Bernaciak, Gaczek 2001; Fiedor (red.) 2002; Szewrański 2002].

Zdaniem autora niniejszego opracowania, do badań nad problemem wsparcia finansowego dla zrównoważonego rozwoju rolnictwa można wykorzystać np. analizę progu rentowności – technikę, która analizuje związki pomiędzy przychodem całkowitym a kosztami całkowitymi oraz ich wpływem na rentowność przy różnych poziomach wielkości produkcji [Baum 2006]. Próg rentowności (BEP – ang. *break even point*) jest taką wielkością produkcji, przy której koszty całkowite i przychody całkowite są sobie równe. Po przekroczeniu progu rentowności przedsiębiorstwo zaczyna realizować zyski. Z definicji próg rentowności wyrażony jest wzorem [Przybyłowski et al. 1998]:

$$BEP = KS/C - JKZ$$

gdzie:

- BEP* – próg rentowności,
- KS* – koszty stałe (rozumiane jako suma nakładów, które nie zmieniają się niezależnie od wielkości produkcji i sprzedaży),
- C* – cena uzyskiwana przez rolnika za sprzedawany produkt,
- JKZ* – jednostkowe koszty zmienne (wysokość kosztów zmiennych przypadająca na jednostkę produktu).

Wcześniejsze doświadczenia związane z wdrażaniem w naszym kraju rolnictwa zrównoważonego, na przykład z wprowadzonym od 2004 roku programem rolnośrodowiskowym [IOŚ 2003; MRiRW 2004] wskazują, że płatność z tytułu prowadzenia gospodarstwa w sposób zrównoważony powinna być określana przede wszystkim na podstawie utraconego dochodu i dodatkowych kosztów będących rezultatem podjętych przez rolnika zobowiązań. Ponieważ kalkulacja powinna być przeprowadzona w taki sposób, aby dawać rolnikowi poczucie uczciwego wynagrodzenia, ale również nie zawyżać płatności, można stwierdzić, że płatność tego typu przybiera formę jedynie rekompensaty („wyrównania” do poziomu, jaki uzyskiwałby rolnik nie przystępując do programu).

Ten ogólny algorytm ustalania płatności potwierdzają rozwiązania Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007-2013. W ramach PROW wprowadzone zostały odpowiednie instrumenty wsparcia oraz zachęty dla rolników, które sprzyjają spełnieniu wcześniej wymienionych wymogów środowiskowych i społecznych. Kalkulacja płatności w działaniach wspierających rolnictwo zrównoważone opiera się na regule utraconych dochodów, dodatkowych kosztów i ewentualnych kosztach transakcyjnych związanych z wykonaniem stosownego projektu (np. operatu przyrodniczego) [MRiRW 2007].

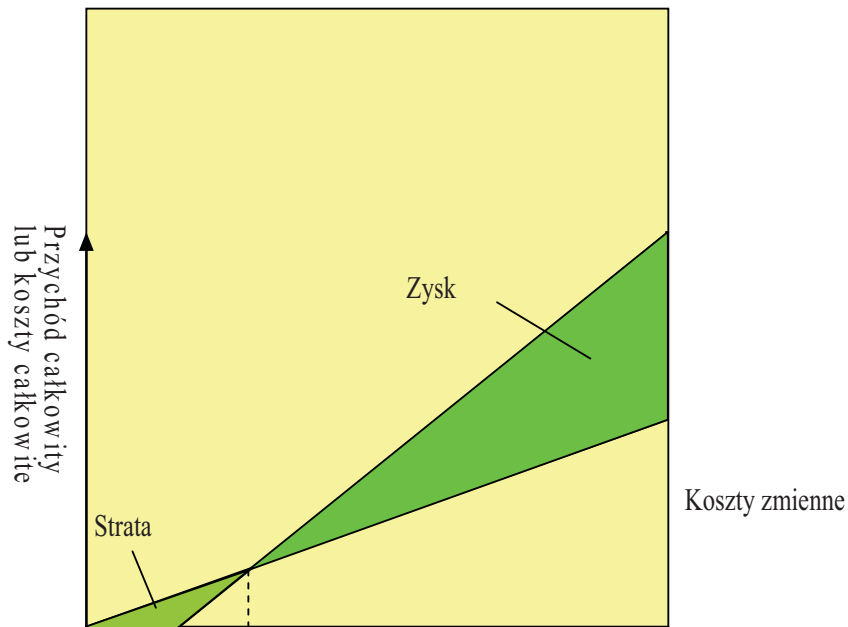
Do zilustrowania problemu płatności za „usługi” rolnika na rzecz środowiska i społeczeństwa przyjęto, iż zrównoważony system gospodarowania ponosi koszty całkowite (założono, iż koszty transakcyjne są elementem tych kosztów) i obniża dochód gospodarstwa rolnego. Przyjęto, że przychód całkowity gospodarstwa „zrównoważonego” zmniejszy się o 10% (przy tym samym poziomie cen przekłada się to na zmniejszenie poziomu produkcji o 1/10), a koszty całkowite wzrosną o 10%. Założono, iż wykresy dotyczą okresu jednego roku i odzwierciedlają całą produkcję, przychody i koszty gospodarstwa. Na koniec przyjęto, że poziom płatności stanowi jedynie rekompensatę za zmniejszony dochód i wzrost kosztów¹².

Na rysunku 3 przedstawiono analizę progu rentowności dla gospodarstwa stosującego konwencjonalny (tradycyjny) system produkcji, a na rysunku 4 zilustrowano identyczną analizę dla tego samego gospodarstwa po przejściu na zrównoważony system produkcji. Na rysunku 4 uwzględniono ponadto założenia przedstawione powyżej.

Z porównania obu wykresów wynika, że gospodarowanie według zasad zrównoważonego rozwoju zwiększa próg rentowności dla produkcji własnej (co wskazuje, że aby przychody pokryły koszty, trzeba wytworzyć większą produkcję – linia BEP1 na rysunku 4). Wynika z tego, że gdyby roczna sprzedaż spadła, to rolnik, który przeszedł na nowy system gospodarowania – jeżeli nie miałby wsparcia w postaci płatności rekompensującej – szybciej poniósłby stratę, niż gdyby pozostał w starym systemie (w systemie tradycyjnym mógłby odnotować jeszcze zysk). Ponadto, gdyby uchylić założenie niezmienności kosztów stałych, tzn. gdyby założyć, iż i one wzrastają, „przesunięcie w prawo” BEP byłoby jeszcze bardziej widoczne. Spostrzeżenie to udowadnia potrzebę wsparcia finansowego dla zrównoważonego gospodarowania w rolnictwie.

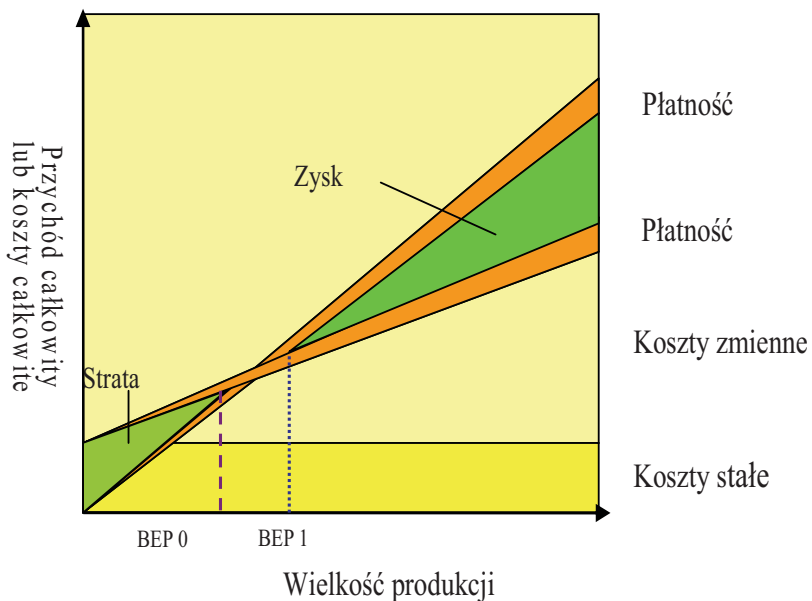
¹² Przyjęte założenia są czysto teoretyczne i ich przydatność w praktyce jest oczywiście ograniczona. Rzeczywiste skutki zrównoważonego sposobu gospodarowania, czyli zmiany po stronie przychodów i kosztów (w zł) starano się określić w dalszej części opracowania.

Rysunek 3. Analiza progu rentowności dla gospodarstwa o konwencjonalnym systemie produkcji



Źródło: Opracowanie własne.

Rysunek 4. Analiza progu rentowności dla gospodarstwa o zróżnicowanym systemie produkcji



Źródło: Opracowanie własne.

Z drugiej strony, założenie uzyskania porównywalnego łącznego dochodu (z produkcji i z dopłaty) przy niższym o 10% poziomie produkcji powoduje, że rolnik gospodarujący zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju nieco szybciej wejdzie w sferę zysków (linia BEP0 na rysunku 4). Wymagałoby to jednak dokładniejszych analiz, ponieważ należy uwzględnić odstęp czasu pomiędzy sprzedażą produktów a otrzymaniem płatności powiązany z sytuacją na rynku, inflacją itp. Z rysunku 4 można ponadto zauważyć, jak wysoki powinien być poziom dopłat – przy poczynionych wcześniej założeniach rekompensata dla rolnika to dwa obszary znajdujące się ponad i poniżej strefy dochodu otrzymywanego bezpośrednio z produkcji.

Podsumowując, koncepcja rolnictwa zrównoważonego „współgra” z nowym sposobem myślenia na temat rozwoju obszarów wiejskich i społeczeństwa jako całości. Można sądzić, iż kolejny etap ewolucji charakteryzować się będzie innym układem pomiędzy czynnikami materialnymi i siłami społecznymi, które kreują rozwój. W przyszłości ograniczona zostanie rolnikom możliwość osiągnięcia wyższych dochodów dzięki zwiększaniu swojej produkcji. Wyższe dochody osiągać będą ci rolnicy, którzy zaspokajając będą oczekiwania konsumentów odnośnie pełnowartościowych i bezpiecznych produktów żywnościowych, prowadzący „etyczną” produkcję zwierzęcą oraz chroniący środowisko naturalne. Takie uwarunkowania wpłyną na zmianę dotychczasowych zasad gospodarowania i zasad finansowania. Zmiany będą przebiegać w kierunku, „który doprowadzi do zbliżenia optimum gospodarowania z punktu widzenia pojedynczego producenta i optimum społecznego” [Woś 2005]. Koszty związane z tym procesem powinny obciążać zarówno rolnika (zachowanie i samoodnowa zasobów), jak i społeczeństwo („usługi” wykraczające poza ramy zachowania i samoodnowy zasobów). Reforma Wspólnej Polityki Rolnej (WPR) potwierdza wprowadzenie mechanizmów ograniczających intensywność produkcji, ochronę środowiska naturalnego i zwierząt.

O ile kwestia zapłaty (rekompensaty) dla rolnika za świadczenie ponadprzeciętnych usług nie budzi wątpliwości – udowadnia to analiza przedstawiona na wykresie 4 – to jednak sposób jej naliczania i wysokość samej płatności nie są już takie jasne, zwłaszcza w kontekście liberalizacji handlu i konkurencyjności rolnictwa europejskiego.

Czy rolnictwo zrównoważone się sprawdzi? Czas pokaże. Polemiczną kwestią jest to, czy jest to koncepcja rynkowa. Według A. Wosia i J.St. Zegara, „ta strategia może być skuteczna tylko wówczas, kiedy dobra i usługi środowiskowe otrzymają dostatecznie wysokie ceny rynkowe, które chronić je będą przed nadeksploatacją. Nie jest to zatem koncepcja gospodarki nierynkowej. Z istoty swojej jest to koncepcja gospodarki rynkowej, z tym jednakże, iż po-

szczególne społeczności, znając stan zagrożeń środowiskowych, nadają dobrom i usługom środowiskowym dostatecznie wysokie ceny” [Woś, Zegar 2004]. Kwestia owych cen i ich skalkulowania wydaje się być kluczową. Nasuwa się w tym miejscu obawa o to, co się stanie, gdy cena ta zostanie zawyżona. Czy zrealizowany zostanie główny cel reform WPR, czyli zmniejszenie kosztów funkcjonowania systemu? Przypomnijmy, że założenie to miało być osiągnięte głównie poprzez redukcję dopłat bezpośrednich (subsydiowania produkcji). Zmiany te mają szansę powodzenia przy założeniu, że przyjmiemy dwutorową drogę rozwoju rolnictwa, jednocześnie: intensywną (konwencjonalną) i ekstenywną (rolnictwo integrowane i ekologiczne). Określanie płatności za usługi środowiskowe i społeczne musi być precyzyjne i przemyślane oraz wymagać dyscypliny finansowej – paradoksalnie zbyt wielki sukces rolnictwa zrównoważonego może bowiem znów zniekształcić WPR i zachwiać proporcje unijnego budżetu.

Na koniec nadmienimy, że kwestia wsparcia finansowego dla zrównoważonego rozwoju gospodarstwa wpisuje się w ogólną koncepcję tzw. rozwoju indukowanego – wymuszonego rozwoju rolnictwa. Koncepcja ta głosi, iż rolnictwo generuje zbyt słabe siły wewnętrzne, aby mogły one wywołać proces wzrostowy i utrzymać go w stanie dynamicznej równowagi. Konieczne zatem jest, aby główne impulsy dla jego rozwoju były wniesione doń z zewnątrz. Chodzi tu o takie kluczowe kwestie, jak kreacja kapitału, innowacyjność, struktury instytucjonalne, efektywna alokacja zasobów i inne. Twierdzi się, że bez odpowiedniej ingerencji państwa efekty zewnętrzne mogą być zbyt słabe i wówczas równowaga w gospodarce może się ustalić poniżej optimum [Kowalski 2009].

8. Ujęcie modelowe wyceny efektów zewnętrznych związanych z gospodarowaniem w sposób zrównoważony

Wycena efektów zewnętrznych rolnictwa i określenie zasad wynagradzania rolników za produkcję dóbr publicznych wydaje się być naturalną konsekwencją badań nad „pomiarem” zrównoważenia gospodarstw. Rzeczywiste skutki wdrożenia koncepcji zrównoważonego rozwoju wymagałyby zakrojonych na szeroką skalę badań porównawczych wielu grup gospodarstw o różnym stopniu zrównoważenia. Ten sposób jest bardzo czasochłonny i w praktyce trudny do zrealizowania. Dlatego w celu oceny różnic ekonomicznych pomiędzy rolnictwem zrównoważonym i konwencjonalnym na poziomie mikroekonomicznym oraz próby udzielenia odpowiedzi na pytanie o rzeczywiste skutki zrównoważenia gospodarstw rolnych, na podstawie realnie istniejących gospodarstw stworzono symulacje modelowe określające ich sytuację w roku 2010.

W analizie wykorzystano metodykę W. Poczty [Poczta et al. 2007]. W tym celu posłużono się rachunkiem nadwyżki bezpośredniej, która stanowiła pierwsze, niejako pośrednie, ogniwo w rachunku ekonomicznym, po którym prowadzono dalszy rachunek ciągniony dochodząc do kategorii ekonomicznej, jakim jest dochód rolniczy gospodarstwa, a następnie dochód rolniczy netto.

Algorytm oceny sytuacji mikroekonomicznej gospodarstw rolnych (zmiany w przychodach i kosztach oraz dochodzie rolniczym) przedstawiono poniżej:

$$\begin{aligned} & \text{Wartość produkcji rolniczej}^{13} - \text{Koszty bezpośrednie produkcji rolniczej} \\ & = \text{Nadwyżka bezpośrednia } I^{14} + \text{Dotacje do produkcji} \\ & = \text{Nadwyżka bezpośrednia } II^{15} - \text{Koszty pośrednie rzeczywiste} \\ & = \text{Dochód rolniczy brutto} - \text{Amortyzacja} \\ & = \text{Dochód rolniczy netto} \end{aligned}$$

Do symulacji wybrano gospodarstwo o mieszanym profilu produkcji zwierzęcej (produkcja mleka i trzody chlewnej) o powierzchni użytków rolnych 30 ha¹⁶. Założono, że zróżnicowanie modeli (ich stopnia zrównoważenia) wynika głównie z cech organizacyjnych, założeń rolnika i innych czynników wewnętrznych. Uwarunkowania zewnętrzne i te, na które rolnik nie ma wpływu (ekonomiczne – np. ceny produktów i środków produkcji, warunki klimatyczne i glebowe itp.), a w których funkcjonują gospodarstwa są jednakowe (i stałe) dla obu modeli i dotyczą roku kalendarzowego 2010.

Najważniejsze założenia do modeli¹⁷:

1. Gospodarstwo zrównoważone:

- stopień zrównoważenia: gospodarstwo o wysokim stopniu zrównoważenia;
- struktura użytków rolnych: 31% TUZ (w trzech kompleksach), 69% GO;
- struktura zasiewów: 12,5% buraki cukrowe, 12,5% kukurydza na kiszonkę, 12,5% motylkowe na paszę, 62,5% zbożowe;
- wielkość pól płodozmiennych ok. 2,6 ha;
- uczestnictwo w programie rolnośrodowiskowym (min. 2 pakiety);

¹³ Bez dotacji do produkcji.

¹⁴ Bez dotacji do produkcji.

¹⁵ Z dotacjami do produkcji.

¹⁶ W badaniach modelowych tego typu można analizować inne profile gospodarstw (biorąc pod uwagę główne kierunki produkcji towarowej zwierzęcej i roślinnej) i różnicować gospodarstwa wg powierzchni – w niniejszej pracy z uwagi na jej objętość ograniczono się do jednego kierunku gospodarczego (gospodarstwo dwukierunkowe).

¹⁷ Założenia do modeli przyjęto na podstawie opracowanej metody oceny stopnia zrównoważenia gospodarstw rolnych [Baum 2011].

- zbilansowane dawki nawożenia mineralnego (saldo dodatnie azotu do 30 kg/ha/rok), regularne wapnowanie, stosowanie obornika jako nawozu organicznego;
- umiarkowane stosowanie pestycydów (średnio 2 opryski na każdą uprawę);
- obsada inwentarza żywego: do 1,5 DJP/ha UR;
- gospodarstwo dostatecznie wyposażone w budynki (m.in. obora wolno-stanowiskowa i wybieg dla bydła) i maszyny;
- rolnik dba o tzw. strefy buforowe, a część gruntów jest niezmeliorowanych (ekstensywne łąki, oczka wodne, naturalne ciek wodne);
- nie stosuje się deszczowania;
- bydło mleczne: rasa polska holsztyńsko-fryzyjska (HF) odmiany czarno-białej, trzoda chlewna krzyżówka ras wielka biała polska × polska biała zwisłoucha i rasa złotnicka pstra;
- rolnik świadczy drobne usługi mechanizacyjne, wynajmuje pokój letnikom, wybrane maszyny użytkuje wraz z sąsiadami, z którymi współpracuje (wymiana sąsiedzka, odrobek itp.);
- gospodarstwo jest podłączone do kanalizacji komunalnej, prowadzi selektywną zbiórkę odpadów, korzysta z kolektorów słonecznych do podgrzewania wody użytkowej i posiada piec CO na biomase;
- struktura produkcji wg przychodów: buraki cukrowe 9%, mleko 45%; trzoda chlewna 41%, usługi (mechanizacyjne i agroturystyka) 5%;
- udział kosztów pośrednich w kosztach całkowitych nie przekracza 50%;
- efektywność ekonomiczna powyżej 1,5;
- gospodarstwo nie jest zadłużone;
- parytet dochodów powyżej 1;
- wielkość ekonomiczna w przedziale od 16-40 ESU;
- majątkochłonność (relacja: aktywa bez ziemi/wartość produkcji) < 10;
- inwestochłonność (relacja: nakłady inwestycyjne/przychody brutto) co najmniej 7,5%;
- gospodarstwo produkuje wg zasad produkcji integrowanej;
- rolnik zachował ojcowiznę, kultywuje tradycje i obyczaje regionalne, jest otwarty na potrzeby społeczności lokalnej i innych grup społecznych oraz jest aktywny społecznie;
- gospodarstwo posiada umiarkowany deficyt paszowy (udział powierzchni paszowej zagospodarczej w ogólnej powierzchni paszowej) nie przekraczający 30%;

- liczba godzin pracy przypadająca na jednego pełnozatrudnionego w gospodarstwie wynosi około 2200 godzin, członkowie rodziny nie czują się przepracowani ani wykluczeni społecznie, a swoją jakość życia oceniają jako dobrą;
- rolnik posiada średnie wykształcenie rolnicze, ukończył wiele kursów i szkoleń zawodowych, współpracuje z ODR, technikum rolniczym oraz z wyższą uczelnią (projekt badawczy);
- gospodarstwo odziedziczył syn, który ukończył wyższe studia rolnicze.

2. Gospodarstwo niezrównoważone:

- stopień zrównoważenia: nie spełnia w wystarczającym zakresie wymogów koncepcji zrównoważonego rozwoju;
- struktura użytków rolnych: 10 % TUZ (w jednym kompleksie), 90% GO;
- struktura zasiewów: 16,7% kukurydza na kiszonkę, 83,3 zbożowe;
- wielkość pól płodozmiennych ok. 9 ha;
- wysokie dawki nawożenia mineralnego (saldą dodatnie N, P i K), nieregularne wapnowanie, stosowanie gnojowicy jako głównego nawozu organicznego;
- intensywne stosowanie pestycydów (średnio 4 opryski na każdą uprawę);
- obsada inwentarza żywego: powyżej 2,5 DJP/ha UR;
- gospodarstwo dostatecznie wyposażone w budynki (obora uwięziowa bez wybiegu, chlewnia na rusztach), wysokowydajne maszyny;
- rolnik nie posiada stref buforowych, wszystkie grunty są zmeliorowane;
- nie stosuje się deszczowania;
- bydło mleczne: rasa polska HF, trzoda chlewna: wbp × pbz – chów intensywny;
- rolnik nie świadczy żadnych usług ani nie prowadzi dodatkowej działalności;
- gospodarstwo jest wyposażone w szambo bezodpływowe;
- struktura produkcji wg przychodów: mleko 30%, trzoda chlewna 70%;
- udział kosztów pośrednich w kosztach całkowitych nie przekracza 50%;
- efektywność ekonomiczna powyżej 1,75;
- gospodarstwo jest zadłużone;
- parytet dochodów powyżej 1;
- wielkość ekonomiczna w przedziale od 40 do 100 ESU;
- majątkochłonność > 10;
- inwestochłonność powyżej 10%;
- gospodarstwo prowadzi produkcję metodami konwencjonalnymi;

- rolnik nie zachował ojcowizny, nie kultywuje tradycji i obyczajów lokalnych oraz nie przejawia aktywności społecznej;
- gospodarstwo posiada duży deficyt wyżywieniowy (udział powierzchni paszowej zagospodarowanej w ogólnej powierzchni paszowej) przekraczający 50%;
- liczba godzin pracy >2400 godzin/pełnozatr./rok; członkowie rodziny czują się przepracowani, ale swoją jakość życia oceniają jako wysoką;
- rolnik posiada średnie wykształcenie rolnicze oraz podwyższa kwalifikacje,
- przyszłość gospodarstwa jest niejasna – rolnik ma 2 córki, które nie chcą zostać na gospodarstwie.

Tabela 1. Wyniki rachunku kalkulacyjnego dla gospodarstw modelowych (zł)

Wyszczególnienie	Gospodarstwo 1	Gospodarstwo 2
Wartość produkcji	246 991	344 565
Koszty bezpośrednie	108 010	149 500
Nadwyżka bezpośrednia I	138 981	195 065
Dotacje	39 300	33 300
Nadwyżka bezpośrednia II	178 281	228 365
Koszty pośrednie rzeczywiste	47 000	62 192
Dochód rolniczy brutto	131 281	166 173
Amortyzacja	24 509	35 603
Dochód rolniczy netto	106 772	130 570

Źródło: Opracowanie własne.

Wyniki ekonomiczne analizowanych gospodarstw (por. tab. 1) potwierdzają hipotezę o różnicach w przychodach i kosztach pomiędzy gospodarstwami o wysokim stopniu zrównoważenia oraz gospodarstwami konwencjonalnymi. Gospodarowanie bardziej intensywne, z położeniem nacisku na wynik finansowy, zaowocowało zwiększeniem dochodu rolniczego (o ponad 20%), ale równocześnie zwiększeniem kosztów (o 36%). Na ostatecznie wyliczoną różnicę w dochodzie rolniczym wpływ mają również: większe dopłaty w przypadku gospodarstwa zrównoważonego (udział w programie rolnośrodowiskowym) oraz wyższa wartość amortyzacji w przypadku gospodarstwa niezrównoważonego (dodatkowy budynek dla trzody oraz maszyny zakupione na kredyt). Różnica w dochodzie rolniczym pomiędzy gospodarstwami modelowymi wynosi 23 798 złotych, co daje około 793 zł/ha UR.

Kwota powyższa może stanowić punkt odniesienia do określenia minimalnego poziomu wsparcia (wynagrodzenia) dla rolnika za produkcję dóbr publicznych z pewnymi zastrzeżeniami. Zaznaczyć należy, że powyższe wyliczenia należy traktować wyłącznie jako przykład. Aby przydatność diagnostyczna,

a przede wszystkim praktyczna była większa, symulację należałoby przeprowadzić na dużej liczbie gospodarstw (modeli), co wykracza poza ramy niniejszej pracy. Dalej rachunek modelowy nie został przeprowadzony dla skrajnych (idealnych – teoretycznych) sytuacji zupełnego zrównoważenia i niezrównoważenia. Ponadto symulacja, oprócz założeń organizacyjnych, uwzględnia również założenia (zwłaszcza o charakterze społecznym), które nie przekładają się wprost na różnice w dochodzie – a tym bardziej na wynagrodzenie rolników – a które mogą budzić pewne kontrowersje, np. czy rolnik, który nie ma następcy powinien otrzymać mniejsze wsparcie finansowe od tego, który deklaruje przejęcie gospodarstwa przez syna lub córkę, czy rolnik może być „karany” za to, iż nie angażuje się społecznie itp.

9. Wycena wybranych efektów zewnętrznych rolnictwa

Poniżej przedstawiono dwa przykłady oszacowania wartości skutków działalności rolników. Pozytywne efekty (korzyści) podlegające wycenie są związane z wielofunkcyjnym oraz zrównoważonym rozwojem gospodarstw i dotyczą zachowania krajobrazu i bioróżnorodności terenów wiejskich. W pierwszym przypadku wycenie podlegała wartość agroturystyczna gospodarstwa rolnego (rozumiana jako wartość miejsca wynikająca z walorów krajobrazu oraz usług rekreacyjnych produkowanych przez dobra środowiska)¹⁸, w drugim przypadku wycenie poddano wartość naturalnego oczka wodnego jako elementu zwiększającego różnorodność biologiczną ekosystemów rolniczych¹⁹.

9.1. Określenie wartości agroturystycznej gospodarstwa metodą kosztów podróży

Metoda kosztów podróży (TCM – *Travel Cost Method*) jest najstarszą metodą wyceny zasobów środowiskowych. Metoda po raz pierwszy została zaproponowana przez amerykańskiego ekonomistę Harolda Hotellinga (1949 r.) i właśnie w Stanach Zjednoczonych znalazła szerokie zastosowanie do określania wartości miejsc rekreacji masowej – parków i terenów o walorach krajobrazowych. Istota tej metody opiera się na założeniu, że wartość analizowanego obszaru konsumenci ujawniają przez wydatki poniesione na podróż – im cenniejsze jest dla nich dane miejsce, tym więcej są skłonni zapłacić za dojazd do

¹⁸ Przyjęto założenie, że realizacja takich działalności, jak: spacer, obserwacja przyrody, camping, grillowanie itp., nie byłaby możliwa bez obszaru, który je umożliwia (usługi rekreacyjne wynikają z używania zasobów naturalnych występujących na terenie gospodarstwa – o które dba i które chroni rolnik).

¹⁹ Oczko wodne jest ważnym i dość często występującym czynnikiem zwiększającym bioróżnorodność. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, iż stawy, oczka wodne, naturalne zbiorniki i ciekły wodne występują w 1/5 gospodarstw w Wielkopolsce [Giera 2012].

niego (zainteresowanie to wynika z tego, iż środowisko dostarcza turystom konkretnych realnych usług – możliwości wędrówek pieszych, pływania, wędkowania itp.). Poniesione koszty można zatem rozpatrywać jako wartość terenu lub przypuszczalną cenę, jaką skłonni są zapłacić ludzie, by zachować jego formę użytkowania²⁰.

Metoda kosztów podróży występuje w dwóch wariantach: strefowych kosztów podróży oraz indywidualnych kosztów podróży. W niniejszym opracowaniu zastosowano drugie podejście, które polegało na realizacji ankiety, w której pytano respondentów o liczbę wizyt w roku i koszty podróży (koszty dojazdu, wartość czasu poświęconego na rekreację, koszty noclegów i inne opłaty poniesione na miejscu). Ankiety przeprowadzono w okresie od 1 lipca do 31 sierpnia 2013 r. W ankiecie wzięło udział łącznie 38 osób (reprezentujących 38 grup turystów – łącznie 105 osób, które przyjechały i przebywały w analizowanym gospodarstwie).

Opis gospodarstwa agroturystycznego

Gospodarstwo jest położone w niewielkiej wsi, na obrzeżach Słowińskiego Parku Narodowego. Bliskość morza, lasu oraz brak zakładów przemysłowych w promieniu kilkudziesięciu kilometrów stanowią o walorach krajobrazowych i zdrowotnych miejsca. Do dyspozycji turystów gospodarz oferuje wyremontowany dom z początku lat 30. XX wieku z 3 niezależnymi mieszkaniami (dwa mieszkania dwupokojowe i jedno mieszkanie jednopokojowe) z osobnymi wejściami i łazienkami. Wszystkie mieszkania są wyposażone w stylowe kominki i aneksy kuchenne, które zapewniają swobodę w przygotowywaniu posiłków o dowolnych porach. Przed domem znajduje się parking dla samochodów, a w gospodarstwie istnieje możliwość postawienia namiotów (2-3 jednocześnie) lub przyczepy campingowej/campera. Camping jest wyposażony w przyłącza elektryczne i sanitariaty. Gospodarstwo świadczy usługi agroturystyczne przez cały rok, łącznie ze świętami. Zimą pokoje są ogrzewane. Na terenie gospodarstwa goście mogą urządzać ogniska, korzystać z grilla, wędzarni ryb. Dla gości organizuje się przejażdżki bryczką oraz wypożycza się rowery. Atrakcją dla dzieci jest plac zabaw z piaskownicą, kucyk oraz stadko królików. Okolica oferuje dużo możliwości do aktywnego wypoczynku. Do największych atrakcji należą: plaża morska, ruchome wydmy, skansen słowiński w Klukach, muzeum przyrodnicze, trasy rowerowe i punkty widokowe.

²⁰ Por. [Shechter M. [w:] Folmer i in. (red.) 1996; Panasiuk D., [w:] *Ekonomia a rozwój zrównoważony* 2001].

Charakterystyka ankietowanych

Ankietę wypełniło 38 osób. Liczba ta odpowiadała ilości grup turystów (liczebność poszczególnych grup mieściła się w przedziale od 1 do 5 osób), zaś ogólnie we wszystkich grupach podróżowało 105 osób. Zdecydowana większość ankietowanych grup (92%) przyjechała do gospodarstwa bezpośrednio z miejsca zamieszkania. Trzy grupy nie przyjechały z domu (połączyły wyjazd wakacyjny do gospodarstwa z wcześniejszą wizytą w innym miejscu). Blisko co czwarta grupa przebywająca w gospodarstwie (23,7%) pochodziła z województwa wielkopolskiego, znaczący udział mieli również turyści z województw: mazowieckiego (18,4%), dolnośląskiego (13,2%), kujawsko-pomorskiego (7,9%) oraz lubuskiego (5,3%). Z pozostałych województw (łódzkie, opolskie, pomorskie, lubelskie) przyjechało łącznie tylko 9 osób (8,6% ogółu). Osiem grup (ponad 1/5 wszystkich) przyjechało z zagranicy (6 z Niemiec – 15,8%, a 2 z Holandii – 5,3%). Grupy zagraniczne były jednocześnie najmniej liczne (dominowali emeryci i osoby samotne lub podróżujące bez dzieci) – liczyły łącznie tylko 16 osób (15,2% ogółu turystów). Najwięcej turystów przyjechało z Warszawy (5 grup; 14 osób) i Poznania (4 grupy; 14 osób).

Średnia odległość, jaką pokonywali turyści przyjeżdżający do gospodarstwa, wynosi 441,4 km (jest to skutek dużego udziału grup z Niemiec i Holandii). Największy dystans (1051 km) przebyli na motorach mieszkańcy holenderskiego Eindhoven, a najmniejszy turyści piesi (33 km), którzy przyszedli ze Słupska. Ponad 39% grup przyjechało z miejscowości znajdujących się w odległości od 401 do 500 km. Grupy w odległości 301-400 km oraz pow. 500 km były reprezentowane na tym samym poziomie (21% ogółu grup). Pozostałe przedziały odległości (do 100 km, 101-200 km oraz 201 do 300 km) stanowiły łącznie 19% podróżujących grup.

Ankietowani najczęściej przyjeżdżali samochodem (25 grup – 77 osób; odpowiednio 65,8 i 73,3%). Wśród automobilistów podróżowało również najwięcej dzieci (25) do lat 18 (23,8% ogółu turystów). Trzy grupy bez dzieci (5 osób) podróżowały na motorach, 5 grup (10 osób dorosłych i 1 dziecko) przyjechały tzw. camperem, trzy rodziny (6 dorosłych i 3 dzieci) samochodem z przyczepą campingową. Studenci oraz osoba samotna wybrali połączenie: pociąg + dojście pieszo lub pociąg + dojazd rowerem.

Długość pobytu turystów wahała się od 1 do 14 dni (średni czas pobytu wyniósł 7,05 dnia: 7,40 dnia dla osób korzystających z mieszkań i 6,38 dla osób na campingu). Dwie grupy turystów wśród ankietowanych były w okresie letnim już drugi raz w analizowanym gospodarstwie. Wśród wczasowiczów zdecydowana większość (76,3%) deklarowała, iż przebywała już wcześniej w gospodarstwie (niektórzy przyjeżdżają corocznie, inni co kilka lat).

Metoda badawcza

Podstawowe informacje, jakie pozyskiwano w ramach ankiety dotyczyły oszacowania kosztów podróży, czyli kwot, jakie skłonne byłyby ponieść pojedyncze osoby, by przyjechać i przebywać w gospodarstwie w danym roku.

Pytania ankiety dotyczyły: liczby osób podróżujących w jednej grupie, ich wieku, płci, stopnia pokrewieństwa, częstotliwości odwiedzin gospodarstwa w ciągu roku (i w ogóle), miejsca zamieszkania turystów, pokonanej odległości w km, przebiegu trasy dojazdu (bezpośrednia czy nie), środka lokomocji (rodzaj i pojemność silnika w cm^3), orientacyjnego kosztu przejazdu (związanego z wydatkami na paliwo, płyny eksploatacyjne, bilety itp.), czasu poświęconego na przejazd i jego orientacyjnego kosztu, długości pobytu (liczba noclegów), kosztów noclegów i posiłków (wzrost wydatków na wyżywienie poza domem) oraz ewentualnej utraty zarobków związanej z wyjazdem wypoczynkowym.

Koszty podróży [C] obliczono korzystając ze wzoru:

$$C = (Kp + Kc + z \cdot Kn + Kw + Kz)$$

gdzie:

- Kp – koszt przejazdu,
- Kc – koszt utraconego czasu (podczas dojazdu),
- Z – liczba noclegów,
- Kn – koszt noclegu (mieszkania/dobę),
- Kw – koszt wyżywienia podczas pobytu
(wzrost w stosunku do kosztów posiłków w miejscu zamieszkania),
- Kz – koszt utraconych zarobków.

Wyniki – ustalona wartość agroturystyczna gospodarstwa

W ankiecie pytano o liczbę osób, która przyjechała do gospodarstwa z osobą ankietowaną, ale również pytano o wiek i stopień pokrewieństwa osób w grupie. W strukturach grup przeważały powiązania „rodzinne”, choć nie wszystkie osoby były członkami gospodarstw domowych respondentów (przyjaciele i znajomi, dorosłe dzieci lub wnuki). W przypadku przyjazdu samochodem nie partycypowali oni w kosztach dojazdu, choć byli uwzględniani od początku w planach wakacyjnych. Ponieważ osób takich było niewiele (5 osób), koszty podzielono równo na wszystkie osoby niezależnie od ich wkładu finansowego.

Z przeprowadzonej ankiety wynika, że łączny koszt przejazdu dla 38 wizyt wyniósł 16 295,74 zł, a średni koszt przejazdu (przypadający na wizytę pojedynczej osoby) wyniósł 155,20 zł (99,91 zł dla osób w mieszkaniach i aż 307,24 zł dla turystów z campingu).

Czas przejazdu turystów był również bardzo zróżnicowany i wahał się od niecałych 3 godzin do 2 dni. Spośród 38 ankietowanych tylko dwóch określiło

wartość godziny czasu spędzonego w podróży. Brak odpowiedzi od pozostałych respondentów wskazuje, iż większość turystów nie przywiązuje wagi do wartości czasu przeznaczanego na dojazd (albo uznaje, iż przyjechało optymalną drogą i straty czasu nie było bądź strata, jeśli wystąpiła – nie miała dla nich znaczenia albo została zrekompensowana poprzez ciekawszą, bardziej malowniczą drogę). Rozbieżności w uzyskanych od wspomnianych dwóch respondentów odpowiedziach (12 zł/godz. oraz 100 zł/godz.) może też świadczyć o tym, iż nie zrozumieli oni pytania (ostatecznie obie odpowiedzi odrzucono).

Dodatkowym ponoszonym kosztem był koszt noclegów. Ceny noclegów w mieszkaniach uzależnione są od wybranego rozwiązania (standard i rodzaj pokoi), długości pobytu, liczby osób w grupie i pory roku. W okresie lipiec-sierpień ceny są najwyższe i wynoszą od 35 do 70 zł od osoby za noc. Opłaty noclegów na campingu wynoszą od 10 zł (namiot), 20 zł (samochód z przyczepą campingową), do 30 zł (kamper). Za dodatkową opłatą (10 zł) można skorzystać z podłączenia do prądu. Z danych o noclegach uzyskanych z ankiet wynika, że łączny koszt wszystkich noclegów w rozpatrywanym okresie 62 dni wyniósł 25 264 zł. Średni koszt noclegów przypadający na jedną osobę (za cały pobyt) wyniósł 240,60 zł, w mieszkaniach 297,66 zł, zaś na campingu 83,71 zł.

Koszty związane ze wzrostem wydatków na wyżywienie podczas ich pobytu (łącznie 13 025 zł) respondenci określili na poziomie 124 zł na 1 osobę (154,09 w mieszkaniach, 41,43 zł na campingu).

Spśród 38 ankietowanych tylko 1 respondent z Warszawy (reprezentujący tzw. wolny zawód) stwierdził, iż 4-dniowy pobyt w gospodarstwie spowodował zmniejszenie jego zarobków o 1500 zł. Pozostałe osoby wypoczywały w ramach płatnych urlopów, były już na emeryturze bądź jeszcze nie zarabowały (studenci).

Według informacji uzyskanej od właściciela gospodarstwa agroturystycznego, pełne obciążenie pokoi występuje od czerwca do końca września, w pozostałych miesiącach roku obciążenie średnio wynosi około 80% (w tym okresie ceny noclegów są też niższe o około 20%). Camping cieszy się zainteresowaniem od połowy czerwca do połowy września – w pozostałym okresie roku jest praktycznie niewykorzystywany. Na podstawie tych danych ustalono łączną liczbę grup (i turystów) odwiedzających i odpoczywających w gospodarstwie oraz określono roczne koszty podróży [C] turystów. Wynoszą one 218 699,67 zł (150 grup turystów – łącznie 442 osoby). Wartość powyższą można uznać za wartość agroturystyczną (usług) gospodarstwa.

Jeśli potraktujemy gospodarstwo (a zwłaszcza budynek z pokojami dla letników wraz z infrastrukturą) jako obiekt o ograniczonej trwałości, można obliczyć obecną wartość strumienia rocznych wartości usług agroturystycznych

w przewidywanym, dalszym okresie eksploatacji²¹. Budynek wybudowano w 1932 roku – przyjmując 100-letni okres eksploatacji obiektu – jego szacowana żywotność wynosi aktualnie 19 lat. Przyjmując, iż w kolejnych latach zainteresowanie wypoczynkiem w gospodarstwie utrzyma się na bieżącym poziomie, obliczono dla tego okresu NPV (*Net Present Value* – wartość zaktualizowaną netto). Ponieważ trudno określić wielkość inflacji w okresie 19 lat, to do dyskontowania przyjęto stopę dyskonta bez uwzględnienia inflacji, a w rachunku założono ceny stałe. W takiej sytuacji można przyjąć stopę dyskontową na poziomie realnego oprocentowania tzw. pewnych lokat (np. obligacje 10-letnie). W rozpatrywanym okresie lokaty te były oprocentowane w skali roku na 4,3%, a inflacja wynosiła 1%, stąd realna stopa procentowa wynosiła 3,27%. Ponadto do obliczeń zastosowano jeszcze drugą stopę dyskontową w wysokości 4%, zalecaną przez Witzmana²². W pierwszym przypadku wartość agroturystyczna gospodarstwa wynosi 2 691 253 zł, w drugim przypadku 2 548 353 zł.

Reprezentatywność próby i ograniczenia metody TCM

Zebrałą latem próbę można odnieść do całego roku, gdyż dzięki zebranych informacjom można ustalić z dużą dokładnością roczną liczbę odwiedzin (przy założeniu podobieństwa pobytów, które jest duże). W obliczeniach nie występuje konieczność pomijania niektórych turystów – tak jak ma to miejsce w przypadku wyceny np. parków krajobrazowych czy rezerwatów przyrody (np. dzieci, które odwiedzają dane miejsce w ramach wycieczek szkolnych i nie podejmują samodzielnie decyzji o przyjeździe), dla których nie powinno się liczyć kosztów podróży.

Kwestią trudną metodologicznie w metodzie TCM (poza wcześniej zasygnalizowanym problemem uwzględnienia kosztów czasu podróży) są podróże łączone, gdzie wyceniane miejsce jest tylko jednym etapem podróży (w tym celu określano procentowo udział gospodarstwa w kosztach całego wyjazdu – co stanowiło dużą trudność dla ankietowanych). Ponadto problem pojawia się, gdy turyści łączą wizytę w danym miejscu ze zwiedzaniem innych atrakcji turystycznych w okolicy (co zdarzało się często). W niniejszym badaniu zrezygnowano z wliczania w koszty pobytu opłat związanych np. z biletami wstępu na teren Słowińskiego Parku Narodowego, do muzeów, latarni morskiej, kosztów parkingów przy plażach itp., uznając, że nie tworzą one wartości turystycznej rozpatrywanego gospodarstwa.

²¹ Podobnie postąpili Liziński i Bukowski przy wycenie wartości turystycznej Kanału Elbląskiego [Liziński, Bukowski 2008].

²² Stopa w wysokości 4% jest uważana przez ekonomistów środowiska za najbardziej właściwą do dyskontowania dóbr środowiskowych [Manteuffel-Schoege, Kubicka 2007].

Podsumowując, metoda TCM nadaje się do wyceny rekreacyjnych i turystycznych funkcji gospodarstw rolnych. Główną jej zaletą jest to, że opiera się ona na obserwowanych zachowaniach ludzi, przez co jest metodą wiarygodną.

9.2. Wycena oczka wodnego metodą odtworzeniową

Metoda określa wartość zasobu lub waloru środowiska przyrodniczego na podstawie wielkości nakładów (rzeczowych i finansowych) niezbędnych do jego odbudowy. Niezbędne informacje można uzyskać na podstawie obserwacji lub fachowych opinii ekspertów. Jeśli dane wyjściowe są prawidłowo określone, koszty restytucji można określić z dużym prawdopodobieństwem.

Pojęcia „oczka wodnego” nie odnajdzie się ani w literaturze technicznej, ani w przepisach techniczno-budowlanych z zakresu budownictwa wodnego czy melioracji. W potocznym rozumieniu oczko wodne jest małym zalewem, stawem, zbiornikiem czy akwenem wodnym. Według *Prawa wodnego*²³, oczko wodne należy do tzw. wód stojących, czyli mniejszych zbiorników wodnych, które nie mają połączenia z wodami płynącymi (są to najczęściej nieprzepływowe jeziora i stawy, glinianki, zapadliska pokopalniane, stawy potorfowe, rozlewiska śródpolne i śródłąkowe).

Założenia wstępne²⁴

Oczko wodne, o kształcie owalnym, posiada powierzchnię 100 m² (lustro wody) i jest zlokalizowane w naturalnym obniżeniu terenu w oddaleniu od większych drzew, aby uniknąć problemu opadających do zbiornika liści (efekt zamulania i w efekcie wypływanie zbiornika). Głębokość wody (w najgłębszym miejscu) co najmniej 2 m, tak aby mogła się wytworzyć równowaga ekologiczna i aby w przyszłości bytujące w nim ryby mogły przetrwać okres zimy. Urobek wydobyty z wykopu zostanie wywieziony. Skarpy zbiornika ukształtowane w formie łagodnego spadku od 1:3 do 1:4 (ułatwienie dostępu zwierząt do zbiornika, a także poprawienie walorów widokowych). W dnie oczka półki o szerokości co najmniej 30 cm. Półki rozmieszczone na różnej głębokości przeznaczone są pod uprawę roślin wodnych o różnych wymaganiach – strefy: bągienna (do 10 cm głęb.), płytkiej wody (do 40 cm) oraz wody głębokiej (pow. 40 cm). Zakłada się uszczelnienie zbiornika najstarszą i najbardziej naturalną metodą – gliną. Do budowy dna zakłada się wykorzystanie bloczków tłustej gliny lub odpadowej niewypalanej cegły. Warstwy gliny o grubości około 25 cm zostaną ułożone i starannie ubite (za pomocą ubijarki wibracyjnej). Przed ułożeniem glinianych bloczków wykop zostanie przygotowany poprzez wysypanie

²³ Por. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (tekst jednolity z 2005 r., Dz.U. Nr 239, poz. 2019 z późn. zm.).

²⁴ Na podstawie informacji uzyskanych z firm zajmujących się budową zbiorników wodnych.

cienkiej warstwy piasku, a następnie ułożenie pasów folii polietylenowej. Na glinę zostanie ułożona włóknina (gramatura 300 g), którą następnie przysypie się około 20 cm warstwą żwiru. Zabezpiecza on glinę przed wypłukiwaniem i pozwala po niej stąpać. Po nasyceniu wodą glina nabiera właściwości samouszczelniających. Materiał ten praktycznie nie ulega zniszczeniu (trwałość kilkadziesiąt lat). Zakłada się nasadzenia roślin wodnych (rośliny pływające lub o pływających liściach – np. grzybieńczyk; rośliny podwodne – np. wywłócznik, moczarka kanadyjska, rdestnica oraz rośliny nabrzeżne i strefy bagiennej – np. kaczeniec, czermień błotna itp.), które są w oczku wodnym konieczne. Nie wpływają one znacząco na jego wygląd, są jednak schronieniem dla drobnych zwierząt wodnych i narybku, poza tym natleniają wodę. Założono zarybienie w sposób naturalny – stąd w rachunku nie uwzględniono zakupu ryb. Oczko będzie zasilane wodą w sposób naturalny (opady, spływy, przesiąkanie) oraz poprzez połączenie z systemem melioracji (odprowadzenie nadmiaru wód gruntowych z pól).

Nakłady rzeczowe i finansowe²⁵

1/ Wykop oraz wywóz ziemi – usługa kompleksowa (ok. 125 m ³):	3 690 zł
2/ Wyprodukowanie i dostarczenie bloczków z gliny 25x12x14,5 cm (30,63 m ³):	10 874 zł
3/ Piasek z transportem (7,5 t):	450 zł
4/ Żwir 16/30 z transportem (22,5 t):	3 038 zł
5/ Folia polietylenowa (120 m ²):	1 565 zł
6/ Włóknina Hydrotex – gramatura 300 g (120 m ²):	1 025 zł
7/ Rośliny wodne (różne 100 szt.):	980 zł
8/ Pojemniki na rośliny (25 szt.):	350 zł
9/ Wkład torfowy do oczek wodnych (20 szt. po 5 litrów):	514 zł
10/ Ubicie gliny ubijarką (usługa):	250 zł
11/ Koszty robocizny – prace ziemne, nasadzenia itp. (4 osoby x 2 dni):	1 800 zł
12/ Koszty dokumentacji oraz opłaty administracyjne ²⁶ :	2 726 zł
<u>13/ Pozostałe koszty (rury perforowane, włóknina, nasiona trawy itp.):</u>	<u>700 zł</u>
RAZEM	27 962 zł

²⁵ Przyjęto średni poziom cen rynkowych materiałów, robocizny i usług w Wielkopolsce z października 2013 r. Należy zaznaczyć, iż występuje znaczna dysproporcja cen – np. glina w zależności od postaci i miejsca pochodzenia kosztuje: od 8-10 zł za tonę (glina luzem z wykopu ziemnego), poprzez 137 zł/t (tyle kosztuje glina budowlana w workach z Ukrainy – 9 UAH/25 kg), po nawet 230 zł za tonę (odsiana glina z cegielni lub kopalni gliny).

²⁶ Koszty te obejmują projekt budowlany i kosztorys. Ponadto budowa oczka wodnego wymaga zgłoszenia (do 30 m²) albo pozwolenia na budowę. Wykonanie połączeń stawu lub zbiornika wodnego z elementami sieci melioracyjnej wymaga z kolei uzyskania pozwolenia wodnoprawnego. Z wnioskiem o pozwolenie wodnoprawne występuje się do Urzędu Powiatowego. Pozwolenie wydawane jest na 10 lat (wymaganymi załącznikami są: decyzja o warunkach zabudowy lub wypis i wyrys z miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego oraz operat wodnoprawny).

Powyższą wartość (ustaloną na podstawie wielkości nakładów rzeczowych i finansowych niezbędnych do odbudowy) można uznać za wartość oczka jako waloru środowiska przyrodniczego (ekosystemu rolniczego).

W podsumowaniu przeprowadzonych obliczeń należy stwierdzić, że choć metoda odtworzeniowa jest wiarygodna i zrozumiała, dostarcza najprawdopodobniej zaniżonych szacunków wartości środowiska z uwagi m.in. na to, że niektórych elementów środowiska nie da się odtworzyć lub ich restytucja jest odłożona w czasie (np. wspomniane zarybienie naturalne, zasiedlenie przez płazy, owady, ptactwo itp.). Wydaje się jednak, że metoda jest użyteczna zwłaszcza tam, gdzie wystąpiły zanieczyszczenia lub degradacja środowiska – podmioty odpowiedzialne za powstanie zanieczyszczeń (czy zmuszone do zamieszkania w zdegradowanym środowisku) dostrzegają bowiem wielkość strat oraz podejmują działania zapobiegające zniszczeniom lub przywracające *status quo ante*.

Podsumowanie

Efekty zewnętrzne, zarówno te pozytywne, jak i negatywne, do tej pory nie znajdują swojego odzwierciedlenia w ujęciu mikroekonomicznym (w procesie podejmowania decyzji przez producentów rolnych). Ciągłe dochodzi do widocznej rozbieżności pomiędzy celem jednostki (maksymalizacja zysku) a celem społecznym (dobrobyt społeczeństwa). Dysonans ten uzasadnia potrzebę wprowadzenia na szerszą skalę tzw. racjonalności ekologicznej oraz wspierających ją instrumentów instytucjonalnych²⁷. Należy przypuszczać, że w dłuższej perspektywie utrata części ważnych zasobów środowiskowych (dóbr publicznych) lub generowanie kosztów, które ponosi całe społeczeństwo, nie będzie akceptowana.

Zmiany, o których mowa powyżej już zachodzą – rolnictwo, które względnie traci w sferze wytwórczej, zyskiwać zaczyna jako dział gospodarki uczestniczący w kształtowaniu przestrzeni, ochronie środowiska naturalnego, czy też wypełnianiu funkcji kulturowych i cywilizacyjnych. Tym samym rolnictwo zaczyna spełniać szereg celów społecznych. Z dużym prawdopodobieństwem należy spodziewać się, że zwrócenie uwagi na fakt, iż rolnictwo nie tylko wytwarza żywność, ale jest głównym składnikiem równowagi ekologicznej (która sama w sobie jest co najmniej równorzędną jego funkcją) może mieć przełomowe znaczenie dla tworzenia tzw. „nowej równowagi” trzech bytów: rolnictwa – wsi – środowiska naturalnego [Woś 2005], które mają kluczowe znaczenie dla rozwoju społeczeństw ludzkich.

²⁷ Por. [Woś, Zegar 2003; Zegar 2007, 2007a; Zegar J.St. [w:] Sokołowska, Bisaga (red.) 2010].

Przechodzenie do bardziej zrównoważonego sposobu gospodarowania oznacza, że oprócz klasycznych funkcji produkcyjnych, rolnictwo odgrywa ważną rolę w ochronie środowiska, turystyce, kształtowaniu krajobrazu wiejskiego, ochronie bioróżnorodności oraz w zakresie zdrowia ludzi czy tzw. dobrostanu zwierząt. Wielu ekonomistów twierdzi, że wymienione powyżej funkcje rolnictwa stanowią dobro publiczne, a pozytywne efekty zewnętrzne związane ze zrównoważonym systemem gospodarowania tworzą pakiet usług świadczonych przez rolników na rzecz społeczeństwa²⁸.

Tak więc, dobra publiczne (w tym np. globalna kwestia bezpieczeństwa żywnościowego) nabierają znaczenia dla ludzkości w miarę jak rośnie ich rola w zakresie jakości życia, dalszego rozwoju, a nawet możliwości bytowania przyszłych pokoleń. Dalszy rozwój tej problematyki (w tym również zagadnienie internalizacji efektów zewnętrznych²⁹) wymaga wyceny i wartościowania usług środowiskowych i dóbr publicznych [Zegar 2012]. Usługi te, aby mogły się rozwijać, muszą być wsparte odpowiednimi bodźcami lub systemem wynagrodzeń. Określenie poziomu i zasad wsparcia finansowego dla rolników produkujących dobra publiczne jest problemem, który również wymaga dalszych studiów i analiz.

W teorii i praktyce organizacji i zarządzania gospodarstwem rolnym „od zawsze” badano i poszukiwano najbardziej racjonalnych proporcji między trzema klasycznymi czynnikami produkcji [Pytkowski 1967]. Stwierdzono, że gospodarowanie może istnieć tylko wtedy, gdy występują trzy fundamentalne siły czyli czynniki wytwórcze: ziemia, praca, kapitał. Precyzując tę opinię i rozszerzając ją o doświadczenia ostatniego czterdziestolecia, należy dodać, że czynniki produkcji warunkują solidarnie możliwości gospodarowania. Dalej należy zauważyć, iż o rozwoju rolnictwa (i jego metamorfozach) decydował zawsze czynnik znajdujący się w niedoborze. We wcześniejszych etapach rozwoju rolnictwa różne były wzajemne relacje poszczególnych czynników produkcji, a co za tym idzie różna była intensywność gospodarowania. Na początku rozwoju rolnictwa gospodarstwa były prowadzone ekstensywnie, później przez kilkadziesiąt lat nieustająco się intensyfikowały, czyli zwiększały udział kapitału i pracy w produkcji. Aktualnie, kiedy od kilkudziesięciu lat w krajach wysokorozwiniętych nie ma po-

²⁸ Koncepcja tzw. świadczeń ekosystemów stanowi obecnie najbardziej spójne podejście o charakterze operacyjnym, które służy racjonalizacji korzystania przez człowieka z procesów i zasobów przyrodniczych [por. Ryszkowski L. [w:] Graczyk (red.) 2007; Mizgajski et al. (red.) 2009].

²⁹ Na rozwój nauki i praktyki zarządzania zasobami naturalnymi, zajmującej się m.in. problemem internalizacji efektów zewnętrznych (którego nieodłącznym elementem jest ekonomiczna wycena środowisk), wpłynął rozwój nowej gałęzi ogólnej wiedzy o gospodarowaniu zasobami przyrody, czyli ekonomii środowiska [Zajac 2013].

trzeby dalszego zwiększania produkcji, zauważalne staje się dążenie do wyrównania proporcji pomiędzy klasycznymi czynnikami produkcji – zjawisku temu sprzyja niewątpliwie koncepcja zrównoważonego rozwoju.

W rolnictwie umiejętność prowadzenia gospodarstwa sprowadza się do hierarchizowania czynników i celów lub do „wypośrodkowania” podejmowanych decyzji. Celem rolnictwa jest oczywiście wytwarzanie (produkcja), ale również specyficzny kontakt z otoczeniem – poprzez użytkowanie przyrody. Cykliczność zjawisk następujących w przyrodzie narzuca rolnikowi ciągłość jego zabiegów. Jeżeli jednak oddziaływanie to ma być długofalowe, to narzuca rolnikowi także konieczność dbania o przyrodę. Dawniej owe „dbanie o przyrodę” rozumiano głównie jako wzmacnianie cech przyrody pozytywnych dla rolnika (np. poprawianie żyzności gleb). Po drugiej wojnie światowej, i to zarówno w Europie Zachodniej, jak również w naszym kraju (czyli także w realiach ustroju socjalistycznego), widoczne było podporządkowanie idei intensyfikacji. Uwagę skupiano wówczas głównie na przezwyciężaniu kolejnych pułapów przyrodniczych, technologicznych i organizacyjnych, które hamowały dalszy wzrost produkcji. Aktualnie, wraz ze zmianą znaczenia poszczególnych ogniw agrobiznesu (znajdujemy się w fazie tzw. gospodarki postindustrialnej), zmianie ulegają również funkcje rolnictwa. Rolnictwo zaczyna spełniać szereg celów społecznych – co jak pisano wcześniej – modyfikuje ocenę racjonalności gospodarowania w sferze wytwórczej. Jej podstawą będzie kryterium „słuszności społecznej” w stosunku do skuteczności, sprawności oraz ekonomiczności [Nieżgoda 2005]. Tylko taka hierarchia kryteriów pozwoli w przyszłości na trwały rozwój gospodarstw.

Reasumując, jednym z ważniejszych wyzwań stojących przed ekonomistami jest wycena zasobów środowiska i efektów zewnętrznych generowanych przez rolnictwo. Wciąż udoskonalane naukowe metody wartościowania poza-produkcyjnych, w tym publicznych funkcji rolnictwa (np. wyceny warunkowej, deklarowanych preferencji, kosztów podróży, cen hedonicznych, efektów produkcyjnych i in.) nie doczekały się jeszcze – ze względu na subiektywizm dokonywanych za ich pomocą ocen, z powodu braku stosownych uregulowań prawnych czy możliwości ich wykorzystania w rachunkowości rolnej – pełnej akceptacji w praktyce gospodarczej.

Bibliografia

- Anania G., Azcarate T.G. i in., 2003, *Policy Vision for Sustainable Rural Economies in an Enlarged Europe*, DATAR & ARL, Hannover.
- Baum R., 2006, *Problem wsparcia finansowego dla zrównoważonego rozwoju w rolnictwie*, Katedra Ekonomii Ekologicznej AE im. O. Langego, Wrocław; [kee.ae.wroc.pl/konferencja/index.php?id=konferencja3].
- Baum R., 2011, *Ocena zrównoważonego rozwoju w rolnictwie (studium metodyczne)*, Rozprawy Naukowe 434, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu.
- Bernaciak A., Gaczek W.M., 2001, *Ekonomiczne aspekty ochrony środowiska*, Wyd. AE w Poznaniu.
- Black J., Hashimzade N., Myles G., 2009, *Dictionary of Economics*, Oxford University Press.
- Borys T., 1998, *Teoretyczne aspekty konstruowania wskaźników ekorozwoju*, [w:] Po-skrobko B. (red.), *Sterowanie ekorozwojem*, Wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok.
- Borys T. (red.), 1999, *Wskaźniki ekorozwoju*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Borys T., 2002, *Wskaźniki rozwoju zrównoważonego. Podstawowe kierunki badań i zastosowań*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Borys T. (red.), 2005, *Wskaźniki zrównoważonego rozwoju*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Warszawa-Białystok.
- Coase R., 1960, *The Problem of Social Cost*, Journal of Law and Economics, Vol. 3.
- Drobniak A., 2002, *Zastosowanie analizy kosztów i korzyści w ocenie projektów publicznych*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Katowicach, Katowice.
- European Commission, *Communication from the Commission – A sustainable Europe for a better world: A European Union strategy for sustainable development*, COM (2001) 264 final.
- FAPA, 2006, *Wstępna analiza instrumentu cross-compliance w kontekście przyszłej implementacji w Polsce*; [fapa.com.pl/saepr].
- Fiedor B. (red.), 2002, *Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych*, C.H. Beck, Warszawa.
- Giera A., 2012, *Bioróżnorodność w wybranych gospodarstwach rolnych zlokalizowanych na obszarach szczególnie narażonych*, Zagadnienia Doradztwa Rolniczego, nr 2 (68).
- Graczyk A., Kociszewski K., 2013, *Teoretyczne i aplikacyjne aspekty wyceny środowiskowych efektów zewnętrznych w rolnictwie*, [w:] Zegar J.St. (red.), *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2011-2014, z. 68 [19], IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Grzelak A., 2010, *Rolnictwo wobec wybranych wyzwań ekonomicznych*, Zeszyty Naukowe SGGW, Ekonomia i Organizacja Gospodarki Żywnościowej, nr 85, Warszawa.
- Holcombe R.G., 1997, *A Theory of the Theory of Public Goods*, Review of Austrian Economics, 10 (1).
- IOŚ, 2003, *Ocena potrzeb związanych z tworzeniem optymalnych warunków dla ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

- Jakubowski M., 2005, *Dobra publiczne i dobra wspólne*, [w:] Wilkin J. (red.). *Teoria wyboru publicznego. Wstęp do ekonomicznej analizy polityki i funkcjonowania sfery publicznej*, Wyd. Scholar, Warszawa.
- Kowalski A., 2009, *Czynniki wpływające na kierunki rozwoju rolnictwa w zmieniającym się świecie*, referat na I Kongres Nauk Rolniczych Nauka – Praktyce, 14-16.V.2009, IUNG-PIB, Puławy; [kongres.cdr.gov.pl/index.php?option=com_content&view=article&id=64&Itemid=82].
- Kuś J., Kopiński J., 2006, *Oddziaływanie dobrej praktyki rolniczej na gospodarstwo rolne*, [w:] Zegar J.St. (red.), *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2005-2009, z. 52 [3], IERiGŻ PIB, Warszawa.
- Liziński T., Bukowski M., 2008, *An assessment of the tourist value of the Elbląg Canal*, J. Water Land Dev. No. 12, 2008 : 37–48 DOI: 10.2478/v10025-009-0004-y.
- Łuczka-Bakuła W., 2006, *W kierunku rolnictwa zrównoważonego – od programów rolnośrodowiskowych do Cross-Compliance*, Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu „Rolnictwo LXXXVII”, nr 540, Wrocław.
- Maciejczak M., 2009, *Rolnictwo i obszary wiejskie źródłem dóbr publicznych – przegląd literatury*, Zeszyty Naukowe SGGW, Ekonomika I Organizacja Gospodarki Żywnościowej, Nr 75 (2009), Wyd. SGGW, Warszawa.
- Maciejczak M., 2010, *Modyfikacje genetyczne w rolnictwie w świetle nowej ekonomii instytucjonalnej*, Roczniki Naukowe Stowarzyszenia Ekonomistów Rolnictwa i Agrobiznesu, t. XII, z. 1, Wyd. Wieś Jutra, Warszawa-Poznań-Szczecin.
- Manteuffel-Schoege H., Kubicka E., 2007, *Makroekonomiczna efektywność rekultywacji jeziora*, [w:] *Uwarunkowania i mechanizmy zrównoważonego rozwoju*, Materiały 6. Międzynarodowej Konferencji Naukowej Białystok, Tallin, 2-5 lipca 2007. Wyd. WSE Białystok.
- Marshall A., 1920, *Principles of Economics*, Macmillan, London 1890. 8th Edition; [econlib.org/library/Marshall/marP.html].
- Mizgajski A., Stępniewska M., 2009, *Koncepcja świadczeń ekosystemów a wdrażanie zrównoważonego rozwoju*, [w:] Kiełczewski D., Dobrzańska B. (red.), *Ekologiczne problemy zrównoważonego rozwoju*, Wyd. Wyższej Szkoły Ekonomicznej w Białymstoku.
- MRiRW, 2004, *Plan Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2004-2006*, Warszawa.
- MRiRW, 2007, *Program Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007-2013 (PROW 2007-2013)*, Warszawa.
- Niezgoda D., 2005, *Funkcje gospodarstwa rolniczego i jego złożoność*, [w:] *Koncepcja badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2005-2009, z. 11, IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Noga M., 2007, *Czas w koncepcji zrównoważonego rozwoju*, [w:] Podskrobko B., Dobrzański G. (red.), *Problemy interpretacji i realizacji zrównoważonego rozwoju*, Wyd. Wyższej Szkoły Ekonomicznej w Białymstoku.
- Panasiuk D., 2001, *Wycena środowiska metodą kosztów podróży w praktyce. Wartość turystyczna Pienińskiego Parku Narodowego*, [w:] *Ekonomia a rozwój zrównoważony. Tom 2. Wdrażanie*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.

- Pigou, A.C., 1932, *The Economics of Welfare*, Macmillan and Co., London 1932, 4th edition, Wydanie internetowe; [econlib.org/library/NPDBooks/Pigou/pgEW.html].
- Poczta W., Pawlak K., Kiryluk-Dryjska E., Siemiński P., 2007, *Perspektywy polskich gospodarstw rolnych w europejskim modelu rolnictwa*, Roczniki Naukowe SERIA, t. IX, z. 2, Warszawa-Kraków.
- Przybyłowski K., Hartley S.W., Kerin R.A., Rudelius W., 1998, *Marketing*, Polska edycja, Dom Wydawniczy ABC, Warszawa.
- Pytkowski W., 1967, *Ekonomika i organizacja gospodarstw. Część I: Pojęcia wstępne*, Skrypty WSR w Poznaniu, Dział Wydawnictw.
- Raport europejskich ekspertów, 2004, *Wizja polityki zrównoważonego rozwoju obszarów wiejskich w rozszerzonej Europie*, Wieś i Rolnictwo, Nr 3 (124), PAN, IRWiR, Warszawa.
- Rogall H., 2010, *Ekonomia zrównoważonego rozwoju. Teoria i praktyka*, Wyd. Zysk i S-ka, Poznań.
- Runowski H., 2004, *Gospodarstwo ekologiczne w zrównoważonym rozwoju rolnictwa i obszarów wiejskich*, Wieś i Rolnictwo, nr 3 (124) 2004, PAN, IRWiR, Warszawa.
- Runowski H., 2005, *Systemy rolnictwa w scenariuszu przyszłości*, Materiały konferencji „Polska Wieś 2025 – Wizja Rozwoju”, IRWiR PAN, Warszawa.
- Ryszkowski L., 2007, *Adaptacja działalności ekonomicznej do procesu metabolizmu ekosystemów podstawą zrównoważonego rozwoju*, [w:] Graczyk A. (red.), *Zrównoważony rozwój w teorii ekonomii i w praktyce*, Prace Naukowe Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu, Wyd. Akademii Ekonomicznej, Wrocław.
- Samuelson P.A., 1954, *The Pure Theory of Public Expenditure*, The Review of Economics and Statistics, Vol. 36, No. 4. (Nov. 1954).
- Samuelson P.A., Nordhaus W.D., 1995, *Ekonomia 1*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Samuelson P.A., Nordhaus W.D., 1996, *Ekonomia 2*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Shechter M., 1996, *Wycena środowiska*, [w:] Folmer H. i in. (red.), *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, Wyd. Krupiński i S-ka, Warszawa.
- Stiglitz J.E., 2004, *Ekonomia sektora publicznego*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Szewrański Sz., 2002, *Wskaźniki ekorozwoju*, Europejskie Centrum Proekologiczne, Wrocław; [ecp.wroc.pl].
- Śleszyński J., 2000, *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska*, Agencja Wydawnicza Aries, Warszawa.
- Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (tekst jednolity z 2005 r., Dz.U. Nr 239, poz. 2019 z późn. zm.).
- Wesołowska A., 2004, *Teoria dóbr publicznych Paula Anthony'ego Samuelsona, Dialogi Polityczne*, UMK w Toruniu, nr 2 – luty 2004 Liberalizm; [dialogi.umk.pl/teoria-dobr-publicznych-samuelson.html].
- Wilkin J. (red.), 2005, *Teoria wyboru publicznego. Wstęp do ekonomicznej analizy polityki i funkcjonowania sfery publicznej*, Wyd. Scholar, Warszawa.

- Wilkin J., 2009, *Wielofunkcyjność rolnictwa-konceptualizacja i operacjonalizacja zjawiska*, Wieś i Rolnictwo, nr 4.
- Woś A., Zegar J.St., 2003, *Rolnictwo społecznie zrównoważone*, IERiGŻ, Warszawa.
- Woś A., Zegar J.St., 2004, *Rolnictwo społecznie zrównoważone – poszukiwaniu nowego modelu dla Polski*, Wieś i Rolnictwo, nr 3 (124), PAN, IRWiR, Warszawa.
- Woś A., 2005, *Spoleczne funkcje rolnictwa i nowa równowaga*, Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, nr 1.
- WWF Światowy Fundusz Na Rzecz Przyrody, Fundacja IUCN – Poland, 2001, *Rozwój obszarów wiejskich. Integracja ochrony przyrody z polityką rolną*, Warszawa.
- Zajac St., 2013, *Wartościowanie lasu w teorii i praktyce*, referat przedstawiony podczas Panelu Ekspertów „Wartość”. Lasy jako czynnik rozwoju cywilizacji: współczesna i przyszła wartość lasów. Sesja 2, Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie Starym, 15 października 2013 r.; [npl.ibles.pl/sites/default/files/referat/referat_zylicz_t.pdf].
- Zegar J.St., 2007, *Przesłanki nowej ekonomiki rolnictwa*, Zagadnienia Ekonomiki Rolnej, nr 4/313, Warszawa.
- Zegar J.St., 2007a, *Spoleczne aspekty zrównoważonego rozwoju rolnictwa*, Fragmenta Agronomia, nr 4 (96), PTA, Puławy.
- Zegar J.St., 2010, *Ekonomika rolnictwa versus ekonomia agrarna*, [w:] Sokołowska S., Bisaga A. (red.), *Wieś i rolnictwo w procesie zmian. Rolnictwo w nowym otoczeniu rynkowym i instytucjonalnym*, Uniwersytet Opolski, Opole.
- Zegar J.St., 2010a, *Kategoria optymalności w rozwoju rolnictwa. Współczesne wyzwania*, Roczniki Nauk Rolniczych, Seria G, t. 97, z. 3, Warszawa.
- Zegar J.St., 2012, *Uwarunkowania i czynniki rozwoju rolnictwa zrównoważonego we współczesnym świecie*, [w:] Zegar J.St. (red.), *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2011-2014, z. 50 [15], IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Żylicz T., 2013, *Wycena usług ekosystemów leśnych*, referat przedstawiony podczas Panelu Ekspertów „Wartość”. Lasy jako czynnik rozwoju cywilizacji: współczesna i przyszła wartość lasów. Sesja 2, Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie Starym, 15 października 2013 r.; [npl.ibles.pl/sites/default/files/referat/referat_zylicz_t.pdf].

Prof. dr hab. Janusz S. Jankowiak

Dr hab. Ewa M. Miedziejko

Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN

Poznań

EMERGETYCZNA METODA OCENY WYDAJNOŚCI PRODUKCJI, ZUŻYCIA ZASOBÓW I ZRÓWNOWAŻENIA ŚRODOWISKOWEGO NA PRZYKŁADZIE GŁÓWNYCH UPRAW W WIELKOPOLSCE

Wprowadzenie

Pola uprawne, lasy, łąki i pastwiska, powierzchnie mórz, jezior i rzek oraz dostępne zasoby paliw i minerałów stanowią kapitał warunkujący egzystencję ludzi. Ciągłe użycie tego kapitału przez rosnącą populację ludzką powoduje jego ograniczanie oraz pozostawia pewien ślad w biosferze.

Następstwem intensywnego wzrostu ekonomicznego jest gwałtowny proces niszczenia różnorodności biologicznej, zanik niskoentropowych zasobów ekosystemów oraz zanieczyszczanie środowiska wysokoentropowymi substancjami odpadowymi.

Od wczesnych lat 70. ekolodzy sygnalizują, że wzrost populacji i jej konsumpcji nie jest równoważony odnawialnymi zasobami środowiska [Ulgiati i Brown 1998; Ayres 2000]. Chociaż od tego czasu propagowanie zasady trwałego i zrównoważonego rozwoju stało się motywem przewodnim wielu kampanii społecznych i programów politycznych [Van Kooten i Bulte 2000], ciągle nie zostały opracowane dostatecznie dokładne miary i indykatory zrównoważenia środowiskowego. Z tej przyczyny różne korporacje i międzynarodowe instytucje tworzą własne wskaźniki do monitorowania zrównoważonego rozwoju. Najczęściej obliczany jest ślad węglowy – rozumiany jako całkowita emisja dwutlenku węgla uwalnianego przez jednostkę, grupę, wydarzenie lub produkt.

Generalnie metody obliczania zrównoważenia oparte są na analizach jakościowych i ilościowych. Szczególnie popularne i rozwijane są dwa podejścia: metoda Wackernagla i Reesa [Wackernagel i Rees 1996; Wackernagel i inni 2005] znana jako ślad ekologiczny oraz metoda emergetyczna Oduma [Odum 1996; Zhao 2005].

Ślad ekologiczny (EF – *ecological footprint*) jest to analiza zapotrzebowania człowieka na zasoby naturalne biosfery [Loh i Wackernagel 2004]. Porównywana jest konsumpcja zasobów naturalnych przez populację ze zdolnością planety do ich regeneracji. Ślad ekologiczny to szacowana ilość hektarów powierzchni lądu i morza potrzebna do rekompensacji zarówno zasobów zużytych na konsumpcję, jak i absorpcję odpadów. Ślad mierzony w globalnych hektarach

na osobę (ghaPC) ujawnia jak duża powierzchnia Ziemi potrzebna jest na wytworzenie zasobów, które konsumujemy na co dzień oraz do przetworzenia powstających przy tym odpadów. Podejście to jest uproszczone, ponieważ usługi każdej powierzchni liczone są tylko jeden raz, nawet wtedy, gdy dostarcza ona usług do dwóch lub więcej ekosystemów. Pomijany jest fakt, że na przykład powierzchnia lasu dostarcza także usług, takich jak: regulacja cyklu hydrologicznego, konserwacja powierzchniowej warstwy gleby, filtracja stałych i gazowych zanieczyszczeń, które wykorzystywane są przez inne ekosystemy. Ponadto w metodzie tej nie uwzględnia się energii umiejscowionej w materiałach i usługach oraz nie uwzględnia się niektórych ważnych aspektów zrównoważenia, takich jak: strata powierzchniowej warstwy gleby (erozja), wpływów zanieczyszczeń stałych, ciekłych i gazowych (obecnie uwzględnia się tylko emisję CO₂). Największym ograniczeniem tej metody jest pomijanie śladu ekologicznego wynikającego ze zużycia wody przez populację. Wiele z powyższych ograniczeń udaje się uniknąć stosując metodę emergetyczną [Brown i Ulgiati 1997, 2004; Jankowiak i Miedziejko 2009; Miedziejko i Jankowiak 2010, 2012].

Metoda emergetyczna (Em) rozwiązuje bardziej złożone zadania [Siche et al. 2008]. Ekosystemy traktuje się jako układy termodynamiczne utrzymywane strumieniami masy i energii. Mogą one być opisywane za pomocą przepływów monetarnych. Dzięki temu metoda emergetyczna jest użytecznym narzędziem do korespondencji pomiędzy naukami o środowisku i naukami ekonomicznymi [Brown i Ulgiati 1997; Ruth 2005], a nawet prawniczymi [Angelo i Brown 2007]. Jest to holistyczna metoda ilościowej i jakościowej analizy ekosystemu złożonego.

Biorąc pod uwagę, że zadaniem nowoczesnego rolnictwa jest uzyskanie wysokiej efektywności produkcji, przy zmniejszeniu zużycia nieodnawialnych zasobów biosfery oraz ograniczeniu degradacji środowiska [Zegar 2012] holistyczne miary emergetyczne, opracowane zgodnie z teorią systemów i termodynamicznymi prawami funkcjonowania układów otwartych, powinny być szeroko wykorzystywane i propagowane w tej dyscyplinie.

U podstaw tej metody jest założenie, że energia zawarta w źródle lub dostarczona w wyniku usługi determinuje jej wartość, czyli „cenę ekologiczną”. Ponieważ w biosferze występują jakościowo zróżnicowane formy energii, przyjęto, że wielkością wzorcową jest energia promieniowania słonecznego (solarna).

Na obecnym poziomie wiedzy i rozwoju metod rachunkowych można wyznaczyć, ile energii w postaci promieniowania słonecznego pobrał w przeszłości system globalny, aby w wyniku różnych transformacji energii wewnętrznej w biosferze powstała obserwowana postać energii, której frakcja zwana eg-

zergią E_x , jest zdolna do wykonania pracy lub dokonania zmian w środowisku, co opisuje zależność:

$$E_m = \tau E_x \quad (1)$$

w której τ jest przekształcalnością solarną.

Przekształcalności solarne większości strumieni masy i energii oraz wielu procesów podstawowych zostały już określone w opracowanych modelach [Odum 1996; Brandt-Williams 2002; Brown i Ulgiati 2004].

Emergia solarna E_m (krótko emergia) określonego produktu lub usługi jest to całkowita egzergia solarna użyta bezpośrednio lub pośrednio do ich wytworzenia [Odum 1996]. Jednostką emergii jest seJ (ang. *solar energy joule*) lub emdżul. Przekształcalność promieniowania słonecznego z definicji $\tau = 1$.

W rachunku emergetycznym uwzględnia się także wartości dóbr i usług, szacowane na podstawie cen, po wyznaczeniu globalnego i krajowego zużycia emergii w relacji do produktu krajowego brutto (PKB) oraz produktu światowego brutto (PGB). Tym sposobem cyrkulacja pieniędzy zostaje przyporządkowana przepływowi emergii i można dokonać bilansowania wszystkich sił napędowych dla rozważanego procesu zgodnie z zależnością:

$$E_m = \sum_i \tau_i E_{xi} \quad (2)$$

gdzie E_{xi} jest egzergią, a τ_i jest przekształcalnością solarną i -tego niezależnego dopływu.

Przy zastosowaniu metody emergetycznej można ocenić i porównać szeroki zakres usług środowiska przy wytwarzaniu zarówno paliw i biomasy, jak i – zwykle pomijanych – materii organicznej gleby i wody.

Aktualnie stosowane są obie wymienione metody: EF z przyczyny prostoty ułatwiającej edukację społeczną, a Em jako metoda obejmująca szerszy zakres zagadnień i stymulująca środowisko naukowe wielu dyscyplin do zainteresowania zasobami i prawidłowościami funkcjonowania biosfery.

W Instytucie Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Poznaniu podjęto w ostatnich latach prace zmierzające do wyznaczenia wydajności i zrównoważenia upraw: pszenicy [Jankowiak i Miedzijko 2009], rzepaku i buraków [Miedzijko i Jankowiak 2010, 2012], jak również w celu termodynamicznej analizy wykorzystania zasobów środowiska Polski w latach 1995-2006 [Miedzijko 2009]. Prezentowane badania stanowią kontynuację i rozszerzenie metody poznawczej w kierunku oceny wydajności oraz zasobów i zrównoważenia środowiska na przykładzie pszenicy, rzepaku i buraków w Wielkopolsce, odniesione do stanu w roku 2012. Podjęto próbę weryfikacji technologii upraw z punktu widzenia wskaźników emergetycznych (termodynamicznych) oraz określenia

frakcji biopojemności wykorzystanej w procesach agrotechnicznych. Prace te stanowią etap początkowy do szeroko zakrojonych badań dotyczących oceny biopojemności oraz wykorzystania zasobów środowiska naturalnego kraju.

1. Materiały i metody

Źródłem danych meteorologicznych są pomiary wykonane w Stacji Badawczej Instytutu Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Turwi. Analizowano uprawy pszenicy ozimej, rzepaku ozimego i buraków cukrowych, które wymagały pobrania energii z różnych źródeł (rys. 1). Dla stosowanych strumieni masy m energii wyznaczano na podstawie zależności:

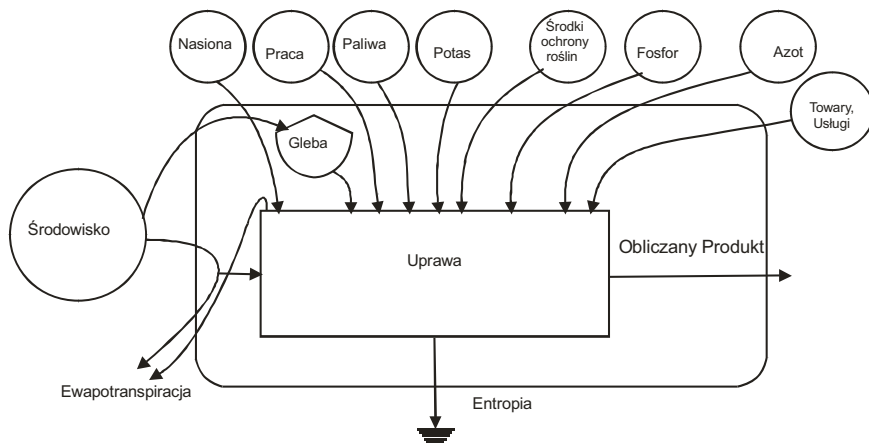
$$E_X = m \cdot G \quad (3)$$

w której G jest energią swobodną Gibbsa.

Następnie obliczano energię ze wzoru (1) wykorzystując przekształcalności odpowiednie do obowiązującego budżetu globalnego [Brandt-Williams 2002; Ortega 2004; Miedziejko 2009].

Dane wykorzystane w pracy w zakresie nakładów na uprawę są wartościami średnimi dla Wielkopolski w roku 2012 [Kalkulacje rolnicze 2012]. Charakterystyczne dla Polski przekształcalności pożywienia i pracy oraz energetyczne równoważniki monetarne w skali krajowej P_2 oraz światowej P_1 wyznaczono na podstawie danych statystycznych [Mały Rocznik Rocznik Statystyczny 2013].

Rysunek 1. Źródła energii wykorzystywanej w uprawach



Źródło: [Brandt-Williams 2002].

2. Podstawy teoretyczne obliczeń

2.1. Promieniowanie słoneczne

Pomiary gęstości strumieni promieniowania słonecznego, prędkości wiatru, zachmurzenia, wilgotności, temperatury otoczenia i temperatury powierzchni czynnych ekosystemów prowadzono cały rok. Jednakże do rachunków wykorzystano tylko ten okres wegetacji, w którym salda promieniowania były dodatnie. Energię pochłoniętą przez ekosystemy, salda promieniowania i ciepło utajone obliczano zgodnie z opisaną procedurą [Miedziejko et al. 2007]. Dla promieniowania słonecznego energia z definicji jest równa energii.

2.2. Energia wody

Masa wyparowanej wody obliczona na podstawie transpiracji wynosiła 4,42 t/ha, 4,62 t/ha oraz 4,74 t/ha odpowiednio dla pszenicy, rzepaku i buraków. Ponieważ energia swobodna Gibbsa wody wyznaczona względem zasolenia soku komórkowego transpirujących roślin $G = 4,94 \text{ kJ/kg}$, egzergia chemiczna wyparowanej wody $E_x = 21,83 \text{ E9 J/ha}$; $22,84 \text{ E9 J/ha}$ oraz $23,43 \text{ E9 J/ha}$, co wobec przekształcalności $\tau = 2,59 \text{ E4 seJ/J}$ daje odpowiednio emergię $E_m = 5,66 \text{ E14 seJ/ha}$; $5,92 \text{ E14 seJ/ha}$ oraz $6,07 \text{ E14 seJ/ha}$.

2.3. Energia wiatru

Energię kinetyczną wiatru obliczono ze wzoru:

$$E_x = \eta \frac{\rho v^3 S t}{2} \quad (4)$$

gdzie: η – współczynnik tarcia (0,001), ρ – gęstość powietrza ($1,39 \text{ kg m}^{-3}$), v – prędkość wiatru geostroficznego (zakładano, że mierzona prędkość wiatru jest 0,6 prędkości wiatru geostroficznego), t – czas.

Suma energii kinetycznej wiatru w czasie wegetacji wynosiła: $E_x = 1,54 \text{ E10 J/ha}$, co dla $\tau = 0,25 \text{ E4 seJ/J}$ daje $E_m = 0,37 \text{ E14 seJ/ha}$.

2.4. Energia degradowanej materii organicznej gleby

Współczynnik degradacji substancji organicznej gleby dla pszenicy i rzepaku wynosi $m = 0,53 \text{ E3 kg/ha}$, a dla buraków $m = 1,42 \text{ E3 kg/ha}$. Biorąc pod uwagę, że dla materii organicznej gleby $G = 22,61 \text{ MJ/kg}$, $\tau = 12,43 \text{ E4 seJ/J}$ otrzymuje się $E_x = 1,20 \text{ E10 J/ha}$ (pszenica, rzepak) oraz $E_x = 3,21 \text{ E9 J/ha}$ (buraki), co daje odpowiednio $E_m = 14,85 \text{ E14 seJ/ha}$ i $E_m = 39,91 \text{ E14 seJ/ha}$.

2.5. Energia paliw

Praca maszyn wymagała zużycia (Pawlak 2012) $m = 150,8 \text{ l/ha}$, 121 l/ha ; oraz 304 l/ha oleju napędowego – odpowiednio dla pszenicy, rzepaku i buraków

– dla którego energia swobodna Gibbsa wynosi $G=36$ MJ/l. Dla egzergii $5,43$ $E9$ J/ha; $4,36$ $E9$ J/ha oraz $10,94$ $E9$ J/ha i przekształcalności $\tau = 11,09$ $E4$ seJ/J daje to energię $6,02$ $E14$ seJ/ha; $12,13$ $E14$ seJ/ha oraz $3,83$ $E14$ seJ/ha.

2.6. Energia nawozów

Dla pszenicy zastosowano nawożenie 118 kg/ha azotu, 60 kg/ha fosforu, 90 kg/ha potasu, 750 kg/ha CaO oraz $5,02$ kg/ha środków ochrony roślin. Dla rzepaku zastosowano 199 kg/ha azotu, 100 kg/ha fosforu, 200 kg/ha potasu oraz $4,62$ kg/ha środków ochrony roślin. Dla buraków cukrowych zastosowano 130 kg/ha azotu, 75 kg/ha fosforu, 150 kg/ha potasu oraz $11,82$ kg/ha środków ochrony roślin. Według aktualnych współczynników przekształcalności solarnej daje to dopływ energii odpowiednio $72,89$ $E14$ seJ/ha; $122,42$ $E14$ seJ/ha oraz $86,13$ $E14$ seJ/ha.

2.7. Energia nasion

Egzergie i przekształcalność nasion obliczano na podstawie ich składu chemicznego zgodnie z procedurą już opisaną [Jankowiak i Miedziejko 2009]. Dla zastosowanej masy $m = 200$ kg/ha (pszenica), $m = 3$ kg/ha (rzepak) oraz $m = 1,2$ kg/ha (buraki) dopływ energii wynosił: $3,83$ $E14$ seJ/ha; $12,12$ $E14$ seJ/ha oraz $11,17$ $E14$ seJ/ha.

2.8. Energia pracy w sektorze rolniczym

Średnie dzienne spożycie w gospodarstwach rolników na osobę w roku 2012 w przeliczeniu na wartość energetyczną wynosiło $11,20$ $E6$ J per capita (PC), w tym białka zwierzęcego 49 g, roślinnego 29 g, tłuszczu 102 g, węglowodanów 315 g, co daje roczne spożycie egzergii $E_x = 4,09$ $E9$ PC . Dla tych wartości przekształcalność pożywienia obliczona zgodnie z procedurą opisaną w pracy [Jankowiak i Miedziejko 2009] wynosi $\tau = 28,8E4$ seJ/J, a dopływ energii $E_m = 11,78$ $E14$ seJ/rok PC .

Przeciętny dochód rozporządzalny miesięcznie w sektorze rolniczym wynosił $983,88$ PLN PC , a więc $11806,56$ PLN/rok PC , co przy średnim kursie PLN/USD = $3,1$ daje $3808,568$ USD/rok PC . Biorąc pod uwagę, że polski równoważnik monetarny P_l w roku 2012 wynosił $3,18$ $E12$ seJ/\$ (obliczenia własne metodą opisaną w pracy [Miedziejko 2009]), całkowity energetyczny ekwiwalent zarobków wynosi $E_m = 121,11$ $E14$ seJ/rok PC . Dla przeciętnej liczby godzin pracy tygodniowo w roku 2012 wynoszącej $41,2$ h PC , a rocznie $2307,2$ rbh PC , przekształcalność pracy w sektorze rolniczym wynosi :

$$\tau = \frac{(121,11 + 11,78) E14 \text{seJ}}{2307,2 \text{ h}} = 5,76 E12 \frac{\text{seJ}}{\text{h}} \quad (5)$$

Uprawy pszenicy, rzepaku i buraków wymagały odpowiednio 23,9 rbh/ha, 14,3 rbh/ha oraz 80,7 rbh/ha czyli 1,38 E14 seJ/ha; 0,82 E14 seJ/ha oraz 4,65 E14 seJ/ha.

2.9. Emergia nakładów finansowych

Koszty bezpośrednie związane z pracą i amortyzacją ciągników i maszyn oraz zakupem nawozów i środków ochrony roślin wynosiły 3355,61 PLN/ha (pszenica), 3735,2 PLN/ha (rzepak) oraz 4439,69 PLN/ha (buraki), co po przeliczeniu według średniego kursu waluty krajowej USD/PLN = 3,1 wynosi 1082,45 USD/ha; 1204,90 USD/ha oraz 1432,15 USD/ha. Dla wartości polskiego równoważnika monetarnego $P_2 = 3,18$ E12seJ/USD daje to odpowiednio emergię 34,42 E14 seJ/ha; 38,31 E14 seJ/ha oraz 45,54 E14 seJ/ha.

2.10. Emergia uzyskana ze sprzedaży plonu

Wartość produkcji wynosiła 5820,0 PLN/ha (pszenica ozima); 8000 PLN/ha (rzepak ozimy); 9498 PLN/ha (buraki cukrowe), dopłaty bezpośrednie z UE wynosiły odpowiednio 943,86 PLN/ha (pszenica i rzepak) oraz 732,06 PLN/ha buraki cukrowe. Światowy emergetyczny równoważnik monetarny, według relacji światowych w roku 2012 wynosił $P_1 = 2,02$ E12 seJ/USD. Po uwzględnieniu średniego kursu waluty krajowej oraz wartości P_1 i P_2 daje to odpowiednio emergię 65,85 E14 seJ/ha; 88,1 E14 seJ/ha oraz 102,0 E14 seJ/ha.

Zważywszy na to, że emergia promieniowania słonecznego, emergia kinetyczna wiatru i emergia chemiczna wyparowanej wody są współzależne, obowiązuje zasada, że w rachunku ich zużycia uwzględnia się tylko emergię ze źródła o największej mocy. Podobnie jak w większości publikowanych przykładów rachunku emergetycznego [Ferreyra 2001; Brandt-Williams 2002; Ortega i Ulgiati 2004; Martin et al. 2006; Jankowiak i Miedziejko 2009; Miedziejko i Jankowiak 2010, 2012], w badanych uprawach reprezentatywna dla źródeł odnawialnych okazała się emergia chemiczna wody.

Na podstawie otrzymanych wartości emergii obliczono całkowite jej zużycie Y oraz charakterystyczne cechy emergetyczne upraw, analizowane w tej pracy, zdefiniowane w tabeli 1.

Tabela 1. Energetyczne wskaźniki wydajności i zrównoważenia upraw

Cecha	Symbol	Definicja
Pobrana energia	Y	$R+M_R+S_R+N+F+M_N+S_N$
Udział odnawialny	P_R	$\frac{R + M_R + S_R}{Y}$
Współczynnik wydajności	EYR	$\frac{Y}{N + M_N + F + S_N}$
Wskaźnik obciążenia środowiska	ELR	$\frac{N + M_N + F + S_N}{R + M_R + S_R}$
Indeks zrównoważenia	EIS	$\frac{EYR}{ELR}$
Stopień wymiany	EER	$\frac{Y}{S_s}$
Udział inwestycji <i>Investment fraction</i>	EIR	$\frac{S_N}{Y}$

Opis symboli: R – energia transpirowanej wody; N – energia degradowanej materii organicznej gleby; M_R – energia nasion; F – energia paliw; M_n – energia nawozów i środków ochrony roślin; S_R – energia pracy; S_N – energia nakładów finansowych; S_s – energia uzyskana ze sprzedaży plonu.

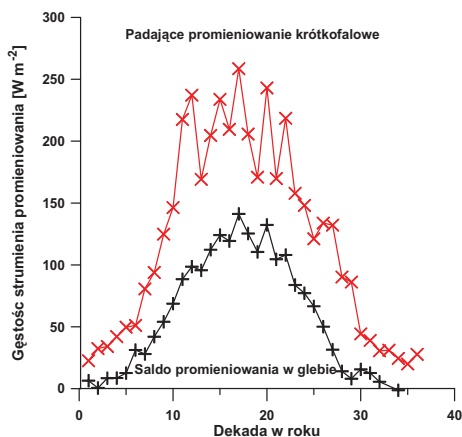
Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem literatury: [Odum, 1996; Miedziejko, Jankowiak 2012].

3. Wyniki

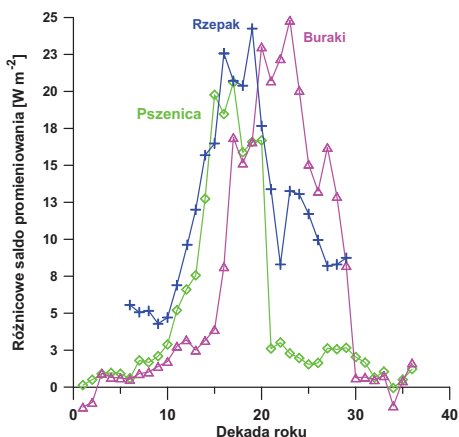
Aby scharakteryzować warunki meteorologiczne, w których prowadzone były uprawy, na rysunku 2 przedstawiono przebieg zmian gęstości strumienia padającego promieniowania słonecznego w badanym sezonie wegetacyjnym oraz gęstość strumienia salda promieniowania w glebie. Na rysunku 3 ujawniono różnicę pomiędzy saldem promieniowania w badanych ekosystemach a saldem promieniowania w glebie (traktowanej jako punkt odniesienia). Jak wynika

z rysunków, w tych samych warunkach meteorologicznych saldo promieniowania jest tym większe, im wyższa jest faza rozwojowa roślin (tzn. dla pszenicy ozimej późną wiosną, dla rzepaku latem, a dla buraków jesienią).

Rysunek 2. Przebieg zmian strumienia promieniowania słonecznego oraz salda promieniowania w glebie w badanym sezonie wegetacyjnym 2012 roku



Rysunek 3. Przebieg zmian różnicy pomiędzy saldem promieniowania w glebie a saldem promieniowania w analizowanych ekosystemach



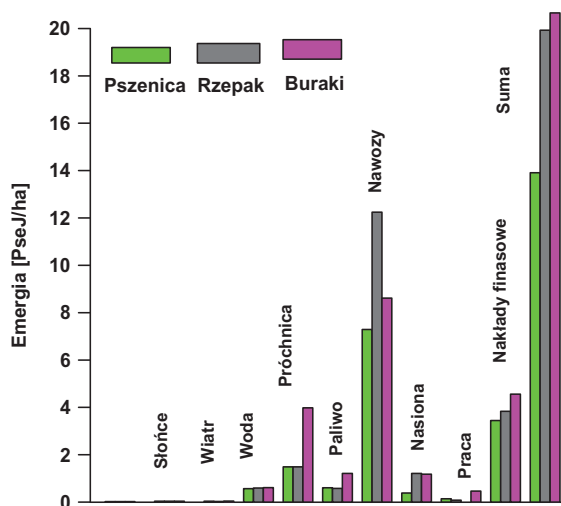
Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem danych pomiarowych wykonanych w ISRiL PAN stacja w Turwi.

Dopływ energii do badanych ekosystemów zależy zarówno od warunków meteorologicznych, jak i właściwości siedliska uprawy, modyfikowanej użyciem nawozów oraz przez pracę ludzi i maszyn. Strumienie energii pobrane z różnych źródeł odnawialnych i nieodnawialnych wraz z energią nakładów finansowych porównane zostały na rysunku 4. Największy dopływ pochodzi od nawożenia. Jest on szczególnie wyraźny w uprawie rzepaku. Nieco mniejsze dopływy energii wynikają z przepływu monetarnego i degradacji materii organicznej gleby. Energia wody i paliw jest znacznie mniejsza.

Chociaż ekosystemy nieprzerwanie poddane są działaniu energii promieniowania słonecznego, dopływ energii z tego źródła jest bardzo mały, ponieważ przekształcalność $\tau = 1$. Jednakże energia promieniowania słonecznego w systemie globalnym podlega licznym transformacjom, dzięki którym nieustanny jej dopływ prowadzi w odpowiednich warunkach do powstawania gradientów przepływów masy i energii, które są siłami napędowymi wielu procesów biofizycznych zachodzących w ekosystemach.

W polskich warunkach klimatycznych średnia energia kinetyczna wiatru jest bardzo mała i nie stanowi znaczącego źródła do wykonania pracy.

Rysunek 4. Porównanie energii pobranej z różnych źródeł



Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem danych statystycznych GUS (Mały Rocznik Statystyczny RP, 2013).

W ogólności energie przedstawione na rysunku 4 pochodzą ze źródeł odnawialnych oraz nieodnawialnych. Do źródeł energii odnawialnych zalicza się promieniowanie słoneczne, wodę, wiatr, pracę oraz nasiona. Pozostałe dopływy pochodzą ze źródeł nieodnawialnych.

Obliczono, że udział energii pobranej ze źródeł odnawialnych wynosi 7,8%, 9,4% i 10,9% odpowiednio dla uprawy pszenicy, rzepaku i buraków cukrowych. Jest to mała wartość w porównaniu do technologii upraw prowadzonych w innych krajach [Ferreyra 2001; Ulgiati Cialani 2005]. Z tej przyczyny także współczynnik EYR okazał się bliski jedności, jest to bowiem całkowita ilość energii pobranej w stosunku do energii pochodzącej ze źródeł nieodnawialnych spoza siedliska uprawy, zarówno zakupionej (przepływ monetarny), jak i w postaci pracy środowiska globalnego (np. paliwa).

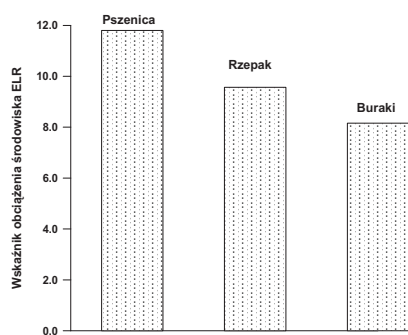
Stosunek frakcji energii pobranej ze źródeł nieodnawialnych do frakcji energii pobranej ze źródeł odnawialnych nazywany jest wskaźnikiem obciążenia środowiska ELR.

Z rysunku 5 wynika, że największe obciążenie środowiska występuje w uprawie pszenicy, natomiast najmniejsze w uprawie buraków.

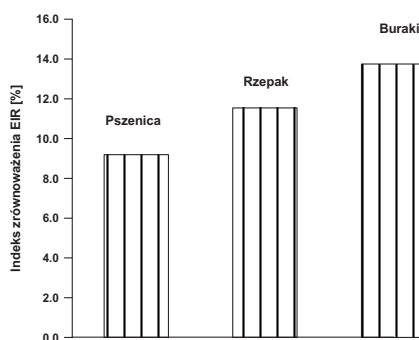
Najczęściej wykorzystywaną cechą porównawczą w rachunku emergentnym jest indeks zrównoważenia EIS, czyli wydajność w stosunku do obciążenia.

zenia. Maksymalizacja EIS jest szczególnie preferowana. W praktyce dąży się, aby EIS zmierzał do jedności. To oznacza, że udział wykorzystania energii ze źródeł odnawialnych ma wynosić 100%. Dla modelu uprawy w Wielkopolsce EIS ma wartość dużo mniejszą od tej, jaką w podobnej sytuacji udaje się uzyskiwać we Włoszech, Brazylii i Łotwie [Ułgiati i Cialani 2005]. Sytuacja zaobserwowana w Wielkopolsce nie jest zaskakująca zważywszy na brak zrównoważenia pod względem energetycznym całej gospodarki polskiej [Miedziejko 2009].

Rysunek 5. Wskaźnik obciążenia środowiska dla badanych upraw



Rysunek 6. Indeks zrównoważenia środowiska dla badanych upraw



Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem danych statystycznych GUS (Mały Rocznik Statystyczny RP, 2013).

Tabela 2. Porównanie masy emitowanego i absorbowanego dwutlenku węgla w badanych uprawach

Uprawa	Emisja [t/ha]				Absorpcja [t/ha]	Bilans [t/ha]
	Spalanie paliw	Rozkład próchnicy	Praca ludzi	Suma	Fotosynteza	
Pszenica	0,401	1,128	0,002	1,531	9,909	8,379
Rzepak	0,321	1,128	0,001	1,451	6,606	5,155
Buraki	0,809	3,0226	0,006	3,837	84,226	80,389

Źródło: Opracowanie własne.

Często analizowanym obecnie wskaźnikiem zrównoważenia jest emisja i absorpcja dwutlenku węgla [Lennon i Nater 2006; Siche et al. 2010, Zieliński 2011]. W badanych uprawach występuje emisja dwutlenku węgla w procesie degradacji materii organicznej gleby, spalania paliw i pracy ludzi. Absorpcję dwutlenku węgla związaną z fotosyntezą obliczano na podstawie NPP (*net primary production*). Bilans dwutlenku węgla przedstawia tabela 2. Jak należało oczekiwać, bilans emisji i absorpcji jest dodatni. Największą usługę w zakresie sekwestracji dwutlenku węgla wykonuje uprawa buraków. Biorąc pod uwagę

obliczone wskaźniki emeretyczne oraz bilans dwutlenku węgla, można zakładać, że zasadę zrównoważenia relatywnie najlepiej spełnia uprawa buraków.

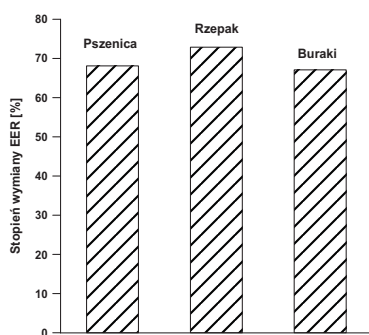
Rachunek emeretyczny umożliwia ocenę zasadności zakupów, dopłat i sprzedaży plonu przy uwzględnieniu pozarynkowych usług środowiska na podstawie stopnia wymiany EER, definiowanego jako stosunek energii syntetyzowanej do emeretycznego ekwiwalentu pieniędzy otrzymanych ze sprzedaży plonu, powiększonego o dopłatę UE. Im ten wskaźnik jest większy, tym wyższy jest udział pozarynkowych usług środowiska w procesach wytwórczych.

Efektywność pozarynkowych usług środowiska jest największa w uprawie rzepaku, a najmniejsza w uprawie buraków. Omawiany wskaźnik może rzucać nowe światło na poziom cen i dopłat UE. Zagadnienie to wymaga dalszych, wnikliwych badań w korespondencji ze światowym i krajowym emeretycznym równoważnikiem monetarnym.

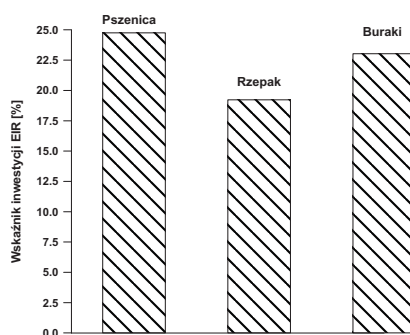
Warto zwrócić uwagę, że metoda emeretyczna, która wprowadza miary wartości oparte na prawach fizycznych, pozwala wyodrębnić przepływ monetarny znajdujący pokrycie w przepływie masy i energii od przepływu kapitału entropowego, który nie podlega żadnym obiektywnym prawom przyrody i prowadzi do ekstremalnych zjawisk kryzysowych.

Stosunek energii zakupionej (pobranej w wyniku przepływu monetarnego) do całkowitej energii syntetyzowanej w siedlisku, nazywany współczynnikiem inwestycji, zmienia się w granicach od 19% dla rzepaku do 25% dla pszenicy. Oznacza to, że w badanych uprawach zwykle pomijane pozarynkowe usługi środowiska stanowią odpowiednio 75% (pszenica); 81% (rzepak) oraz 77% (buraki) wartości plonu.

Rysunek 7. Porównanie stopnia wymiany energii dla analizowanych upraw



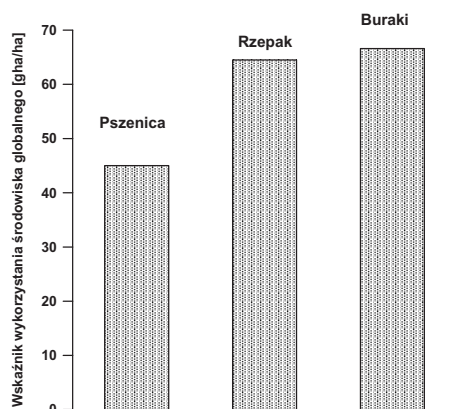
Rysunek 8. Emeretyczny wskaźnik inwestycji w zależności od rodzaju uprawy



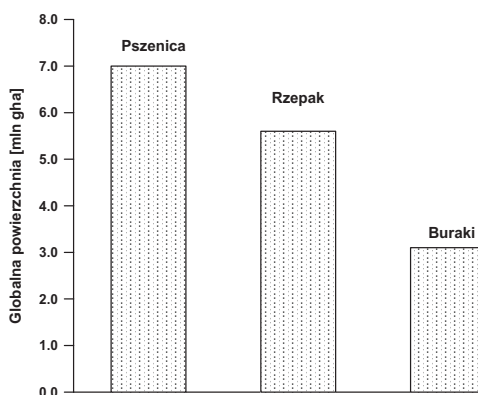
Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem danych statystycznych GUS (Mały Rocznik Statystyczny RP, 2013).

Z przeprowadzonych rachunków wynika, że zużycie energii w uprawie pszenicy wynosi 139,6 E14 seJ/ha, rzepaku 199,8 E14 eJ/ha oraz 206,6 E14 seJ/ha w uprawie buraków. Zważywszy, że całkowity dopływ energii w postaci promieniowania słonecznego, pływów mórz i oceanów oraz ciepła przekazywanego z wnętrza Ziemi, nazwany budżetem globalnym, przypadający na jednostkę powierzchni Ziemi wynosi $\rho=3,1$ E14 seJ/ha, można obliczyć liczbę hektarów środowiska globalnego (gha), które pobierają energię wykorzystaną w analizowanych uprawach. Dzielicz zużycie energii w uprawach przez ρ otrzymujemy odpowiednio 45,0, 64,5, oraz 64,0 hektarów środowiska globalnego (gha) przypadających odpowiednio na hektar (ha) upraw. Zależności te ilustruje rysunek 9. Dla powierzchni upraw w Wielkopolsce w roku 2012 wynoszącej 156 093 ha (pszenica); 86 504 ha (rzepak) oraz 46 824 ha (buraki) daje to odpowiednio 7,0 milionów gha, 5,6 milionów gha oraz 3.1 milionów gha (rysunek 10). Otrzymane wartości stanowią miarę biopojemności wyłączonej ze środowiska z przyczyny podstawowych upraw prowadzonych w Wielkopolsce.

Rysunek. 9. Energetyczny wskaźnik wykorzystania środowiska globalnego w badanych uprawach



Rysunek 10. Porównanie powierzchni środowiska globalnego wykorzystanej w badanych uprawach w Wielkopolsce



Źródło: Opracowanie własne z wykorzystaniem danych statystycznych GUS (Mały Rocznik Statystyczny RP, 2013).

Proponujemy, aby omawianą wielkość, której jednostką jest gha/ha, nazywać energetycznym wskaźnikiem wykorzystania zasobów środowiska globalnego. Miara ta może być wykorzystywana do różnych zadań wymagających oceny zasobów środowiska.

Podsumowanie

Występuje bliski związek ekonomii działalności ludzi ze środowiskiem naturalnym, ponieważ natura dostarcza energii, materiałów i usług środowiskowych niezbędnych dla zachowania życia i wydajności ekonomicznej. Biorąc pod uwagę, że energia słoneczna jest podstawowym dopływem do zamkniętej biosfery, najważniejsza aktywność ludzkości związana jest ze współzawodnictwem w rozdziale energii swobodnej w celu zachowania życia i ładu kulturowego. W oparciu o te spostrzeżenia powstała hipoteza, że doskonale funkcjonujący wolny rynek powinien w wyniku złożonego procesu ewolucji osiągać ceny proporcjonalne do energii zawartej w materii. Tak więc wartość jakiegoś dobra lub usługi dla ludzi ostatecznie odnosi się do ilości i jakości energii bezpośrednio lub pośrednio wykorzystanej do ich wytworzenia. Wymaga to stosowania odpowiednich miar do kontroli produktywności i bilansowania zasobów biosfery, zdefiniowanych na podstawie zasad funkcjonowania termodynamicznych układów otwartych.

W skali światowej (szczególnie w USA) prowadzi się coraz więcej prac badawczych, które stosują rachunek emergentyczny do oceny wydajności, zrównoważenia środowiskowego i obciążenia środowiska w wyniku różnych planowanych inwestycji [Brown i Ulgiati 1997; Ulgiati i Brown 1998; Siche et al. 2006] (produkcja biopaliw, nawadnianie upraw, modele zmian klimatycznych, porównanie generatorów energii elektrycznej z różnych źródeł, porównanie różnych środków transportu, natężenia przepływu informacji w miastach).

Typowe uprawy pszenicy, rzepaku i buraków prowadzone w roku 2012 stanowiły układ modelowy do badania usług oraz wydajności środowiska w Wielkopolsce. W celu oceny wykorzystania zasobów, produktywności i wpływu na środowisko zastosowano metodę emergentyczną. Wybór metody uwarunkowany był zadaniami badawczymi wymagającymi wyrażenia jakościowo różnych dopływów masy i energii (promieniowania słonecznego, wody, nasion, pracy, nawozów i środków ochrony roślin, paliw, towarów i usług) oraz przepływu monetarnego we wspólnych jednostkach – ekwiwalentach energii solarnej (seJ/ha) w celu ich wzajemnego porównania. Na tej podstawie obliczono takie wskaźniki emergentyczne, jak udział emergencji ze źródeł odnawialnych, współczynnik wydajności EYR, wskaźnik obciążenia środowiska ELR, indeks zrównoważenia ESI, stopień wymiany EER oraz udział inwestycji EIR.

Ujawniono, że w badanych uprawach zwykle pomijane pozarynkowe usługi środowiska stanowią odpowiednio 75% (pszenica), 81% (rzepak) oraz 77% (buraki) wartości plonu. Chociaż badane uprawy nie spełniają zasady zrównoważenia, efektywnie kompensują absorpcję dwutlenku węgla. Z punktu

widzenia przeprowadzonych analiz i danych literaturowych wynika, że znaczną poprawę zrównoważenia można uzyskiwać stosując uproszczone metody uprawy [Martin et al. 2006, Jankowiak 2012].

Aktualnie możliwości aplikacyjne metody energetycznej skupiają się wokół dwóch zagadnień. Jednym z nich jest ocena zrównoważenia i udziału pozarynkowych usług środowiska w procesach agrotechnicznych, a drugim jest wyznaczenie biopojemności określonych obszarów z punktu widzenia wykorzystania zasobów przez populację zamieszkującą dany obszar.

W Instytucie Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Poznaniu od roku 2008 kontynuowane są prace dotyczące pierwszego z wymienionych zadań. W zakresie drugiego zagadnienia podjęto próbę określenia biopojemności Wielkopolski do intensyfikacji produkcji rolnej.

Metoda energetyczna zasługuje na rozpowszechnienie i popularyzację, ponieważ pozwala zastąpić receptorowy system wartości oparty na preferencjach ludzi donorowym systemem wartości opartym na obiektywnych prawach przyrody. Dzięki temu można wyodrębnić przepływ monetarny znajdujący pokrycie w przepływie masy i energii od przepływu kapitału entropowego, który nie podlega żadnym obiektywnym prawom przyrody i prowadzi do ekstremalnych zjawisk kryzysowych. Pod tym względem znaczenie metody energetycznej jest unikalne.

Bibliografia

An integration of ecology, economics and law, Envir. L. 963-985.

Ayres R.U., 2000, *Commentary on the utility of the Ecological Footprint concept*, Ecological Economics, vol. 32.

Brandt-Williams S.L., 2002, *Handbook of Emergy Evaluation. A Compendium of Data for Emergy Computation Issued in Series of Folios*, Center for Environmental Policy Environmental Engineering Science, University of Florida, Gainesville.

Brown M.T., Ulgiati S., 1997, *Emergy-based indices and rations to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation*, Ecological Engineering, vol. 9.

Brown M.T., Ulgiati S., 2002, *Emergy evaluation and environmental loading of electricity production systems*, Journal of Cleaner Production, vol. 10, z. 4.

Brown M.T., Ulgiati S., 2004, *Emergy Analysis and Environmental Accounting*, Encyclopedia of Energy, vol. 2.

Diemont S.A.W., Martin J.F., Levy-Tacher S.I., 2006, *Emergy evaluation of Lancandon Maya indigenous swidden agroforestry in Chiapas*, Agroforestry Systems, vol. 66.

Ferreira M.C., 2001, *Emergy perspectives on the Argentine economy and food production systems of the Rolling Pampas during the twentieth century*, rozprawa naukowa, Thesis, University of Florida.

- Jankowiak J.S., Małecka I., 2008, *Uproszczenia uprawowe w zrównoważonym rozwoju rolnictwa*, [w:] *Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2005-2009, z. 102, IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Jankowiak J.S., Miedziejko E.M., 2009, *Emergetyczna metoda oceny efektywności i zrównoważenia środowiskowego uprawy pszenicy*, *Journal of Agrobusiness and Rural Development*, nr 2 (42).
- Kalkulacje rolnicze*, grudzień 2012, Wielkopolski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Poznaniu.
- Lennon M.J., Nater E., 2006, *Biophysical aspects of terrestrial carbon sequestration in Minnesota*, Minnesota Terrestrial Carbon Sequestration Project.
- Lenzen M., Bergstrom C., Bond S., 2007, *On the bioproductivity and land-disturbance metrics of the Ecological Footprint*, *Ecological Economics*, vol. 61.
- Loh J., Wackernagel M. (ed), 2004, *Living planet report 2004: World Wide Fund for Nature International (WWF)*, UNEP World Conservation Monitoring Centre, Redefining Progress, Center for Sustainability Studies, Gland, Switzerland.
- Mały Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2013*, GUS, Warszawa 2013.
- Martin J.F., Diemont S.A.W., Powell E., Stanton M., Levy-Tacher S., 2006, *Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management*, *Ecosystems and Environment*, vol. 115.
- Miedziejko E., 2009, *Termodynamiczna analiza wykorzystania zasobów środowiska w latach 1995-2006* [w:] *Zasoby i kształtowanie środowiska rolniczego – agrofizyczne metody badań* red. B. Dobrzański, A. Gliński, R. Rybczyński, Wyd. Nauk RFNA, Komitet Agrofizyki PAN, Lublin 2009, ISB-13.
- Miedziejko E., Ryszkowski L., Kędziora A., 2007, *Produkcja entropii w różnych ekosystemach krajobrazu rolniczego* [w:] *Bioenergetyka ekologiczna, Koncepcje i zastosowania praktyczne*, Wyd. Werset, Lublin.
- Miedziejko E.M., Jankowiak J.S., 2010, *Emergetyczna analiza usług i obciążenia środowiska w uprawie rzepaku*, *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, z. 54.
- Miedziejko E.M., Jankowiak J.S., 2012, *Assessment of non-market environmental services in agricultural production*, *Ekonomia i Środowisko*, nr 2.
- Odum H.T., 1996, *Environmental Accounting, Emergy and Environmental Decision Making*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Ortega E., Ulgiati S., 2004, *Expanded emergy analysis of soybean production in Brazil*, *Proceedings of IV Biennial International Workshop, Advances in Energy Studies*, Unicamp, Campinas, Brazil.
- Pawlak J., 2012, *Zużycie oleju napędowego w rolnictwie polskim*, *Problemy Inżynierii Rolniczej VII-IX*, z. 3 (77).
- Ruth M., 2005, *Insights from thermodynamics for the analysis of economic processes*, [w:] *Non-equilibrium thermodynamics and the production of entropy*, red: Kleidon A., Lorenz R.D. Springer-Verlag Germany.
- Siche J.R., Agostinho F., Ortega E., 2006, *Method to estimate biomass production in natural ecosystems*, [w:] S. Ulgiati (ed.), *Proceedings of V Biennial International Workshop Advances in Energy Studies*, Porto Venere, Italy.

- Siche J.R., Agostinho F., Ortega E., 2010, *Emergy net primary production (ENPP) as basis for calculation of ecological footprint*, Ecological Indicators, vol. 10(2).
- Siche J.R., Ortega E., Romeiro A., Agostinho F.D.R., 2008, *Sustainability of nations by indices. Comparative study between the environmental sustainability index, ecological footprint and the emergy performance indices*, Ecological Economics, vol. 66.
- Ulgianti S., Brown M.T., 1998, *Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems*, Ecological Modelling, vol. 108.
- Ulgianti S., Cialani C., 2005, *Environmental and thermodynamic indicators in support of fair and sustainable policy making. Investigating equitable trade among Latvia, Denmark and Italy*, Proceedings 2th International Conference on integrative Approaches towards Sustainability, Riga, Latvia.
- Van Kooten G.C., Bulte E.H., 2000, *The ecological footprint: useful science or politics*, Ecological Economics, vol. 32.
- Wackernagel M., Rees W., 1996, *Our ecological footprint: reducing human impact on the Earth*, New Society, Gabriola Island, BC.
- Wackernagel, M., Monfreda C., Moran D., Wermer P., Godfinger S., Deumling D., Murray M., 2005, *National Footprint and Biocapacity Accounts: The underlying calculation method*, Global Footprint network, vol. 33.
- Zegar J.S., 2012, *Uwarunkowania i czynniki rozwoju rolnictwa zrównoważonego. Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym [6]*, Seria Raporty Programu Wieloletniego 2005-2009, z. 102, IERiGŻ-PIB, Warszawa.
- Zhao S., Li Z., Li W., 2005, *A modified method of ecological footprint calculation and its application*, Ecological Modelling, vol. 185.
- Zieliński M., 2011, *Efekty produkcyjne i ekonomiczne gospodarstw zbożowych sekwencjonujących CO₂*, Roczniki Naukowe SERiA, t. XIV.

Dr Karol Kociszewski
Katedra Ekonomii Ekologicznej
Uniwersytet Ekonomiczny
Wrocław

EKOLOGICZNE ASPEKTY ZMIAN WSPÓLNEJ POLITYKI ROLNEJ A ZRÓWNOWAŻONY ROZWÓJ POLSKIEGO ROLNICTWA

Wprowadzenie

Celem opracowania jest ocena oddziaływania Wspólnej Polityki Rolnej Unii Europejskiej (WPR) na środowisko w kontekście zrównoważonego rozwoju polskiego rolnictwa. Badania służące osiągnięciu tego celu oparto na materiale faktograficznym i danych statystycznych dotyczących realizacji polityki środowiskowej i rolnej oraz na publikacjach naukowych, dokumentach, ekspertyzach i pracach studialnych w zakresie WPR. Przyjęto, iż zrównoważony rozwój rolnictwa (ZRR) bazuje na produkcji rolnej zapewniającej możliwości dostaw bezpiecznej żywności i innych produktów wszystkim żyjącym dzisiaj ludziom i przyszłym pokoleniom, z zachowaniem satysfakcjonujących standardów ekologicznych, ekonomicznych i społeczno-kulturowych w granicach utrzymania stabilności ekosystemów, których stan zależy od działalności rolniczej [Kociszewski 2013].

Praca składa się z trzech części. W pierwszej z nich skoncentrowano się na inkorporacji polityki ochrony środowiska do WPR. Zmiany instrumentów wsparcia produkcji (zwłaszcza płatności bezpośrednich) i działań na rzecz rozwoju obszarów wiejskich zostały przedstawione w układzie przedmiotowym, w ujęciu ewolucyjnym w odniesieniu do kolejnych etapów reform WPR. W drugiej części przedstawiono syntetyczną ocenę wdrażania instrumentów WPR, które podzielono na standardy regulacji bezpośredniej – obowiązujące producentów rolnych przez wdrożenie zasady *cross-compliance* – i ekonomiczne – oparte na finansowaniu z funduszy WPR (płatności bezpośrednie i proekologiczne działania II filaru: programy rolnośrodowiskowe – PRŚ, wsparcie rolnictwa ekologicznego i obszarów o niekorzystnych warunkach gospodarowania – ONW). W ocenie wykorzystano informacje dotyczące zakresu wdrożenia działań proekologicznych oraz zmian oddziaływania unijnego rolnictwa na poszczególne komponenty środowiska (wody, klimat, różnorodność biologiczną i gleby). W trzeciej części scharakteryzowano ekologiczne konsekwencje zastosowania instrumentów WPR w polskim rolnictwie.

1. Inkorporacja rozwiązań polityki ochrony środowiska do Wspólnej Polityki Rolnej

1.1. Ekologiczne aspekty reform Wspólnej Polityki Rolnej

Pierwotne cele i zasady WPR (określone w Traktacie Rzymskim z 1957 r.) nie dotyczyły wpływu rolnictwa na środowisko, co w dużej mierze wynikało z braku konkretnych rozwiązań polityki ekologicznej, którą formalnie zainicjowano w 1972 r. wraz z Pierwszym Programem Działań UE w ochronie środowiska. Programy te stanowią podstawę realizacji tej polityki.

Wpływ polityki ekologicznej na WPR po raz pierwszy zaznaczył się w wyniku wdrożenia Czwartego Programu Działań w ochronie środowiska (1987-1992), który podniósł ochronę środowiska do rangi zasadniczego elementu polityki gospodarczej. Dzięki temu zainicjowano zasadę integracji polityki ochrony środowiska z politykami sektorowymi, w tym z WPR. Stworzyło to podstawy do przygotowania proekologicznych rozwiązań w ramach tej polityki (rys. 1). Ich wdrożenie nastąpiło wraz z tzw. pakietem MacSharry'ego (1992 r.). W tym samym roku rozpoczęto realizację Piątego Programu Działań w ochronie środowiska (1992-2000), w którym rolnictwo uznano za jeden z obszarów wymagających pilnej interwencji. Przyjęto, iż program rolnośrodowiskowy (PRŚ) ma być realizowany na co najmniej 15% obszarów rolnych, dzięki czemu zainicjowano finansowe wsparcie ochrony środowiska w rolnictwie, w tym produkcji ekologicznej. Tuż przed przyjęciem programu weszła w życie dyrektywa w sprawie ochrony wód przed azotanami pochodzenia rolniczego – nazywana dalej „azotanową” [Dyrektywa Rady 91/676/EWG], która stanowi najważniejszy instrument ochrony wód w rolnictwie. Zmiany instrumentów wsparcia produkcji (rys. 1) nie były uwarunkowane ochroną środowiska, jednak miały pośrednie znaczenie dla oddziaływania rolnictwa na środowisko (tab. 1).

Częściowe zastąpienie dopłat do cen płatnościami bezpośrednimi było krokiem w kierunku redukcji środowiskowych kosztów zewnętrznych, jednak dotacje te były uzależnione od wielkości produkcji w gospodarstwie, w większym stopniu wspierały gospodarstwa intensywne i w dalszym ciągu przyczyniały się do presji na środowisko. Rolnicy, chcąc zwiększyć obszar podlegający pomocy finansowej, usuwali trwałe użytki zielone (TUZ), elementy krajobrazu (np. żywopłoty, zadrzewienia), ponieważ nie były objęte płatnościami. Tworzono lub powiększono monokultury uprawne. Od reformy MacSharry'ego coraz większa część środków WPR zaczęła być realokowana z dotowania produkcji na rzecz wsparcia działań rozwoju wsi (por. rys. 2) – w tym w zakresie dostarczania dóbr publicznych (PRŚ, programy zalesień gruntów rolnych, wsparcie ONW – wówczas niezaliczane do środków towarzyszących). Kontynuacja zmian

zainicjowanych w pakiecie MacSharry’ego nastąpiła w przyjętej w Berlinie w 1999 r. Agendzie 2000 [Agenda 2000... 2000]. Ważnym krokiem w kierunku ZRR było zdefiniowanie tzw. Europejskiego Modelu Rolnictwa (EMR), któremu przypisano nowe cele WPR, w tym takie, które wiążą się z ekologizacją rolnictwa (tab. 2).

Tabela 1. Środowiskowe aspekty zmian instrumentów wsparcia produkcji w ramach pakietu Mac Sharry’ego

Lp. ^a	Zmiany oddziaływania na środowisko
Ad. 1.	<ul style="list-style-type: none"> – Obniżenie cen instytucjonalnych i wprowadzenie dopłat bezpośrednich w produkcji roślinnej osłabiło bodźce do intensyfikacji. W praktyce dotacje dużej wartości były przeznaczane na zwiększenie nakładów zewnętrznych (nawozów, pestycydów, maszyn, nośników energii), co sprzyjało zwiększeniu presji na środowisko. – Obniżenie cen interwencyjnych skupu wołowiny (o 15%) w powiązaniu z zastrzeżeniem zasad skupu interwencyjnego i wprowadzenie w zamian płatności bezpośrednich (uwarunkowane limitem koncentracji hodowli). – Bodźce do nadmiernego wzrostu produkcji i towarzyszących mu kosztów środowiskowych zostały ograniczone, jednak płatności bezpośrednie dla krów były liczone od sztuki, a więc stymulowały wzrost produkcji i przyczyniały się do presji środowiskowej. Górne limity obsady zwierząt ograniczyły wzrost punktowej emisji azotu do wód i metanu do powietrza.
Ad. 2.	– Ograniczenie nakładów na środki produkcji, w tym związane z emisją zanieczyszczeń.
Ad. 3.	<ul style="list-style-type: none"> – Ograniczenie przyczyn punktowej emisji azotu powodowanej przez nadmierną koncentrację hodowli, co wpływało na powstrzymywanie wzrostu koncentracji. – Utrzymanie ekstensywnej hodowli korzystnej dla różnorodności biologicznej i łagodzenia zmian klimatycznych.
Ad. 4.	– Zwiększenie powierzchni gruntów odłogowanych z 2,5 mln ha w 1993 r. do 4,35 mln ha w 2003 r. (o 75%). Obowiązek utrzymywania pokrywy roślinnej na terenach odłogowanych oraz ograniczenie zużycia nawozów i pestycydów miały dodatni wpływ na stan wód, różnorodność biologiczną i odnowę gleb.

^a numeracja w tej kolumnie odnosi się do punktów dotyczących zmian WPR w latach 1992-1999 przedstawionych na rys. 1, w wierszu zatytułowanym „Podstawowe instrumenty wsparcia produkcji”.

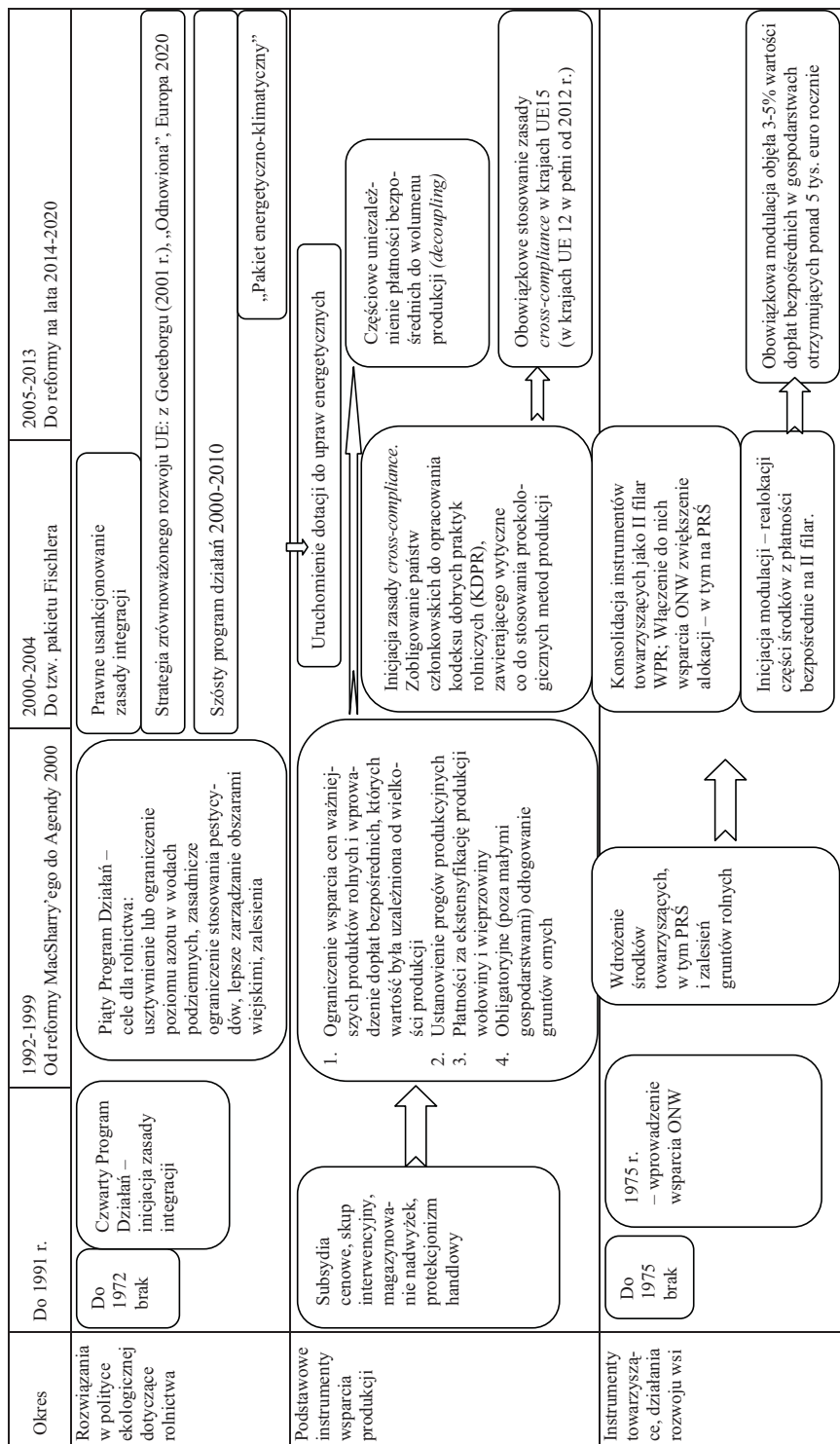
Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 2. Zmiany celów WPR

Cele pierwotne (1957)	Cele według Agendy 2000	Cele według reformy na lata 2014-2020
<ul style="list-style-type: none"> • optymalizacja wykorzystania czynników produkcji (wzrost produktywności), • sprawiedliwy udział rolników w podziale dochodów generowanych przez gospodarkę, • stabilizacja rynków produktów rolnych, • bezpieczeństwo żywnościowe, • rozsądne ceny dla konsumentów. 	<ul style="list-style-type: none"> • międzynarodowa konkurencyjność osiągana poprzez niższe ceny i wysoką jakość żywności, • stabilny i zadowalający standard życia społeczności rolniczej, • umożliwienie pozyskiwania alternatywnych dochodów i zatrudnienia dla rolników i ich rodzin, • oparcie polityki rolnej na pełnym porozumieniu między podatnikami i rolnikami, którzy będą świadczyć szeroko rozumiane usługi na rzecz społeczeństwa, • gwarantowanie konsumentom bezpieczeństwa i jakości żywności (<i>food safety</i> zamiast <i>food security</i>), • decentralizacja polityki rolnej w zależności od zamocności i zróżnicowania europejskiego rolnictwa, • produkcja rolnicza przyjazna dla środowiska i zapewniająca respektowanie dobrostanu zwierząt. 	<ul style="list-style-type: none"> • opłacalna produkcja żywności, • zrównoważone zarządzanie zasobami naturalnymi i ochrona klimatu, • rozwój zrównoważony terytorialnie (rozumiany jako zachowanie społecznej żywotności obszarów wiejskich z uwzględnieniem rolnictwa jako podstawowego źródła zatrudnienia, poprawy warunków funkcjonowania drobnych gospodarstw, lokalnych rynków żywności, zróżnicowania systemów produkcji i struktury agrarnej).

Źródło: Opracowanie własne.

Rysunek 1. Ekologiczne aspekty zmian WPR – ujęcie ewolucyjne



Źródło: Opracowanie własne.

W kontekście zmian celów WPR warto zwrócić uwagę na propozycję nowych celów tzw. reformy Ciolosza z 2010 r. [*The Cap towards... 2010*], które ostatecznie zatwierdzono w grudniu 2013 [*Overview... 2013*]. Nawiązują one do strategii *Europa 2020 na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu* z 2010 r. [*Europe 2020... 2010*], która zastępuje strategię lizbońską wraz z jej częścią określaną mianem unijnej strategii ZR. Dotyczy to dążenia do tzw. zielonej gospodarki (*green economy*) – szerszego wykorzystania instrumentów finansowych polityki rozwoju obszarów wiejskich, ograniczania dotacji generujących szkody dla środowiska, a także przesunięcia części funduszy z finansowania WPR na działania wspierające rozwój.

Większość zapisów Agendy 2000 została wdrożona w ramach następnych reform. Kolejna reforma WPR nastąpiła w ramach przeglądu średniookresowego (*mid-term review*), przyjętego w 2003 r. w Luksemburgu (tzw. pakiet Fischera). Zmiany w II filarze wyraźnie nawiązywały do koncepcji ZR. Liczbę działań zwiększono z 22 do 37 i podzielono je na trzy osie tematyczne – adekwatne do trzech filarów ZR (ekonomicznego, ekologicznego i społecznego). Wszystkie muszą być uwzględnione w krajowych programach rozwoju obszarów wiejskich (PROW). Kierunki zmian wynikały również z priorytetów Szóstego Programu Działań w ochronie środowiska – *przeciwdziałania zmianom klimatu, natury i bioróżnorodności* (sieć Natura 2000, rozszerzenie realizacji PRŚ i innych działań II filaru), *środowiska i zdrowia* (redukcja stosowania pestycydów, ramowa dyrektywa wodna, dyrektywa azotanowa). Większość zmian weszła w życie w 2005 r. Najważniejsze zmiany nastąpiły w I filarze (rys. 1). W większości branż dotychczasowe dopłaty bezpośrednie zastąpiono ujednoliconymi dotacjami, wypłacanymi w określonej stawce na hektar UR niezależnie od wolumenu wytwarzanych dóbr (*decoupling*)¹. Powiązano to z likwidacją dotacji do hodowli bydła mięsnego i mlecznego. Osłabiono bodźce do intensyfikacji produkcji, co w powiązaniu z zasadą *cross-compliance*² wpływa na ograniczenie antropopresji. Następuje to jednak w zróżnicowanym stopniu w zależności od systemu płatności, który mogą stosować państwa UE-15:

¹ Początkowo w niektórych krajach UE-15 umożliwiono pozostawienie części dopłat uzależnionych od wielkości produkcji. Oznaczało to, że w dalszym ciągu występowały bodźce do intensyfikacji/koncentracji produkcji i powstawania związanych z nią negatywnych efektów zewnętrznych.

² W ramach zasady *cross-compliance* beneficjenci płatności bezpośrednich i proekologicznych działań II filaru muszą spełniać normy (pod sankcją redukcji bądź odebrania dotacji) zawarte w zestawie 19 dyrektyw potrzebnych do utrzymania gleb w dobrej kulturze rolnej – GAEC (*Good Agricultural and Environmental Conditions*) oraz SMR (*Statutory Management Requirements*) [Council Regulation (EEC) No 73/2009].

- regionalny (*Single Payment Scheme* – SPS) – jednolita płatność obszarowa – rolnicy danego regionu otrzymują płatności w tej samej stawce na hektar. Ich wysokość jest obliczana na podstawie wielkości produkcji i wysokości płatności z przeszłości – w okresie referencyjnym, czyli z lat 2000-2002. Wysokość płatności nie zależy bezpośrednio od wolumenu produkcji w danym gospodarstwie, a więc rolnikowi opłaca się zadeklarować część gruntów niewykorzystywanych gospodarczo, na których znajdują się TUZ i cenne elementy przyrody, jako część powierzchni będącej podstawą wyliczenia dotacji. Dotacje są korzystne dla ekstensywnych gospodarstw. Bez ich stosowania (i tym samym bez wymogów *cross-compliance*) mogłyby one podlegać zaniedbaniu i degradacji, co byłoby niekorzystne dla zachowania różnorodności biologicznej i krajobrazu wsi;
- historyczny (*Single Farm System* – SFP) – jednolita płatność na gospodarstwo – poszczególni rolnicy otrzymują odrębnie obliczane stawki dotacji obliczane na podstawie ich indywidualnych wyników produkcyjnych i płatności (na hektar UR) z okresu referencyjnego. Korzyści zewnętrzne występują w ograniczonym zakresie (w porównaniu do SPS), ponieważ rolnikom nie opłaca się wykazywać tej części powierzchni gospodarstwa, która nie przyczyniała się bezpośrednio do wzrostu plonu referencyjnego (obniżałoby to średnią stawkę na hektar). Płatnościom nie podlegają TUZ, a więc znacznie osłabione są bodźce do ich utrzymywania;
- hybrydowy (mieszany) – część płatności jest kalkulowana na bazie historycznej, a część na bazie regionalnej. System ten bardziej korzystny dla środowiska niż SFP, ponieważ istnieje możliwość zgłoszenia TUZ jako części podstawy do uzyskania płatności.

Kraje UE-12 (poza Małtą i Słowenią) stosują system jednolitej płatności obszarowej (*Single Area Payments Scheme* – SAPS). Dotacje w tym systemie są obliczane podobnie jak w systemie regionalnym – na podstawie wielkości produkcji w okresie referencyjnym, ale bez uwzględnienia wysokości wsparcia w tym okresie. Oddziaływanie środowiskowe również jest podobne.

Na kształt WPR wpłynął tzw. pakiet energetyczno-klimatyczny z 2008 r. i związane z nim dokumenty: *Europa efektywnie korzystająca z zasobów* [Europa efektywnie... 2011] oraz *Plan działania prowadzący do przejścia na konkurencyjną gospodarkę niskoemisyjną do 2050 r.* [Plan działania... 2011]. Według ich zapisów emisja gazów szklarniowych (*Greenhouse gases* – GHG) z rolnictwa miałyby się zmniejszyć o 36-37% do 2030 r. i 42-49% do 2050 r. w stosunku do poziomu z 1990 r. Działania, które mają do tego doprowadzić, to: promowanie rolnictwa zrównoważonego i ekstensywnego, bardziej efektywne stosowanie nawozów, biogazyfikacja nawozów organicznych, poprawa gospodaro-

wania nimi, udoskonalenie pasz (zmiana ich składników dla ograniczenia powstawania GHG w procesach trawiennych), utrzymywanie TUZ.

W innych obszarach ochrony środowiska w rolnictwie obowiązują strategie tematyczne uzupełniające unijną strategię ZR:

- *Strategia tematyczna w sprawie zrównoważonego stosowania pestycydów z 2006 r.*, obejmująca między innymi zagadnienia związane z wpływem rolnictwa na różnorodność biologiczną (szkodliwość dla roślin i zwierząt, zakłócenia funkcjonowania ekosystemów) [*Strategia tematyczna w sprawie...* 2006]. Głównym instrumentem prawnym strategii jest nowa dyrektywa ustanawiająca ramy wspólnotowego działania na rzecz zrównoważonego stosowania pestycydów [Dyrektywa 2009/128/WE]. Według jej zapisów państwa członkowskie zostały zobligowane do wdrożenia (do grudnia 2012 r.) krajowych programów działań w celu ograniczenia zagrożeń związanych ze stosowaniem pestycydów (m.in. wyznaczenie stref zakazu stosowania – np. na obszarach Natura 2000). Programy te mają być powiązane z krajowymi PROW. Do 2014 r. mają być również wdrożone systemy *Integrated Pest Management (IPM)*³ – jako jeden z wymogów *cross-compliance*;
- *Unijna Strategia Ochrony Różnorodności Biologicznej na okres do 2020 r. z 2011 r.* [*Nasze ubezpieczenie...* 2011], będąca integralną częścią strategii *Europa 2020*. Głównym celem jest zatrzymanie utraty różnorodności biologicznej do 2020 r. Wśród 20 działań strategii są takie, które dotyczą rolnictwa: ukończenie prac nad ustanowieniem sieci Natura 2000 i zapewnienie stałego źródła jej finansowania, wprowadzenie lub zwiększenie płatności bezpośrednich WPR za działania związane z dostarczaniem środowiskowych dóbr publicznych, lepsze ukierunkowanie polityki rozwoju obszarów wiejskich na ochronę różnorodności biologicznej (zwłaszcza w PRŚ), wyznaczenie obszarów HNV (*High Nature Value*)⁴ oraz wsparcie funkcjonujących tam rolników w ramach krajowych PROW;

³ IPM jest oparty na technikach niewykorzystujących środków chemicznych, w tym na biologicznej ochronie roślin (m.in. poprzez wykorzystanie gatunków będących naturalnymi wrogami szkodników), specjalnych formach płodozmianu, metodach odstraszania, pułapkach na szkodniki.

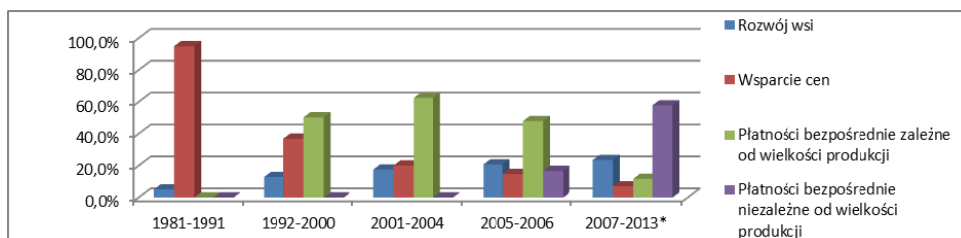
⁴ HNV jest drugą (obok Natury 2000) kategorią obszarów związanych z ochroną przyrody w rolnictwie. Definiuje się je jako takie, na których gospodarka rolna stanowi główny sposób użytkowania ziemi i które spełniają trzy podstawowe cechy [Beaufoy, Cooper... 2009]: obszary z wysokim udziałem półnaturalnej roślinności i zróżnicowaniem powierzchni gruntów; tereny, na których funkcjonują gospodarstwa rolne o ekstensywnej produkcji rolniczej; obszary rolne wspierające różnorodność siedliskową oraz gatunkową.

- *Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby* [2006] integrująca działania realizowane wcześniej niespójnie i w sposób zróżnicowany w poszczególnych państwach członkowskich. Zagrożenia stanu gleb w Europie nasilają się, powodując szkody w środowisku, zdrowiu społeczeństwa (poprzez wpływ na jakość wód i żywności) i straty w gospodarce (przede wszystkim w rolnictwie)⁵. Ochrona i zrównoważone użytkowanie gleby mają zostać osiągnięte dzięki przyjęciu dyrektywy ochrony gleb i integrowaniu działań w tym zakresie w politykach sektorowych. Implikacje strategii w stosunku do WPR dotyczą wymogów zasady cross-compliance i wmontowania w II filarze działań zachęcających do realizacji usług poprawiających jakość gleb i/lub utrzymujących ich funkcje (PRŚ, dotacje dla obszarów ONW).

1.2. Zmiany struktury finansowania WPR

Wydatki na WPR stanowią największą procentowo pozycję w budżecie UE – w 1985 r. było to 75% i był to najwyższy poziom w historii [*Situation and Prospects...* 2010, s. 12; *Financial Reports...* 2010]. Od tamtego czasu ich bezwzględna wartość w dalszym ciągu rosła, ale jej udział w wydatkach UE (przy krótkookresowych wahaniami) wykazywał tendencję malejącą i obniżył się do 42% w latach 2007-2013 (w 2013 r. stanowił 39% unijnego budżetu). Na rysunku 2 uwzględniono okres od 1981 roku, w którym po raz pierwszy wydatki na instrumenty rozwoju wsi zostały uwzględnione, jako znacząca część budżetu rolnego. Wówczas było to 5,1% [*Agricultural Policy...* 2011, s. 5]. Po reformie MacSharry’ego wskaźnik ten wzrósł do ponad 10%, a następnie wraz z kolejnymi zmianami WPR w dalszym ciągu wzrastał, osiągając poziom 23,5% w latach 2007-2013.

Rysunek 2. Zmiany struktury średniorocznych wydatków WPR^a



^a wartości planowane przez Komisję Europejską (KE)

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [*Agriculture in the EU...* 2011; *Fact sheet, Rural...* 2003; *Rural Development...* 2010; *Proposal for the Decision...* 2011; *Gros, Micossi 2005; Agricultural Policy...*2011].

⁵ Roczne straty z tytułu degradacji gleb w Europie szacuje się na 38 mld euro [*Ocena wpływu...* 2006].

Warto podkreślić, że struktura wydatków różni się w głównych grupach państw członkowskich (opisano to w punkcie 2.1.). Odrębnie przedstawiono dane z lat 2005-2006, ponieważ był to okres specyficzny, przejściowy – z jednej strony na strukturę i wielkość wydatków WPR wpłynęło rozszerzenie UE (m.in. o Polskę), a z drugiej był to początkowy okres wypłacania tzw. *decoupled payment*. Początkowo – w 2005 r. – ich wartość (ok. 1,5 mld euro) stanowiła nieznaczną część rocznego budżetu WPR (niecałe 3%), przy ok. 33 mld płatności uzależnionych od wolumenu produkcji (62% rocznych wydatków WPR) [*Situation and Prospects...* 2010, s. 12]. Dopiero w latach 2007-2013 osiągnęły one dominujące znaczenie w WPR, czyli największą część wydatków na tę politykę (ok. 60%, ok. 32 mld euro w 2009 r.). To był następny krok w stronę ograniczenia negatywnego wpływu WPR na środowisko. Płatności uzależnione od produkcji, a więc wywołujące znacznie silniejsze negatywne efekty zewnętrzne, stanowiły w tym czasie 11% budżetu (6,1 mld euro w 2009 r.).

1.3. Środowiskowe aspekty zmian WPR w latach 2014-2020

Kolejny przegląd WPR (*Health Check z 2008 r.*) wyznaczył kierunki dalszych zmian polityki rolnej [*CAP Health...* 2008]. Określono je jako tzw. nowe wyzwania WPR mające silny związek z polityką ochrony środowiska w zakresie zmian klimatycznych, gospodarowania zasobami wodnymi, wykorzystania biopaliw, zachowania różnorodności biologicznej. Przyjęte w grudniu 2013 r. rozporządzenie dotyczące wieloletnich ram finansowych [Rozporządzenie 1311/2013] ustala poziom finansowania WPR w wysokości 362,7 mld euro w cenach stałych (z 2011 r.⁶), co oznacza realny spadek o ponad 11% w stosunku do poprzedniego okresu (w ujęciu średniorocznym). Zmieniono też strukturę wydatków. Poziom finansowania programów rozwoju wsi (84,9 mld euro w całej perspektywie) został zmniejszony o 7,6%, a więc w większym stopniu niż wydatki na I filar (277,8 mld euro) – o 1,8%. W praktyce redukcja II filaru będzie jeszcze większa – wszystkie kraje członkowskie mogą przesunąć 15% jego wartości na płatności bezpośrednie, a kraje, w których płatności bezpośrednie na hektar wynoszą mniej niż 90% średniej unijnej (w tym Polska), mogą zwiększyć stawkę owej realokacji o dodatkowe 10 punktów procentowych. Może to wpłynąć na ograniczenie korzyści ekologicznych związanych z polityką UE, aczkolwiek należy uwzględnić, iż 20% ogólnego budżetu UE będzie przeznaczane na cele związane z ochroną klimatu. Między innymi dlatego od 2015 r. 30% płatności bezpośrednich (tzw. kopert krajowych) będzie przyznawanych za

⁶ W ujęciu nominalnym wydatki WPR w latach 2014-2020 wyniosą 408,31 mld euro. Do obliczania wartości realnych (w cenach z 2011 r.) KE stosuje deflator 1,255 [*Overview...* 2013].

świadczenie trzech działań proekologicznych (tzw. *greening* – zazielenienie), dodatkowych w stosunku do zasady *cross-compliance*, a mianowicie:

- zróżnicowanie upraw w celu poprawy jakości gleb i ekosystemów – gospodarstwa powyżej 10 ha (w pierwotnej wersji reformy powyżej 3 ha) będą musiały stosować jednocześnie co najmniej dwa gatunki uprawne. Każdy z nich ma obejmować co najmniej 5% i nie więcej niż 75% UR. Pierwotnie miały to być trzy gatunki (obecnie wymóg ten dotyczy gospodarstw powyżej 30 ha) i na większej części gospodarstwa;
- zmniejszono obowiązkowy udział obszarów proekologicznych z 7 do 5% powierzchni UR każdego gospodarstwa. Obszary te (*Ecological Focus Areas* – EFAs) mają sprzyjać ochronie wód oraz siedlisk fauny i flory, i obejmować elementy krajobrazu wsi, takie jak grunty ugorowane, zalesienia, zadrzewienia, tarasy, strefy buforowe. Pierwotnie miały to być tereny dodatkowe w stosunku do istniejących TUZ. Obecnie będzie można je wliczać do EFAs, a kraje członkowskie uzyskały pewną dowolność doboru kryteriów dla tych obszarów. Ponadto wymóg ten dotyczy tylko gospodarstw powyżej 15 ha (pierwotnie powyżej 3 ha);
- utrzymanie TUZ, które są wrażliwe pod względem środowiskowym. Państwa członkowskie są zobowiązane do wyznaczenia takich obszarów w obrębie sieci Natura 2000 (wyznaczenie poza siecią nie jest obowiązkowe). Pierwotnie obowiązek dotyczył wszystkich TUZ na powierzchni określonej w aplikacjach o płatności w 2014 r. Ponadto, zrezygnowano z obligatoryjnej kontroli udziału TUZ na poziomie gospodarstwa (zaplanowanej w pierwotnej propozycji KE). W ostatecznej wersji będzie ona możliwa, jeśli w danym kraju lub regionie udział TUZ w całkowitej powierzchni UR zmniejszy się o więcej niż 5%.

Wymóg „zazielenienia” miał stanowić krok w kierunku dalszej ekologizacji WPR i w pewnym stopniu zrekompensować praktyczne osłabienie II filaru. Biorąc pod uwagę przedstawione zmiany, należy uznać, że w praktyce obejmą tylko większe gospodarstwa i to w ograniczonym zakresie. W praktyce wymogi proekologiczne nie będą obowiązywać małych gospodarstw⁷, a na II filar będzie się przeznaczać mniej środków niż dotychczas. Wśród zmian zawartych w pierwotnej wersji reformy, które nie zostały osłabione, można wymienić:

- wprowadzenie definicji rolników aktywnych zawodowo. Tylko im przysługują płatności bezpośrednie oraz część działań II filaru (w tym wspar-

⁷ Beneficjenci nowych uproszczonych programów wsparcia małych gospodarstw (do 10% wartości płatności bezpośrednich dla danego kraju) nie będą musieli spełniać ani standardów *cross-compliance*, ani wymogów „zazielenienia”. Może to oznaczać, że gospodarstwa te nie będą służyć utrzymaniu krajobrazu wsi i dostarczaniu innych korzyści dla środowiska.

cie rolnictwa ekologicznego, płatności ONW), co ograniczy nadużycia w ubieganiu się o dotacje;

- możliwość przeznaczenia przez państwa członkowskie do 5% puli płatności bezpośrednich dla rolników na obszarach o specjalnych utrudnieniach środowiskowych (*Areas Facing Specific Natural Constraints* – AFSNC). Będzie to instrument, który uzupełni płatności ONW, obejmując m.in. rolnictwo HNV. Zrezygnowano z wdrożenia wyspecjalizowanego wsparcia dla HNV, ponieważ metodologia tego typu rolnictwa nie została ujednolicona i nie ma obiektywnych kryteriów, na podstawie których można byłoby przyznawać dotacje (uznano, że lepiej jest wspierać HNV w ramach innych instrumentów w I i II filarze).

Proekologiczne działania II filaru mają stanowić precyzyjnie ukierunkowane uzupełnienie środowiskowego komponentu płatności bezpośrednich. Jako swoistą, częściową rekompensatę osłabienia działań proekologicznych w I filarze i zmniejszenia finansowania II filaru zaplanowano, że co najmniej 30% wartości krajowych PROW musi być przeznaczonych na działania związane z ochroną środowiska i klimatu [Rozporządzenie 1305/2013]. PRŚK pozostają działaniami obowiązkowymi w państwach członkowskich. Wyodrębniono wsparcie dla rolnictwa ekologicznego, jednak zasady realizacji i kwoty wsparcia rolników w ramach obu instrumentów pozostają podobne. W ramach wsparcia ONW skonkretyzowano dziewięć kryteriów biofizycznych klasyfikacji tych obszarów, związanych z rzeczywistymi utrudnieniami środowiskowymi (związanymi z klimatem, stanem gleb i ukształtowaniem terenu). Powinno to sprzyjać dostarczaniu korzyści ekologicznych przez rolnictwo, a z drugiej strony zapobiegać błędom w praktycznej realizacji instrumentu (punkt 2.3). Państwa członkowskie mają czas do 2018 r., aby zastosować nowe kryteria, a więc w tym przypadku również nastąpiło osłabienie reformy.

Plan reformy uwzględniał szereg uwarunkowań polityki środowiskowej, jednak w ostatecznej wersji nowe wymogi okazały się znacznie łagodniejsze niż planowano. W praktyce oznacza to częściową rezygnację z warunkowania wsparcia WPR dostarczaniem dóbr publicznych (a takie było hasło przewodnie reformy: *public money for public goods*). Na podstawie charakterystyki realizacji zasady integracji polityki ekologicznej z rolną można stwierdzić, że do 2013 r. ewolucja WPR następowała w sposób zbieżny z koncepcją ZR, ale jej interwencja nie zawsze była właściwie ukierunkowana i realizowana. Świadczy o tym m.in. zauważalna w dalszym ciągu niezgodność wizji europejskiego rolnictwa (w postaci EMR) z jego rzeczywistym stanem [Zegar 2010, s. 38–55]. Ostateczne rezultaty reformy na lata 2014-2020 wskazują, że bodźce do zwiększenia

wydajności produkcji i jej intensyfikacji w dalszym ciągu mają przeważające znaczenie nad względami ekologicznymi.

2. Ocena najważniejszych grup instrumentów Wspólnej Polityki Rolnej w świetle oddziaływania na środowisko

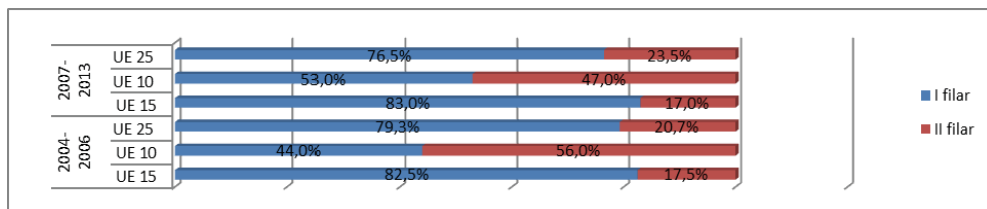
2.1. Główne grupy instrumentów ekonomicznych

Najważniejszej grupie instrumentów WPR, jakimi są płatności bezpośrednie, początkowo nie wyznaczono celów związanych z wpływem na środowisko, aczkolwiek oddziałują one w tym zakresie w sposób niezamierzony albo pośredni. Zmiany wprowadzone w I filarze (głównie *decoupling* i *cross-compliance*) prowadziły do ograniczenia wpływu wsparcia producentów na powstawanie ekologicznych kosztów zewnętrznych generowanych przez rolnictwo. Płatności bezpośrednie pozwalają jednak na wzrost nakładów na nawozy czy środki ochrony roślin, co wywiera negatywny wpływ na środowisko. Niemniej jednak przyczyniając się do poprawy sytuacji ekonomicznej gospodarstw – tym samym przyczyniają się do utrzymania rolnictwa m.in. na obszarach, gdzie jest to wskazane ze względów środowiskowych. Liberalizacja polityki rolnej i pełne otwarcie na konkurencję międzynarodową tworzy presję na intensyfikację produkcji (głównie ze strony państw, gdzie nie obowiązują zbliżone do unijnych regulacje środowiskowe), koncentrację i eliminację zwłaszcza mniejszych i ekstensywnych gospodarstw, a więc dostarczczyeli środowiskowych dóbr publicznych i beneficjentów działań II filaru. Płatności bezpośrednie powstrzymują takie procesy, względnie łagodzą ich skutki dzięki stosowaniu zasady *cross-compliance* i działaniom w ramach II filaru. Można stwierdzić, że najlepszym z dotychczas funkcjonujących systemów – w sensie oddziaływania na środowisko – jest system regionalny. Dalej skoncentrowano się na zbliżonym do niego systemie SAPS – ze względu na to, że został on wdrożony w Polsce.

Bilans korzyści i kosztów zewnętrznych PRŚ jest bardzo korzystny – instrument wymusza na rolnikach ograniczenie presji negatywnej na środowisko i jednocześnie zachęca do świadczenia usług ekologicznych. W przypadku pozostałych instrumentów oddziaływanie nie jest tak jednoznaczne. Wsparcie ONW również wywiera pozytywny wpływ na ZRR, jednak generuje mniej korzyści zewnętrznych niż PRŚ oraz w ograniczonym stopniu redukuje koszty środowiskowe (korzyści są związane z utrzymaniem rolnictwa ekstensywnego, a redukcja kosztów wynika jedynie ze standardów *cross-compliance*). Gdy uwzględni się błędy w praktycznej realizacji na poziomie krajowym czy regionalnym, może się okazać, że wywołuje nawet wpływ negatywny (punkt 2.3). Zależy to od sposobu praktycznej realizacji w poszczególnych krajach. Zalesia-

nie gruntów rolnych jest działaniem o korzystnych efektach środowiskowych, ale pod warunkiem takiego sposobu realizacji tego działania, który zapewni minimalizację skutków negatywnych (m.in. dobór takich miejsc podlegających zalesieniom, które nie są wartościowe dla bioróżnorodności/krajobrazu wsi – m.in. TUZ).

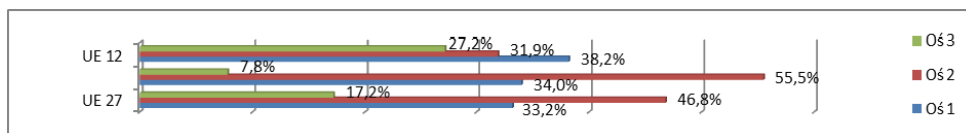
Rysunek 3. Faktyczny^a podział finansowania WPR pomiędzy główne grupy instrumentów (w proc.)



^a dane dla lat 2004-2006 dotyczą podziału środków WPR w krajach UE-10 dokonanego po przesunięciu 15% wartości II filaru na płatności bezpośrednie.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych jak do rys. 2.

Rysunek 4. Podział środków II filaru pomiędzy jego osie w głównych grupach państw członkowskich UE (proc.) – lata 2007-2013^a



^a w prezentowanych danych, do poszczególnych osi zaliczono adekwatnie rozdzielone działania osi 4 – Leader. Udziały alokacji nieprzypisanych do żadnej z osi (2,6-2,7% II filaru) zaplanowano na pomoc techniczną i dofinansowanie płatności bezpośrednich w niektórych krajach.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [Rural Development... 2013].

W perspektywie finansowej 2007-2013 udział finansowania rozwoju wsi w budżecie rolnym na poziomie całej Wspólnoty (23,5%) wzrósł w porównaniu do lat 2004-2006 (20,7%). Całkowita kwota zaplanowana na II filar wyniosła ok. 96 mld euro [Rural Development... 2013]. Oznacza to, że średnioroczne wydatki na ten cel realnie (w cenach stałych z 2004 r.⁸) wzrosły o 14,8% w stosunku do okresu 2004-2006⁹. Wynika to głównie ze znacznego zwiększenia bezwzględnej wartości II filaru w nowych państwach członkowskich (w latach 2007-2013 w UE-15 proporcja udziału obu filarów w wydatkach WPR kształtuje się na podobnym poziomie jak w poprzednim okresie). Niemniej, w nowych

⁸ Zastosowano deflator o wartości 1,126, który był dla okresu 2004-2011 stosowany przez KE [Proposal for a decision... 2011].

⁹ Wybrano ten okres do porównań, ze względu na to, że wówczas rozpoczęto finansowanie działań WPR w Unii rozszerzonej o kraje UE-10. W latach 2007-2013 kontynuowano ten proces na poziomie UE-25, a następnie UE-27.

państwach członkowskich nastąpiła zmiana proporcji niekorzystna dla II filaru – co wynikało ze znacznego zwiększenia wartości płatności bezpośrednich w porównaniu do poprzedniego okresu. W UE-15 udział II filaru wzrósł w porównaniu do poprzedniego okresu, jednak w dalszym ciągu odgrywa on mniejszą rolę w polityce rolnej niż w UE-12. W praktyce oddziaływanie II filaru na środowisko zależy nie tylko od jego wartości, ale również od podziału środków na trzy główne osie (rys. 4). Według wytycznych KE w latach 2007-2013 w każdym państwie członkowskim na oś 2 (ochrona środowiska) należało przeznaczyć minimum 25%. W praktyce we wszystkich grupach państw na oś 2 przeznaczono większą od wskazanej część II filaru. Stanowi to argument przemawiający za tym, że zmiany WPR następowały w kierunku korzystnym dla środowiskowego równoważenia rolnictwa.

Niestety najmniejszy udział tej osi w II filarze wystąpił w UE-12. W dużej mierze wynika to z polityki wewnętrznej największego kraju tej grupy – Polski (32,1% udziału osi 2 w PROW)¹⁰.

2.2. Instrumenty regulacji bezpośredniej

2.2.1. Zasada cross-compliance

Oceniając skuteczność realizacji zasady *cross-compliance*, należy wziąć po uwagę następujące ustalenia:

1. Siła jej oddziaływania w pierwszym roku kontroli jest niewielka, ponieważ opiera się na słabym bodźcu negatywnym, jakim jest groźba nieznacznej redukcji płatności¹¹. Dopiero w dłuższej perspektywie czasowej oddziaływanie instrumentu jest bardziej skuteczne – ze względu na zagrożenie poważniejszą redukcją płatności.
2. Wymogi w I filarze obejmują tylko beneficjentów płatności bezpośrednich, a więc nie obowiązują części producentów rolnych – np. cukru czy owoców.
3. W II filarze zasada obejmuje jedynie realizację działań osi 2 i dotacje inwestycyjnych dla młodych rolników w osi 1.
4. Kraje członkowskie mają pewien zakres swobody w ustalaniu zestawu obowiązkowych wymogów, co może prowadzić nie tylko do obniżenia poziomu ochrony środowiska, ale również do tworzenia nierównych warunków konku-

¹⁰ Obliczenia własne na podstawie PROW 2007-2013 [*Plan...* 2011].

¹¹ W zależności od zakresu uchybień rolnicy otrzymują dotacje pomniejszone o 1-5% w danym roku. Jeżeli uchybienia zostaną stwierdzone w następnym roku, kontrola jest rozszerzona, a sankcja wzmocniona i redukcja wynosi 15 lub 20% (w przypadku celowego nieprzestrzegania wymogów). W razie wieloletniego braku spełnienia wymogów płatności mogą być zmniejszane o 100% na kilka lat.

- rencji, a w skrajnym przypadku do *eko-dumpingu* – zaniżania kosztów produkcji poprzez łagodzenie wymogów środowiskowych w niektórych krajach.
5. Nie wszystkie państwa członkowskie w pełni wywiązały się z obowiązku wdrożenia skutecznego systemu monitoringu i kontroli przestrzegania przepisów, a także sankcji za ich nieprzestrzeganie. Powoduje to brak pewności, że rolnicy faktycznie spełniają wymagane standardy¹².
 6. Działania związane z ochroną klimatu są realizowane w niewielkim zakresie (m.in. brak wdrożenia w większości krajów restrykcyjnych ograniczeń zamiany TUZ na grunty uprawne).
 7. W ramach GAEC nie przewidziano obowiązku wdrożenia niektórych ważnych wymogów dotyczących odnowy żyzności gleb – odnośnie do płodowozmianu¹³, udziału użytków ważnych dla bioróżnorodności, ograniczeń wycofywania się z produkcji zwierzęcej na TUZ.
 8. Zasada nie obejmuje obowiązkowych działań przeciwdziałających monokulturom uprawnym (dobrowolnie wprowadziły je jedynie Austria i Finlandia).
 9. W latach 2014-2020 obowiązkowe miały być wymogi ramowej dyrektywy wodnej i wdrożenie systemu IPM. Ostatecznie ustalono, że zaczną one obowiązywać dopiero po wdrożeniu na poziomie państw członkowskich.

2.2.2. Działania ukierunkowane na ochronę poszczególnych komponentów środowiska

Do priorytetowych obszarów polityki ekologicznej w rolnictwie należy ochrona wód. Podstawą polityki w tym zakresie jest ramowa dyrektywa wodna 2000/60/WE (RDW) [Dyrektywa 2000/60/WE]. W związku z tym w II filarze w latach 2007-2013 przewidziano możliwość wdrożenia płatności dla rolników związanych z RDW. Integralną częścią RDW jest dyrektywa azotanowa. Z jej zapisów wynika obowiązek państw członkowskich ograniczenia i zapobiegania emisji azotanów, m.in. przez wyznaczenie obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenia (OSN) i uruchomienie na nich programów działań ochronnych. Do 2012 r. wyznaczono OSN na 45,3% terytorium UE-27, 48,6% w UE-15 i 35,7% w UE-12 [*Rural Development...* 2013]. Wszystkie kraje wdrożyły obowiązkowe programy działań. W praktycznej realizacji polityki przeciwdziałania zanieczyszczeniom azotanowym występuje jednak wiele mankamentów: wyznaczanie OSN na zbyt małym obszarze w państwach członkowskich, brak

¹² Przykładowo w wyniku 11,6 tys. kontroli w zakresie przestrzegania dyrektywy ptasiej i 114 tys. kontroli w zakresie dyrektywy siedliskowej nie wykazano żadnego uchybienia – jest mało prawdopodobne, by było to możliwe w praktyce [*Czy zasada współzależności...* 2008].

¹³ Jedynie Francja, Wielka Brytania i Luksemburg wprowadziły wymogi związane z płodowozmianem, a Anglia, Belgia, Irlandia, Niemcy, Luksemburg, Szwecja i Włochy w zakresie ochrony materii organicznej w glebach.

wystarczających wymogów odnośnie zbiorników do przechowywania odchodów, uchybienia w zakresie określania dozwolonych okresów i zasad stosowania nawozów [*Staff working...* 2010].

Działania ograniczające emisję azotanów z założenia mają być zintegrowane z innymi obszarami ochrony środowiska, w tym w zakresie ograniczenia zanieczyszczeń powietrza, a zwłaszcza emisji GHG (por. punkt 2.4). Najbardziej pożądane powinny polegać na zachowaniu produkcji ekstensywnej i minimalizacji wykorzystania zewnętrznych źródeł energii/materii, co w praktyce w największym stopniu następuje w rolnictwie ekologicznym. Jego rozwój jest kierunkiem, na który KE kładzie szczególny nacisk.

Obszar Natura 2000 – najważniejszy unijny instrument ochrony przyrody – obejmuje 10,6% UR w UE-27, 10% w UE-15 i 12,2% w UE-12 [*Rural Development...* 2013]. W UE-27 siedliska typu rolniczego (*targeted agricultural habitat types*), czyli takie, na których utrzymanie siedlisk zależy od kontynuacji ekstensywnej produkcji rolnej stanowią 15-20% lądowych obszarów Natura 2000. Oznacza to, że sieć powinna obejmować od 16,15 do 21,5 mln ha UR [*Environmental Statistics...* 2010, s. 264]. Obecnie powierzchnia ta wynosi 19 mln ha, można więc uznać, że do Natury 2000 włączono większość terenów rolniczych, które tego wymagają. Według danych Eurostatu, ochrona gatunków i siedlisk w sieci Natura 2000 jest znacznie bardziej skuteczna niż na pozostałych obszarach, jednak stan ochrony siedlisk na obszarach użytkowanych rolniczo jest gorszy niż na pozostałych terenach sieci (w 52% siedlisk jest zły, w 7% dobry) [*Environmental Statistics...* 2010, s. 235]. Wynika to z nadmiernie intensywnej produkcji na jednych obszarach oraz z zaprzestania działalności ekstensywnej na innych (jest ona najwłaściwszym kierunkiem działalności na UR włączonych do sieci – pod warunkiem przestrzegania standardów środowiskowych).

Obszary w drugiej kategorii unijnej ochrony przyrody w rolnictwie – HNV – mogą się częściowo pokrywać z terenami Natury 2000, jednak z założenia mają objąć szerszy zakres, ponieważ uznano, że aby zachować dziedzictwo przyrodnicze Europy, nie wystarczy chronić tylko najcenniejsze siedliska. Według szacunków *European Environment Agency* (EEA), jako HNV powinno zostać sklasyfikowane 31,9% UR w UE-27, 32,6% UR w UE-15 i 28,7% w UE-12 [*Report „High...* 2012]. Wsparcie HNV wymaga wdrożenia wyspecjalizowanego narzędzia w I lub II filarze, a dotychczas jego płatności w niewystarczającym stopniu trafiały do regionów o największej koncentracji tego typu rolnictwa [*Beaufoy, Marsden* 2010, s. 9]. Zasady wyliczenia stawek PRŚ w oparciu o dodatkowe koszty i dochody, utracone ze względu na usługi ekologiczne, nie pozwalają na długookresowe, szeroko zakrojone wsparcie rolnictwa HNV, ponieważ jego istotą jest dostarczanie dóbr publicznych w związku z kontynuacją do-

tychczasowego modelu funkcjonowania, a nie świadczenie nowych „nadwyżkowych” działań na rzecz środowiska. Niestety w projekcie reformy WPR brakuje instrumentu bezpośrednio ukierunkowanego na HNV. Być może będzie temu sprzyjać *greening* i system płatności dla małych gospodarstw.

Dotychczasowa polityka dotycząca pestycydów nie wpływała na ograniczenie ich zużycia i na redukcję zagrożeń zdrowia i środowiska, które z niego wynikają (punkt 2.4). Teoretycznie wszystkie pestycydy wprowadzane na rynek muszą być bezpieczne dla zdrowia i środowiska, jednak w testach, które mają to zweryfikować stosuje się minimalne standardy w oparciu o kryteria sprzed 20 lat [*Which Common...* 2010]. Część produktów dopuszcza się do obrotu w wyniku decyzji politycznych bez pełnego uwzględnienia ich szkodliwości. Wymogi dyrektywy 128/2009/WE powinny się przyczynić do ograniczenia szkód wynikających ze stosowania pestycydów, jednak należy zwrócić uwagę, że nie wyeliminowano szeregu mankamentów związanej z tym polityki:

- Nie przewidziano ilościowo określonych pułapów redukcji zużycia pestycydów, co argumentowano brakiem bezpośredniego wpływu ilości używanych środków na zdrowie i środowisko oraz brakiem rzetelnych danych odnośnie wielkości zużycia w krajach członkowskich.
- Zrezygnowano z wdrożenia opłat obciążających stosowanie środków ochrony roślin, przedstawiając argument o trudności w oszacowaniu szkodliwości poszczególnych pestycydów w powiązaniu z metodami ich stosowania.
- Pozostawiono spory zakres swobody w konstruowaniu krajowych programów działań, co umożliwi wdrażanie złagodzonych regulacji.

Można domniemywać, że „miękki” charakter dyrektywy 128/2009/WE jest efektem nacisków ze strony lobby rolniczego i przemysłu chemicznego (producentów środków ochrony roślin). Zaostrzenie regulacji wpłynęłoby na wzrost kosztów ponoszonych przez gospodarstwa rolne i na ograniczenie popytu na pestycydy.

Większość działań przyczyniających się do ochrony gleb funkcjonuje w ramach instrumentów adresowanych do innych komponentów środowiska (cross-compliance, PRŚ). Wymogi GAEC, które dotyczą ochrony gleb zostały jednak w zróżnicowanym zakresie wdrożone w poszczególnych państwach członkowskich [*Evaluation of Soil...* 2007, s. 499-510].

Ze względu na niepełny zakres wdrożenia nie uruchomiono wszystkich narzędzi określonych w *Strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby* [2006]. Mają być wdrożone po przyjęciu ramowej dyrektywy ochrony gleb, jednak do tej pory nie udało się uzyskać poparcia wszystkich państw członkow-

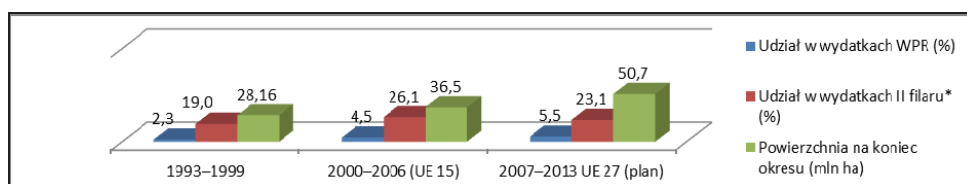
skich, co uniemożliwia jej wprowadzenie do unijnego systemu prawnego. W rezultacie politykę ochrony gleb należy uznać za niepełną i niespójną.

Wdrożone wymogi ochrony środowiska wobec rolnictwa konwencjonalnego są wyrazem rosnącego znaczenia zasady integracji, jednak następuje to w sposób niewystarczający – głównie przez ograniczony zakres wdrożenia i egzekucji na poziomie państw członkowskich.

2.3. Implementacja proekologicznych działań II filaru

Znaczenie działań PRŚ systematycznie rośnie we Wspólnocie, o czym świadczą rosnące kwoty finansowania, udział w wydatkach II filaru oraz udział w unijnych UR (rys. 5). W latach 1998-1999 liczba rolników, którzy podpisali umowy stanowiła 13,4% ogółu [Liro 2000, s. 30], a roczne wydatki wyniosły prawie 2 mld euro. W latach 2000-2006 na PRŚ przeznaczono 14,37 mld euro, czyli 41,7% środków II filaru finansowanych z sekcji gwarancji (26,1% całego II filaru). Przełożyło się to na zwiększenie całkowitej powierzchni z 28 mln ha w 1999 r. do 37,5 mln ha w 2007 r. [Agri-environment... 2005, s. 7].

Rysunek 5. Wskaźniki realizacji programów rolnośrodowiskowych w UE



* w latach 1993-1999 i 2000-2006 przedstawiony jest udział w sumie kwot II filaru (razem sekcji gwarancji i orientacji). Umożliwia to porównanie w stosunku do okresu 2007-2013, w którym II filar jest finansowany z jednego funduszu (EFRROW).

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [EU Rural... 2003, s. 10; Agriculture in the EU... 2012, s. 204; Rural Development... 2013; Ocena środków... 2005].

Alokacja przeznaczona na PRŚ w UE-27 w okresie 2007-2013 stanowi 30% wartości II filaru [Rural Development... 2013]. W dużej mierze wynika to z tego, że PRŚ są jedynym instrumentem, który jest obowiązkowy dla państw członkowskich. Wydatki na PRŚ stanowią 52% wartości osi 2, co jest głównym czynnikiem powodującym, że uzyskuje ona najwyższą wartość w alokacji II filaru, m.in. dzięki wysokiemu poziomowi finansowania na poziomie całej UE w 2011 r. całkowita powierzchnia objęta PRŚ wzrosła do 46,4 mln ha [Agriculture in the EU... 2012]. Powierzchnia fizyczna PRŚ wyniosła 25,5 mln¹⁴ i stanowi 14,8% unijnych UR (17,4% w UE-15 i 8,75% w UE-12). W tym samym roku w programie brały udział prawie 2 mln gospodarstw, czyli 14,7% ogółu

¹⁴ Powierzchnia fizyczna jest mniejsza od całkowitej, ponieważ na danym areale realizuje się kilka pakietów jednocześnie.

[*Agriculture in the EU...* 2012]. W UE-12 wskaźnik ten wyniósł 7,3%, a w UE-15 25,5%. Planuje się, że do 2013 r. liczba uczestników wzrośnie do 2,8 mln w UE-27 [*Commission Staff...* 2011, s. 8]. Rosnące znaczenie PRŚ w WPR jest jednym z najważniejszych przejawów ekologizacji tej polityki. Świadczy o tym m.in. dynamiczny wzrost liczby gospodarstw i powierzchni upraw ekologicznych (tab. 3), który nastąpił od wprowadzenia wsparcia instytucjonalnego (1991 r.) i finansowego w ramach PRŚ (1993 r.).

Oprócz PRŚ gospodarstwa ekologiczne korzystają z innych działań II filaru (przede wszystkim ze wsparcia ONW). Dzięki temu w 2004 r. rolnicy prowadzący farmy ekologiczne otrzymywali średnio ok. 70% większe dotacje niż właściciele gospodarstw konwencjonalnych [Haring et al. 2004, s. 3]. Po rozszerzeniu UE w 2004 r. o państwa z niewielką wówczas liczbą gospodarstw ekologicznych ich udział w ogólnej liczbie gospodarstw na poziomie całej UE krótkookresowo zmniejszył się do 1,0% (UE-25), a udział w UR do 3,2%. Później objęcie rolników UE-12 płatnościami PRŚ przyczyniło się do skokowego wzrostu stawek dotacji¹⁵ i w konsekwencji do wzrostu liczby gospodarstw ekologicznych o 210% oraz powierzchni uprawnej o 166% (obliczenia własne na podstawie źródeł danych jak w tab. 5). Dzięki temu do 2011 r. udział gospodarstw z certyfikatem w ogólnej liczbie gospodarstw UE-12 wzrósł do 0,63%, a udział upraw w UR do 4,0%¹⁶. Ze względu na to, że przed akcesją produkcja ekologiczna miała w UE-12 marginalne znaczenie, w UE-15 wskaźniki te kształtują się na znacznie wyższym poziomie (odpowiednio 3,4% i 6,15%) i w UE-27 (1,75% i 5,4%). Prezentowane dane wskazują na istotny wpływ wprowadzenia dotacji na rozwój rolnictwa ekologicznego.

Tabela 3. Tendencje rozwoju rolnictwa ekologicznego w UE w latach 1985-2011

Lata	1985	1993	2001	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Powierzchnia upraw (mln ha)	0,1	0,84	4,6	5,03	5,7	6,27	6,8	7,13	7,65	8,28	8,93	9,5
Uprawy ekologiczne w UR (%)	0,08	0,7	3,7	3,9	3,2	3,5	3,8	4	4,3	4,6	5,1	5,4
Liczba gospodarstw (tys.)	6,3	35	126	135	141	163	179	185	196,5	208,6	220	240
Gospodarstwa ekologiczne (% ^a)	0,1	0,5	2,2	2,2	1	1,2	1,25	1,3	1,4	1,5	1,6	1,74

^a w stosunku do ogólnej liczby gospodarstw.

Źródło: Obliczenia własne na podstawie: [Rohner-Thielen 2010; *[organic-europe.net]*; *Rural Development...* 2006; *Organic Agricultural Land...* 2011; Willer, Kilcher (red.) 2013].

¹⁵ Przykładowo, na Słowacji stawka dotacji wzrosła o 581%, na Łotwie o 600%, na Litwie o 274%, a w Polsce o 68% w stosunku do poziomu z 2003 r. [Stolze i in. 2007, s. 18].

¹⁶ Obliczenia własne na podstawie danych FiBL-IFOAM [Willer, Kilcher (red.) 2013].

W wyniku kolejnych etapów reform WPR, we wsparciu ONW coraz silniej uwzględniano cele środowiskowe. Wraz z Agendą 2000 wprowadzono obowiązek stosowania dobrych praktyk rolniczych, a później standardów *cross-compliance*. Od czasu wdrożenia wsparcia finansowego powierzchnia objęta ONW w UE wzrastała zarówno bezwzględnie, jak i pod względem udziału w całkowitych użytkach rolnych (z 36% do 56% w latach 1975-2009) [*Aid to Farmers...* 2010]. W 2009 r. uczestniczyło w nich 2,5 mln gospodarstw (18% ogółu), a do 2013 r. planuje się objęcie wsparciem 3,73 mln gospodarstw (27% ogółu). W latach 2007-2013 przewidziano wydatkowanie 13,4 mld euro (13,9% wartości II filaru).

W porównaniu do instrumentów opisanych powyżej, na zalesienia przeznaczona jest znacznie mniejsza średnia. W latach 2000-2006 w UE-15 było to 2,9 mld euro (8,4% sekcji gwarancji i 5,2% wartości obu sekcji II filaru). W latach 2007-2013 na finansowanie *pierwszego zalesiania gruntów rolnych* (w całości obejmującego zakres działań z poprzedniej wersji instrumentu) zaplanowano kwotę 2,3 mld euro, czyli 5,4% alokacji osi 2 i 2,4% II filaru. Udział wydatków na zalesienia gruntów rolnych zmniejszył się w porównaniu do poprzedniej perspektywy budżetowej o ponad 50%, ale nie musi to być postrzegane jako niekorzystne w wymiarze ekologicznym, gdy weźmie się pod uwagę jego mankamenty: w latach 1992-2000 zalesiono głównie TUZ (61%), a grunty orne stanowiły jedynie 36% [Osterburg i in. 2008, s. 91]; do 2004 r. zalesiono 8% łąk i pastwisk oraz 1,5% gruntów orných i upraw trwałych; średnia powierzchnia zalesień na gospodarstwo była niewielka (7 ha) – w wyniku tego w wielu krajach nie tworzą one spójnych kompleksów leśnych.

2.4. Zmiany oddziaływania unijnego rolnictwa na środowisko

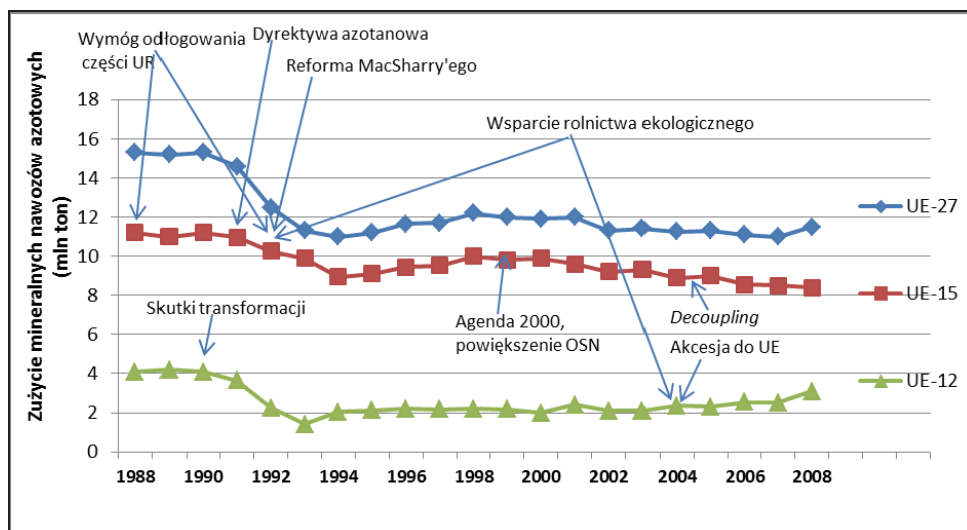
W UE obserwuje się długookresowy wzrost średniej powierzchni gospodarstw: UE-15 – z 17 do 22 ha w latach 1995-2007 [*Farm Structure...* 2008], a w UE-10 – z 6 do 8,6 w latach 2004-2007 r. [*Impact Assessment...* 2011, s. 19]. Towarzyszy temu stopniowa koncentracja i intensyfikacja produkcji. Do pomiaru procesów intensyfikacji/ekstensyfikacji rolnictwa Eurostat stosuje jednak kryterium oparte na wielkości kosztów przypadających na 1 ha UR¹⁷ [*Agricultural Statistics...* 2010, s. 122]. Eurostat wyróżnia gospodarstwa nisko intensywne (nakłady poniżej 125 euro/ha rocznie), średnio intensywne (125-295 euro/ha) i wysoce intensywne (powyżej 295 euro/ha). W latach 2004-2007 w krajach UE-15 wystąpiła łagodna ekstensyfikacja – udział farm wysoce intensywnych obniżył się z 32 do 31%, a nisko intensywnych wzrósł z 32 do 36%. W UE-10 zaznacza się natomiast wyraźna intensyfikacja – udział farm wysoce

¹⁷ Uwzględnia się w nich nakłady na nawozy, środki ochrony roślin i pasze.

intensywnych wzrósł z 11 do 16%, średnio intensywnych z 34 do 37%, a nisko intensywnych obniżył się z 55 do 47% [Agricultural Statistics... 2010, s. 139]. Wynikało to ze znacznego wzrostu transferów finansowych. Opisane wskaźniki dotyczą zbyt krótkiego okresu, by obrazować przemiany w oddziaływaniu rolnictwa na środowisko. Należy się odnieść do zmian presji na jego komponenty: wodę, powietrze, różnorodność biologiczną i gleby.

W latach 1957-1988 wraz z postępującą intensyfikacją całkowite zużycie mineralnych nawozów azotowych w skali roku wzrosło z 1,9 mln ton do 11,2 mln ton rocznie w UE-15 i do 15,2 mln ton w obecnej UE-27 [Implementation of the Council... 2002, s. 4]. W latach 1988-1994 w obecnej UE-27 nastąpiło ograniczenie zużycia o 28%, co w odniesieniu do UE-15 (spadek zużycia o 20% w tym okresie) może świadczyć o wpływie opisanych zmian WPR i polityki ekologicznej. W UE-12 spadek zużycia o ponad 50% (1990-1994) wynikał z upadku państwowych gospodarstw rolnych oraz ograniczenia transferów finansowych do rolnictwa.

Rysunek 6. Zmiany rocznego zużycia mineralnych nawozów azotowych w UE, w latach 1987–2008 (mln ton)



Źródło: Opracowanie własne na podstawie [Staff working... 2011, s. 4-5].

W latach 1994-1998 w UE-15 zaobserwowano wzrost zużycia nawozów azotowych o 11%, co wynikało ze zwiększenia transferów do rolników w ramach płatności bezpośrednich uzależnionych od wielkości produkcji. W latach 1998-2003 zużycie nawozów zaczęło spadać – najbardziej po 2000 r., dzięki wzmocnieniu PRŚ (Agenda 2000) oraz powiększeniu OSN. W latach 2004-2009 poziom nawożenia mineralnego w UE-27 – z pewnymi wahaniem – ustabilizo-

wał się na poziomie ok. 11,5 mln ton azotu rocznie [*Sprawozdanie Komisji...* 2010]. Było to wypadkową spadku poziomu nawożenia w UE-15 (na skutek decouplingu) i wzrostu w UE-12 (o 29% – z 2,4 do 3,1 mln ton rocznie) – w wyniku wprowadzenia płatności bezpośrednich. Dane te nie uległy większym zmianom do 2011 r. [*Report...* 2013] – podobnie jak w przypadku innych wskaźników presji na stan wód [*Commission staff working document accompanying...* 2013].

Podobna sekwencja zmian następowała w odniesieniu do liczby zwierząt gospodarskich, koncentracji hodowli oraz zużycia nawozów naturalnych. Do początku lat 90. wskaźniki te wzrastały – głównie na skutek wsparcia cen wołowiny i cielęciny. W latach 1992-2004 po wprowadzeniu płatności za ekstensyfikację produkcji i reformie MacSharry’ego liczba sztuk bydła spadła o 17,2%¹⁸, a średnia obsada bydła obniżyła się z 1,92 do 1,77 DJP/ha UR w produkcji mlecznej i z 1,27 do 1,1 DJP/ha UR w produkcji mięsnej [*Ocena wyznaczonych...* 2007, s. 43]. Po wprowadzeniu płatności obszarowych związanych z likwidacją dotacji do hodowli bydła (2004-2006) nastąpił spadek pogłowia bydła mięsnego (o 0,5%) i mlecznego (o 32%) [*Evaluation of environmental impact of CAP...* 2007, s. 227]. Następnie liczebność bydła ustabilizowała się. Ograniczenie liczby i koncentracji zwierząt hodowlanych wiązało się ze spadkiem zużycia nawozów naturalnych i – wraz z opisanym zmniejszeniem poziomu nawożenia mineralnego – wpłynęło na redukcję całkowitej ilości stosowanych nawozów azotowych – o 12,3% w latach 1992-2004. W latach 2004-2007 całkowite zużycie nawozów azotowych w UE-27 spadło z 20,8 do 19,9 mln ton rocznie (przy wzroście z 3,9 do 4,6 mln ton w UE-12 i spadku z 16,9 do 15,3 mln ton w UE-15) [*Sprawozdanie Komisji...* 2010, s. 3]. Pomimo wzrostu zużycia azotu w UE-12, według danych z 2008 r. w tej grupie państw średni poziom nawożenia (61 kg/ha) w dalszym ciągu pozostaje niższy niż w UE-15 (72 kg N/ha UR) i UE-27 (64 kg N/ha UR) [*Environmental Statistics...* 2010, s. 249].

W 2010 r. rolnictwo unijne emitowało 461,5 mln ton ekwiwalentu CO₂¹⁹ (373,8 mln ton w UE-15 i 87,75 mln ton w UE-12), czyli 9,8% wszystkich GHG powstających w UE-27 w skali roku (9,8% w UE-15 i 9,5% w UE-12) [*Rural Development...* 2013, s. 238]. W latach 1990-2010 emisja GHG z rolnictwa zmniejszyła się o 20,5% w UE-27 (z 580,8 do 461 mln ton ekwiwalentu CO₂), w UE-15 o 10,6% (z 418,2 do 373,8 mln ton), a w UE-12 o 46% (ze 162,6 do 87,7 mln ton). Udział rolnictwa w całkowitej emisji GHG w gospodarce UE-27

¹⁸ Obliczenia własne na podstawie [*The role of European ...* 2009, s. 31; *Rocznik Statystyczny Rolnictwa* 2012].

¹⁹ Wskaźniki emisji GHG podaje się w tonach ekwiwalentu CO₂. Ze względu na wpływ na efekt szklarniowy, jednostka CH₄ jest liczona jako 21-krotność, a jednostka N₂O jako 310-krotność jednostki CO₂ [*The role of European ...* 2009].

zmniejszył się z 11 do 9,8%. W UE-27 największy spadek wystąpił w latach 1990-1993 (z 580,8 do 505,5 mln ton ekwiwalentu CO₂), głównie pod wpływem zmian w UE-12 (zmniejszenie emisji z 162,6 do 106,9 mln ton ekwiwalentu CO₂). Transformacja – podobnie jak w przypadku zanieczyszczeń wód – wpłynęła na redukcję zużycia nawozów i liczby zwierząt hodowlanych. W UE-15 redukcja (z 418,2 do 398,6 mln ton ekwiwalentu CO₂) nastąpiła pod wpływem opisanych regulacji środowiskowych i zmian instrumentów WPR wdrożonych w latach 1991, 1992, 1999 i 2005. Głównym czynnikiem redukcji emisji GHG było ograniczenie zużycia nawozów, które wpłynęło na spadek emisji N₂O do powietrza (o 20%). Świadczy to o synergii działań łagodzenia zmian klimatycznych i ochrony wód.

Główny cel unijnej polityki ochrony różnorodności biologicznej – zatrzymanie jej utraty do 2010 r. – nie został osiągnięty, a zagrożenia dla europejskiej przyrody w dalszym ciągu się nasilają [*Sprawozdanie Komisji dla Rady i Parlamentu Europejskiego w sprawie oceny...* 2010, s. 3]. Dotyczy to m.in. zmian struktury i sposobu gospodarowania gruntami na obszarach wiejskich. W UE-15 w latach 1975-1990 na skutek intensyfikacji rolnictwa ograniczono powierzchnię TUZ z 60% do 50% UR. W okresie 1990-2000 nastąpiła dalsza redukcja – o ok. 0,5 mln ha (poprzez ich przekształcenie w grunty orne bądź uprawy trwałe) [Osterburg i in. 2008, s. 90], a w latach 2000-2007 o kolejne 2,3 mln ha (rozbudowa infrastruktury i urbanizacja, ale również wzrost koncentracji gruntów uprawnych kosztem pastwisk) [*Environmental Statistics...* 2010, s. 231-266]. Sytuację pogarsza nadmierne i często nieprawidłowe stosowanie nawozów mineralnych i pestycydów. Szacuje się, że zagrażają one 26% gatunków zwierząt [*Which Common...* 2010, s. 4].

Do oceny zmian różnorodności biologicznej stosuje się wskaźnik wielkości obszarów HNV i indeks ptaków krajobrazu rolniczego (*Farmland Bird Index 23* – FBI 23), obliczany na podstawie zmian liczebności populacji 23 gatunków ptaków charakterystycznych dla obszarów wiejskich. Jego wartość w latach 1980-2005 spadła o 41% w UE-15 i o 26% w UE-12 [Beaufoy, Marsden 2010, s. 22]. W UE-15 najniższy poziom wskaźnika zanotowano w 1996 r. (54% wartości bazowej z 1980 r.), co można powiązać ze skutkami intensyfikacji rolnictwa spowodowanymi wcześniejszym kształtem WPR. W połowie lat dziewięćdziesiątych zaczęły się zaznaczać korzystne konsekwencje reformy z 1992 r. W 2000 r. FBI 23 osiągnął poziom 60% i z pewnymi wahaniami utrzymywał się na tym poziomie do 2008 r. [*Rural Development...* 2013]. W UE-12 wartość wskaźnika spadała do 1991 r. (84% wartości bazowej). W latach 1991-1995 nastąpił wzrost wskaźnika do 100% wartości bazowej, po czym ponowny spadek do 74% w 2005 r. Można zauważyć korzystny trend na początku transformacji,

kiedy nakłady na pestycydy były ograniczane i jego odwrócenie wraz z poprawą sytuacji ekonomicznej.

Ochrona gleb jest obszarem interwencji, w którym możliwości oceny skuteczności polityki UE są mocno ograniczone ze względu na brak danych w dłuższym horyzoncie czasowym. Dotyczy to zwłaszcza degradacji gleb (w tym erozji) na poziomie wszystkich państw członkowskich [*Situation and Prospects...* 2010, s. 17]. Z fragmentarycznych danych wynika jedynie, że na wielu obszarach w Europie proces erozji się nasila. Już w 1995 r. 115 mln ha, czyli 12% ówczesnej całkowitej powierzchni lądowej ówczesnej UE, było dotkniętych erozją wodną, a 42 mln ha (czyli 4%) erozją wietrzną (połowa tego obszaru w stopniu poważnym) [*Impact Assessment...* 2011, s. 16]. Zagrożenie to do dziś występuje w podobnym zakresie [*Proposal for a New...* 2010].

W ciągu ostatnich 20 lat negatywny wpływ rolnictwa na środowisko został ograniczony dzięki postępującej integracji WPR z polityką ekologiczną, która przejawiała się w modyfikacji instrumentów I filaru oraz skutecznemu wdrożeniu instrumentów II filaru (zwłaszcza PRŚ). Zmniejszenie presji na stan wód wynikało zarówno z regulacji bezpośredniej (OSN), jak i zmian instrumentów I i II filaru. Redukcja emisji GHG nastąpiła dzięki zmniejszeniu całościowej presji rolnictwa na środowisko – nie zastosowano wyspecjalizowanych instrumentów polityki rolnej w celu łagodzenia zmian klimatycznych. W dalszym ciągu dochodzi jednak do strat różnorodności biologicznej (poza siecią Natura 2000) i degradacji gleb. Brakuje odpowiednio ukierunkowanej i skutecznej interwencji w tych dwóch obszarach. Nie zmienia się to w latach 2014-2020.

3. Instrumenty WPR jako czynniki zrównoważonego rozwoju polskiego rolnictwa

Konsekwencje wdrożenia instrumentów WPR dla równoważenia rozwoju rolnictwa są uwarunkowane zewnątrznie (ze względu na kształt głównych grup instrumentów WPR) i wewnątrznie – na skutek specyfiki funkcjonowania polskich instytucji (kierunek, zakres i skuteczność implementacji instrumentów polityki rolnej i ekologicznej). Na podstawie przedstawionych ustaleń (punkty 2.1 i 2.2) można stwierdzić, że czynnikami o silnie pozytywnym wpływie na ZRR w wymiarze ekologicznym są PRŚ (zwłaszcza w zakresie wsparcia rolnictwa ekologicznego) i instrumenty regulacji bezpośredniej w ochronie środowiska. Pozytywny wpływ mogą wywierać również ONW i zalesienia gruntów rolnych. Jako niejednoznaczny oceniono wpływ płatności bezpośrednich na ZRR, jednak można uznać, że zastosowany w Polsce SAPS w powiązaniu z *cross-compliance* jest relatywnie korzystny dla środowiska. Skuteczność implementacji standardów *cross-compliance* w Polsce jest obniżona ze względu na to, że wdrożono

niewystarczające wymogi dotyczące ochrony klimatu, różnorodności biologicznej i gleb [Broszura wzajemna... 2011]. Brakuje m.in.: wymogów zachowania elementów krajobrazu wsi (np. zadrzewień i zakrzewień), stosowania pasów buforowych wokół obszarów Natura 2000, ochrony trwałych pastwisk w powiązaniu z wymogiem minimalnej obsady zwierząt hodowlanych, restrykcyjnego zakazu pomniejszania powierzchni TUZ w relacji do gruntów ornych (w tym zakresie wprowadzono jedynie dość łagodne ograniczenia), powszechnie obowiązującego standardu minimalnej pokrywy roślinnej gleb w okresie zimowym, rozszerzonych wymogów dotyczących płodozmianu oraz przeciwdziałania erozji i utracie materii organicznej (zagospodarowania resztek poźniwnych). Szczególnie poważne zaniechania wykazano w związku z wyznaczeniem niewielkiej powierzchni OSN. Polska (obok Portugalii) wyznaczyła najmniejszy obszar OSN wśród wszystkich państw członkowskich – początkowo 2% (w latach 2004-2012), a obecnie 4,56% powierzchni kraju [Resort rolnictwa... 2012].

Tabela 4. Udział wybranych kategorii wydatków w całkowitej wartości środków WPR w Polsce i w głównych grupach państw członkowskich UE (proc.)

Okres	2004-2006					2007-2013				
	I filar	II filar	Udział działań ochrony środowiska w II filarze ^b			I filar	II filar	Udział działań ochrony środowiska w II filarze ^b		
			PRŚ	ONW	Zalesienia			PRŚ	ONW	Zalesienia
Polska	51,8	48,2	4,1	18,7	1,9	52,9	47,1	14	14,8	3
UE-10 ^a	44	56	13,2	22	2,6	53	47	17,8	14,1	2,6
UE-15	82,5	17,5	26,1	12,3	5,2	83	17	27,8	14,4	2,4
UE-25	79,3	20,7	22,6	14,7	4,4	76,5	23,5	24,6	14,3	2,4

^a w porównaniu nie uwzględniono Bułgarii i Rumunii, ponieważ nie były one członkami UE w latach 2004-2006; ^b kwota wsparcia z funduszu EAGGF. Udział w II filarze dotyczy całkowitej wartości wsparcia UE dla Polski z obu sekcji EAGGF – kwoty 4,05 mld euro. W latach 2007-2013 kwota wsparcia pochodzi z jednego programu (PROW 2007-2013) i wynosi 13,4 mld euro.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie: [Financial... 2002; Fact Sheet... 2003; Konecny 2004; Plan rozwoju... 2005; Plan rozwoju... 2011; Rural Development... 2013].

W pierwszym okresie członkostwa instrumenty WPR skoncentrowano na subsydiowaniu dochodowości rolnictwa kosztem wsparcia jego ekologizacji. Świadczy o tym m.in. znaczne ograniczenie finansowania II filaru na rzecz płatności bezpośrednich (na ich uzupełnienie przeznaczono 20% środków PROW, czyli prawie 14% całkowitej alokacji na rozwój wsi) [Kociszewski 2013]. Udział II filaru w wydatkach WPR w Polsce w latach 2004-2006 był niższy niż w całej grupie UE-10 (tab. 4). Podobnie w przypadku udziału finansowania działań ochrony środowiska w II filarze.

Zaniedbania sięgające jeszcze okresu przedakcesyjnego (brak implementacji PRŚ w ramach SAPARD) i nieskuteczność działań po przystąpieniu do UE wpłynęły na znaczne ograniczenie finansowania i zakresu realizacji najważniej-

szych proekologicznych działań II filaru. W latach 2004–2006 na poziomie całej UE alokacja PRŚ stanowiła najwyższą wartość wśród wszystkich instrumentów II filaru. W Polsce program znalazł się pod tym względem na szóstym miejscu (Polska wraz Łotwą przeznaczyły na PRŚ najmniejszą część krajowego PROW spośród wszystkich państw członkowskich). W latach 2007–2013 nastąpił nominalny wzrost unijnego finansowania polityki rolnej w Polsce o 49,7% w skali roku²⁰. Zwiększono też kwotę finansowania II filaru, jednak nieco mniej (o 46,9%) w wyniku czego jego udział w całkowitej alokacji WPR zmniejszył się (tab. 6). Udział osi 2 w PROW wyniósł 31,85% (4,27 mld euro z UE) [*Plan rozwoju...* 2011], a więc jest zbliżony do średniej dla UE-10, ale znacznie niższy niż w UE-27 i UE-15 (rys. 4.). Suma wartości środków przeznaczanych na PRŚ, ONW i zalesień (4,26 mld euro) znacznie wzrosła w wyrażeniu bezwzględnym, a także (choć w mniejszym stopniu) w relacji do sumy wydatków WPR w Polsce (31,8%). W dalszym ciągu jednak udział PRŚ w PROW należy do najniższych w UE. W porównaniu do innych działań II filaru znalazł się pod tym względem na trzecim miejscu, podczas gdy w UE-27 pozostaje na pierwszym. W wyniku tego PRŚ objął tylko 9% polskich UR (powierzchnia fizyczna) i 4,5% liczby polskich gospodarstw powyżej 1 ha [Kociszewski 2013]. Wskaźniki te są znacznie niższe niż we wszystkich głównych grupach państw członkowskich (punkt 2.3). W tym aspekcie polityka zaangażowanych instytucji może być uznana za błędną i nieskuteczną, zważywszy, że wg wyników badań własnych autora istnieje potencjał realizacji PRŚ (lub w nowej wersji PRŚK) w 13% liczby polskich gospodarstw [Kociszewski 2013].

Po akcesji i uruchomieniu dotacji (w ramach PRŚ) znacznie przyspieszył rozwój rolnictwa ekologicznego. W latach 2004–2012 liczba gospodarstw wzrosła o 613,5%²¹ (z 3,7 do 26,4 tys.), a powierzchnia UR (łącznie objęta certyfikatem i w okresie przestawiania) o 690%²² (z 83,7 do 661,7 tys. ha). W wyniku tego wskaźnik udziału upraw ekologicznych w polskich UR (3,75% w końcu 2012 r.) zbliżył się do wartości średniej dla nowych państw członkowskich (4,0%), a udział gospodarstw ekologicznych w ogólnej liczbie gospodarstw (1,55%) przekroczył średnią dla tej grupy (0,6%). Wskaźniki te kształtują się jednak na niższym poziomie niż w UE-15 (odpowiednio 6,15% i 3,4%) i w UE-27 (5,4% i 1,75%). Ponadto wsparciu polskiego rolnictwa ekologicznego towarzyszą poważne patologie (ubieganie się o dotacje dla obszarów, na których

²⁰ Wartość alokacji w latach 2004–2006 należy podzielić przez 2,67 (2 lata i 8 miesięcy), a wartość wsparcia w latach 2007–2013 przez 7 (lat).

²¹ Iloraz przyrostu liczby gospodarstw i liczby bazowej – z 2004 r. Obliczenia własne na podstawie danych IJHARS [*Rolnictwo ekologiczne...* 2004; *Liczba producentów...* 2013].

²² Iloraz przyrostu powierzchni upraw i powierzchni bazowej – z 2004 r. Obliczenia własne na podstawie danych IJHARS [*Rolnictwo ekologiczne...* 2004; *Powierzchnia...* 2013].

w praktyce nie jest prowadzona produkcja), co się wiąże z niską skutecznością egzekucji wymogów prawnych. Wyniki badań własnych wykazały, że potencjał rozwoju rolnictwa ekologicznego sięga 6,8% liczby polskich gospodarstw (dotatkowo 17,4% jest zainteresowanych przestawieniem, ale niezdecydowanych) [Kociszewski 2013].

Reforma WPR na lata 2014-2020 umożliwi kontynuację systemu SAPS, co można uznać za umiarkowanie korzystne w świetle ZRR. Oprócz dotychczas funkcjonujących instrumentów, czynnikami ekologizacji polskiego rolnictwa mogą być nowe działania: ekologiczny komponent płatności bezpośrednich (który powinien „automatycznie” objąć gospodarstwa ekologiczne), uproszczona płatność I filaru dla małych podmiotów (np. w typie HNV), a także nowe instrumenty II filaru – np. odrębny instrument wsparcia rolnictwa ekologicznego w II filarze. Warto jednak zauważyć, że wymogi zazielenienia w przypadku dywersyfikacji upraw obejmują jedynie gospodarstwa powyżej 10 ha, czyli 15,4% ogółu²³, a w przypadku wymogu wyznaczania obszarów proekologicznych gospodarstwa powyżej 15 ha, czyli tylko 8,6% ogółu. Dla reszty gospodarstw płatności bezpośrednie nie będą stwarzać dodatkowych bodźców do świadczenia usług na rzecz środowiska. Będą miały raczej charakter wsparcia społecznego, konserwującego rozdrobnioną strukturę rolnictwa. Małe gospodarstwa – według niektórych szacunków w liczbie 500 tys. [Wieliczko 2012] – będą korzystać z uproszczonego schematu płatności, który nie zapewni nawet spełnienia minimalnych standardów środowiskowych (*cross-compliance*).

W latach 2014-2020 wsparcie II filaru jest znacznie ograniczone. Suma wsparcia WPR – nominalnie 32,08 mld euro [*Biuletyn informacyjny MRiRW nr 10/2013*], a realnie (28,5 mld euro – w cenach stałych z roku 2011²⁴) – jest mniejsza niż w latach 2007-2013. Ma być jednak w znacznie mniejszej części przeznaczona na II filar. W wyniku decyzji polskiego rządu o tym, że niemal w pełni zostanie wykorzystana możliwość przesunięcia 25% funduszy z II do I filaru [*Biuletyn informacyjny MRiRW nr 7-8/2013*], nominalna wartość wsparcia UE w PROW 2014-2020 wyniesie 8,52 mld euro [*Projekt... 2014*], czyli 7,64 mld w cenach z 2011 r. Stanowi to 26,8% sumy wsparcia WPR dla Polski²⁵, a więc znacznie mniej niż w poprzednim okresie (47,1%). Na I filar będzie przeznaczony 20,85 mld euro w cenach z 2011 r., czyli 73,2% wsparcia WPR. Realna wartość II filaru będzie o 5,76 mld euro mniejsza niż w latach 2007-2013

²³ Obliczenia własne na podstawie wyników Powszechnego Spisu Rolnego z 2010 r. [*Raport z wyników... 2011*]. Jako punkt odniesienia przyjęto wszystkie gospodarstwa – 2,277 mln.

²⁴ Zastosowano ten sam deflator (1,255), który jest wykorzystywany w obliczeniach KE dla porównania wartości z obu perspektyw finansowych [*Overview... 2013*].

²⁵ Obliczenia własne na podstawie danych KE [*Conclusions... 2013*] i MRiRW [*Porozumienie... 2013*].

(spadek o 43%). Należy to ocenić jako zmianę niekorzystną dla ZRR – oznacza ona znaczne ograniczenie możliwości działań ochrony środowiska²⁶. Działania te (zalesianie i tworzenie terenów zalesionych, działania rolnośrodowiskowo-klimatyczne, czyli PRŚK, rolnictwo ekologiczne i płatności dla obszarów z ograniczeniami naturalnymi lub innymi szczególnymi ograniczeniami) – analogiczne do tych z PROW 2007-2013 (tab. 6) – uzyskały dofinansowanie ze środków UE o nominalnej wartości 2,68 mld euro. W ujęciu realnym wynosi ono 2,4 mld euro, czyli 0,3 mld średniorocznie – o 1,86 mld euro (0,265 mld średniorocznie) mniej niż w poprzednim okresie (spadek o 47%). Udział tych działań w alokacji PROW (31,4%) pozostał na poziomie zbliżonym do wskaźnika z lat 2007-2013, co wynikało z wymogu 30% udziału wyznaczonego na poziomie wspólnotowym. Suma finansowania działań analogicznych do PRŚ, czyli PRŚK i rolnictwa ekologicznego (nominalnie 1,03 mld euro, realnie 0,916 mld euro) została obniżona znacznie bardziej – o 53% w porównaniu do wartości wsparcia z poprzedniego okresu (wynosiła wówczas 1,86 mld). Ich udział w zmniejszonej alokacji PROW zmalał z 14% do niecałych 12%. Wskazuje to na ukierunkowanie PROW na kwestie związane ze wzmocnieniem konkurencyjności rolnictwa [*Biuletyn informacyjny MRiRW nr 10/2013*].

Zakładając, że 30% wartości płatności bezpośrednich (6,225 mld euro w ujęciu realnym) zostanie przeznaczony na tzw. zazielenienie płatności bezpośrednich, może to z nadwyżką zrekompensować zmniejszenie funduszy II filaru – zwłaszcza, że obejmą rolników prowadzących produkcję ekologiczną, bez konieczności spełnienia standardów dodatkowych w stosunku do tych, które obowiązują w związku z posiadaniem certyfikatu tej produkcji. W tym aspekcie, aby zapewnić dostarczanie usług środowiskowych, należy ograniczyć dotychczasowe, wspomniane powyżej nadużycia w ubieganiu o dotacje. Warto też pamiętać, że wymogi *greeningu* są znacznie łagodniejsze, a co za tym idzie bodźce do świadczenia usług środowiskowych znacznie słabsze niż np. w PRŚ (poza tym będą dotyczyły tylko większych gospodarstw konwencjonalnych).

Niezależnie od rozczarowujących – w świetle ochrony środowiska ustaleń – dotyczących WPR na lata 2014-2020, należy stwierdzić, że akcesja do UE stworzyła korzystne warunki do wdrożenia działań sprzyjających zrównoważo-

²⁶ W projekcie PROW 2014-2020 poza zmianami nazewnictwa nie przewidziano większych zmian w zestawie instrumentów ochrony środowiska. Podobnie jak na poziomie wspólnotowym, z dotychczasowych PRŚ wydzielono instrument wsparcia rolnictwa ekologicznego. Nie zaplanowano natomiast odrębnych płatności w sieci Natura 2000 i związanych z RDW, które miały być, ale nie zostały uruchomione w ramach PROW 2007-2013. Zrezygnowano z tego planu na lata 2014-2020 [*Projekt... 2013*]. Wynika to z braku większości planów ochrony i planów zadań ochronnych koniecznych do prawidłowego zarządzania obszarami w sieci NATURA 2000.

nemu rozwojowi rolnictwa. Biorąc jednak pod uwagę decyzje polskich władz dotyczące struktury wydatkowania funduszy WPR (zwłaszcza w latach 2004-2006 i 2014-2020), ograniczony zakres implementacji standardów ochrony środowiska i relatywnie niski poziom finansowania PRŚ, sposób realizacji wewnętrznej polityki rolnej, należy ocenić krytycznie w świetle wykorzystania szans i minimalizacji zagrożeń dla ZRR.

Bibliografia

Aid to Farmers in Less Favoured Areas (LFA), European Commission 2010; [ec.europa.eu/agriculture/rudev/lfa/index_en.htm. (dostęp: 20.10.2013)].

Agenda 2000: For a Stronger and Wider Union, Bulletin of the European Union, European Commission, COM(97)2000, Brussels 2000.

Agricultural Policy Briefs: The CAP in perspective: from market intervention to policy innovation, Brief no 4, European Commission DG Agri, Brussels 2011, January.

Agriculture in the EU. Statistical and Economic Information 2010, European Union, DG Agri, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2011.

Agriculture in the EU. Statistical and Economic Information 2011, European Union, DG Agri, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2012.

Agri-environment Measures, Overview on General Principles, Types of Measures, and Application. Unit G-4 – Evaluation of Measures Applied to Agriculture, Studies, European Commission DG Agri, Brussels 2005.

Beaufoy G., Cooper T., *Guidance Document. The Application of High Nature Value Impact Indicator. The Programming Period 2007-2013*, European Commission DG Agri, Brussels 2009.

Beaufoy G., Marsden K., *CAP after 2013: Last chance to stop the decline of Europe's High Nature Value farming?*, European Forum on Nature Conservation and Pastoralism, BirdLife International, Butterfly Conservation Europe, WWF, 2010.

Biuletyn informacyjny MRiRW nr 7-8/2013 (164).

Biuletyn informacyjny MRiRW nr 10/2013 (166).

Broszura wzajemna zgodność (cross compliance). Minimalne normy, Obszar A i Obszar B obowiązujący od 2011 r., ARiMR, Warszawa 2011.

Europe 2020: A strategy for smart, sustainable and inclusive growth, European Commission, Communication from the Commission, COM(2010) 2020 Brussels 3.03.2010.

CAP Health Check – Impact Assessment Note no 9. Subject: New Challenges, European Commission D(2008) BV/15336, Brussels 20.05.2008.

Commission staff working document accompanying the document Report from the Commission to the European Parliament and the Council progress towards achieving the Kyoto and EU 2020 objectives (required under Article 21 of Regulation (EU) No 525/2013 of the European Parliament and of the Council of 21 May 2013 on a mechanism for monitoring and reporting greenhouse gas emissions and for reporting other information at national and Union level relevant to climate change and repealing

Decision No 280/2004/EC) European Commission, COM(2013) 698 final, Brussels, 9.10.2013.

Commission Staff Working Document, Impact Assessment, Common Agriculture Policy towards 2020, Annex 1: Situation and Prospects for EU Agriculture and Rural Areas, European Commission SEC(2011) 1153 final/2, Brussels 20.10.2011.

Council Regulation (EEC) No 73/2009 establishing the common rules for direct support schemes for farmers under common agricultural policy and establishing certain schemes for farmers, OJ L 30, 31.01.2009.

Czy zasada współzależności jest skuteczna?, Europejski Trybunał Obrachunkowy, Sprawozdanie specjalne 2008, nr 8, Luksemburg 2008.

Czyżewski A., Henisz-Matuszczak A., *Rolnictwo Unii Europejskiej i Polski. Studium porównawcze struktur wytwórczych i regulatorów rynków rolnych*, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań 2004.

Dyrektywa Rady 91/676/EWG z 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (Dz.U. L 375 31.12.1991).

Dyrektywa 2009/147/WE z 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa, Dz.U. L 20, 26.01.2010.

Dyrektywa 92/43/EWG z 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, Dz.U. L 206, 22.07.1992.

Dyrektywa 2009/128/WE ustanawiająca ramy wspólnych działań dla osiągnięcia zrównoważonego zużycia pestycydów, Dz.U. L 309, 24.11.2009.

Environmental Statistics and Accounts in Europe, Eurostat statistical books, 2010 edition, Publication Office of European Union, Luxembourg 2010.

Europa efektywnie korzystająca z zasobów – inicjatywa przewodnia strategii Europa 2020, Komisja Europejska, Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-społecznego i Komitetu Regionów KOM(2011) 21 wersja ostateczna, Bruksela 26.01.2011.

Evaluation of Environmental Impact of CAP Measures Related to the Beef and Sector and the Milk Sector, Alliance Environment, Auzeville-London 2007.

Evaluation of Soil Protection Aspects in Certain Programmes of Measures Adopted by Member States. Final Report, European Commission DG ENV, Brussels 2007.

Evaluation of the Application of Cross Compliance as Foreseen under Regulation 1782/2003, Part 1 Descriptive Report and Part 2 Replies to Evaluation Questions, Alliance Environment, Auzeville-London 2007.

EU Rural Development Monitoring Data, Programmes Co-financed by the EAGGF Guarantee Section, Year 2003, European Commission DG Agri, Brussels 2003.

Fact Sheet, Overview of the Implementation of Rural Development Policy 2000–2006, Some Facts and Figures, European Commission DG Agri, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2003.

Fact Sheet, Rural Development in the European Union, European Commission DG Agri, Brussels 2003.

Financial Reports, EU Expenditure, European Commission DG Agri, DG Budget, Brussels 2010.

Farm Structure Survey 1995-2007, Eurostat, Publications of the European Union, Luxembourg 2008.

Financial Framework for Enlargement 2004-2006 – Indicative Allocation for Commitment and Payment Appropriations. Copenhagen Package, European Commission, Brussels 2002.

Gros D., Micossi S., *A Better Budget for the European Union: More Value for Money, More Money for Value*, Centre for European Policy Studies, Policy Brief no. 66/February 2005.

Haring A.M. i in., *Impact of CAP measures on environmentally friendly farming systems: Status quo, analysis and recommendations. The case of organic farming*, Report on the study contract: Environmentally friendly farming systems and Common Agricultural Policy, University of Hohenheim, Stuttgart 2004.

Impact Assessment, Common Agricultural Policy towards 2020 Annex 2: Greening the CAP. [2011]. European Commission, Commission Staff working document, Brussels.

Implementation of the Council directive 91/676/EEG concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Synthesis from year 2000 member states reports, Report from the Commission, Commission of the European Communities COM(2002) 407 final, Brussels 17.07.2002.

Kociszewski K. *Ekologizacja polskiego rolnictwa a jego zrównoważony rozwój w warunkach członkostwa w Unii Europejskiej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław 2013.

Konecny M., *EU Enlargement and Agriculture: Risks and Opportunities. Friends of Earth Europe*, Brussels 2004.

Nasze ubezpieczenie na życie i nasz kapitał naturalny – unijna strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r., Komisja Europejska, Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów KOM(2011) 244 wersja ostateczna, Bruksela 3.05.2011.

Liczba producentów ekologicznych, wg stanu na 31 grudnia 2012 r. w Polsce w podziale na województwa i w podziale na kategorie prowadzonej działalności, IJHARS, Warszawa 2013.

Liro A., *Ochrona środowiska w rolnictwie*, FAPA, Warszawa 2000.

Ocena oddziaływania na środowisko środków WOR i środków wsparcia bezpośredniego WPR dotyczących roślin uprawnych, Oreade-Breche, IEEP, Auzeville 2007.

Ocena środków rolnośrodowiskowych – streszczenie, Oreade-Breche, Auzeville 2005.

Ocena wpływu dotycząca strategii tematycznej dziedzinie ochrony gleby, Komisja Europejska, Dokument towarzyszący dla Komunikatu Komisji do Rady, Parlamentu Europejskiego, Europejskiego Komitetu Regionów SEK(2006), 620 wersja ostateczna, Bruksela 22.09.2006.

Ocena wyznaczonych w Polsce stref wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu, Uniwersytet i Ośrodek Badawczy Wageningen – Nauki przyrodnicze, Alterra, Wageningen 2007.

Organic Agricultural Land, Share of Total Agricultural Land, Producers, Research Institute of Organic Agriculture FiBL, European Organic Farming Statistics, The Organic-World homepage, FiBL, 2011, [organic-world.net/statistics.html] (30.11.2012).

Osterburg B., H. Nitsch, A. Laggner, S. Wagner, *Analysis of Policy Measures for Greenhouse Abatement and Compliance with the Convention on Biodiversity*, Institute of Rural Studies of the vTI Johann Heinrich von Thünen-Institute, Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, 2008.

Overview of CAP Reform 2014-2020, Agricultural Policy Perspectives Brief No 5, European Commission, Brussels 2013.

Plan działania prowadzący do przejścia na konkurencyjną gospodarkę niskoemisyjną do 2050 r., Komisja Europejska, Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów KOM(2011) 112 wersja ostateczna, Bruksela 8.3.2011.

Plan rozwoju obszarów wiejskich na lata 2004-2006, MRiRW, Warszawa 2005.

Plan rozwoju obszarów wiejskich na lata 2007-2013, MRiRW, Warszawa 2011.

Porozumienie w sprawie WRF 2014-2020 (szacunkowe wyniki na podstawie WRF), MRiRW, Warszawa 2013.

Projekt Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2014-2020 (PROW 2014-2020), 24 stycznia 2014 r. MRiRW, Warszawa 2014.

Proposal for the Decision of the European Parliament and the Council amending the interinstitutional agreement of 17 May 2006 on budgetary discipline and sound financial management as regards the multiannual financial framework, to address additional needs of the ITER project, European Commission COM(2011) 226 final, Brussels 20.4.2011.

Proposal for a New UE Common Agricultural Policy, Birdlife International, European Environmental Bureau, European Forum on Nature Conservation and Pastoralism, International Federation of Organic Agriculture Movements – EU Group, World Wildlife Fund for Nature, March 2010.

Powierzchnia ekologicznych użytków rolnych w Polsce w 2012 roku, IJHARS, Warszawa 2013.

Ramowa dyrektywa wodna 2000/60/WE, Dz.U. WE L 327, 22.12.2000.

Raport z wyników. Powszechny spis rolny 2010, GUS, Warszawa 2011.

Report “High Nature Value Farmland in Europe – 2012 Update”, European Environment Agency, Copenhagen 2012.

Report from the commission to the council and the European Parliament on the implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2008-2011, European Commission COM(2013) 683 final, Brussels, 4.10.2013.

Resort rolnictwa w sprawie nowych granic OSN, Krajowa Rada Izb Rolniczych, 2012, <http://krir.pl> (20.12.2012).

Rohner-Thielen E., *Area under Organic Farming Increased by 7.4% between 2007 and 2008 in the EU-27*, Eurostat statistics in focus 10/2010.

Rozporządzenie Rady (EWG) 2092/91 z dnia 24 czerwca 1991 r. w sprawie produkcji ekologicznej produktów rolnych oraz znakowania produktów rolnych i środków spożywczych (Dz.U. L 198 z 22.7.1991).

Rozporządzenie Rady (UE, EURATOM) 1311/2013 z dnia 2 grudnia 2013 r. określające wieloletnie ramy finansowe na lata 2014-2020 (Dz.U. L 347/884 z 30.12.2013).

Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 1305/2013 z dnia 17 grudnia 2013 r. w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich przez Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW) i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 1698/2005 (Dz.U. L 347/887 z 20.12.2013).

Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 1306/2013 z dnia 17 grudnia 2013 r. w sprawie finansowania wspólnej polityki rolnej, zarządzania nią i monitorowania jej oraz uchylające rozporządzenia Rady (EWG) nr 352/78, (WE) nr 165/94, (WE) nr 2799/98, (WE) nr 814/2000, (WE) nr 1290/2005 i (WE) nr 485/2008 (Dz.U. L 347/549 z 20.12.2013).

Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 1307/2013 z dnia 17 grudnia 2013 r. ustanawiające przepisy dotyczące płatności bezpośrednich dla rolników na podstawie systemów wsparcia w ramach wspólnej polityki rolnej oraz uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 637/2008 i rozporządzenie Rady (WE) nr 73/2009 (Dz.U. L 347/608 z 20.12.2013).

Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2012, GUS, Warszawa 2012.

Rolnictwo ekologiczne w Polsce w 2003 roku, IJHARS, Warszawa 2004.

Rural Development in the European Union, Statistical and Economic Information. Report 2006, European Union, DG Agri, Brussels 2006.

Rural Development in the European Union, Statistical and Economic Information. Report 2010, European Union, DG Agri, Brussels 2010.

Rural Development in the European Union, Statistical and Economic Information. Report 2012, European Union, DG Agri, Brussels 2013.

Situation and Prospects of Agriculture and Rural Areas, European Commission DG Agri, Brussels December 2010.

Sprawozdanie Komisji dla Rady i Parlamentu Europejskiego w sprawie oceny planu realizacji planu na rzecz ochrony różnorodności biologicznej, Komisja Europejska KOM(2010) 548 wersja ostateczna, Bruksela 8.10.2010.

Sprawozdanie Komisji dla Rady i Parlamentu Europejskiego w sprawie wykonania dyrektywy Rady 91/676/EWG dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego na podstawie sprawozdań państw członkowskich za okres 2004-2007, Komisja Wspólnot Europejskich KOM(2010) 47 wersja ostateczna, Bruksela 9.02.2010.

Sprawozdanie specjalne 4/2003, Europejski Trybunał Obrachunkowy, DzU C 151 z 27 czerwca 2003.

Staff working document on implementation of the Council directive 91/676/EEG concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member States reports from the period 2004-2007, European Commission, SEC(2010) 118 final, Brussels 9.02.2010.

Stolze M., Dabbert S., Zanolli R., Haring A.M., Lampkin N., *Further Development of Organic Farming Policy in Europe with Special Emphasis on EU Enlargement, D18: Final report for EC outlining scenarios and dimensions of future European OFP*, FiBL, University of Hohenheim, Polytechnic University of Marche, University of Applied Science Ebersvalde, University of Wales, November 2007.

Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby, Komisja Europejska, Komunikat Komisji do Rady, Parlamentu Europejskiego, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego oraz Komitetu Regionów KOM(2006) 231 wersja ostateczna, Bruksela, 22.09.2006.

Strategia tematyczna w sprawie zrównoważonego stosowania pestycydów, Komisja Europejska, Komunikat Komisji do Rady, Parlamentu Europejskiego, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego oraz Komitetu Regionów KOM(2006) 372 wersja ostateczna, Bruksela, 12.10.2006.

The Cap towards 2020: Meeting the Food, Natural Resources and Territorial Challenges of the Future, European Commission, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and Committee of Regions COM(2010) 672 final, Brussels 18.11.2010.

The role of European agriculture in climate change mitigation, Commission of the European Communities, Commission Staff Working Document, SEC (2009) 1093 final, Brussels 23.07.2009.

Which Common Agricultural Policy for Europe after 2013?, PAN Europe Position Paper, www.pan-europe.info/Campaigns/documents/PAN_Europe_position_CAP.pdf. (03.10.2013).

Wieliczko B., *Zmiany WPR na lata 2014-2020 a modernizacja polskiej wsi i rolnictwa*. Journal of Agribusiness and Rural Development, z. 3 (25), 2012.

Willer H., Kilcher L. (red.), *The world of organic agriculture: Statistics and emerging trends 2012*, FiBL and IFOAM, Bonn-Frick 2013.

Zegar J.S., *Wspólna polityka rolna po 2013 roku*, „Więś i Rolnictwo” 2010, nr 3 (148).

EGZEMPLARZ BEZPŁATNY

*Nakład 440 egz., ark. wyd. 9,95
Druk i oprawa: EXPOL Włocławek*