



Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie

Instytut Ekonomii i Finansów

Marlena Wójcik

**Ekonomiczne skutki redukcji emisji gazów
cieplarnianych w gospodarstwach mlecznych
w Polsce – modelowe studium
ekoefektywności**

Economic effects of greenhouse gas emission reduction
in dairy farms in Poland – a model study of eco-efficiency

Rozprawa doktorska

Doctoral thesis

Rozprawa doktorska wykonana pod kierunkiem

dr hab. Piotra Sulewskiego, prof. SGGW

Katedra Ekonomiki i Organizacji Przedsiębiorstw

Promotor pomocniczy

dr Tadeusz Filipiak

Katedra Ekonomiki i Organizacji Przedsiębiorstw

Warszawa rok 2025

**Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej
przygotowanej przez doktoranta studiów doktoranckich SGGW**

Oświadczam, że rozprawa doktorska autorstwa Marleny Wójcik została przygotowana pod moim kierunkiem na podstawie badań realizowanych w ramach kształcenia na studiach doktoranckich w SGGW i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 29.10.2025

Czytelny podpis promotora Piotr Sudański

**Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej
będącego doktorantem studiów doktoranckich SGGW**

Świadoma odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że **niniejsza rozprawa doktorska została przygotowana przeze mnie samodzielnie na podstawie badań realizowanych w ramach kształcenia na studiach doktoranckich w SGGW** i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności z ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022 r. poz. 2509 ze zm.)

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 29.10.2025r

Czytelny podpis autora rozprawy Marlene Wójcik

Spis treści	
Wstęp	11
1. Metodyka badań.....	12
1.1. Cele pracy i hipotezy badawcze	12
1.2. Źródła materiałów i metody analizy	15
1.2.1. Zakres badań i metody wyboru próby badawczej	16
1.2.2. Etapy badania i sposób wykorzystania zebranego materiału badawczego ..	18
1.2.3. Metodyka konstrukcji modeli gospodarstw	21
1.2.4. Założenia scenariuszowe	31
2. Środowisko naturalne a teoria ekonomii	37
2.1. Problematyka środowiska naturalnego w poglądach przedstawicieli ekonomii klasycznej i neoklasycznej	38
2.2. Początki ekonomii środowiskowej	41
2.3. Od ekonomii środowiska do ekonomii ekologicznej.....	44
2.4. Koncepcja Trwałego Rozwoju jako wyznacznik dla zmian modelu gospodarczego bazującego na eksploatacji zasobów nieodnawialnych	46
2.5. Ekoefektywność jako praktyczny wymiar realizacji założeń Trwałego Rozwoju	49
2.5.1. Podstawowe założenia koncepcji ekoefektywności.....	50
2.5.2. Sposoby pomiaru ekoefektywności	52
3. Zmiana paradygmatu współczesnego rolnictwa w kontekście wyzwań Trwałego rozwoju	60
3.1. Współczesne funkcje rolnictwa	61
3.2. Produkcja rolnicza a efekty zewnętrzne	62
3.3. Znaczenie rolnictwa w emisji gazów cieplarnianych	65
3.3.1. Poziom i struktura emisji gazów cieplarnianych	65
3.3.2. Szczególne znaczenie emisji metanu w rolnictwie	72
4. Polityka klimatyczna i dążenie do neutralności emisyjnej Unii Europejskiej jako instytucjonalny wymiar Trwałego Rozwoju	76
4.1. Początki polityki ochrony środowiska na świecie i w UE	76
4.2. Europejski Zielony Ład jako plan działania na rzecz zrównoważonej gospodarki	80
4.3. „Fit for 55” – scenariusze definiujące cele polityki klimatycznej UE.....	83
4.4. Zielona reforma podatkowa w Danii 2024 – model polityki klimatycznej w rolnictwie.....	88

4.5. Kontrowersje związane z realizacją założeń Europejskiego Zielonego Ładu w Polsce	91
5. Metody i praktyki sprzyjające redukcji emisji gazów cieplarnianych z obszaru rolnictwa	92
5.1. Zakres możliwych dostosowań na poziomie producentów rolnych i kosztochłonność możliwych rozwiązań.....	93
5.1.1. Działania w zakresie poprawy praktyk produkcyjnych dedykowanych produkcji roślinnej	94
5.1.2. Działania w zakresie poprawy praktyk produkcyjnych dedykowanych produkcji zwierzęcej	100
5.1.3. Rozwiązania techniczne i infrastrukturalne	103
5.2. Ocena wybranych metod i praktyk sprzyjających redukcji emisji gazów cieplarnianych z obszaru rolnictwa	108
6. Świadomość środowiskowa rolników i ich gotowość do wdrażania prośrodowiskowych działań w gospodarstwach	112
6.1. Charakterystyka próby badawczej	112
6.2. Wpływ rolnictwa na środowisko w opinii badanych rolników	115
6.2.1. Ogólna ocena wpływu rolnictwa na środowisko naturalne	117
6.2.2. Ocena ogólnej potrzeby działań na rzecz środowiska naturalnego	123
6.2.3. Ocena wpływu wybranych (szczegółowych) aspektów produkcji rolnej na środowisko naturalne	127
6.2.4. Świadomość oddziaływania gazów cieplarnianych	131
6.3. Skłonność rolników do wdrażania działań redukujących emisje GHG	133
7. Potencjałe skutki ekonomiczne i środowiskowe wdrożenia instrumentów polityki klimatycznej dla gospodarstw mlecznych – rozwiązania modelowe.....	146
7.1. Podstawowe informacje o analizowanych (modelowych) gospodarstwach	146
7.2. Poziom i struktura emisji GHG w badanych gospodarstwach	147
7.3. Skala produkcji zwierzęcej a emisje jednostkowe.....	150
7.4. Bazowa ekoefektywność analizowanych gospodarstw.....	152
7.5. Potencjalny wpływ instrumentów polityki klimatycznej na ekoefektywność i wyniki dochodowe gospodarstw	155
7.5.1. Opłaty za emisje.....	155
7.5.2. Limity emisji.....	170
7.5.3. Synteza rozwiązań modelowych – instrumenty polityki klimatycznej a ekoefektywność gospodarstw	178
Posumowanie i wnioski.....	184
Bibliografia	193

Spis tabel i rysunków	226
Aneks 1	230
Aneks 2	235

Streszczenie

Współczesne rolnictwo jako istotne źródło emisji gazów cieplarnianych, będzie w coraz większym stopniu podlegać regulacjom wynikającym z polityki klimatycznej UE. W związku z tym, celem pracy była ocena wpływu instrumentów tej polityki – w szczególności opłat emisyjnych i limitów emisji GHG – na wyniki ekonomiczne i ekoefektywność gospodarstw mlecznych. Analizie poddano również potencjalny wpływ zastosowania praktyk służących redukcji emisji GHG (metod redukcyjnych) na kształtowanie się wyników produkcyjno-ekonomicznych i poziomu emisji GHG w badanych gospodarstwach. Podstawą przeprowadzonych analiz były liniowe modele optymalizacyjne gospodarstw mlecznych, skonstruowane na podstawie danych uzyskanych w trakcie wywiadów z rolnikami. Podstawą oszacowania poziomu emisji GHG była metodyka IPCC. Opracowane modele pozwoliły na symulację skutków ekonomicznych i środowiskowych różnych wariantów polityki klimatycznej. Tło prowadzonych analiz stanowiło badanie świadomości środowiskowej grupy 380 rolników z kluczowych dla produkcji mleka regionów Polski. Wyniki analiz wskazują, że wprowadzenie opłat emisyjnych lub limitów emisji prowadzić będzie do spadku dochodów gospodarstw, szczególnie jednostek o mniejszej skali produkcji. Wdrożenie metod redukcyjnych może częściowo zniwelować negatywne skutki polityki klimatycznej, ale kluczowe znacznie będą miały koszty ich zastosowania. Wykazano również, że większe gospodarstwa charakteryzują się wyższą ekoefektywnością. Zaobserwowano także, że rolnicy, którzy charakteryzują się wyższą świadomością środowiskową wykazują większą skłonność do wdrażania metod służących redukcji GHG.

Słowa kluczowe: ekoefektywność, ekonomika gospodarstw, emisje gazów cieplarnianych w rolnictwie, gospodarstwa mleczne, efekty zewnętrzne

Summary

Modern agriculture, as a significant source of greenhouse gas emissions, will increasingly be subject to regulations arising from the EU's climate policy. Therefore, the aim of this study was to assess the impact of climate policy instruments—particularly emission charges and GHG emission limits—on the economic performance and eco-efficiency of dairy farms. The analysis also examined the potential effects of implementing practices aimed at reducing GHG emissions (mitigation methods) on production and economic outcomes, as well as on the level of GHG emissions in the studied farms. The analyses

were based on linear optimization models of dairy farms, constructed using data obtained from interviews with farmers. The estimation of GHG emission levels was based on the IPCC methodology. The developed models enabled simulation of the economic and environmental impacts of various climate policy scenarios. The background for the analyses was a survey of environmental awareness conducted among 380 farmers from Poland's key milk-producing regions. The results indicate that the introduction of emission charges or emission limits would lead to a decrease in farm income, particularly for smaller-scale operations. The implementation of mitigation methods could partially offset the negative effects of climate policy, but their effectiveness would largely depend on the associated costs. The study also showed that larger farms tend to exhibit higher eco-efficiency. Furthermore, it was observed that farmers with greater environmental awareness are more inclined to adopt GHG reduction practices.

Keywords: eco-efficiency, farm economics, agricultural greenhouse gas emissions, dairy farms, external effects

Wstęp

Emisja gazów cieplarnianych (GHG) i jej wpływ na klimat stanowią jedno z kluczowych wyzwań współczesnych społeczeństw. W ostatnich dekadach coraz silniej podkreśla się konieczność ograniczania emisji nie tylko ze względu na skutki środowiskowe, ale również konsekwencje ekonomiczne i społeczne. Koncepcje funkcjonowania gospodarki wywodzące się z ekonomii ekologicznej i ekonomii zrównoważonego rozwoju (Costanza, 1991; Daly, 2007; Rogall, 2010) akcentują potrzebę uwzględniania ograniczoności zasobów środowiska jako kluczowych determinant przetrwania systemu społeczno-gospodarczego. Jednym z takich zasobów jest też zdolność atmosfery do gromadzenia gazów cieplarnianych, a skutkiem wyczerpywania tego potencjału jest, według naukowców zajmujących ekosystemem ziemi, obserwowane ocieplenie klimatu. Proces ten już współcześnie przekłada się na wiele negatywnych konsekwencji środowiskowych, gospodarczych i społecznych, a dostępne prognozy wskazują na nasilenie się tych problemów w przyszłości (Gregory i in., 2001; Thomas i in., 2004).

Odpowiedzią na te wyzwania stała się seria globalnych inicjatyw inicjowanych głównie przez agendy ONZ, których celem jest taka zmiana globalnego systemu społeczno-gospodarczego, aby zapewnić kontynuację rozwoju gospodarczego przy poszanowaniu ograniczeń środowiska naturalnego (UN 1992). Niezobowiązujące początkowo koncepcje przełożyły się z czasem na bardziej konkretne wymagania w zakresie aktywnych działań w ramach kształtującej się od kilku dekad tzw. polityki klimatycznej. W przypadku Unii Europejskiej synestetycznym wyrazem tych wysiłków stała aktualnie się strategia *Europejskiego Zielonego Ładu*, zakładająca osiągnięcie neutralności klimatycznej Unii Europejskiej do 2050 roku (EC, 2020c, 2020a).

Realizacja dążeń do neutralności klimatycznej wymaga wielu szczegółowych działań we wszystkich sektorach gospodarki. Jednym z sektorów szczególnie istotnych w tym kontekście jest rolnictwo, które odpowiada za około 13% globalnych emisji GHG (IPCC, 2006), a jednocześnie jest sektorem kluczowym z punktu widzenia bezpieczeństwa żywnościowego. Nieakceptowalną społecznie jest więc w tym przypadku opcja prostego ograniczenia emisji poprzez radykalne zmniejszenie produkcji.

W strukturze emisji rolniczych dominują gazy inne niż CO₂, zwłaszcza metan (CH₄) i podtlenek azotu (N₂O), pochodzące głównie z chowu zwierząt i nawożenia gleb i „charakteryzujące się dużym potencjałem globalnego ocieplenia” (Michel i in., 2010; Prior i in., 2000; USDA, 2020). W efekcie w kontekście dyskusji nad ograniczaniem emisji GHG z rolnictwa zwraca się uwagę przede wszystkim na chów bydła, w tym krów

mlecznych. W produkcji mleka znaczącym źródłem emisji pozostaje fermentacja jelitowa przeżuwaczy, która wraz z emisjami z obornika odpowiada za ponad połowę całkowitych emisji rolniczych (Moss i in., 2000; Tubiello i in., 2014). W konsekwencji ze wszystkich gałęzi produkcji rolnej, to właściwe chów bydła stanowi obszar, wobec którego stawiane są największe oczekiwania.

Duże znacznie sektora mlecznego w polskim przemyśle rolno-spożywczym jak też jego istotny udział w krajowych emisjach sprawia, że to właśnie gospodarstwa mleczne stanowią kluczowy obszar zainteresowania w kontekście dyskusji o wdrażaniu instrumentów polityki klimatycznej w rolnictwie. Biorąc pod uwagę, że redukcja emisji GHG poprzez radykalne zmniejszenie produkcji byłaby trudna do zaakceptowania, rosnącego znaczenia nabierają działania techniczne i organizacyjne pozwalające obniżyć emisyjność przy kontynuacji działalności produkcyjnej gospodarstw (Blackwell i in., 2024; Yue i in., 2025).

Dotychczasowe badania dotyczące problemu emisji GHG z rolnictwa, koncentrowały się głównie na aspektach technologicznych redukcji emisji, natomiast znacznie rzadziej analizowano ekonomiczne skutki wdrażania takich działań (Blackwell i in., 2024; Buckingham i in., 2023; Yue i in., 2024, 2025). W odpowiedzi na tę lukę niniejsza praca przedstawia modelową ocenę efektywności gospodarstw mlecznych, rozumianej jako relacja efektów ekonomicznych do obciążeń środowiskowych (emisji GHG) przy założeniu wybranych scenariuszy realizacji polityki klimatycznej w obszarze rolnictwa. Celem pracy jest identyfikacja potencjalnych skutków finansowych i produkcyjnych zastosowania różnych instrumentów polityki klimatycznej (opłat emisyjnych i limitów emisji GHG) oraz ocena, w jakim stopniu działania podejmowane przez rolników (wprowadzanie praktyk zmniejszających emisje GHG) mogą łagodzić ich wpływ. Zastosowane podejście oparte na analizie efektywności umożliwia porównanie alternatywnych scenariuszy zmian sytuacji gospodarstw rolnych zarówno z punktu widzenia efektywności ekonomicznej, jak i środowiskowej trwałości. Uzyskane wyniki mogą stanowić podstawę do formułowania rekomendacji dotyczących kształtu przyszłej polityki klimatycznej wobec rolnictwa w Polsce i w Unii Europejskiej.

1. Metodyka badań

1.1. Cele pracy i hipotezy badawcze

Głównym celem pracy jest określenie wpływu instrumentów polityki klimatycznej Unii Europejskiej na wyniki produkcyjno-ekonomiczne gospodarstw mlecznych w Polsce

oraz ocena znaczenia metod redukcji emisji GHG w kształtowaniu ich efektywności i sytuacji finansowej.

Realizacja celu głównego wymagała przyjęcia celów szczegółowych (o charakterze metodycznym i poznawczym) takich jak:

1. Określenie miejsca problematyki środowiska naturalnego w różnych nurtach ekonomicznych (ekonomia klasyczna, ekonomia środowiskowa, ekonomia ekologiczna, ekonomia trwałego rozwoju).
2. Rozpoznanie dotychczasowego stanu wiedzy na temat roli rolnictwa w generowaniu zewnętrznych efektów środowiskowych, w tym w szczególności emisji gazów cieplarnianych.
3. Określenie świadomości rolników w zakresie oddziaływania gospodarstw rolnych na środowisko naturalne, w tym znaczenia emisji gazów cieplarnianych.
4. Identyfikacja postaw rolników w zakresie wprowadzania rozwiązań i praktyk produkcyjnych służących zmniejszeniu emisyjności prowadzonych działalności.
5. Oszacowanie poziomu emisji gazów cieplarnianych w analizowanych gospodarstwach mlecznych oraz identyfikacja czynników wpływających na poziom emisyjności gospodarstw mlecznych.
6. Opracowanie scenariuszy polityki klimatycznej i wariantów reakcji gospodarstw dla rozważań modelowych.
7. Identyfikacja metod służących redukcji emisji gazów cieplarnianych w gospodarstwach mlecznych.
8. Ocena wpływu wybranych metod redukcji emisji na poziom emisji GHG w analizowanych gospodarstwach oraz ich wyniki produkcyjno-ekonomiczne w różnych scenariuszach polityki klimatycznej (tj. opłaty emisyjne i limity emisji).
9. Ocena efektywności gospodarstw w rozważanych scenariuszach polityki klimatycznej i wariantach reakcji rolników.

Przeprowadzone studia literaturowe i rozpoznanie stanu wiedzy z zakresu efektywności oraz rozwiązań sprzyjających redukcji emisji gazów cieplarnianych w rolnictwie pozwoliły sformułować następujące hipotezy badawcze:

H1. Objęcie gospodarstw mlecznych instrumentami polityki klimatycznej takimi jak opłaty za emisje GHG lub limity emisyjne skutkuje pogorszeniem ich wyników produkcyjno-ekonomicznych względem stanu obecnego.

H2. W gospodarstwach o większej skali produkcji relatywne pogorszenie sytuacji finansowej w wyniku wdrożenia instrumentów polityki klimatycznej byłoby mniejsze niż w jednostkach o małej skali chowu.

H3. Wdrożenie rozwiązań sprzyjających redukcji GHG na poziomie gospodarstwa skutkuje mniejszym spadkiem dochodu rolniczego niż konsekwencje objęcia gospodarstw opłatami emisyjnymi lub limitami produkcji.

H4. Wyższy poziom świadomości środowiskowej rolników sprzyja skłonności do wdrażania w gospodarstwach praktyk służących ograniczeniu emisyjności gospodarstw.

Pierwsza hipoteza zakłada, że objęcie gospodarstw mlecznych instrumentami polityki klimatycznej, takimi jak opłata za emisje GHG lub limity emisyjne, prowadzi do pogorszenia ich wyników ekonomicznych w porównaniu ze stanem obecnym. Uzasadnieniem tego założenia jest fakt, że zarówno opłaty, jak i limity stanowią formę zewnętrznego obciążenia systemu produkcyjnego – w pierwszym przypadku przez wzrost kosztów, w drugim poprzez ograniczenie skali działalności. Dotychczasowe doniesienia wskazują, że nawet umiarkowane koszty emisji mogą znacząco wpływać na rentowność gospodarstw (Green Tax Reform, 2024; KOBiZE 2021a), zwłaszcza w sektorze gospodarstw mlecznych, które generują wysoki poziom emisji metanu i podtlenku azotu. Dotychczas przeprowadzane analizy wpływu polityki klimatycznej na rolnictwo koncentrowały się głównie na poziomie makroekonomicznym, stąd weryfikacja tej hipotezy pozwala ocenić skalę potencjalnych skutków ekonomicznych, jakie może nieść wdrożenie instrumentów polityki klimatycznej na poziomie gospodarstw rolnych.

Druga hipoteza odnosi się do zróżnicowania wpływu polityki klimatycznej w zależności od skali produkcji. Przyjęto założenie, że w gospodarstwach o większej skali produkcji relatywne pogorszenie sytuacji finansowej będzie mniejsze niż w jednostkach małych. Założenie to znajduje oparcie w teorii efektów skali, zgodnie z którą większe gospodarstwa dysponują niższymi kosztami jednostkowymi, lepszym wyposażeniem technicznym i większym potencjałem inwestycyjnym (Teagase, 2022), co umożliwia im efektywniejsze dostosowanie się do nowych wymogów. Wyniki różnych wcześniejszych badań potwierdzają, że jednostki o większej skali chowu są bardziej odporne na wzrost kosztów i szybciej wdrażają innowacje produkcyjne. Weryfikacja tej hipotezy pozwala więc ustalić, czy prawidłowości te potwierdzają się także w odniesieniu do wpływu regulacji klimatycznych, a pośrednio pozwala wnioskować o możliwym

pogłębieniu zróżnicowania strukturalnego sektora mlecznego, co może sprzyjać koncentracji produkcji.

Kolejna hipoteza zakłada, że wdrożenie rozwiązań sprzyjających redukcji emisji GHG na poziomie gospodarstwa skutkuje mniejszym spadkiem dochodu rolniczego niż objęcie gospodarstw wyłącznie opłatami lub limitami emisyjnymi. Bazuje ona na przesłance, że działania techniczne i organizacyjne – takie jak np. modyfikacja składu pasz, hermetyzacja zbiorników na gnojowicę czy poprawa gospodarowania nawozami – pozwalają ograniczyć emisyjność jednostkową bez redukcji skali produkcji. W literaturze wskazuje się, że tego rodzaju rozwiązania mogą obniżyć emisje nawet o 10–20% przy minimalnym wpływie na wynik finansowy FAO (2020). Weryfikacja hipotezy pozwala więc ocenić, czy inwestycje w metody redukcyjne mogą stanowić realną i ekonomicznie uzasadnioną alternatywę wobec mechanizmów fiskalnych i administracyjnych.

Ostatnia hipoteza dotyczy znaczenia czynników pozatechnicznych i zakłada, że wyższy poziom świadomości środowiskowej rolników sprzyja skłonności do wdrażania praktyk ograniczających emisyjność gospodarstw. Weryfikacja tej zależności jest istotna, ponieważ skuteczność polityki klimatycznej zależy nie tylko od instrumentów ekonomicznych, lecz także od postaw i przekonań producentów rolnych. Badania nad zachowaniami prośrodowiskowymi pokazują (Kałuża, 2009), że świadomość środowiskowa zwiększa gotowość do podejmowania dobrowolnych działań proklimatycznych, nawet przy ograniczonych zachętach finansowych. Weryfikacja tej hipotezy pozwala stwierdzić, czy czynniki psychologiczne mogą wspierać wdrażanie praktyk niskoemisyjnych w rolnictwie.

1.2. Źródła materiałów i metody analizy

Do realizacji przyjętych celów oraz weryfikacji postawionych hipotez w niniejszej pracy wykorzystano takie źródła danych, jak:

- wywiady z rolnikami dotyczące ich świadomości środowiskowej zebrane w 380 towarowych gospodarstwach rolnych z wykorzystaniem sondażu diagnostycznego;
- pogłębione wywiady kierowane przeprowadzone w 30 gospodarstwach, mające na celu pozyskanie danych do konstrukcji modeli gospodarstw;
- ogólnodostępne dane dotyczące charakterystyki gospodarstw rolnych w Polsce – baza FADN (System zbierania i Wykorzystywania Danych Rachunkowych z Gospodarstw Rolnych).

Pogłębione wywiady kierowane oraz sondaże diagnostyczne przeprowadzone zostały w 2021 roku. Zestaw pytań w kwestionariuszu opracowany został na podstawie literatury przedmiotu dotyczącej poruszanych zagadnień, przywołanej w części przeglądowej pracy. Po zaprojektowaniu wstępnej wersji kwestionariusza wywiadu przeprowadzono badania pilotażowe, które obejmowały próbne badania w 8 gospodarstwach z województwa wielkopolskiego i mazowieckiego. Umożliwiły one wprowadzenie korekt do ostatecznej wersji kwestionariusza, która została przekazana do Ośrodków Doradztwa Rolniczego (ODR) w województwie podlaskim, wielkopolskim i mazowieckim, w celu przeprowadzenia badań terenowych przez doradców z ODR w gospodarstwach rolnych.

1.2.1. Zakres badań i metody wyboru próby badawczej

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego w 2018 roku w Polsce funkcjonowało około 1,42 mln gospodarstw rolnych, z czego istotną część stanowiły gospodarstwa utrzymujące bydło mleczne (GUS, 2019). Pogłowie bydła w tym czasie wynosiło około 6,0 mln sztuk, w tym 2,2 mln krów mlecznych, co wskazuje na duże znaczenie produkcji mleka w krajowej strukturze rolnictwa (GUS, 2019). Na podstawie danych Powszechnego Spisu Rolnego 2020 można oszacować, że w 2018 roku liczba gospodarstw utrzymujących bydło wynosiła około 270–280 tys., z czego około 200 tys. prowadziło chów krów mlecznych (GUS, 2021a).

Wielkość próby badawczej ustalono przy zastosowaniu wzoru na minimalną liczebność próby (Krejcie i Morgan 1970):

$$N_{min} = \frac{N_p(\alpha^2 \cdot f(1-f))}{N_p \cdot e^2 + \alpha^2 \cdot f(1-f)}$$

gdzie:

N_{min} – minimalna liczebność próby,

N_p – wielkość populacji, z której brana jest próba,

α – poziom ufności dla wyników, wartość wyniku Z w rozkładzie normalnym dla założonego poziomu istotności, np.: 1,96,

f – wielkość frakcji,

e – założony błąd maksymalny.

Ze względu na to, że nieznane było występowanie badanych cech w populacji, wielkość frakcji ustalono na poziomie 0,5. Poziom ufności założono na poziomie $\alpha = 0,95$, a błąd maksymalny na poziomie 5%. Na podstawie wzoru ustalono wielkość próby badawczej, która objęła 380 gospodarstw mlecznych.

Przy konstruowaniu próby badawczej zastosowano procedurę doboru warstwowego, w którym uwzględniono:

- 5 warstw ze względu na skalę chowu krów (wielkość stada),
- warstwę odpowiadającą regionom (3 województwa).

Liczebność obiektów badawczych w poszczególnych warstwach została ustalona tak, aby odzwierciedlać strukturę populacji generalnej. Ze względu na ograniczenia organizacyjne, próbę badawczą ograniczono do 3 województw, które łącznie odpowiadają za ponad połowę chowu krów mlecznych w Polsce. Dane dotyczące pogłowia krów według województw zamieszczono w tabeli 1, natomiast informacje dotyczące ustalonej na tej podstawie struktury i liczebności próby zamieszczono odpowiednio w tabelach 2 i 3.

Tabela 1. Pogłowia krów w Polsce według skali chowu w czerwcu 2019 roku

Województwo	Pogłowia krów	Procentowy udział w pogłowiu krów
Mazowieckie	558778	22,7
Podlaskie	457165	18,6
Wielkopolskie	294180	12,0
Warmińsko-mazurskie	200409	8,1
Łódzkie	189333	7,7
Kujawsko-pomorskie	168580	6,8
Lubelskie	141770	5,8
Małopolskie	80913	3,3
Pomorskie	71552	2,9
Śląskie	47440	1,9
Dolnośląskie	42611	1,7
Opolskie	42402	1,7
Zachodniopomorskie	42155	1,7
Lubuskie	31579	1,3
Świętokrzyskie	53439	2,2
Podkarpackie	38708	1,6
Polska	2461023	100

Źródło: GUS (2019)

Tabela 2. Struktura próby według skali chowu krów (wielkości stada) przy założonej liczebności

Województwo	Skala chowu krów (wielkość stada)					Łączna liczba krów	Udział krów [%]	Łączna liczba gospodarstw do zbadania w województwach przy założonym n
	<20 krów	[20;30)	[30;50)	[50;100)	>100 krów			
	% krów							
Mazowieckie	24,5	17,7	27,6	16,3	13,8	558778	43	162
Podlaskie	23,0	21,0	27,5	21,8	6,7	457165	35	133
Wielkopolskie	25,8	16,1	19,8	16,2	22,1	294180	22	185

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS (2019)

Tabela 3. Rozkład badanej próby według województw i skali chowu krów przy założonej liczebności próby

Wariant zakładanej wielkości próby	Województwo	Liczebność gospodarstw do zbadania (ustalona wg skali chowu krów)					Razem
		<20 krów	20-30	30-50	50-100	>100 krów	
n łącznie =380	mazowieckie	40	29	45	26	22	162
	podlaskie	31	28	36	29	9	133
	wielkopolskie	22	14	17	14	19	85

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych GUS (2019)

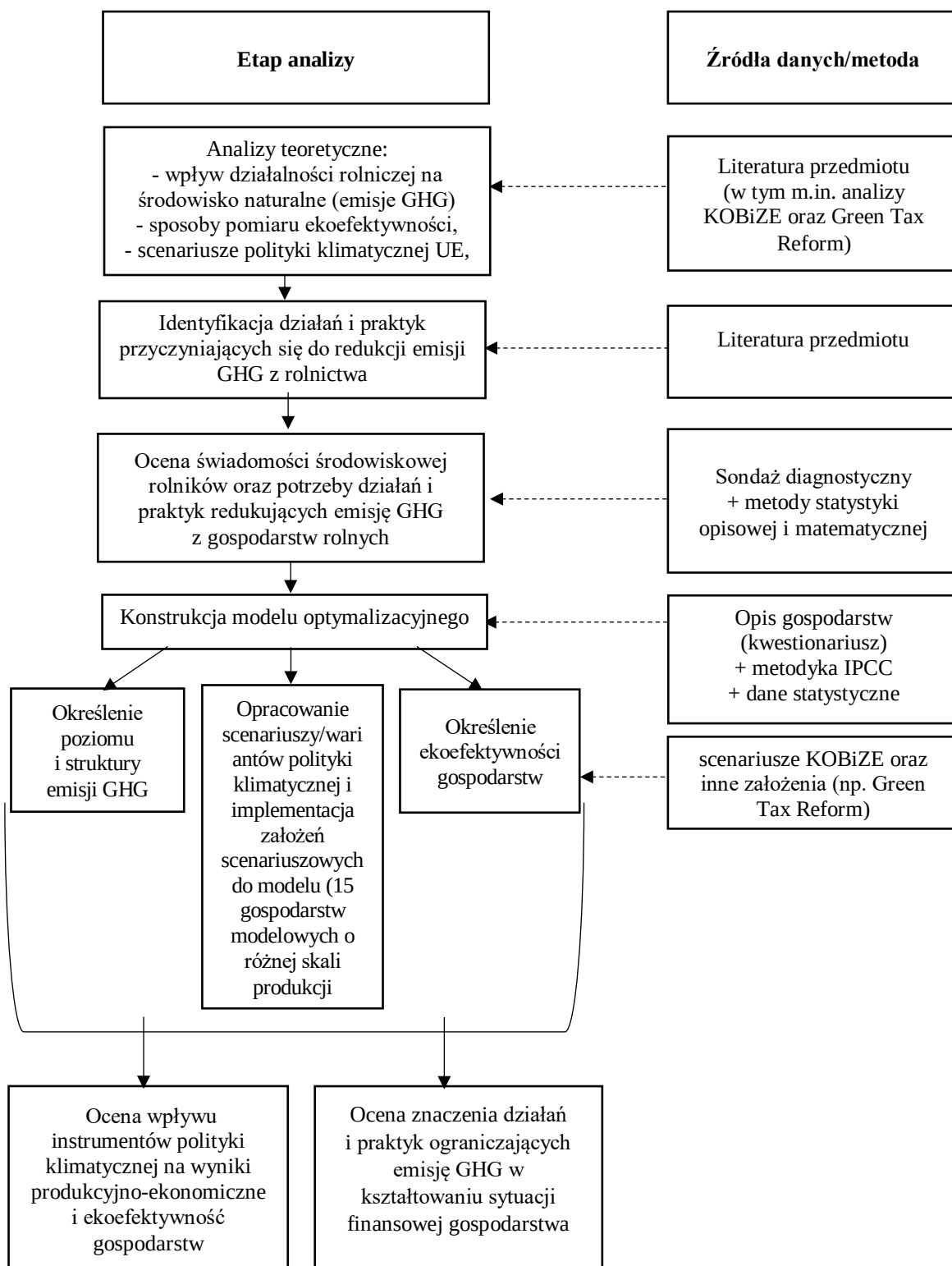
Z poszczególnych warstw doradcy z Wojewódzkich Ośrodków Doradztwa Rolniczego w sposób losowy wybrali rolników, z którymi przeprowadzono wywiady z wykorzystaniem kwestionariusza wywiadu. Zastosowana procedura doboru warstwowo-losowego pozwoliła na uzyskanie próby o charakterze reprezentatywnym. Jak wskazywano wcześniej, z każdej warstwy w każdym województwie wybrano 2 gospodarstwa (łącznie 30), w których przeprowadzono pogłębione badania, mające na celu zebranie danych niezbędnych do sporządzenia modeli gospodarstw (ze względu na ryzyko uzyskania niesatysfakcjonującego zbioru danych z każdej warstwy wybrano 2 gospodarstwa, chociaż model konstruowano na podstawie jednego obiektu dla każdej warstwy – o wyższym stopniu kompletności danych).

1.2.2. Etapy badania i sposób wykorzystania zebranego materiału badawczego

Ze względu na złożoność celów badania przeprowadzony proces badawczy miał charakter wieloetapowy, co graficznie przedstawiono na rysunku 1. Zastosowano tu zarówno analizy o charakterze teoretycznym, jak też empirycznym. Analizy teoretyczne dotyczyły rozpoznania uwarunkowań dla procesów, które objęte zostały badaniami empirycznymi. Punktem wyjścia w całym procesie badawczym była identyfikacja

sposobu postrzegania relacji między działalnością gospodarczą (w tym rolniczą) a stanem środowiska naturalnego. Na tym etapie odwołano się do historii myśli ekonomicznej, co pozwoliło wskazać zmianę w postrzeganiu relacji między gospodarką a środowiskiem naturalnym, jaka dokonała się od początku wyodrębnienia się ekonomii jako nauki. W kolejnym kroku wskazano na praktyczne konsekwencje zmiany paradygmatu myślenia o tych relacjach, czego wymiernym efektem było powstanie koncepcji ekoefektywności.

W dalszej kolejności przeprowadzono analizę literatury dotyczącą wpływu działalności rolniczej na środowisko naturalne, sposobów pomiaru ekoefektywności oraz scenariuszy polityki klimatycznej UE (KOBiZE, 2021a; Green Tax Reform 2024). Wyniki tej analizy posłużyły do opracowania dokładnej metodyki analiz oraz stanowiły punkt odniesienia dla interpretacji danych empirycznych. W części empirycznej zastosowano metodę sondażu diagnostycznego, umożliwiającą zebranie opinii i ocenę postaw rolników wobec kwestii środowiskowych. Badanie przeprowadzono przy użyciu kwestionariusza wywiadu zawierającego pytania dotyczące poziomu świadomości środowiskowej oraz stosowanych praktyk ograniczających emisję gazów cieplarnianych. Dane z wywiadów uzupełniono o opisy gospodarstw rolnych, co umożliwiło ich klasyfikację pod względem wielkości, struktury produkcji oraz stopnia wdrożenia działań prośrodowiskowych. W zasadniczej części empirycznej skonstruowano modele gospodarstw (na podstawie rzeczywistych danych), dla których oszacowano poziom emisji GHG, a następnie testowano potencjalny wpływ instrumentów polityki klimatycznej (opłaty za emisje i limity emisji) oraz oddziaływanie metod ograniczających emisje GHG. Do określenia poziomu emisji wykorzystano podejście pośrednie polegające na określeniu poziomu emisji na podstawie danych produkcyjnych i współczynników emisyjności właściwych dla poszczególnych działalności produkcyjnych zgodnie z metodyką IPCC (2006). Podejście takie stosowane było już wcześniej zarówno przez badaczy krajowych jak i zagranicznych (Clough i in., 2007; Doultou i Brown, 2009; Gołasa, 2019; Nevison i Parker, 2020; Sulewski i in., 2020; Wąs i in., 2019). Oszacowany poziom emisji GHG stanowił jeden z podstawowych parametrów wykorzystywanych na dalszych etapach analizy. Wyniki uzyskane w rozwiązaniach modelowych posłużyły też do określenia zmian poziomu ekoefektywności badanych gospodarstw oraz oceny wpływu działań i praktyk ograniczających emisję gazów cieplarnianych z działalności rolniczej na wyniki ekonomiczne gospodarstw.



Rysunek 1. Schemat procesu badawczego i pozyskiwania danych
Źródło: opracowanie własne

1.2.3. Metodyka konstrukcji modeli gospodarstw

Podstawą metodyczną przeprowadzonych analiz był liniowy model optymalizacyjny gospodarstwa rolnego. Składał się on z dwóch podstawowych komponentów tj. „tradycyjnego” służącego do wyznaczenia optymalnej struktury produkcji oraz z „modułu emisyjnego”, umożliwiającego równoległe oszacowanie emisji gazów cieplarnianych w obszarze działalności roślinnych i zwierzęcych. Łącznie przygotowano modele dla 15 gospodarstw odzwierciedlających wskazane wcześniej pięć klas skali chowu krów mlecznych w trzech województwach. Podstawowe dane do konstrukcji modeli (jak wskazano wcześniej) pozyskano poprzez przeprowadzenie wywiadów w gospodarstwach rolnych spełniających przyjęte założenia brzegowe (tj. region i skala chowu). Dane te dotyczyły przede wszystkim struktury i skali produkcji, wyposażenia w czynniki produkcji (powierzchnia użytków rolnych, zasoby pracy, budynki i kluczowe maszyny), jak też podstawowych informacji o kosztach produkcji, stosowanej technologii oraz wynikach produkcyjnych (plony i wydajność mleczna oraz podstawowe wskaźniki obrotu stada). Brakujące dane (głównie dane ekonomiczne, które trudno było pozyskać w trakcie wywiadów z rolnikami) uzupełniano korzystając z kalkulacji kosztów (lub nadwyżek) publikowanych przez wojewódzkie ośrodki doradztwa rolniczego odpowiednio dla województwa mazowieckiego (MODR, 2025), podlaskiego (ODR, 2025) oraz wielkopolskiego (WODR, 2025). W niektórych przypadkach (przy braku danych – np. amortyzacja) wspierano się również danymi FADN (Farm Accountancy Data Network), korzystając z dostępnej charakterystyki klas odpowiadających typowi i wielkości produkcji w danym regionie (FADN, 2025).

Konstruując modele gospodarstw odwołano się do zwolenników teorii neoklasycznej (Hicks, 1978; Intriligator, 1971; Samuelson, 1998; Wąs, 2005), zgodnie z którymi optimum produkcji dla gospodarstwa rolnego jest ustalane tak samo jak dla przedsiębiorstwa wieloasortymentowego, które korzysta z wielu rodzajów nakładów. Oryginalnie, podejście to zakłada niezależność poszczególnych działalności oraz nieistnienie stałych zasobów w długim okresie czasu, co w przypadku gospodarstw rolnych jest dyskusyjne (szczególnie w przypadku czynnika ziemi). Zazwyczaj przy konstruowaniu modeli optymalizacyjnych gospodarstw rolnych zakłada się, że istnieją w rzeczywistości zasoby, które są ograniczone niezależnie od horyzontu czasowego oraz, że każde gospodarstwo ma do wyboru skończoną liczbę metod produkcji (Wąs 2005). Jak wskazuje Weinschenck 1967, str.16 (cyt. za Wąs 2005) przyjęcie takich założeń umożliwia określenie optimum gospodarstwa, które jest osiąganego „(...) wtedy, gdy

wchodzące w rachubę metody produkcji zostały rozszerzone albo do granic rozporzadzalnego zasobu środków produkcji, albo do takiego punktu, od którego poczynając - przy dalszym ich rozszerzaniu - krańcowy przychód spadłby poniżej krańcowego kosztu”. Punkt ten interpretowany jest jako optimum produkcyjne umożliwiające odpowiedź na pytania takie jak „co?”, „ile?” i „jak?” produkować (poprzez odpowiedź na pytanie „jakie powinny być rozmiary poszczególnych działalności realizowanych za pomocą określonych technologii produkcji?”). Z formalnego punktu widzenia poszukiwanie optimum gospodarstwa przyjmuje postać problemu programowania liniowego¹, który można przedstawić za pomocą równań:

$$\max: c_1x_1 + c_2x_2 + \dots + c_nx_n$$

$$a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \dots + a_{1n}x_n \leq b_1$$

$$a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \dots + a_{2n}x_n \leq b_2$$

.....

$$a_{m1}x_1 + a_{m2}x_2 + \dots + a_{mn}x_n \leq b_m$$

$$x_1, x_2, \dots, x_n \geq 0$$

gdzie:

x_n – oznacza rozmiary n -tej działalności,

c_n – oznacza nadwyżkę bezpośrednią generowaną przez jednostkę n -tej działalności,

b_m – oznacza parametr odzwierciedlający istniejące ograniczenia zasobów (prawa strona m -tego bilansu),

a_{mn} – oznacza zużycie m -tego zasobu przez jednostkę n -tej działalności.

W modelach skonstruowanych na potrzeby optymalizacji struktury produkcji w gospodarstwach rolnych zakłada się dodatkowo warunek nieujemności zmiennych odzwierciedlających rozmiary produkcji. Z uwagi na fakt, że koszty pośrednie nie determinują relatywnej atrakcyjności ekonomicznej poszczególnych działalności produkcyjnych, przyjęto założenie, że stanowią one stały parametr obciążający wynik

¹ Programowanie liniowe jest metodą optymalizacji matematycznej, która polega na poszukiwaniu najlepszego rozwiązania (maksymalnego lub minimalnego) określonej funkcji celu przy jednoczesnym spełnieniu zestawu ograniczeń liniowych. Zarówno funkcja celu, jak i ograniczenia mają postać równań lub nierówności liniowych (Intriligator, 1971)

finansowy gospodarstwa. W konsekwencji jako miarę opłacalności poszczególnych aktywności produkcyjnych uznano nadwyżkę bezpośrednią, definiowaną jako różnicę pomiędzy przychodami uzyskanymi z jednostki produkcyjnej a kosztami bezpośrednimi. Maksymalizacja sumy nadwyżek bezpośrednich z poszczególnych działalności pomniejszona o koszty pośrednie stanowiła kryterium celu w sformułowanym zadaniu programowania liniowego. Podstawowe warunki ograniczające dotyczyły struktury produkcji i dostępności zasobów. Do rozwiązania zadań optymalizacyjnych wykorzystano algorytm simplex zaimplementowany w programie MS Excel.

Modele optymalizacyjne konstruowane na podstawie podobnych założeń były dotychczas często stosowane w badaniach z zakresu ekonomiki rolnictwa (Czekaj i in., 2014; Marszałkiewicz, 1986; Sulewski, 2007; Wąs, 2005; Wąs i in., 2014; Ziętara i Adamski, 2014). Współcześnie w ocenie funkcjonowania gospodarstw rolnych coraz większe znaczenie przypisuje się jednak aspektom środowiskowym, w szczególności skali emisji gazów cieplarnianych. Wobec powyższego tradycyjną strukturę modelu optymalizacyjnego gospodarstwa rolnego rozszerzono o moduł liczący emisję gazów cieplarnianych na poziomie gospodarstwa rolnego, uwzględniając jego aktualną strukturę produkcji oraz różne rozwiązania scenariuszowe opisane w dalszej części pracy. Oszacowany poziom emisji GHG stanowił jeden z kluczowych parametrów wykorzystywanych dalej w ocenie potencjalnych skutków wprowadzenia opłat za emisje oraz analizie przydatności wybranych metod służących redukcji emisji GHG. Przy konstruowaniu modułu służącego do szacowania emisji gazów cieplarnianych uwzględniono dwa kluczowe obszary działalności gospodarstw mlecznych: chów zwierząt oraz produkcję roślinną. Podstawą opracowania było podejście rekomendowane przez IPCC (Dong i in., 2019; Gerber i in., 2013; Hristov i in., 2013; 2006, 2019a), koncentrujące się na emisjach generowanych bezpośrednio w miejscu produkcji. Model został jednak rozszerzony o dodatkowy komponent obejmujący emisje GHG wynikające ze zużycia paliw w gospodarstwie rolnym. W zależności od dostępności danych stosowano podejście wskazywane przez IPCC jak poziom „Tier 1” oraz „Tier 2”². W zakresie produkcji zwierzęcej uwzględniono takie ścieżki generowania emisji GHG

² Poziomy Tier 1, Tier 2 i Tier 3 to w metodyce IPCC (2006, 2019) różne poziomy szczegółowości w liczeniu emisji gazów cieplarnianych. Poziom „Tier 1” bazuje na domyślnych wskaźnikach IPCC; na poziomie „Tier 2” parametry domyślne zastępowane są krajowymi/regionalnymi; poziom „Tier 3” wymaga szczegółowych modeli procesowych/inwentaryzacyjnych i dokładnych danych pomiarowych, w związku z czym możliwości zastosowania takiego podejścia są w praktyce mocno ograniczone (potrzebny monitoring, kalibracja, szczegółowe modele produkcyjne, wysokie koszty i pracochłonność).

jak: emisje metanu z fermentacji jelitowej, emisje metanu z systemu zarządzania odchodami, bezpośrednie i pośrednie emisje podtlenku azotu z systemu zarządzania odchodami, emisje z gleb po zastosowaniu nawozów naturalnych na polu. W zakresie produkcji roślinnej uwzględniono natomiast: emisje podtlenku azotu (N₂O) z nawozów mineralnych i organicznych oraz resztek poźniwnych, emisję dwutlenku węgla (CO₂) z mocznika i wapnowania, a także pośrednie emisje N₂O związane z ulatnianiem i wymywaniem. Dodatkowo uwzględniono emisje CO₂ wynikające ze spalania oleju napędowego. W poniższych sekcjach (bazujących na standardach IPCC (2006,2021)) w sposób bardziej szczegółowy omówiono sposób obliczania emisji GHG z poszczególnych strumieni.

1. Emisja metanu z fermentacji jelitowej (*enteric CH₄*)

Emisje metanu oszacowano korzystając z ogólnego wzoru opracowanego przez IPCC i wyrażono za pomocą formuły:

$$CH_4_{enteric} \left[\frac{kg}{d} \right] = \frac{DMI \left[\frac{kg}{d} \right] \cdot GE \left[\frac{MJ}{kg} \right] \cdot Y_m [\%]}{55,65}$$

gdzie:

DMI – spożycie suchej masy (*s.m.*) przez zwierzę [*kg/dzień*],

GE – energia brutto zawarta w paszy [*MJ/kg s.m.*],

Y_m – współczynnik konwersji, udział energii wydychany jako CH₄ [% *GE*],

55,65 *MJ/kg CH₄* – ciepło spalania metanu.

Wykorzystanie powyższej formuły wymagało przyjęcia kilku założeń związanych z parametrami żywienia zwierząt. Założenia określające wartość poszczególnych parametrów (dane do wzoru niezbędne do oszacowania emisji metanu z fermentacji jelitowej) określono na podstawie literatury przedmiotu i zamieszczono w tabeli 4.

Tabela 4. Założenia przyjęte na etapie obliczania emisji GHG z fermentacji jelitowej z uwzględnieniem grup wiekowych zwierząt oraz zakładana średnia waga zwierząt

Grupa wiekowa zwierząt [miesiące]	Średnia masa zwierząt [kg]	Zakładany poziom		
		DMI (s.m.) [dt/rok/szt stanu średniorocznego]	Ym [% energii brutto]	Energia brutto zawarta w paszach [MJ/kg s.m]
Krowy*	550	62	6,2	kiszonka z kukurydzy: 18,8; sianokiszonka/siano:18,5; mieszanki zbożowe:18,5; otręby: 18,9; koncentrat dla bydła: 19,7; śruta zbożowa 18,3.
Jałówki cielne 24 - 27	495	40	5,5	
Jałówki 18 - 24	420	36	5,0	
Jałówki 6 - 18	310	20	4,0	
Jałówki 0,75 - 6	120	9	3,0	
Cielęta 3tyg.	48	0	0,0	
Byczki 0,75 - 3	90	10	3,0	
Byczki 3 - 6	150	19	3,6	
Byczki 6 - 12	300	27	3,9	
Byczki 12 - 24	520	34	4,8	
*na każdy litr wydajności mlecznej powyżej 4300 l/krowę zakłada się zwiększanie zapotrzebowania na s.m. o 0.1 kg.				

Źródło: opracowanie własne na podstawie Katalogu Norm i Normatywów (CDR, 2010) oraz IPCC (2006,2019)

2. Emisje metanu z systemu zarządzania odchodami

Drugi główny strumień emisji w obszarze produkcji zwierzęcej wiąże się z emisją metanu pochodzącą z systemu zarządzania odchodami zwierzęcymi. Oszacowania emisji metanu dokonano na podstawie poniższego wzoru:

$$CH_{4manure} \left[\frac{kg}{yr} \right] = \sum_s \left(VS \left[\frac{kg}{d} \right] \cdot 365 \cdot B_0 \left[\frac{m^3}{kg} \right] \cdot 0,67 \left[\frac{kg}{m^3} \right] \cdot \frac{MCF_s}{100} \cdot \frac{MS_s}{100} \right)$$

gdzie:

VS – dobowe wydalenie lotnych substancji stałych (część organiczna odchodów), VS oszacowano stosując domyślne poziomy z IPCC w przeliczeniu na 1000 kg z wykorzystaniem wskaźnika WZZ,

B₀ – potencjał metanowy (dla krów założono typowo 0,24 m³/kg VS, dla pozostałych grup zwierząt założono 0,17 m³/kg VS),

MCF_S – współczynnik konwersji metanu dla danego systemu przechowywania (system przechowywania ustalany na podstawie danych z gospodarstwa). Poziom MCF zależny od klimatu i czasu retencji – zakładane wartości zamieszczone w tabeli 5. W kalkulacji wykorzystano wartości uśrednione dla wysokiej i niskiej temperatury.

MS_S – udział odchodów przechowywanych w danym systemie (określano na podstawie danych z gospodarstwa),

0,67 kg/m³ – gęstość CH₄ (metanu).

Wielkość emisji VS oszacowano stosując domyślne poziomy z IPCC w przeliczeniu na 1000 kg korzystając z formuły: $VS [kg/100kg \text{ masy ciała/dzień}] \times \text{masa zwierzęcia} = kg \text{ VS/d}$ (w przypadku krów założono wagę 550 kg oraz $VS=6kg/1000 \text{ kg}$ masy ciała).

W tabeli 5 przedstawiono zakładane poziomy współczynnika konwersji metanu (MCF) dla różnych systemów utrzymania zwierząt i zakresów temperaturowych zgodnie z wytycznymi IPCC (2006, 2019). W obliczeniach emisji metanu z systemu zarządzania odchodami zwierzęcymi zastosowano wartości uśrednione z niskiej i wysokiej temperatury, przedstawione w trzeciej kolumnie tabeli („MCF – średnia wartość z 2 temperatur”). Przyjęcie wartości uśrednionej pozwoliło na uzyskanie wyników odzwierciedlających warunki klimatyczne panujące w Polsce, gdzie występują zarówno okresy niskich, jak i wysokich temperatur w ciągu roku. Takie podejście jest zgodne z zaleceniami IPCC (2006, 2019), które rekomenduje stosowanie wartości pośrednich w sytuacjach, gdy temperatura w danym regionie nie mieści się jednoznacznie w jednym przedziale temperaturowym.

Tabela 5. Zakładane poziomy współczynnika konwersji metanu (MCF) dla różnych systemów utrzymania zwierząt i temperatury według IPCC

System odchodów	MCF – niska temperatura	MCF – wysoka temperatura	MCF -średnia wartość z 2 temperatur ("zimny-ciepły)
Roztrzaskanie codzienne	0,1	0,5	0,3
Głęboka ściółka <1 miesiąca	2,75	6,5	4,625
Głęboka ściółka >1 miesiąca	21	37	29
Gnojowica – 6 miesięcy*	21	37	29
Na pastwisku	0,47	0,47	0,47
Pryzma – dodatek materiałów strukturalnych	0,5	1	0,75
Pryzma – przykryta	2	4	3
*system typowy dla Polski			

Źródło: opracowanie własne na podstawie IPCC (2006,2019)

3. Emisje bezpośrednie podtlenku azotu (N_2O) z systemu zarządzania odchodami

Zgodnie z podejściem IPCC (dla Tier 2) na tym etapie (w tym strumieniu) można wyróżnić emisje bezpośrednie podtlenku azotu (N_2O) z systemu zarządzania odchodami oraz emisje pośrednie amoniaku NH_3 i tlenków azotu NO_x (w wyniku ulatniania i wymywania) a także emisje z gleby po zastosowaniu nawozów naturalnych. Etapy te wymagały wcześniejszego oszacowania azotu wydalanego przez zwierzęta – wykorzystano do tego domyślne wartości wskazywane przez IPCC dla regionu Europy

Wschodniej (0,42 kg N/1000 kg masy ciała) i przyjęte wcześniej założenia dotyczące masy zwierząt w stadzie. Oszacowania wartości bezpośrednich emisji N₂O z systemu zarządzania odchodami dokonano wg wzoru:

$$N_2O_{mm,direct} = \left[\sum_T \sum_S N(T) \cdot N_{ex}(T) \cdot MS(T, S) \cdot EF_3(S) \right] \cdot \frac{44}{28}$$

gdzie:

$N(T)$ – stan średnioroczny danej grupy zwierząt T ,

N_{ex} – azot wydalany przez zwierzęta z danej grupy,

$MS(T, S)$ – udział azotu z grupy T trafiający do danego systemu zarządzania odchodami,

$EF_3(S)$ – współczynnik emisji bezpośredniego N₂O dla danego systemu S [kg N₂O-N/kg N].

Wartości współczynników emisji dla różnych systemów zarządzania odchodami przedstawiono w tabeli 6.

Tabela 6. Zakładane współczynniki emisji EF₃ w zależności od systemu zarządzania odchodami

System utrzymania/zarządzania odchodami	Współczynnik emisji EF ₃ [kg N ₂ O-N/kg N]
Wybieg suchy	0,02
Fermentacja beztlenowa (biogazownia)	0,0006
Głęboka ściółka – aktywne mieszanie	0,07
Głęboka ściółka – bez mieszania	0,01
Gnojowica – z przykryciem	0,005
Pryzma – dodatki ograniczające emisje	0,005
Pryzma - obornik przykryty/ubity. Pryzma – dodatki strukturotwórcze	0,010,005
Pryzma - obornik stały, płytka ściółka. Pryzma – obornik przykryty/ubity	0,010,01
Zbiornik pod rusztami. Pryzma – obornik stały, płytka ściółka	0,0020,01
Zbiornik pod rusztami	0,002

Źródło: opracowanie własne na podstawie IPCC (2006,2019)

4. Emisje pośrednie podtlenku azotu (N₂O) z systemu zarządzania odchodami.

Oszacowanie pośrednich emisji N₂O z systemu zarządzania odchodami wymagało ustalenia ilości azotu, który ulatnia się (N_{vol}) oraz ulega wymywaniu (N_{leach}), co przeprowadzono korzystając ze wzorów:

$$N_{vol} = \sum_{T,S} N(T) \cdot N_{ex}(T) \cdot MS(T, S) \cdot FracGasMS(S) \left[kg \frac{N}{rok} \right]$$

$$N_{leach} = \sum_{T,S} N(T) \cdot N_{ex}(T) \cdot MS(T,S) \cdot FracLeachMS(S) \left[kg \frac{N}{rok} \right]$$

gdzie: $FracGasMS(S)$ oznacza frakcję ulatniającą się (gazową) (założono 0,3 dla krów i 0,35 dla pozostałych grup zwierząt), natomiast $FracLeachMS(S)$ oznacza frakcję wymywaną (założono 0,02). Uzyskane wartości przeliczono na podtlenek azotu z ulatniania i wymywania zgodnie z formułami:

$$N_2O_{ATD} = N_{vol} \cdot EF_4 \cdot \frac{44}{28}, \quad N_2O_L = N_{leach} \cdot EF_5 \cdot \frac{44}{28}$$

gdzie EF_4 i EF_5 oznaczają współczynniki emisji odpowiednio dla ulatniania i wymywania wynoszące 0,014 i 0,011 (założenie przyjęte na podstawie danych IPCC (2019)).

5. Emisje z gleb po zastosowaniu nawozów naturalnych na polu

Emisje w tym strumieniu dotyczą podtlenku azotu, który jest generowany po opuszczeniu systemu zarządzania odchodami. Zgodnie z IPCC uwzględnia się w tym zakresie:

- emisje z bezpośredniej aplikacji na pole i redepozycji na TUZ:

$$N_2O_{soil,dir} = N_{applied} \cdot EF_1 \cdot \frac{44}{28}$$

gdzie:

$N_{applied}$ oznacza zastosowaną dawkę azotu; EF_1 - współczynnik emisji (założenie $EF_1=0,006$ dla klimatu mokrego wg. IPCC).

- emisje pośrednie z pola obejmujące ulatnianie i wymywanie (analogicznie jak miało to miejsce przy szacowaniu pośrednich emisji przy „systemie zarządzania odchodami”).

Wyliczone przy pomocy powyższych wzorów emisje metanu i podtlenku azotu przekonwertowano następnie na CO_2 stosując odpowiednio przeliczniki potencjału globalnego ocieplenia na poziomie 27 oraz 273 (IPCC 2021).

6. Emisje z produkcji roślinnej

Drugi zasadniczy etap obliczania emisji GHG obejmował produkcję roślinną. W tym przypadku zgodnie z metodyką IPCC (2006,2019) dokonano oszacowania:

- N₂O z gleb obejmującego emisje bezpośrednie po wejściu azotu do gleby (mineralnego z nawozów sztucznych oraz organicznego; z resztek poźniwnych oraz roślin bobowatych),
- CO₂ z wapnowania i z mocznika.

Ze względu na fakt, że emisje z nawozów organicznych ujęto przy produkcji zwierzęcej, ten komponent został co do zasady pominięty przy obliczaniu emisji „roślinnych” (w celu uniknięcia dublowania się emisji). Wyjątek stanowiły sytuacje, w których informacje z kwestionariusza wywiadu wskazywałyby na pozyskiwanie nawozów organicznych z zewnątrz (model skonstruowano w taki sposób, że emisje związane z nawozami organicznymi mogły być przypisane albo do działalności zwierzęcych albo roślinnych). W zastosowanej metodyce głównym komponentem „emisji roślinnych” było więc zastosowane mineralne nawożenie azotowe. Roczna aplikacja azotu do gleby ustalona została więc zgodnie ze wzorem:

$$N_{soil} = N_{FSN} + N_{FON} + N_{FCR} + N_{fix}$$

gdzie:

N_{FSN} - oznaczała wprowadzony do gleby azot mineralny,

N_{FON} - oznaczała wprowadzony do gleby azot organiczny,

N_{FCR} - oznaczała azot z resztek poźniwnych,

N_{fix} - oznaczała azot wiązany przez rośliny bobowate.

Na podstawie oszacowanej ilości azotu określono następnie generowane emisje bezpośrednie korzystając z formuły:

$$N_2O_{soil,dir} = (N_{soil} \cdot EF_1) \cdot \frac{44}{28}$$

gdzie: EF_1 (współczynnik emisji) przyjmuje wartość 0,01 dla nawozów mineralnych i 0,006 dla organicznych (IPCC 2006,2019).

Emisje pośrednie N₂O z tytułu stosowania nawozów mineralnych oszacowano zgodnie ze wzorami (odpowiednio ulatnianie i wymywanie):

$$N_{vol,FSN} = N_{FSN} \cdot FracGASF$$

gdzie:

FracGASF oznaczało frakcję ulatniającą się, która dla nawozów mineralnych wynosi przeciętnie 0,1; a dla organicznych 0,21.

Przy przeliczeniu na N₂O zastosowano współczynnik EF₄ równy 0,014 (poziom IPCC dla klimatu mokrego). Analogicznie oszacowano pośrednie emisje z tytułu wymywania zakładając frakcję wymywana na poziomie 0,24 i współczynnik emisji EF₅ na poziomie 0,011 (wartość domyślna z IPCC).

Emisje CO₂ z tytułu aplikacji mocznika i wapnowania obliczono zgodnie ze wzorami (emisje N₂O z mocznika policzono łącznie z emisjami z innych nawozów mineralnych):

$$CO_2 = \text{mocznik [t]} \cdot 0,733 \cdot 1000 [kgCO_2]$$
$$CO_2 = CaCO_3[t] \cdot 0,44 \cdot 1000 [kgCO_2] \text{ (w przypadku dolomitu stała 0,47)}$$

7. Emisje ze spalania paliwa i ewentualna redukcja z systemu bezorkowego

Dodatkowo do modułu liczącego w modelu optymalizacyjnym emisje GHG dołączono kalkulacje emisji z tytułu zużycia paliw (co wykracza poza standardową metodykę IPCC). Zużycie paliwa określono na podstawie zapotrzebowania na ciągnikogodzinę zdefiniowanego w podstawowej części modelu optymalizacyjnego (na podstawie danych normatywnych dla poszczególnych działalności produkcyjnych oraz współczynnika technologii produkcji określonego na podstawie wyposażenia gospodarstwa). Przyjęto założenie, że 1 litr zużytego diesla generuje emisje na poziomie 2,68 kg CO₂.

Model obliczeniowy wyposażono również w opcję wyboru sposobu uprawy danej rośliny (uprawa orkowa vs bezorkowa), co pozwoliło uwzględnić wpływ tego zabiegu na ogólny poziom emisji GHG z gospodarstwa (założenie systemu bezorkowego zwiększa zapas węgla w glebie, co prowadzi do redukcji emisji względem systemu konwencjonalnego). Zapas węgla dla obydwu praktyk policzono zgodnie ze wzorem:

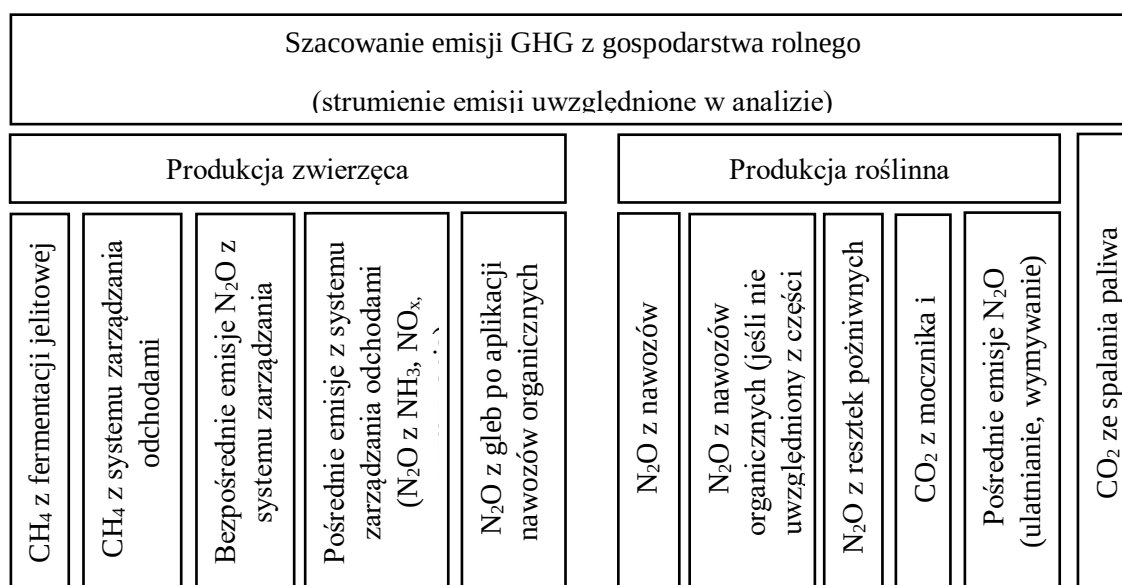
$$C = SOC_{ref} \cdot FLU \cdot FMG \cdot FI$$

gdzie:

SOC_{ref} [t C/ha] oznacza referencyjny zasób węgla organicznego w glebie do głębokości 30 cm (domyślnie wartość dla gleb mineralnych w klimacie umiarkowanym założona na poziomie 95 t C/ha),

FLU – czynnik użytkowania ziemi (dla gruntów ornych zakładana wartość to: 1,0),
 FI - poziom dopływu materii organicznej (standardowe wartości 0,92 dla niskiego dopływu; 1,00 dla przeciętnego; 1,12 dla wysokiego; w obliczeniach założone 1,0),
 FMG – zmienna odzwierciedlająca system uprawy (założenie: 1,0 dla systemu orkowego; 1,1 dla systemu bezorkowego).

Przy założeniu 20-letniego okresu przejściowego i parametrów wskazanych powyżej, roczny przyrost węgla w glebie kształtuje się na poziomie 0,475 t/ha, co po przeliczeniu na dwutlenek węgla daje 1,74t CO₂ (wartość zmniejszająca poziom emisji w wyniku uprawy bezorkowej. W przeprowadzonych kalkulacjach pominięto emisje wynikające z resztek poźniwnych przyjmując założenie, że dopływ i odpływ substancji organicznej jest na stałym poziomie, w związku z czym strumień ten nie wpływa istotnie na końcowy bilans emisji GHG. Schematycznie cały proces liczenia emisji GHG w modelowych gospodarstwach rolnych przebiegał według schematu przedstawionego na rysunku 2.



Rysunek 2. Schemat ilustrujący zastosowany sposób szacowania emisji gazów cieplarnianych (strumienie emisji)
 Źródło: opracowanie własne na podstawie IPCC (2006,2019)

1.2.4. Założenia scenariuszowe

Skonstruowane modele gospodarstw (według założeń metodycznych opisanych wyżej) wykorzystane zostały w kolejnym etapie pracy do testowania rozwiązań scenariuszowych (scenariusze oddziaływania polityki klimatycznej i warianty reakcji rolników/gospodarstw). Zastosowanie metody scenariuszowej wynika z faktu, iż

przeprowadzone badania dotyczą przyszłości, w związku z czym można wskazać wiele alternatywnych ścieżek rozwoju sytuacji gospodarczej i politycznej (niepewność). Metody scenariuszowe polegają na tworzeniu kilku alternatywnych wizji przyszłości (scenariuszy), które wynikają z różnych założeń dotyczących kluczowych czynników ekonomicznych, politycznych, społecznych czy technologicznych. Scenariusze te nie są jednak prognozami w klasycznym sensie, lecz opisem logicznie spójnych możliwości rozwoju sytuacji (Cordova-Pozo i Rouwette, 2023; Dubel, 2016; Amer i in., 2013).

W przypadku prowadzonych badań podstawą sformułowania rozważanych scenariuszy były założenia polityki klimatycznej UE w zakresie redukcji emisji gazów cieplarnianych, w tym oczekiwania dotyczące ograniczenia emisji w rolnictwie. Na poziomie makro, scenariusze te przedstawione zostały w publikacji pt. „*Polska net-zero 2050: Mapa drogowa osiągnięcia wspólnotowych celów polityki klimatycznej dla Polski do 2050*” (KOBiZE 2021a). W opracowaniu tym przeanalizowano możliwości przejścia do gospodarki neutralnej klimatycznie w Polsce zgodnie z celami polityki klimatycznej zadeklarowanymi w Europejskim Zielonym Ładzie. Z dokumentu tego wynikają m. in. możliwe warianty wymuszenia redukcji emisji GHG w sektorze rolnym. W uproszczeniu założono tam trzy kategorie działań tj. „wprowadzenie opłat za emisję” (obciążenie każdej tony CO₂ emitowanego z rolnictwa dodatkową opłatą); „wprowadzenie limitu emisji” (narzucenie gospodarstwom limitu emisji, co miałyby wymusić dostosowania w strukturze i skali produkcji); oraz „wprowadzenie subsydiów” (redukcja emisji do poziomu narzuconego limitu miałyby nastąpić w wyniku systemu rekompensat). Scenariusze te w szerszym kontekście będą omówione w późniejszych fragmentach pracy. Drugim z kluczowych dokumentów stanowiących podstawę rozważanych scenariuszy i formułowanych założeń był opublikowany w 2024 roku przez KOBiZE raport pt. „*Exploring Synergies Between the EU ETS and Other EU Climate Policy Measures – Carbon Removal, Hydrogen, And Sectoral Transport Policy*” (Pyrka i in., 2024), stanowiący aktualizację niektórych analiz zawartych we wspomnianym wyżej raporcie „Polska net-zero: 2050”. Przedstawione w tych raportach prawdopodobne skutki ekonomiczne transformacji określono z wykorzystaniem kilku wzajemnie ze sobą powiązanych modeli tj. makroekonomicznego modelu d-PLACE i modeli sektorowych takich jak MEESA (sektor energetyczny), TRE (sektor transportowy) oraz EPICA (sektor rolniczy) (KOBiZE 2021a). Dzięki takiemu podejściu możliwe było uchwycenie interakcji między sektorami i uwzględnienie wpływu zmian w jednym sektorze na pozostałe gałęzie gospodarki. Wychodząc od tych ogólnych (makro) analiz w pracy

zdecydowano się rozważać następujące rozwiązania scenariuszowe dla każdego z modelowych gospodarstw:

- „scenariusz bazowy” – odzwierciedla rzeczywistą sytuację gospodarstw rolnych w okresie badania, w tym poziom emisji GHG i osiągnięte wyniki produkcyjne oraz finansowe; stanowi punkt odniesienia w porównaniach z pozostałymi scenariuszami;
- scenariusz „opłaty” – zakłada wprowadzenie opłat (2 poziomy: niski czyli „opłata 1” oraz „wyższy” czyli „opłata 2”) z tytułu emisji; rozpatrywano 3 podstawowe warianty:
 - „bazowa struktura + opłaty”,
 - „opłaty + optymalizacja” (możliwość dostosowań w strukturze produkcji),
 - „opłaty + metody redukcyjne” (zestaw wybranych do symulacji metod redukcyjnych obejmował działania zawarte w tabeli 8).
- scenariusz „limit emisji” – zakłada wprowadzenie limitu wymuszającego ograniczenie emisji GHG o 30% względem scenariusza „bazowego”; rozpatrywano 3 podstawowe warianty:
 - „limit bez dostosowań” (redukcja emisji względem scenariusza bazowego o 30%; niezbędna redukcja produkcji),
 - „limit + optymalizacja” (możliwość dostosowań w strukturze produkcji),
 - „limit + metody redukcyjne” (zestaw wybranych do symulacji metod redukcyjnych obejmował działania zawarte w tabeli 8).

Wszystkie scenariusze i warianty rozważano przy założeniu perspektywy roku 2030 (zgodnie z Mapą Drogową: „Polska net-zero 2050” (KOBiZE 2021a) jest to pierwszy punkt czasowy z określonymi celami w zakresie redukcji emisji GHG). Wysokość opłat za emisję (dla scenariuszy zakładających istnienie tego instrumentu) przyjęto na poziomie wprowadzonym w Danii (pierwszy kraj, który ustanowił obowiązkowe opłaty z tytułu emisji GHG z rolnictwa) (Green Tax Reform, 2024). Podstawą założeń odnośnie do dopuszczalnych zmian w skali produkcji poszczególnych działalności (warunki ograniczające w modelu optymalizacyjnym) były oczekiwane poziomy zmian w skali sektora (wg. KOBiZE 2021a). W przypadku scenariusza zakładającego limit emisji, również na poziom gospodarstw (modeli) przeniesiono

założenia odnośnie redukcji emisji GHG w skali sektora rolnego³. Zastosowane w pracy podejście polegało więc na przeniesieniu zmian oczekiwanych w skali sektora (określonych za pomocą modelu d-PLACE (KOBiZE 2021) na poziom mikroekonomiczny tj. konkretnych gospodarstw rolnych (modeli). Zastosowano więc podejście wywodzące się z procedury „downscaling-u” (Vuuren i in., 2010). Zestawienie rozważanych scenariuszy i wariantów oraz podstawowe założenia przyjęte przy ich konstruowaniu przedstawiono w tabeli 7. Podstawowymi kryteriami wykorzystywanym do porównania skutków realizacji poszczególnych scenariuszy były zmiany w produkcji, kosztach, dochodzie oraz efektywności modelowych gospodarstw, będące efektem przyjętych założeń.

Tabela 7. Charakterystyka zakładanych scenariuszy redukcji emisji GHG w gospodarstwach modelowych

Scenariusz podstawowy	Wariant	Podstawowe założenia w zakresie organizacji gospodarstw
Scenariusz „bazowy”	-	struktura i skala produkcji oraz inne parametry na poziomie wyjściowym
Scenariusz „opłaty”	„bazowa struktura + opłaty”	- struktura i skala produkcji jw. - poziomy opłat: Opłaty za emisję -poziom 1 (70 zł/t CO ₂)* Opłaty za emisję - poziom 2 (427 zł/t CO ₂)*
	„opłaty + optymalizacja”	- opłaty jw.; zakres optymalizacji w produkcji roślinnej (poluzowanie warunków ograniczających w modelu optymalizacyjnym) ustalone do granic określonych w wytycznych Systemu Integrowanej Praktyki Rolniczej (dobra praktyka rolnicza) (1997); - dopuszczono możliwość redukcji liczby zwierząt w skali określonej indeksem wielkości obsady dla scenariusza NEU (neutralności klimatycznej) wg KOBiZE (proporcjonalne poluzowanie warunków wyznaczających skalę chowu zwierząt w modelu optymalizacyjnym (20%).
	„opłaty + metody redukcyjne”	struktura i skala produkcji jak w scenariuszu bazowym +opłaty (wg założeń wskazanych wyżej) + dołączenie wybranych metod zmniejszających emisje GHG
Scenariusz „limit emisji”	„limit bez dostosowań”	-redukcja emisji względem scenariusza bazowego o 30% (oczekiwany poziom redukcji dla sektora określanego jako ETSagr (non-ETS po wyłączeniu emisji z budynków i transportu) (KOBiZE 2024**) - niezbędna redukcja produkcji – założono poluzowanie warunków ograniczających w modelu optymalizacyjnym umożliwiające „wymuszenie” zmian w skali produkcji pozwalające na osiągnięcie celów redukcyjnych

³ Należy zauważyć, że materiały źródłowe publikowane przez KOBiZE odnoszą się do redukcji emisji względem roku 2005. W modelowych gospodarstwach nie podejmowano dotychczas działań redukcyjnych, w związku z tym, w pracy przyjęto założenie, że wskazywane zakresy redukcji emisji GHG odnoszą się do scenariusza bazowego (odzwierciedlające rzeczywistą strukturę i skalę produkcji w momencie przeprowadzania badań).

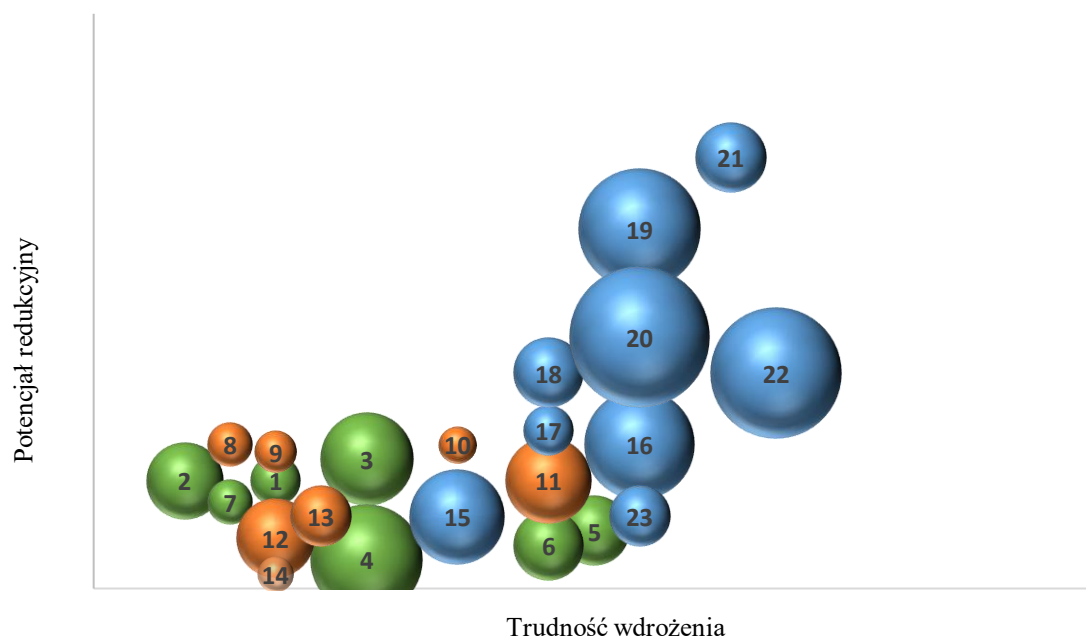
Scenariusz podstawowy	Wariant	Podstawowe założenia w zakresie organizacji gospodarstw
Scenariusz „limit emisji”	„limit + optymalizacja”	- założono redukcję emisji GHG jw. + jednocześnie poluzowanie warunków ograniczających w zakresie struktury produkcji (analogicznie jak w scenariuszu „opłaty”)
	„limit + dostosowania”	- redukcja emisji jw., - struktura i skala produkcji jak w scenariuszu bazowym, - dołączenie wybranych metod zmniejszających emisję GHG (jak w scenariuszu „opłaty + metody redukcyjne”)

**przyjęte na podstawie założeń dla Danii, która zdecydowała o wprowadzeniu systemu opłat od 2030 r. (Green Tax Reform 2024)*

***wartość zaktualizowana i wyższa niż we wcześniejszym dokumencie pt. „Polska-Net Zero 2025” (KOBiZE 2021a)*

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8 przedstawia zestawienie metod zaimplementowanych w modelu wraz z głównym strumieniem oddziaływania, szacowanym kosztem wdrożenia oraz szacowaną redukcją emisji (w ekwiwalencie CO₂). W analizie przyjęto konserwatywne założenie o braku dodatkowych korzyści finansowych (np. poprawy efektywności paszowej czy wzrostu plonów), co jest zgodne z tzw. ostrożnościowym podejściem do rozważań scenariuszowych (Amon i in., 2006; Hristov i in. 2022; Godde i in., 2021). Przyjęto założenie o możliwości jednoczesnego zastosowania 1 metody z każdej grupy oddziaływania (obszar produkcji roślinnej, zwierzęcej i rozwiązania infrastrukturalne) w ramach przeprowadzanych symulacji. Podstawą wyboru metod zaimplementowanych do modelu (tabela 8) oraz z każdej grupy była „macierz priorytetyzacji” uwzględniająca takie kryteria jak: trudność wdrożenia, potencjał redukcyjny oraz koszty (rysunek 3). Na osiach macierzy uwzględniono dwa kluczowe kryteria tj. trudność wdrożenia oraz potencjał redukcyjny. Trudność wdrożenia odzwierciedla stopień organizacyjnego skomplikowania danej metody, natomiast potencjał redukcyjny określa jej zdolność do ograniczania emisji GHG. Dodatkowo wielkość koła stanowi odwzorowanie kosztu wdrożenia poszczególnych metod. Na podstawie uzyskanego rozkładu metod do symulacji w modelu włączono: dogłębowe wtryskiwanie gnojowicy (z grupy metod dedykowanych dla produkcji roślinnej; charakteryzujące się relatywnie niskim kosztem i najniższym spośród metod z tej grupy poziomem trudności wdrożenia); szczepionki metanogenne (z grupy metod dedykowanych produkcji zwierzęcej; wysoki potencjał redukcyjny oraz niski koszt wdrożenia); zastosowanie biofiltrów w budynkach inwentarskich (wyróżniające się najwyższym potencjałem redukcyjnym, przy jednoczesnym niskim koszcie spośród rozwiązań infrastrukturalnych).



Lp.	Metoda redukująca emisję GHG	Grupa oddziaływania
1	Przyorywanie obornika w ciągu 12 godzin od aplikacji na glebę	Obszar produkcji roślinnej
2	Doglebowe wtryskiwanie gnojowicy	
3	Zwiększenie udziału roślin motylkowych i strączkowych w uprawach polowych i użytkach zielonych (np. lucerna, soja, koniczyna)	
4	Strefy buforowe (pasy zieleni np. traw) na gruntach ornych wzdłuż wód powierzchniowych (rzeki, jeziora)	
5	Uprawa bezorkowa	
6	Zwiększenie powierzchni uprawy poplonów	
7	Stosowanie substancji hamujących przemiany azotu w glebie (inhibitorów nityfikacji)	
8	Szczepionka metanogenna	Obszar produkcji zwierzęcej
9	Przyprawy do pasz (suplement Boaver)	
10	Przyprawy do pasz (algi Asparagopsis)	
11	Zmniejszenie kiszonki z kukurydzy w dawce pokarmowej	
12	Dodatki paszowe – wysłodki buraczane	
13	Dodatki paszowe – preparaty drożdżowe	
14	Stosowanie sody	
15	Dodatki mineralne do ściółki	Rozwiązania infrastrukturalne
16	Separator gnojowicy	
17	Przykrywanie miejsc przechowywania obornika (folia)	
18	Przykrywanie miejsc przechowywania obornika (plandeka)	
19	Przykrywanie zbiorników na gnojowicę (pokrywa sztywna)	
20	Przykrywanie zbiorników na gnojowicę (pokrywa pływająca)	
21	Biofiltry w budynkach inwentarskich	
22	Zmiana ściółowego na bezściółowy system utrzymania krów	
23	Odzysk ciepła ze schładzalnika mleka	

Rysunek 3. Macierz priorytetyzacji wyboru metod redukujących emisję GHG

Źródło: opracowanie własne

Tabela 8. Charakterystyka metod redukcji emisji gazów cieplarnianych uwzględnionych w modelu

Metody redukcyjne	Główny strumień oddziaływania	Koszt [zł]	Redukcja emisji z danego strumienia [%]
szczepionka	fermentacja jelitowa	80	20
przyprawy do pasz	fermentacja jelitowa	700	28
dodatki do ściółki	bezpośrednie zarządzanie odchodami	365	10
dogłębowe wtryskiwanie gnojowicy	aplikacja nawozów	240	15
inhibitory nitryfikacji	aplikacja nawozów	80	12
przykrywanie obornika	pośrednie zarządzanie odchodami	100	20
biofiltry	pośrednie zarządzanie odchodami	2000	70

Źródło: opracowanie własne na podstawie Amon i in. (2006), Pietrzak (2009,2013), Jarosz i Faber (2013, 2016, 2018)

Dla sformułowanych scenariuszy przeprowadzono następnie ocenę podstawowych parametrów produkcyjno-ekonomicznych (dla modelowych gospodarstw), co pozwoliło ocenić potencjalny wpływ rozważanych instrumentów polityki klimatycznej (opłaty emisyjne i limity produkcji) oraz znaczenie wybranych metod redukcji w neutralizowaniu tego wpływu. Pozwoliło to wnioskować o skuteczności rozważanych instrumentów polityki klimatycznej.

2. Środowisko naturalne a teoria ekonomii

Przez wiele stuleci zasoby środowiska naturalnego postrzegano właściwie jako niewyczerpalne. Dopiero z biegiem czasu zaczęto dostrzegać ich ograniczoność, a problematyka związana z ochroną środowiska i racjonalnym gospodarowaniem zasobami naturalnymi stopniowo zaczęła zyskiwać na znaczeniu w debacie naukowej, politycznej oraz publicystycznej. Świadome odniesienia do relacji człowieka z przyrodą można znaleźć jednak już w starożytności czy średniowieczu. Zapisana historia tych epok wskazuje na podejmowanie konkretnych działań, które współcześnie można by określić mianem „użytkowania środowiska” (takich jak chociażby wykorzystywanie odnawialnych źródeł energii w starożytności czy regulowanie zasad wyciętu lasów) (Delyannis, 2003). Za jedno z pierwszych udokumentowanych przedsięwzięć ukierunkowanych na ochronę przyrody uznaje się wydane w 1335 roku w Zurychu zarządzenie w sprawie ochrony ptaków śpiewających, które uznano za pożyteczne w zwalczaniu szkodników w sadach i lasach (Stępczak, 1987). W Polsce działania o podobnym charakterze podejmowano już w okresie panowania Bolesława Chrobrego,

kiedy wprowadzono ograniczenia dotyczące polowań. W 1423 roku król Władysław Jagiełło wydał prawo chroniące drzewa, w szczególności cisy, wykorzystywane do wytwarzania łuków i kusz (Plater, 1807). Analogiczne regulacje pojawiały się również w innych krajach europejskich – przykładowo w 1671 roku król Danii Chrystian V wprowadził zakaz wyrębu lasów w południowej części kraju.

Zainteresowanie środowiskiem z perspektywy ekonomicznej pojawiło się znacznie później, bo dopiero w XVII wieku, a pierwszym elementem przyrody, który stał się przedmiotem analiz o charakterze ekonomicznym była ziemia, rozpatrywana w kontekście renty gruntowej. William Petty (1623–1687) zwrócił uwagę na istnienie ścisłego związku między sposobem użytkowania zasobów środowiska naturalnego, ich wyceną a wartością wytwarzanych dóbr (Petty, 1899). Wskazane przez niego zależności stały się punktem wyjścia dla rozważań przedstawicieli szkoły fizjokratycznej. W XVIII wieku, wraz ze wzrostem zainteresowania francuskich ekonomistów ziemią jako szczególną formą lokowania kapitału, nastąpił rozwój myśli fizjokratycznej. Fizjokraci, obok pracy i rolnictwa, uznawali ziemię za jedno z trzech podstawowych źródeł bogactwa (Mączak, 1981). Twórca fizjokratyzmu, François Quesnay, autor „*Tablicy Ekonomicznej*”, podkreślał znaczenie przyrody jako kluczowego czynnika w procesach gospodarczych, wskazując na nierozzerwalne powiązania między środowiskiem naturalnym a działalnością człowieka. Chociaż przedstawiciele fizjokratyzmu eksponowali wagę ziemi, nie analizowali jej w kategoriach ograniczonego zasobu. Raczej traktowali ją jako czynnik umożliwiający wzrost dobrobytu społecznego poprzez odpowiednie wykorzystanie jej potencjału (Prandecki, 2007). Poglądy fizjokratów nie zyskały szerokiego uznania wśród współczesnych im uczonych i wkrótce zostały wyparte przez koncepcje rozwijane w ramach ekonomii klasycznej, która w niewielkim stopniu odnosiła się do znaczenia przyrody w gospodarce.

2.1. Problematyka środowiska naturalnego w poglądach przedstawicieli ekonomii klasycznej i neoklasycznej

Ekonomia klasyczna, zapoczątkowana w drugiej połowie XVIII wieku przez Adama Smitha (1723–1790), uznawana jest za pierwszy w pełni naukowy kierunek w historii myśli ekonomicznej. Jej przedmiotem zainteresowania były przede wszystkim mechanizmy rynkowe, procesy wymiany oraz czynniki produkcji, przy jednoczesnym pomijaniu kwestii związanych z ograniczonością zasobów naturalnych i ich dystrybucją między pokolenia (Rogall, 2010).

Pomimo tego, iż problematyka środowiska nie stanowiła w okresie rozwoju ekonomii klasycznej istotnej osi badań ekonomicznych, to w dorobku poszczególnych klasyków można dostrzec liczne odniesienia do relacji między przyrodą a gospodarką. Jednym z pierwszych ekonomistów, którzy pośrednio poruszali te zagadnienia, był Adam Smith. W swoich analizach wskazywał on m. in., że warunki przyrodnicze – takie jak żyzność gleby, klimat czy dostępność surowców – determinują bogactwo narodów i stanowią czynnik ograniczający rozwój gospodarczy (Smith, 2007). W ten sposób Smith wprowadził do dyskusji ekonomicznej element środowiskowy, traktując go jako jeden ze składników potencjału rozwojowego państw.

Wątki te podjął także David Ricardo (1772–1823), który na podstawie obserwacji angielskiego górnictwa dostrzegł, że eksploatacja zasobów naturalnych prowadzi do wzrostu kosztów ich pozyskania. Ricardo zakładał, że „powietrze, woda i inne dary przyrody” są dostępne w nieograniczonej ilości, lecz jednocześnie zauważał, iż w miarę postępu technicznego człowiek zmuszony jest sięgać po zasoby coraz trudniej dostępne i mniej wartościowe, co w konsekwencji powoduje wzrost kosztów produkcji (Ricardo, 1821, s. 277). W ten sposób zwrócił uwagę na zależność pomiędzy intensywnością eksploatacji środowiska a efektywnością gospodarowania.

Zagadnienie znaczenia zasobów przyrody dla rozwoju społeczno-gospodarczego rozwinął Thomas Malthus (1766–1834), który w *„Rozprawie o prawie ludności i jego oddziaływaniu na przyszły postęp społeczeństwa”* sformułował koncepcję ograniczoności zasobów w relacji do wzrostu populacji. Według Malthusa, przyrost ludności ma charakter geometryczny, podczas gdy możliwości wytwórcze środowiska – jedynie arytmetyczny. Prowadzi to nieuchronnie do sytuacji, w której zasoby przestają wystarczać do utrzymania rosnącej liczby ludzi (Heilbroner, 1993; Malthus, 2007). Choć jego rozważania opierały się bardziej na założeniu filozoficznym niż na dowodach empirycznych, wprowadziły one do myśli ekonomicznej rozważania nad granicami wzrostu (Rechul, 2004).

Myśl Malthusa stała się punktem odniesienia dla Johna Stuarta Milla (1806–1873), który jako jeden z nielicznych przedstawicieli szkoły klasycznej nadał problematyce zasobów naturalnych wymiar systemowy. Mill w *„Zasadach ekonomii politycznej”* analizował ograniczoność zasobów w kontekście jakości życia społeczeństw i stanu środowiska (Mill, 1965). Odrzucał koncepcję Malthusa o istnieniu absolutnej granicy wzrostu, wskazując, że postęp cywilizacyjny, rozwój techniki oraz zmiany instytucjonalne mogą czasowo osłabić działanie prawa malejących przychodów. Mill

podkreślał jednak, że zjawisko to nie dotyczy gospodarki jako całości, lecz poszczególnych przedsiębiorstw (Rechul, 2004). Rozwijając idee Ricardo, Mill sformułował tzw. powszechne prawo produkcji rolnej, zgodnie z którym ograniczoność zasobów naturalnych prowadzi do wzrostu kosztów pracy i kapitału przypadających na jednostkę produkcji (Górka i in., 2001; Mill, 1965; Poskrobko, 2011; Prandecki, 2007). Uważał je za jedno z fundamentalnych twierdzeń ekonomii politycznej, wskazując jednocześnie, że jego działanie może zostać złagodzone przez postęp technologiczny. W przeciwieństwie do Malthusa i Ricardo, Mill zwracał uwagę nie tylko na ujęcie ekonomiczne, lecz również na środowiskowe uwarunkowania rozwoju. Jako pierwszy spośród klasyków włączył do analiz refleksję nad równowagą między działalnością gospodarczą a zasobami przyrodniczymi (Mill, 1965).

Z kolei Jean-Baptiste Say (1767–1832) dokonał klasyfikacji zasobów naturalnych, dzieląc je na surowce użyteczne i dobra wolne. Do tych ostatnich zaliczał m.in. wodę, powietrze, energię słoneczną czy energię przepływu wód, uznając je za dobra powszechnie dostępne i pozbawione wartości ekonomicznej (Say i in., 1960). Współczesna nauka podważa jednak to założenie, wskazując na postępującą degradację tych zasobów i trudności w ich odtwarzaniu (Gutry-Korycka, 2003; Prandecki, 2007). Say był również jednym z pierwszych ekonomistów, którzy zauważyli związek między działalnością gospodarczą a zanieczyszczeniem środowiska. Rozwinął on także klasyczną teorię czynników produkcji, wprowadzając pojęcie usług produkcyjnych czynników naturalnych (Fiedor i in., 2002).

Inny kierunek refleksji reprezentował Karol Marks (1818–1883), który w swoich analizach – mimo zaliczenia do klasyków ekonomii – w dużej mierze pominął problem ograniczoności zasobów. W jego schemacie reprodukcji zakładano, że „substancja przyrodnicza” jest dana i nieograniczona. Marks podkreślał jednak potrzebę racjonalnego korzystania z zasobów i dążenia do minimalizacji nakładów pracy przy ich wykorzystaniu (Fiedor i in., 2002; Górka i in., 2001).

W podobnym okresie Alfred Marshall (1842–1924), rozwijając ekonomię neoklasyczną, zwrócił uwagę na znaczenie efektów zewnętrznych, w tym także środowiskowych. Choć kwestie zasobów naturalnych nie stanowiły głównego przedmiotu jego badań, to wprowadzenie pojęcia kosztów i korzyści zewnętrznych stworzyło podstawy dla późniejszej ekonomii środowiska (Marshall, 1890).

Na podstawie powyższego przeglądu poglądów klasyków ekonomii można stwierdzić, że rozważania nad środowiskiem naturalnym i zasobami były raczej

rozproszone i nie stanowiły głównego nurtu ich badań. Choć ekonomiści tacy jak Smith, Ricardo czy Malthus dostrzegali rolę czynników przyrodniczych w procesach gospodarczych, to traktowali je raczej jako tło niż równorzędny element systemu ekonomicznego. Przełomem w tym zakresie była koncepcja Johna Stuarta Milla, który po raz pierwszy powiązał ograniczoność zasobów z jakością życia społeczeństw oraz rozwojem cywilizacyjnym, kładąc tym samym podwaliny pod późniejsze kierunki badań nad relacją między gospodarką a środowiskiem. W ramach klasycznego nurtu myślenia o gospodarce dominowała koncepcja *homo economicus* – racjonalnej jednostki dążącej do maksymalizacji własnych korzyści, co miało przyczyniać się do ogólnego dobra społeczeństwa (Blaug, 1996; Grzesiuk, 2014; Mill, 1965; Smith, 2007).

Rozwijający się na przełomie XIX i XX wieku nurt ekonomii neoklasycznej podkreślał, że indywidualne decyzje jednostek, ukierunkowane na maksymalizację użyteczności, prowadzą do optymalnego wykorzystania zasobów w skali społecznej (Edwards, 1989). W praktyce jednak okazało się, że egoistyczne dążenia jednostek mogą wywoływać skutki negatywne w wymiarze globalnym – takie jak nadmierna emisja gazów cieplarnianych, degradacja gleb czy zanieczyszczenie wód. Zanieczyszczenia te uznawano za społeczną stratę wynikającą z braku wewnętrznej wyceny kosztów środowiskowych (Rechul, 2004). Już w latach sześćdziesiątych XX wieku, stało się jasne, że założenie o doskonałym rynku i pełnej optymalizacji alokacji zasobów jest niemożliwe do utrzymania w realnych warunkach gospodarczych.

2.2. Początki ekonomii środowiskowej

Rosnąca w drugiej połowie XX wieku świadomość ograniczoności zasobów naturalnych oraz postępujące procesy globalizacyjne przyczyniły się do wzrostu zainteresowania ekonomistów zagadnieniami dotyczącymi wyczerpywania się surowców, degradacji środowiska oraz skutków nadmiernej eksploatacji przyrody. W odpowiedzi na te wyzwania zaczęto poszukiwać nowych nurtów teoretycznych w ekonomii oraz naukach pokrewnych, które umożliwiałyby opracowanie skutecznych metod i instrumentów służących ograniczaniu negatywnych skutków działalności człowieka w środowisku przyrodniczym.

W latach siedemdziesiątych XX wieku, w obrębie ekonomii neoklasycznej, ukształtowała się nowa gałąź – ekonomia środowiska. Przez wielu autorów określana jest ona mianem „ekonomii środowiska i zasobów naturalnych” (Fiedor i in., 2002; Folmer i in., 1995; Żylicz, 2004). Jednak, jak zauważa Borys (2013), takie sformułowanie jest

nieprecyzyjne, gdyż zasoby naturalne stanowią integralną część środowiska przyrodniczego. Warto podkreślić, że początki tego nurtu wiążą się z publikacją ucznia Alfreda Marshalla – Arthura Pigou (1766–1834) z 1932 roku pt. „*The Economics of Welfare*”. Pigou, rozwijając pojęcie efektów zewnętrznych zdefiniowane wcześniej przez Marshalla (1890), zaproponował nowy sposób ujmowania relacji między gospodarką a środowiskiem. W swojej teorii dobrobytu przedstawił koncepcję efektów zewnętrznych jako następstwa rozbieżności pomiędzy korzyściami i kosztami prywatnymi a korzyściami i kosztami społecznymi (Pigou, 1924). Jednym z najważniejszych elementów jego dorobku była propozycja podatku („podatek Pigou”), stanowiącego instrument internalizacji kosztów zewnętrznych. Podatek ten miał na celu zredukowanie negatywnych skutków działalności gospodarczej poprzez przeniesienie kosztów środowiskowych na ich faktycznych sprawców (Buchanan i Stubblebine, 1962; Gamboa i Munda, 2007; Illge i Schwarze, 2009; Pincus i in., 2007). W ujęciu praktycznym oznacza to, że jednostki gospodarcze mogą wybierać między utrzymaniem dotychczasowej produkcji przy uiszczeniu opłaty a inwestowaniem w technologie ograniczające emisję zanieczyszczeń. Choć rozwiązanie to w praktyce napotykało trudności, m.in. w określaniu wysokości podatku i korzyści społecznych z jego stosowania, stało się podstawą wielu współczesnych polityk fiskalnych w zakresie ochrony środowiska. Współcześnie mechanizmy oparte na zasadach Pigou stosowane są m.in. w postaci podatków ekologicznych. Przykładem są podatki wodociągowe czy podatki węglowe w wielu krajach świata (World Bank Economics, 2016).

Uzupełnieniem koncepcji Pigou była teoria efektów zewnętrznych sformułowana przez Ronalda Coase’a (1910–2013), reprezentująca nurt ekonomii instytucjonalnej. Coase argumentował, że problem efektów zewnętrznych może być rozwiązany poprzez negocjacje między stronami, o ile państwo zagwarantuje odpowiednie prawa własności i swobodę dysponowania nimi. Wówczas alokacja zasobów będzie efektywna i sprzyjająca maksymalizacji dobrobytu społecznego (Prandecki, 2007; Żylicz, 2004).

Rozwój ekonomii środowiska wiązał się także z rozszerzeniem klasycznej analizy przepływów międzygałęziowych (input–output). Narzędzie to, pozwalające na analizę kosztów i korzyści inicjatyw środowiskowych, stanowiło podstawę do oceny relacji gospodarka–środowisko (Konrad Prandecki, 2007). Choć jego prekursorami byli fizjokraci, w tym François Quesnay – autor „*Tableau Économique*” (Boratyński, 2014) – współczesną formę modelu opracował Wassily Leontief w pracy „*Structure of the American Economy*” (1941). Rozszerzenie modelu o komponent środowiskowy

umożliwiło analizę zużycia energii i ocenę skutków polityk ekologicznych (Perman i in., 2003), choć brak funkcji użyteczności i maksymalizacji dochodu ogranicza jego uniwersalność (Prandecki, 2007).

Na gruncie ekonomii dobrobytu ekonomia środowiska rozwijała koncepcję efektywnego wykorzystania zasobów naturalnych w perspektywie wielopokoleniowej (Rogall, 2010). Ochrona zasobów zaczęła być w tym ujęciu traktowana jako powszechny problem ekonomiczny, wymagający ich ekonomicznej wyceny i włączenia do systemu rachunku narodowego (Borys, 2013).

Jednym z ważnych założeń ekonomii środowiska jest przekonanie o roli postępu technologicznego w przezwyciężaniu barier wynikających z ograniczonych zasobów poprzez zwiększanie efektywności ich wykorzystania. Rozwój technologii ma zatem prowadzić do ograniczenia zanieczyszczeń i stopniowego oddzielania wzrostu gospodarczego od zużycia surowców nieodnawialnych (Jager i in., 2000; Romeiro, 2012). Z perspektywy ekonomii środowiska dostępność zasobów naturalnych postrzegana jest jako ograniczenie względne, które można pokonać dzięki postępowi naukowemu i technologicznemu. W nurcie tym rozwinięto także teorie dotyczące substytucyjności zasobów – według których możliwe jest zastępowanie zasobów naturalnych kapitałem wytworzonym przez człowieka, o ile przyczynia się to do wzrostu ogólnego dobrobytu (Romeiro, 2012). W tym kontekście opracowano również teorię optymalnego wykorzystania zasobów odnawialnych i nieodnawialnych (Jakubczyk, 1993), opartą m.in. na zasadzie Hotellinga, zgodnie z którą wartość zasobów nieodnawialnych rośnie w tempie określonym przez stopę procentową (Devarajan i Fisher, 1981; Rechul, 2004). Koncepcję tę doprecyzował William Nordhaus, wprowadzając pojęcie technologii tła (back-stop-technology) – rozwiązania, które może zastąpić zasoby ograniczone, choć przy wyższych kosztach (Samuelson i Nordhaus, 2004). Zachowując zgodność z założeniami ekonomii neoklasycznej, ekonomia środowiska przyjmuje, że rynek pozostaje podstawowym mechanizmem dystrybucji zasobów, jednak powinien uwzględniać koszty środowiskowe w cenach rynkowych (Rogall, 2010). W praktyce realizacja tego postulatu opierała się na stosowaniu instrumentów ekonomicznych – takich jak podatki ekologiczne, opłaty emisyjne czy systemy handlu uprawnieniami – które miały zapewnić „ekologicznie zrównoważony wzrost” (Czaja, 1997).

Zgodnie z тезami ekonomii środowiskowej ekonomizacja środowiska powinna prowadzić do bardziej efektywnego wykorzystania zasobów naturalnych i redukcji

kosztów alternatywnych ich ochrony, co w konsekwencji przekładać się powinno na wzrost dobrobytu społecznego (Borys, 2013). Ekonomia środowiska analizuje zatem związki między jakością środowiska a poziomem dobrobytu materialnego i społecznego, uznając ceny za podstawowy mechanizm regulujący eksploatację zasobów. Wzrost cen surowców powinien skłaniać do poprawy efektywności gospodarowania oraz poszukiwania substytutów dla ograniczonych zasobów (Romeiro, 2012).

W literaturze podkreśla się, że ekonomia środowiska pozostaje subnurtom ekonomii neoklasycznej, gdyż mimo włączenia problematyki środowiskowej, nadal bazuje na tych samych fundamentach metodologicznych, poszukując optymalnego punktu wykorzystania przyrody (Rogall, 2010; Romeiro, 2011). Jej instrumentarium – oparte na analizie kosztów i korzyści oraz internalizacji kosztów zewnętrznych – stanowi jednak istotny krok w kierunku uwzględnienia ekologicznego wymiaru działalności gospodarczej. W tym sensie ekonomia środowiska stanowi pomost między tradycyjną ekonomią a ekonomią ekologiczną, wspierając tym samym rozwój koncepcji zrównoważonego rozwoju.

2.3. Od ekonomii środowiska do ekonomii ekologicznej

Rozwinięcie instrumentarium ekonomii środowiska – opartego na internalizacji kosztów zewnętrznych, podatkach ekologicznych i rozszerzonych modelach input–output – otworzyło drogę do ujęć bardziej systemowych. Coraz wyraźniej powracało pytanie nie tylko o to, jak wyceniać i ograniczać szkody środowiskowe, lecz także w jakim układzie istnieje gospodarka: czy jako autonomiczny system regulowany rynkiem, czy raczej jako podsystem większego układu przyrodniczego. To przesunięcie perspektywy doprowadziło do wyodrębnienia się nowego nurtu ekonomicznego określanego mianem ekonomii ekologicznej.

Sam termin ekologia został wprowadzony w 1869 roku przez Ernsta Haeckla (1834–1919), który badał relacje między organizmami a ich otoczeniem (Korporowicz, 2003; Spooner, 1984). Słowo to wywodzi się z greckich: *oikos* (dom, a także wspólnota) oraz *lógos* (słowo, nauka) (Sarkar, 2005; Zięba, 2004). Zakres semantyczny *oikos* sugeruje, że ekologia obejmuje nie tylko wymiar fizyczny środowiska, lecz również jego konteksty społeczne (Korporowicz, 2003). W ujęciach współczesnych ekologię definiuje się jako „naukę o strukturze i funkcjonowaniu przyrody, zajmującą się badaniem oddziaływań między organizmami a środowiskiem oraz relacjami między samymi organizmami” (Woś, 1998).

Początki ekonomii ekologicznej sięgają lat 60. XX wieku (Costanza, 1991; Costanza i in., 1997; Daly, 2007; Żylicz, 2009), natomiast jej instytucjonalizacja nastąpiła pod koniec lat 80. i wiązała się z powołaniem w 1988 r. International Society for Ecological Economics (ISEE) i uruchomieniem od 1989 roku działalności czasopisma „Ecological Economics” (Røpke, 2004; Zrałek, 2016). Współtwórcą tej szkoły i jednym z jej pionierów jest Robert Costanza.

Kluczową przesłanką tego nurtu jest założenie, że gospodarka jest częścią większego systemu przyrody, a procesy gospodarowania są „zanurzone” w procesach naturalnych. Gospodarkę należy więc analizować jako podsystem biosfery, w którym wzrost gospodarczy może, lecz nie musi towarzyszyć rozwojowi społecznemu (Daly i Farley, 2004; M. Faber i in., 2002; Zrałek, 2016).

W kontekście ekonomii ekologicznej często przywoływana jest metaforę „statku kosmicznego Ziemia” (zaproponowana przez Kennetha Bouldinga (1966)), w której podkreśla się, że obieg surowców ma bezwzględne granice, determinowane warunkami środowiskowymi, dostępnością zasobów i zdolnością środowiska do absorpcji odpadów. Metaforze statku kosmicznego przeciwstawia się model „gospodarki kowbojskiej”, opartej na ekspansji terytorialnej i założeniu nieograniczonego dostępu zasobów. W logice „statku kosmicznego” przetrwanie wymaga gospodarności, recyrkulacji i odtwarzania zasobów (Boulding, 1966).

W podobnym podejściu Herman Daly i Joshua Farley (2004) porównali Ziemię do statku z ograniczoną „zdolnością żeglugową”, zależną od kondycji ekologicznej, zapasów i „konstrukcji” systemu. Człowiek, sterujący statkiem w warunkach niepewności musi podejmować decyzje o „ładunku” (materialnej produkcji) tak, by nie doprowadzić do zatonięcia. Metafora ta ilustruje krytykę praktyk gospodarczych zgodnych z paradygmatem neoklasycznym, nieuwzględniających w wystarczającym stopniu czynników pozarynkowych (Gendron i in., 2014; Zrałek, 2016). Podkreśla się przy tym międzypokoleniową niesprawiedliwość dystrybucyjną, translokację degradacji do krajów uboższych oraz paradoks dobrobytu polegający na braku wzrostu odczuwanego szczęścia mimo wzrostu PKB (Easterlin, 1995; Spash, 2011; Zrałek, 2016).

Ekonomia ekologiczna traktuje gospodarkę jako podsystem o granicach wyznaczonych przez środowisko. Z tego powodu kwestionuje założenie o nieskończonej możliwości wzrostu stymulowanego samą efektywnością. Podstawą argumentacji są prawo entropii (Georgescu-Roegen, 1975) i druga zasada termodynamiki, zgodnie z którymi każda przemiana energii i materii generuje odpady i powoduje degradację

jakości energii, których nie da się całkowicie wyeliminować (Romeiro, 2012). W tym kontekście Daly (1996) sformułował postulat zgodnie z którym suma odpadów z wydobycia, przetwarzania i konsumpcji w danym okresie nie powinna przekraczać pojemności środowiska – co uzasadnia ideę „wzrostu zerowego” jako scenariusza bezpieczeństwa cywilizacyjnego.

Analizując zasadnicze poglądy ekonomistów nurtu ekologicznego, można łatwo zauważyć, że stoją one w wielu aspektach w sprzeczności z wizją prezentowaną przez ekonomię środowiskową. Dla ekonomistów środowiska zasadnicze wyzwanie dotyczy optymalizacyjnego ujęcia alokacji i internalizacji kosztów, przy silnie antropocentrycznym punkcie widzenia. Dla ekonomistów ekologicznych kluczowe jest natomiast utrzymanie trwałości systemu biosfery i zdecydowanie bardziej ekocentryczna perspektywa (Binder i in., 2013; Borys, 2013; Rogall, 2010). W tym sensie ekonomiści ekologiczni akcentują tzw. zasadę „silnej trwałości rozwoju”, która podkreśla nie tylko ograniczenie uszczuplania zasobów, lecz wręcz sugeruje odchodzenie od wykorzystania zasobów nieodnawialnych. Jednocześnie oba nurty łączy praktyka identyfikowania i wyceny wartości zasobów jako podstawy decyzji rozwojowych (Borys 2013). Jak zauważa Żylicz (2009), od pewnego czasu obserwuje się zbliżenie stanowisk: ekonomiści ekologiczni częściej posługują się narzędziami analizy ekonomicznej, a zwolennicy ekonomii środowiskowej podejmują problemy kluczowe dla ochrony przyrody. Zgodnie z postulatami Bartmana (1996, cyt. za Rogall 2010) podejście neoklasyczne nie powinno być odrzucone, lecz uzupełniane i reformowane. Borys (2013) podkreśla z kolei silne powiązania zarówno ekonomii środowiskowej, jak i ekologicznej z koncepcją Trwałego (Zrównoważonego) Rozwoju, co prowadzi do wyodrębnienia się nurtu określanego mianem „ekonomii zrównoważonego (trwałego) rozwoju” (Rogall 2010).

2.4. Koncepcja Trwałego Rozwoju jako wyznacznik dla zmian modelu gospodarczego bazującego na eksploatacji zasobów nieodnawialnych

Dyskusja nad koncepcją Trwałego Rozwoju rozpoczęła się na arenie politycznej i publicystycznej w 1987 roku wraz z publikacją raportu Komisji ONZ ds. Środowiska i Rozwoju pt. „*Our Common Future*” (Flint, 2013; Redclift, 2005; World Commission on Environment Development i UN, 1987). Część autorów podkreśla jednak, że rozważania nad relacjami „człowiek – społeczeństwo – przyroda” sięgają już starożytności (Du Pisani, 2006; Majewski i in., 2018; White, 1974). Za wczesne przejawy praktyk gospodarczych zgodnych z dzisiejszą ideą Trwałego Rozwoju uznaje się m.in. tarasowe

systemy upraw w Chinach, umożliwiające utrzymanie żyzności gleby przez stulecia (Pretty i Bharucha, 2014), czy tradycyjne zasady gospodarki rybackiej na jeziorach Ameryki Południowej zapewniające trwałe utrzymanie potencjału łowisk („łowimy przy swoim brzegu...”) – (Schreiber 2004, cyt. za Spindler (2013)). Innym przykładem są poglądy Johna Evelyn, który już w 1664 r. zwracał uwagę na nadmierne pozyskiwanie drewna w lasach Wielkiej Brytanii oraz niedostateczną ich odnowę, widząc w tym zagrożenie dla gałęzi gospodarki zależnych od dostaw tego surowca (szkło, żelazo, opał, flota) (Campbell-Culver, 2006). Pierwsze formalne reguły „trwałego gospodarowania” w sektorze leśnym sformułował Carl von Carlowitz w „*Sylvicultura oeconomica*” (1713), używając pojęcia „nachhaltende Nutzung” („trwałe użytkowanie”), skąd wywodzi się też termin Nachhaltigkeit – odpowiednik angielskiego „sustainability” (Spindler, 2013; Vehkamäki, 2005). Podobne zasady gospodarki leśnej propagował ks. Krzysztof Kluk, w wyniku czego król Stanisław August Poniatowski wydał w 1787 r. „*Uniwersał o ochronie lasów i ich zagospodarowaniu*” (Siemiński, 2008). W podobny sposób niemiecki leśnik Georg Ludwig Hartig (1804) podkreślał konieczność użytkowania lasu tak, by „potomkowie mogli uzyskać przynajmniej tyle, co pokolenie dzisiejsze” (Spindler, 2013). Parafraza myśli Hartiga znalazła rozwinięcie w definicji raportu Brundtland: „rozwój zaspokajający potrzeby współczesnych, nie umniejszając możliwości przyszłych pokoleń” (World Commission on Environment Development i UN, 1987).

Chociaż model działalności określony mianem „Trwałego rozwoju” (sustainable development) został formalnie zdefiniowany w 1987 r., to w pewnym stopniu debata na ten temat rozpoczęła się już w latach 60.–70. XX w. Jej przyczyną były narastające skutki industrializacji (eksploatacja zasobów, akumulacja zanieczyszczeń) (Pezzey, 1992; Pyka i Prettnier, 2018), publikacje przyczyniające się do wzrostu świadomości (Boulding, 1966; Carson, 1962; Meadows i in., 1972) oraz kryzys naftowy 1973–1974, który unaoczniał znaczenie surowców energetycznych i uruchomił poszukiwania rozwiązań oszczędnościowych (Figueroa, 2013; Majewski i in., 2018; Ross, 2013). Istotne były także obserwacje dotyczące narastających problemów społecznych – np. nierówności w podziale zysków pochodzących z eksploatacji surowców naturalnych. Wskazywała na to m. in. Barbara Ward (1966) podkreślając, że rozwoju krajów o niskich dochodach nie można oddzielić od kwestii środowiskowych (Satterthwaite, 2006).

W 1972 r. na konferencji ONZ pt. „*Human Environment*” w Sztokholmie zainicjowano prace nad nowym paradygmatem rozwoju, chociaż relacji „rozwój –

środowisko” wówczas jednoznacznie nie doprecyzowano (Seyfang i Jordan, 2002). Pomogła jednak w tym książka autorstwa Warda i Dubos’a pt. „Only One Earth. The Care and Maintenance of a Small Plane” (Ward i Dubos, 1972), która doprecyzowała kierunki niezbędnych działań, stając się jednym z filarów późniejszego raportu Brundtland (1987). Kolejnym krokiem milowym w upowszechnianiu koncepcji „Trwałego Rozwoju” był zorganizowany w 1992 r. w Rio de Janeiro (UNCED) „Szczyt Ziemi”, podczas którego opracowano Agendę 21 i przyjęto tzw. „Deklarację z Rio”, stanowiącą zestaw norm, które, chociaż niewiążące prawnie, uzyskały rangę międzynarodowego standardu (Majewski, 2008; Vorley i Keeney, 1998). Kontynuacją tych prac była konferencja w Cork (1996) i przyjęcie deklaracji „A Living Countryside”, która akcentowała zasadę sprawiedliwości międzypokoleniowej oraz globalnej odpowiedzialności (Majewski, 2008). Z tych idei wywodzi się też hasło „myśl globalnie – działaj lokalnie”.

Koncepcja Trwałego Rozwoju w swej istocie nie sprowadza się do ochrony środowiska, jak często jest postrzegana - jej celem jest rozwój gospodarczy i społeczny przy możliwie oszczędnym wykorzystaniu zasobów (Majewski i in., 2018). Warto przywołać tu też postać Ignacego Sachs’a, współautora idei „ekorozwoju”, który wskazywał na potrzebę znalezienia „drogi pośredniej”, która pogodzi potrzebę wzrostu gospodarczego z troską o środowisko i interes społeczny. W opinii tego autora, wzrost gospodarczy jest potrzebny z uwagi na ubóstwo i nierówności, ale musi być inny niż dotychczas tzn. bardziej sprawiedliwy społecznie, respektujący ograniczenia środowiska naturalnego i prawa racjonalności ekonomicznej (Mancebo i Sachs, 2015; Sachs, 2011). W ogólnym ujęciu Trwały Rozwój opiera się na trzech filarach: ekonomicznym (economically viable), środowiskowym (ecologically sound) i społecznym (socially acceptable) (Emas, 2015; J. M. Harris, 2003; Majewski, 2008).

Koncepcja Trwałego Rozwoju stanowi pewnego rodzaju przeciwwagę dla wcześniejszej idei „wzrostu zerowego”, która syntetycznie przedstawiona została w raporcie Klubu Rzymskiego (Meadows i in. 1972). Koncepcja „wzrostu zerowego” stanowi rozwinięcie wcześniejszych obaw Malthusa o możliwość przetrwania ludzkości w warunkach wzrostu populacji i zmniejszających się zasobów żywności. O ile „Granice wzrostu” prognozowały przekroczenie fizycznych ograniczeń Ziemi i postulowały rezygnację z globalnego wzrostu, o tyle Trwały Rozwój zakłada kontynuację rozwoju i wzrostu, przy zmianie sposobu gospodarowania zasobami i rozwiązywania problemów społecznych (Majewski i in., 2018; Wąs i in., 2019).

W literaturze przedmiotu istnieje wiele definicji Trwałego/Zrównoważonego Rozwoju. Wspólnym mianownikiem większości definicji jest postulat łączenia celów ekonomicznych, środowiskowych i społecznych (Dumanski i in., 1998; Emas, 2015; Ikerd, 1997). W tym kontekście rdzeniem sporów stało się rozróżnienie między „silną” a „słabą” trwałością (strong/weak sustainability) (Daly, 1990; Pearce i in., 1990; Pezzey, 1989; Turner i in., 1994). Zasada międzypokoleniowości wymaga, by przekazać przyszłym pokoleniom nie mniejszy zasób poszczególnych kapitałów niż odziedziczyło pokolenie współczesne (kapitału przyrodniczego – „natural”, kapitału wytworzonego przez człowieka „man-made” i „kapitału ludzkiego „human”)) (Pezzey 1989; Majewski i in. 2018). „Silna trwałość” zakłada zachowanie nienaruszalnego zasobu kapitału naturalnego (w tym zasobów krytycznych), co w praktyce wyklucza jego substytucję kapitałem wytworzonym przez ludzi (Gutes, 1996; Pearce i in., 1990; Thomson i Jackson, 2007; R. K. Turner i in., 1994). „Słaba trwałość” dopuszcza substytucję między poszczególnymi rodzajami kapitału i zakłada tym samym, że możliwe jest wykorzystywanie zasobów nieodnawialnych, jeśli kompensowane jest to wzrostem innych jego form. Pierwsze ze wspomnianych podejść należy uznać, za obiektywnie trudne do wprowadzenia wdrożeniu (ryzyko pominięcia bieżących potrzeb społecznych), drugie natomiast krytkowane jest z uwagi na ograniczoną substytucyjność kapitału naturalnego (Daly, 1990; Gowdy i O’Hara, 1997; Edward Majewski, 2008; Thomson i Jackson, 2007). Ujęciem pośrednim jest propozycja Daly’ego (1990), by identyfikować i chronić kapitał „naturalny krytyczny” (critical natural capital), obejmujący zasoby i funkcje, których substytucja jest niemożliwa lub skrajnie kosztowna (Chiesura i De Groot, 2003). Te dwie wizje trwałości należy traktować jako skrajne bieguny szerszego spektrum możliwych rozwiązań (Turner i in. 1994).

2.5. Ekoefektywność jako praktyczny wymiar realizacji założeń Trwałego Rozwoju

Pojęcie ekoefektywności ma charakter złożony i wielowymiarowy, obejmując zarówno aspekty gospodarcze, społeczne, jak i środowiskowe. Odnosi się ono nie tylko do efektywnego wykorzystania zasobów, lecz także do sposobu, w jaki działalność człowieka wpływa na otoczenie przyrodnicze i jakość życia. Ekoefektywność stanowi więc swoisty pomost między teorią Trwałego Rozwoju a praktyką gospodarczą, integrując różne dziedziny wiedzy – od ekonomii i ekologii po zarządzanie i politykę środowiskową.

2.5.1. Podstawowe założenia koncepcji ekoefektywności

Rosnąca świadomość wyczerpywania się zasobów naturalnych oraz wpływu produkcji i konsumpcji na środowisko sprawiła, że wraz z upowszechnianiem się koncepcji Trwałego Rozwoju zaczęto poszukiwać praktycznych sposobów przełożenia ambitnych założeń na praktykę życia gospodarczego. Jednym z takich rozwiązań jest koncepcja ekoefektywności wskazywana jako praktyczny instrument wdrażania założeń Trwałego/Zrównoważonego Rozwoju. Po raz pierwszy wprost odwołano się do niej w programie „Agenda 21”, przyjętym na Konferencji Narodów Zjednoczonych w 1992 r., gdzie stwierdzono, że „osiągnięcie celów jakości środowiskowej oraz Trwałego Rozwoju będzie wymagało efektywnej produkcji i zmian we wzorcach konsumpcji prowadzących do optymalizacji zużycia zasobów i minimalizacji wytwarzania odpadów” (UN 1992). Ekoefektywność, podobnie jak ogólna efektywność ekonomiczna odnosi się do relacji uzyskiwanych efektów oraz zużywanych nakładów, jednak jej szczególnych charakter wynika z uwzględnienia oddziaływań środowiskowych, co w tradycyjnym podejściu jest zazwyczaj pomijane. Ekoefektywność odwołuje się więc jednocześnie efektywności ekonomicznej i środowiskowej uwzględniając relację wartości tworzonej dla klienta/otoczenia do wielkości presji środowiskowej i tym samym stanowi kluczową koncepcję zarządczą sprzyjającą realizacji Trwałego Rozwoju (Czaplicka-Kolarz i in., 2010). OECD (1998) proponuje postrzeganie ekoefektywności jako relacji między efektem ekonomicznym (np. wartością produkcji) a „nakładem środowiskowym” ponoszonym w procesie wytwarzania. W 1996 roku BASF opracował metodykę oceny ekoefektywności procesów i produktów chemicznych w perspektywie całego cyklu życia (LCA) (Czaplicka-Kolarz i in., 2010; Saling i in., 2002). Została ona zintegrowana z normami ISO 14040 (ramy LCA) oraz ISO 14045 (zasady oceny ekoefektywności systemów) (ISO, 2006, 2012). W praktyce ekoefektywność stała się narzędziem do równoległej oceny wpływu środowiskowego i efektów ekonomicznych wyrobu/procesu w całym cyklu życia – zgodnie z dewizą „produkować więcej z mniejszej ilości nakładów” (IISD, 2018).

Należy podkreślić, że ekoefektywność jest jednak pojęciem złożonym i może być postrzegana w trzech nieco odmiennych znaczeniach tj. jako strategia działania organizacji ukierunkowana na efektywne korzystanie z zasobów, jako pewna cecha (atrybut) jednostek gospodarczych (organizacji, systemów, procesów) odróżniającą jednostki efektywne od nieefektywnych, oraz jako wskaźnik ilustrujący stopień, w jakim poszczególne jednostki (organizacje, procesy) spełniają/realizują założenia określonego

modelu efektywności (Sulewski, Wąs, Kłoczko-Gajewska, i in., 2020). WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) ujmuje ekoefektywność jako dążenie do dostarczania „konkurencyjnych cenowo dóbr i usług, które zaspokajają potrzeby ludzi, zmniejszając sukcesywnie intensywność oddziaływania środowiskowego i zużycie zasobów w całym cyklu życia produktu do poziomu co najmniej nieprzekraczającego szacunkowej wydajności Ziemi” (WBCSD, 1996).

Początkowo podejście do gospodarowania zgodnie z koncepcją ekoefektywności rozwijano głównie na poziomie przedsiębiorstw. Z czasem, dzięki pracom OECD, WBCSD, EEA oraz doświadczeniom przemysłu (m.in. BASF), podejście to rozszerzono na całe sektory i gospodarki (Caiado, de Freitas Dias, i in., 2017; Rybaczewska-Błażejowska i Gierulski, 2018; S. Schaltegger i Burritt, 2000).

Według WBCSS (1996) można wyróżnić siedem podstawowych praktyk zwiększających ekoefektywność, które obejmują ograniczanie zużycia energii i materiałów, ograniczanie stosowania i emisji substancji toksycznych, zwiększanie znaczenia recyklingu, wzrost udziału surowców odnawialnych i OZE, wydłużanie trwałości produktów, poprawę obsługi użytkownika oraz podnoszenie wartości użytkowej wyrobów (Baum i Bieńkowski, 2020; Burchart-Korol i in., 2013; Sulewski, Kłoczko-Gajewska, i in., 2018; WBCSD, 1996). Podobnie Gómez-Limón i in. (2012) oraz Koskela (2015) podkreślają, że poprawa ekoefektywności może polegać na zwiększaniu wartości wytwarzanej produkcji bez wzrostu presji środowiskowej, optymalizacji zużycia zasobów, lub bezpośredniej redukcji oddziaływań systemów produkcyjnych na środowisko. W konsekwencji wskaźnik ekoefektywności odzwierciedla relację między ilością/wartością wytworzonych dóbr i usług a poziomem wywieranej presji środowiskowej.

Ze względu na zaimplementowaną w koncepcji ekoefektywności dwoistość oddziaływań jak również dwoistość analizy (ekonomiczno-środowiskową), ekoefektywność może być traktowana jako miara lub instrument oceny „trwałości” (sustainability) stosowanych procesów i rozwiązań (Glavič i in., 2012; Huppes i Ishikawa, 2005; Peças i in., 2018). Poprawa ekoefektywności wspiera zatem realizację celów Trwałego Rozwoju przez zbliżanie filarów ekonomicznego i środowiskowego (Caiado, Dias, i in., 2017; Charmondusit i in., 2014; Gómez-Limón i in., 2012; Müller i in., 2015). Przekłada się to m.in. na modyfikację wskaźników środowiskowych wykorzystywanych do monitorowania celów trwałości (Jollands i in., 2004; Lozano i in., 2009; Maxime i in., 2006; Willison i Côté, 2009).

W literaturze przedmiotu jednocześnie zwraca się uwagę, że klasyczne ujęcia ekoefektywności słabiej odzwierciedlają wymiar społeczny trwałości (sustainability), co jest pewnym wyzwaniem, jeśli przyjmie się założenie, że ekoefektywność stanowi praktyczny wymiar Trwałego rozwoju z uwzględnieniem całej jego złożoności (Charmondusit i in. 2014; Caiado i in. 2017). OECD (1998) jednak podkreśla, że ekoefektywność to „efektywność wykorzystania zasobów środowiskowych w celu zaspokajania potrzeb ludzi”, co oznacza, że wymiar społeczny (potrzeby ludzi) jest w pewien sposób naturalnie włączony w tę koncepcję. Niemniej w odpowiedzi na dostrzeganą lukę dotyczącą społecznego wymiaru trwałości powstała metodyka SEEBALANCE (BASF), rozszerzająca ocenę ekoefektywności o aspekty społeczne („socjo-ekoefektywność”) (Kleiber, 2011; Schmidt, 2003; Schmidt i in., 2004).

Pomimo, że koncepcja ekoefektywności wydaje się dość dobrze opisana na gruncie teoretycznym, to jej wdrażanie w praktyce napotyka różne bariery, takie jak chociażby niedostateczne regulacje, obawy o konkurencyjność, priorytet wzrostu wolumenowego czy niskie zapotrzebowanie na innowacje środowiskowe (Caiado i in. 2017). Pewnym wyzwaniem jest również pomiar i ocena poziomu ekoefektywności, co jest naturalną konsekwencją dość ogólnego zdefiniowania tego pojęcia i wynikającej z tego faktu potrzeby znalezienia parametrów procesu, które możliwie najlepiej odzwierciedlałyby zużywane nakłady i otrzymywane efekty.

2.5.2. Sposoby pomiaru ekoefektywności

Zróżnicowanie podejść metodologicznych stosowanych do analizy ekoefektywności skutkuje wykorzystywaniem przez badaczy różnych wskaźników. W rezultacie bezpośrednie porównywanie wartości uzyskanych w różnych analizach jest utrudnione, a w niektórych przypadkach wręcz niemożliwe. Efektywne stosowanie podejścia bazującego na ekoefektywności wymaga stosowania wskaźników umożliwiających systematyczny monitoring i obiektywną ocenę zgodności podejmowanych działań z ekologicznym, środowiskowym oraz społecznym wymiarem trwałości (sustainability). Jednym z popularnych podejść do oceny ekoefektywności jest więc wykorzystywanie różnego rodzaju wskaźników. Wskaźniki, stosowane do oceny ekoefektywności systemów gospodarczych powinny umożliwić ocenę kluczowych aspektów trwałości (sustainability). W szczególności powinny umożliwić (UN, 2009): określenie wpływu działalności gospodarczej na środowisko (uwzględniając zużycie zasobów, emisję zanieczyszczeń oraz wytwarzanie odpadów); ocenę efektywności ekonomicznej (czyli

produktywności zasobów oraz ich wpływu na gospodarkę); ocenę wpływu degradacji środowiska na produktywność systemów gospodarczych (np. konsekwencje zmniejszania powierzchni leśnych dla branży leśnej); określenie wpływu działań prośrodowiskowych na społeczeństwo, w tym na dobrobyt oraz koszty społeczne.

W najbardziej ogólnym ujęciu, pomiar ekoefektywności opiera się na analizie relacji między parametrami definiującymi środowiskowy oraz ekonomiczny wymiar „trwałości”. Parametry środowiskowe odzwierciedlają zazwyczaj wpływ produkcji na elementy środowiska naturalnego, a parametry ekonomiczne — efekty produkcyjno-gospodarcze danego systemu (np. przedsiębiorstwa lub sektora). Wybór zmiennych do konstrukcji takiego wskaźnika powinien opierać się na parametrach istotnych z punktu widzenia danego procesu oraz zrozumiałych dla wszystkich, którzy takim wskaźnikiem mają się posługiwać. Zastosowanie zagregowanych (syntetycznych) wskaźników ekoefektywności zwykle wymaga przypisania wag, co z uwagi na ich subiektywny charakter spotyka się z krytyką (Abdella i in., 2021; Rybaczewska-Błazejowska i Gierulski, 2018). Z kolei wskaźniki cząstkowe, choć pozornie bardziej obiektywne, oferują często fragmentaryczny i niepełny obraz badanych zjawisk (Huang i in., 2018). W literaturze ujawnia się brak konsensusu co do wyboru zmiennych środowiskowych oraz sposobów agregacji różnych efektów (Lueddeckens i in., 2020). Niemniej, podstawą wszystkich metod oceny ekoefektywności pozostaje porównanie odpowiednich parametrów ekonomicznych i środowiskowych w ramach określonej formuły obliczeniowej – zgodnie z szeregiem opisów teoretycznych, w tym np. w opracowaniach ONZ (UN, 2009):

$$\text{EKO-EFEKTYWNOŚĆ} = \frac{\text{KOSZTY (NAKLĄDY) ŚRODOWISKOWE}}{\text{EFEKTY EKONOMICZNE (KORZYŚCI)}}$$

Huppés i Ishikawa (2005) wykazują, że ogólna relacja ekoefektywności stanowi teoretyczną podstawę dla konstrukcji czterech podstawowych wariantów możliwego wskaźnika. Zgodnie z ich koncepcją wskaźniki ekoefektywności mogą bazować na (tabela 9):

- produktywności środowiskowej (*environmental productivity*), mierzącej stosunek wartości produkcji do negatywnego oddziaływania na środowisko;
- środowiskowej intensywności produkcji (*environmental intensity of production*), będącą odwrotnością produktywności środowiskowej;

- kosztach usprawnień środowiskowych (*environmental improvement cost*) określających nakłady poniesione w celu zmniejszenia negatywnego wpływu procesu na środowisko;
- efektywności kosztowej działań środowiskowych (*environmental cost-effectiveness*) –ukazująca stosunek korzyści środowiskowych do poniesionych kosztów.

Tabela 9. Podstawowe typy wskaźników ekoefektywności

Punkt odniesienia (relacja)	Wartość produkcji	Zakres usprawnień środowiskowych
Wymiar ekonomiczny względem środowiskowego	$EE_{EP} = \frac{\text{Wartość produkcji}}{\text{Wskaźnik środowiskowy}}$ Produktywność środowiskowa - wartość produkcji na jednostkę oddziaływania środowiskowego (np. wartość wytworzonych w procesie produkcyjnym dóbr w przeliczeniu na 1 tonę emisji CO₂)	$EE_{EIC} = \frac{\text{Koszt poprawy}}{\text{Poprawa wskaźnika środowiskowego}}$ Kosztocłonność usprawnień środowiskowych* – koszt usprawnień na jednostkę usprawnień (koszt redukcji emisji CO₂ o 1 tonę)
Wymiar środowiskowy względem ekonomicznego	$EE_{EIP} = \frac{\text{Wskaźnik środowiskowy}}{\text{Wartość produkcji}}$ Intensywność środowiskowa – zakres oddziaływania środowiskowego na jednostkę produkcji (np. poziom emisji CO₂ w przeliczeniu na jednostkę produkcji)	$EE_{ECE} = \frac{\text{Poprawa wskaźnika środowiskowego}}{\text{Koszt poprawy}}$ Skuteczność usprawnień środowiskowych – zmniejszenie negatywnego oddziaływania środowiskowego na jednostkę kosztów usprawnień (np. poziom redukcji emisji CO₂ uzyskany dzięki inwestycji 1 zł w technologie OZE)

* usprawnienie środowiskowe oznacza redukcję negatywnego wpływu procesu produkcyjnego na środowisko naturalne

Źródło: Huppel i Ishikawa (2005), Kleiber (2011)

Warto zauważyć, że w praktyce dobór szczegółowych parametrów wykorzystywanych do konstruowania miar oceny ekoefektywności jest determinowany zarówno jakością i dostępnością danych empirycznych, jak i zakresem prowadzonej analizy oraz specyfiką branży objętej badaniem. W literaturze przedmiotu podkreśla się, że miary ekoefektywności wymagają uwzględnienia kompleksowych kategorii obciążeń środowiskowych, określanych ogólnie mianem kosztów środowiskowych (*environmental costs*). Jak wskazują m.in. Siitonen, Tuomaala i Ahtila (2010), Bin Zhang i in. (2012), Tyteca (1996) oraz raport ONZ (2009), koszty te można zidentyfikować poprzez trzy uwzględnienie takich oddziaływań jak:

- zużycie zasobów naturalnych – obejmujące zarówno odnawialne, jak i nieodnawialne zasoby, takie jak energia, woda czy surowce mineralne
- emisje substancji szkodliwych do środowiska – w tym emisje gazów cieplarnianych (np. CO₂, N₂O, CH₄), tlenków siarki (SO_x), związków azotu, cząstek stałych, odpadów toksycznych oraz innych zanieczyszczeń wpływających negatywnie na stan ekosystemów;
- pozostałe koszty obciążeń środowiskowych – wynikające z dodatkowych czynników pośrednich, takich jak zwiększona presja transportowa, hałas, degradacja krajobrazu czy ograniczenie bioróżnorodności.

W ocenie ekoefektywności najczęściej wykorzystywanymi miarami ekonomicznymi są natomiast takie zmienne jak wartość produkcji oraz wartość dodana brutto. W literaturze przedmiotu wskazuje się jednak również na alternatywne podejścia, w których stosowane są inne zmienne odzwierciedlające wymiar ekonomiczny. Na przykład Lin i in. (2010) zaproponowali w konstrukcji wskaźnika ekoefektywności kategorii dobrobytu społecznego. Przy konstrukcji wskaźników ekoefektywności należy uwzględnić, że komponenty ekonomiczny i środowiskowy pozostają względem siebie niezależne. Jednocześnie istotne jest zachowanie spójności granic systemowych – system ekonomiczny i środowiskowy powinny być analizowane w ramach identycznie zdefiniowanego obszaru badawczego (Kleiber, 2011).

W praktyce najczęściej stosowane wskaźniki ekoefektywności, uwzględniające zarówno zmienne środowiskowe, jak i ekonomiczne, obejmują m.in.: zużycie wody na jednostkę produkcji w określonym przedziale czasowym, zużycie energii na jednostkę produkcji w danym okresie, emisje CO₂ oraz innych gazów cieplarnianych w przeliczeniu na ekwiwalent CO₂ oraz ilość wytwarzanych odpadów przypadającą na jednostkę produkcji.

W wielu przypadkach zamiast wartości produkcji stosuje się wartość dodaną. Przykładowo Kuosmanen i Kortelainen (2005) zaproponowali wskaźnik ekoefektywności, w którym relacja między wartością dodaną wytwarzaną przez przedsiębiorstwo a zagregowanym wskaźnikiem presji środowiskowej stanowi podstawę oceny efektywności środowiskowo-ekonomicznej. Przykłady takich wskaźników, stosowanych w różnych branżach i na różnych poziomach analizy, zestawiono w tabeli 10. Generalnie zaleca się, aby pojedyncze wskaźniki ekoefektywności były interpretowane w powiązaniu z innymi, ponieważ zazwyczaj mierzą one tylko jeden aspekt oddziaływania aktywności gospodarczej na środowisko (Tyteca, 1996). Proste

wskaźniki, oparte na relacji między zmiennymi środowiskowymi a ekonomicznymi, są najczęściej wykorzystywane do monitorowania określonych zjawisk. Z kolei złożone miary stosuje się głównie przy porównywaniu alternatywnych rozwiązań oraz wyborze strategii o najwyższej efektywności środowiskowej (Pereira i in., 2018). Agregacja prostych wskaźników (takich jak te przedstawione w tabeli 10), w których wykorzystuje się różnorodne jednostki miar fizycznych, chemicznych i biologicznych, wymaga często stosowania odpowiednich procedur normalizacji lub standaryzacji, a w wielu przypadkach również obu tych podejść jednocześnie (Tyteca, 1996). W procesie konstruowania zagregowanych wskaźników ecoefektywności warto także mieć na uwadze, że poszczególne zmienne mogą być wyrażane w różnych kategoriach (wartościach bezwzględnych i względnych), niektóre wskaźniki mają charakter statyczny (bazując na danych historycznych i odzwierciedlając przeszłe oddziaływania środowiskowe) a inne wskaźniki mają charakter prospektywny (umożliwiając ocenę w czasie rzeczywistym oraz monitorowanie postępu w danym obszarze problemowym).

W dotychczasowej praktyce badawczej wskaźniki ecoefektywności były wykorzystywane w różnych kontekstach – m.in. do oceny efektywności środowiskowej poszczególnych sektorów gospodarki, porównywania charakterystyki wzrostu gospodarczego między krajami, identyfikacji obszarów wymagających poprawy, a także monitorowania długookresowych trendów zmian (UN, 2009).

Tabela 10. Zestawienie przykładowych wskaźników wykorzystywanych do oceny ecoefektywności w różnych branżach

<i>Wskaźniki bazujące na intensywności wykorzystania zasobów</i>	
Wskaźniki dla różnych branż (całej gospodarki)	• Intensywność zużycia wody [$\text{m}^3/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność zużycia energii [$\text{J}/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność użytkowania gruntów [$\text{km}^2/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność zużycia materiałów [$\text{kg}/\text{wartość dodana lub produkcja}$]
<i>Wskaźniki sektorowe</i>	
Rolnictwo	• Intensywność zużycia wody [$\text{m}^3/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność zużycia energii [$\text{J}/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność użytkowania gruntów [$\text{km}^2/\text{wartość dodana lub produkcja}$]
Przemysł	• Intensywność zużycia energii [$\text{J}/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność zużycia wody [$\text{m}^3/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność zużycia materiałów [$\text{kg}/\text{wartość dodana lub produkcja}$]
Produkcja	• Intensywność zużycia energii [$\text{J}/\text{wartość dodana lub produkcja}$] • Intensywność zużycia wody [$\text{m}^3/\text{wartość dodana lub produkcja}$]

	• Intensywność zużycia materiałów [kg/ wartość dodana lub produkcja]
Sektor publiczny i usługowy (punkty komercyjne, szkoły)	• Intensywność zużycia energii [J/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność zużycia wody [m³/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność użytkowania gruntów [km²/ wartość dodana lub produkcja]
Sektor transportu (tylko użytkowanie, bez produkcji pojazdów)	Zużycie paliwa [J/wartość dodana lub produkcja]
<i>Wskaźniki bazujące na intensywności oddziaływania na środowisko</i>	
Wskaźniki dla różnych branż (całej gospodarki)	• Emisje do wody [t/wartość dodana lub produkcja] • Emisje do powietrza [t/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność emisji GHG [t/wartość dodana lub produkcja]
<i>Wskaźniki sektorowe</i>	
Rolnictwo	• Intensywność emisji CO₂ [t/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność emisji CH₄ [t/wartość dodana lub produkcja]
Przemysł	• Intensywność emisji CO₂ [t/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność wytwarzania odpadów stałych [t/wartość dodana lub produkcja]
Produkcja	• Intensywność emisji CO₂ [t/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność biochemicznego zapotrzebowania na tlen [t/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność wytwarzania odpadów stałych [t/wartość dodana lub produkcja]
Sektor publiczny i usługowy (punkty komercyjne, szkoły)	• Intensywność emisji CO₂ [t/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność zużycia wody [m³/wartość dodana lub produkcja] • Intensywność generowania odpadów komunalnych [t/wartość dodana lub produkcja]
Sektor transportu (tylko użytkowanie, bez produkcji pojazdów)	• Intensywność emisji CO₂ [t/wartość dodana lub produkcja]

Zródło: UN (2009)

W kontekście dyskusji nad charakterystyką wskaźników ekoefektywności należy podkreślić, że stanowią one jedynie jedną z grup w obrębie szerszej kategorii wskaźników środowiskowych (environmental indicators). Według klasyfikacji EEA (1999) wskaźniki środowiskowe można podzielić na cztery główne kategorie, różniące się zakresem dostarczanych informacji i celem analizy:

- wskaźniki presji (pressure indicators) — odpowiadają na pytanie „co jest dostarczane do środowiska?”. Obejmują one m.in. wskaźniki ilustrujące wielkość emisji zanieczyszczeń, zużycia energii, przejechanych kilometrów czy generowania odpadów;
- wskaźniki stanu i odniesienia (state and reference indicators) — umożliwiają porównanie wielkości emisji lub innych presji środowiskowych względem przyjętych wartości odniesienia, np. dopuszczalnych norm emisyjnych czy ustalonych poziomów referencyjnych;

- wskaźniki ekoefektywności (eco-efficiency indicators) — dostarczają informacji o kierunkach możliwych usprawnień w zakresie relacji między efektami ekonomicznymi a presją środowiskową. Do tej grupy zalicza się m.in. wskaźniki takie jak: zużycie energii na jednostkę produkcji, poziom emisji przypadający na kilometr przejazdu, zużycie wody na jednostkę wytworzonego dobra.
- wskaźniki syntetyczne (composite indicators) — obrazują ogólny postęp w realizacji celów środowiskowych. Do tej grupy należą m.in. zintegrowane miary takie jak: „zielony PKB” (Green GDP), Indeks Trwałego Dobrobytu Ekonomicznego (Index of Sustainable Economic Welfare, ISEW), Indeks Postępu Prawdziwego (Genuine Progress Indicator, GPI).

W kontekście powyższego zestawienia wskaźniki ekoefektywności można postrzegać, nie jako autonomiczne miary, lecz jako element szerszego systemu oceny stanu środowiska oraz analizy interakcji gospodarki z zasobami naturalnymi. W praktyce umożliwia to integrację wyników oceny ekoefektywności z innymi wskaźnikami w ramach raportowania Trwałego rozwoju i monitorowania postępu w realizacji polityk środowiskowych.

Szczególną kategorię wskaźników wykorzystywanych w procesie oceny ekoefektywności stanowią wskaźniki środowiskowe uzyskiwane w ramach oceny cyklu życia (Life Cycle Assessment, LCA) (Burchart-Korol i in., 2013). Wykorzystanie metody LCA pozwala na przeprowadzenie najbardziej kompleksowej analizy oddziaływań środowiskowych, jednak jej znaczna złożoność stanowi istotne ograniczenie praktycznego zastosowania, zwłaszcza w warunkach ograniczonej dostępności danych. Zastosowanie tego podejścia wymaga inwentaryzacji cyklu życia (Life Cycle Inventory, LCI), polegającej na identyfikacji, gromadzeniu i ewidencjonowaniu wszystkich nakładów materiałowych i energetycznych oraz wszystkich efektów środowiskowych związanych z produktem w całym cyklu życia. W uproszczeniu, metoda LCA umożliwia identyfikację i ocenę oddziaływań środowiskowych analizowanego produktu na wszystkich etapach jego cyklu życia – od pozyskania surowców, poprzez procesy produkcyjne, transport i konsumpcję, aż po recykling lub utylizację (Wagner i Lewandowski, 2018). Uwzględniane w ocenie skutki środowiskowe obejmują m.in.: wpływ produktu na zmiany klimatu, zakwaszenie ekosystemów, eutrofizację wód, emisje pyłów i innych zanieczyszczeń powietrza, potencjalną toksyczność substancji chemicznych, wykorzystanie i degradację zasobów naturalnych (Samson-Bręk, 2011). Uzyskane oceny skutków środowiskowych mogą być następnie zestawione

z uzyskiwanymi efektami ekonomicznymi, co prowadzi do zaimplementowania LCA w ocenie ekoefektywności.

Innym podejściem, stanowiącym alternatywę dla metod wskaźnikowych, które jest często wykorzystywane w praktyce jest metoda DEA (Data Envelopment Analysis), która umożliwia badanie relacji między wieloma nakładami a efektami bez konieczności wcześniejszego przypisywania wag (Dyckhoff i Allen, 2001; Kuosmanen i Kortelainen, 2005; Bing Zhang i in., 2008). Tradycyjne wykorzystanie metoda DEA pozwala na ocenę efektywności jednostek gospodarczych, biorąc pod uwagę jedynie nakłady i efekty produkcyjne o charakterze ekonomicznym. Wraz ze wzrostem znaczenia analiz środowiskowych zaczęto jednak rozwijać tę metodę DEA, poprzez włączanie do oceny również zmiennych środowiskowych (Picazo-Tadeo i in., 2011). W większości przypadków w analizach DEA wykorzystuje się jako nakłady i efekty podobne miary jak przy konstruowaniu klasycznych wskaźników ekoefektywności. Rzadkim aspektem analizowanym przy badaniu ekoefektywności są natomiast odniesienia do kwestii społecznych. Przykład takiej analizy może stanowić artykuł Czyżewskiego, Prędkiego i Brelik (2024); w którym koncepcja ekoefektywności została rozwinięta w kontekście społecznym, łącząc aspekty środowiskowe z upodmiotowieniem kobiet w rolnictwie. Autorzy, stosując metodę DEA w ujęciu dwuetapowym, mierzyli relację między wynikami ekonomicznymi a presją środowiskową. Nowatorskim elementem badań było uwzględnienie poziomu „empowermentu” kobiet jako czynnika sprzyjającego poprawie ekoefektywności. Wyniki potwierdziły, że większy udział kobiet w decyzjach rolniczych i dostępie do zasobów zwiększa efektywność środowiskową sektora. Tym samym autorzy rozszerzyli tradycyjne zastosowanie wskaźników ekoefektywności, ukazując ich przydatność w analizie powiązań między równością społeczną a zrównoważonym rozwojem.

W literaturze spotyka się również próby łączenia DEA z analizą cyklu życia (LCA), co pozwala na bardziej kompleksową ocenę wpływu działalności gospodarczej na środowisko (Iribarren i in., 2010; Lozano i in., 2009; Rybaczewska-Błazejowska i Gierulski, 2018).

Jednym z podstawowych wyzwań związanych z pomiarem ekoefektywności jest sposób ujęcia niepożądanych efektów środowiskowych (tj. negatywnych oddziaływań środowiskowych). Problem dotyczy zasadniczego pytania, jak odzwierciedlić „zużycie środowiska” w analizie efektywności procesów produkcyjnych. W literaturze (Manello, 2012; Pishgar-Komleh i in., 2020; Ramli i Munisamy, 2013) proponuje się kilka

sposobów rozwiązania tego problemu, które obejmują m. in. traktowanie efektów niepożądanych jako nakładów, transformację efektów niepożądanych w pożądane przy zastosowaniu funkcji transformacyjnej, wykorzystanie współczynnika wpływu (oblicza się klasyczny model DEA oraz jego wariant uwzględniający efekty niepożądane) czy też zastosowanie modelu wskaźnikowego, w przypadku którego, stosuje się tzw. „parametr karny” (redukuje on wartość efektów pożądanych proporcjonalnie do skali występowania efektów negatywnych).

Z punktu widzenia kluczowego oddziaływania środowiskowego jakim są współcześnie emisje gazów cieplarnianych pojawia się pytanie, o to w jaki sposób ta zmienna może być włączona do rachunku ekoefektywności. Można przyjąć, że podobnie jak inne oddziaływania, emisja może być traktowana jako nakład (zużycie zasobu środowiska – w tym przypadku potencjału atmosfery do akumulacji gazów cieplarnianych) lub jako negatywny efekt. Przykłady traktowania emisji jako niepożądanego nakładu (zużycia środowiska) można znaleźć w wielu publikacjach, w tym także dotyczących produkcji rolnej (Coelli i in., 2007; FAO, 2013; Latruffe i Desjeux, 2016; Picazo-Tadeo i in., 2011; Reinhard i in., 2000; Stefan Schaltegger i Synnestvedt, 2002; Tyteca, 1996; Van Passel i in., 2007). Traktowanie emisji gazów cieplarnianych jako „nakładów środowiskowych”, podobnie jak wody, energii czy surowców, pozwala na ilościową ocenę relacji między efektem ekonomicznym a oddziaływaniem środowiskowym w ramach koncepcji ekoefektywności.

3. Zmiana paradygmatu współczesnego rolnictwa w kontekście wyzwań Trwałego rozwoju

Współczesne rolnictwo znajduje się w fazie transformacji, wynikającej z rosnącej presji środowiskowej, społecznej i gospodarczej. Wyzwania te, w tym nasilające się zmiany klimatyczne, degradacja gleb, utrata bioróżnorodności oraz zmniejszająca się dostępność zasobów naturalnych, wskazują na konieczność zmiany dominującego od kilku dekad modelu produkcji rolnej. Tradycyjny, produkcyjny paradygmat rolnictwa – oparty na intensyfikacji i maksymalizacji wydajności – stopniowo ustępuje miejsca nowemu podejściu, które łączy cele ekonomiczne z troską o środowisko przyrodnicze i dobrostan społeczny. Zmiana ta nie sprowadza się jedynie do wdrażania nowych technologii czy narzędzi polityki rolnej, lecz wiąże się też ze zmianą sposobu myślenia o rolnictwie, jego celach i funkcjach w strukturze gospodarki. Współcześnie rolnictwo przestaje być wyłącznie sektorem wytwórczym, a staje się elementem złożonego systemu społeczno-

ekologicznego, w którym rolnik ma pełnić nie tylko rolę producenta, ale również opiekuna zasobów przyrodniczych i strażnika równowagi ekosystemowej. Kształtujący się współcześnie paradygmat trwałego/zrównoważonego rolnictwa opiera się na zasadach efektywnego gospodarowania zasobami, ochrony kapitału naturalnego oraz budowania odporności systemów produkcyjnych. Przejawia się on w różnych praktykach sprzyjających realizacji wielowymiarowych celów, których osiągnięcie jest ściśle powiązane z polityką unijną – w szczególności z Europejskim Zielonym Ładem, strategią „Od pola do stołu” oraz pakietem „Fit for 55”, które bliżej omówiono w innej części pracy.

3.1. Współczesne funkcje rolnictwa

Rolnictwo przez stulecia odgrywało kluczowe znaczenie gospodarcze, jednak rozwój przemysłu i ogólne zmiany cywilizacyjne przyczyniły się do istotnej ewolucji jego roli w strukturach gospodarczych (Fotyma i Krasowicz, 2007). Niewątpliwie rolnictwo nadal pełni kluczową funkcję w dostarczaniu żywności oraz surowców pochodzenia roślinnego i zwierzęcego, zaspokajając podstawowe potrzeby ludzi. Jednocześnie jego udział w tworzeniu PKB ulega systematycznemu obniżeniu – w Polsce zmniejszył się z ponad 20% w latach 60. XX w. do około 2% w 2020 r. (IERiGŻ, 2022; Kowalczyk i Kwasek, 2020). Podobne tendencje obserwuje się w zatrudnieniu – w latach 90. w rolnictwie pracowało 3,5 mln osób (22% wszystkich zatrudnionych), podczas gdy w 2020 r. liczba ta spadła do ok. 1,5 mln (GUS, 2021b). Spadek ten wynika głównie z mechanizacji, konsolidacji gospodarstw i migracji ludności wiejskiej do miast (Komuda, 2021), chociaż warto podkreślić, że nadal w przypadku Polski odsetek pracujących w rolnictwie jest znacząco większy niż udział tego sektora w generowaniu PKB. Mimo malejącego udziału w PKB, rolnictwo pozostaje ważnym czynnikiem wzrostu kapitału oraz źródłem popytu na dobra i usługi (m.in. chemiczne, energetyczne, budowlane, maszynowe).

Współcześnie rolnictwo pełni jednak także inne funkcje, wykraczające poza produkcję płodów rolnych. W literaturze wskazuje się wiele typologii tych funkcji – od ekonomicznych, przestrzennych i społecznych (Adamowicz, 2005; Wilkin, 2012), po środowiskowe, krajobrazowe i kulturowe (Pajewski i Gołębiewska, 2018; Van Huylenbroeck i in., 2007; Wieliczko, 2006; Wilkin, 2010). Wspólnym mianownikiem tych ujęć jest wielofunkcyjność rolnictwa, wynikająca zarówno z jego związków ze środowiskiem przyrodniczym, jak i ze wzrostu świadomości społecznej dotyczącej pozytywnych i negatywnych efektów działalności rolniczej (Kasztelan i in., 2019).

Zgodnie z klasyfikacją van Huylenbroecka i in. (2007), można wyróżnić:

- funkcje „zielone” – związane z ochroną gleb, krajobrazu i bioróżnorodności,
- funkcje „błękitne” – dotyczące zarządzania zasobami wodnymi i produkcji energii odnawialnej,
- funkcje „żółte” – odnoszące się do rozwoju społeczno-kulturowego wsi,
- funkcje „białe” – obejmujące bezpieczeństwo i jakość żywności.

Wielofunkcyjność rolnictwa sprzyja przeobrażeniom obszarów wiejskich i wzmacnia ich spójność społeczną, ale jednocześnie ujawnia nowe wyzwania – konieczność pogodzenia celów ekonomicznych z troską o środowisko. Jak podkreśla Krasowicz (2005), współczesne podejście do rolnictwa powinno łączyć aspekty produkcyjne, ekonomiczne i ekologiczne, a więc opierać się na zasadach Trwałego rozwoju. W tym ujęciu rolnictwo i obszary wiejskie funkcjonują jako system otwarty, złożony z trzech współzależnych podsystemów: społecznego, ekonomicznego i przyrodniczego (Maciejczak, 2009).

Rolnictwo generuje również dobra publiczne o charakterze środowiskowym i społecznym, które nie są przedmiotem wymiany rynkowej (Komorowska, 2014, Brelik 2015). Warto pamiętać, że działalność rolnicza wiąże się z występowaniem efektów zewnętrznych – pozytywnych (np. kształtowanie krajobrazu, zachowanie dziedzictwa kulturowego) i negatywnych (np. emisje GHG, eutrofizacja) – nieuwzględnianych w cenach rynkowych (Samuelson i Nordhaus, 2006). Złożoność sytuacji rolnictwa oznacza to, że współcześnie funkcjonuje ono funkcjonować w warunkach coraz silniejszej presji wynikającej z potrzeby integracji celów ekonomicznych z wymogami środowiskowymi i społecznymi, co przekłada się na rosnącą potrzebę rozszerzania tradycyjnych funkcji rolnictwa.

3.2. Produkcja rolnicza a efekty zewnętrzne

Pojęcie efektów zewnętrznych po raz pierwszy zostało wprowadzone przez A. Marshalla w opracowaniu „*Principles of Economics*”. Ekonomista ten zidentyfikował czynniki wpływające na funkcjonowanie jednostek gospodarczych, dzieląc je na dwie grupy: wewnętrzne (internal economies) oraz zewnętrzne (external economies) (Marshall 1890). Czynniki wewnętrzne dotyczyły procesów zachodzących „wewnątrz” jednostki i wynikały z decyzji podejmowanych przez jej kierownictwo, natomiast czynniki zewnętrzne odnosiły się do oddziaływań pochodzących spoza organizacji. Marshall traktował efekty zewnętrzne głównie w kategoriach korzyści, określanych jako

„oszczędności zewnętrzne”. Początkowo były one rozumiane jako zjawiska zewnętrzne wobec jednostki, lecz wewnętrzne wobec danej gałęzi gospodarki.

Problematykę efektów zewnętrznych rozwinął A. C. Pigou – uczeń Marshalla – wprowadzając ją do teorii dobrobytu społecznego. Pigou (1924) wskazał, że efekty zewnętrzne pojawiają się wówczas, gdy występują rozbieżności między prywatnymi a społecznymi kosztami lub korzyściami. Innymi słowy, działanie jednego podmiotu może wpływać na dobrobyt innych, nie znajdując odzwierciedlenia w mechanizmach rynkowych. W ujęciu współczesnym efekt zewnętrzny to zatem przeniesienie części kosztów lub korzyści działalności jednego podmiotu na inne podmioty, bez odpowiedniej rekompensaty (Buchanan i Stubblebine, 1962; Hindriks i Myles, 2004; Stiglitz, 2004). Koncepcja ta była rozwijana m.in. przez Kamerschena i in. (1991), którzy zwracali uwagę na związek efektów zewnętrznych z zawodnością rynku. Samuelson i Nordhaus (1995) wskazywali, że przedsiębiorstwa i jednostki mogą nieświadomie narzucać innym koszty lub dostarczać im korzyści, bez ponoszenia pełnych konsekwencji własnych działań. Blaug (1996) podkreślał dwa typy efektów zewnętrznych – dodatnie (external economies) i ujemne (external diseconomies) – definiując je jako korzyści lub straty powstające w wyniku działalności innych podmiotów, które nie są bezpośrednimi nakładami w procesie produkcji. W późniejszych opracowaniach efekty zewnętrzne określano jako społeczne koszty lub korzyści spoza procesu rynkowego (Joachimiak-Lechman, 2014; Tegtmeier i Duffy, 2004). Zegar (2010) podkreślał, że efekty zewnętrzne są przejawem nieefektywności rynku, prowadzącym do rozbieżności między optimum ekonomicznym a społecznym. Inni autorzy wskazali m.in., że efekty zewnętrzne wpływają na dobrobyt, modyfikując możliwości korzystania z dóbr bez odpowiedniej zapłaty lub rekompensaty (Begg i in., 2007; Prandecki i in., 2015; Pretty i Bharucha, 2014; Varian, 1995).

W literaturze powszechnie przyjmuje się, że efekty zewnętrzne oddziałują nie tylko na koszty w ujęciu finansowym, lecz również na koszty społeczne i środowiskowe. Ich charakterystyczną cechą jest brak możliwości wykluczenia z konsumpcji – wpływają one na wszystkich uczestników systemu niezależnie od ich woli (Cornes i Sandler, 1996). Wyróżnia się przy tym efekty pozytywne, przynoszące dodatkowe korzyści społeczne oraz efekty negatywne, prowadzące do pogorszenia dobrostanu lub degradacji środowiska. W kontekście środowiskowym efekty zewnętrzne definiowane są zazwyczaj jako ekologiczne efekty zewnętrzne, będące rezultatem decyzji gospodarczych, które powodują zmiany w środowisku oddziałujące pozytywnie lub negatywnie na możliwości produkcyjne i konsumpcyjne innych podmiotów (Jakubczyk, 1993; Łojewski, 1995).

Początkowo wpływ rolnictwa na środowisko naturalne był stosunkowo niewielki i ograniczał się do karczowania oraz wypalania lasów w celu pozyskania gruntów pod uprawy, co prowadziło do lokalnych strat w bioróżnorodności (Kaliński, 2021). Wraz z rozwojem cywilizacji i postępem technologicznym antropopresja rolnictwa zaczęła jednak narastać, osiągając największe nasilenie w XX wieku. Głównymi przyczynami były: wzrost liczby ludności, rosnące zapotrzebowanie na żywność oraz rozwój intensywnych technologii produkcji opartych na chemizacji i postępie genetycznym (Runowski, 2007).

Według danych FAO i OECD liczba ludności świata wzrosła w latach 1961–2021 o około 4 miliardy osób, a do 2050 r. może zwiększyć się o kolejne 2,3 miliarda, osiągając poziom ponad 9 miliardów (Alexandratos i Bruinsma, 2012; Kagan, 2011; OECD, 2021). Jednocześnie wzrosła średnia konsumpcja kalorii i udział produktów pochodzenia zwierzęcego w diecie (Alexandratos i Bruinsma, 2012). Oznacza to, że do połowy XXI wieku globalna produkcja rolna w wyniku rosnącego zapotrzebowania na żywność może wzrosnąć o ok. 70% w stosunku do poziomu z lat 2005-2007 (Alexandratos i Bruinsma, 2012; Kagan, 2011). W obliczu wzrostu populacji, ograniczonych zasobów ziemi i presji środowiskowej, kluczowym wyzwaniem staje się takie przeorganizowanie systemu produkcji żywności aby rosnąca produkcja odbywała się przy jednoczesnym ograniczaniu negatywnych efektów środowiskowych oraz marnotrawstwa zasobów (Kagan, 2011; Sulewski, Wąs, Kobus, i in., 2020). Teoretycznie realizacja tego celu może odbywać się dwiema drogami tj. poprzez ekstensywne zwiększanie powierzchni upraw przeznaczonych na żywność i pasze, lub poprzez intensyfikację produkcji – zwiększenie nakładów i zastosowanie nowoczesnych technologii na istniejących gruntach. Sposób, w jaki te procesy będą przebiegać, zadecyduje o przyszłej skali oddziaływania rolnictwa na środowisko naturalne. Zarówno pierwsza jak i druga droga generuje szereg wyzwań. Istotne zwiększenie powierzchni jest w praktyce niemożliwe bez odbierania przyrodzie kolejnych arealów ziemi (deforestacja), co jest opcją nieakceptowalną z ekologicznego punktu widzenia. Z drugiej strony intensyfikacja produkcji w modelu jaki dominował w ostatnich dekadach, również jest problematyczna, ze względu na presję środowiskową wynikającą z generowanych zanieczyszczeń (efektów zewnętrznych).

Do najważniejszych efektów zewnętrznych będących efektem działalności rolniczej można zaliczyć eutrofizację zbiorników wodnych będącą skutkiem zakłóceń w naturalnym obiegu azotu i fosforu, ubytek bioróżnorodności będący skutkiem m.in. stosowania pestycydów, erozję gleby czy też przekształcenia w krajobrazie. Szczególnie

istotnym jest jednak wkład rolnictwa w emisje GHG, które uważane są za podstawowy czynnik postępujących zmian klimatycznych.

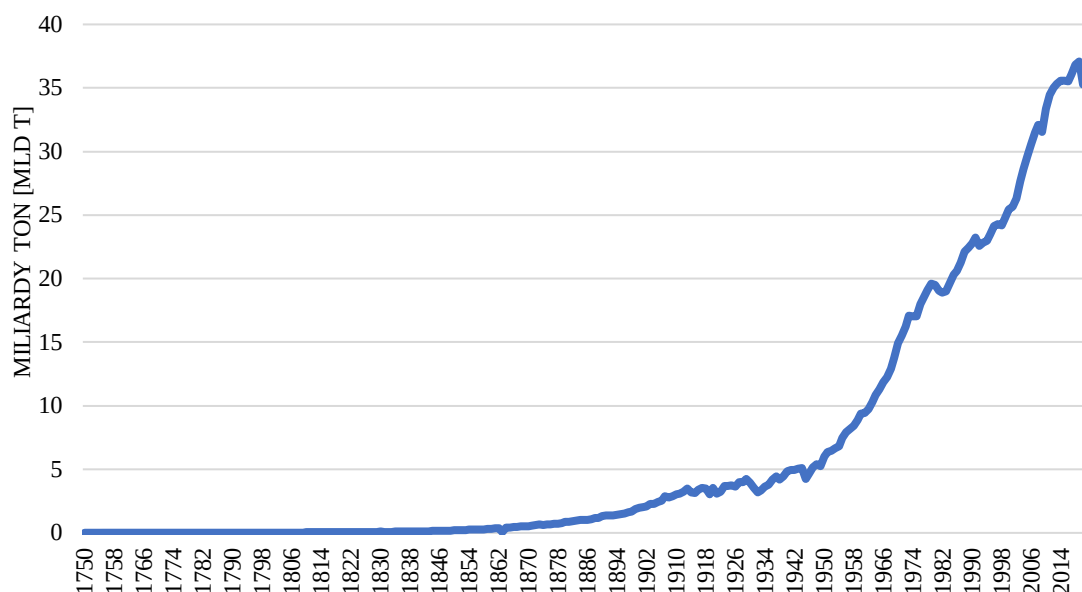
3.3. Znaczenie rolnictwa w emisji gazów cieplarnianych

Rolnictwo stanowi istotny element systemu gospodarczego, który jednocześnie wywiera znaczący wpływ na środowisko przyrodnicze. Jednym z kluczowych aspektów tego oddziaływania jest udział sektora rolnego w emisji gazów cieplarnianych, wpływających na zmiany klimatyczne. Z uwagi na swoją skalę i złożoność procesów produkcyjnych, rolnictwo odgrywa ważną rolę zarówno jako źródło emisji, jak też posiada znaczne możliwości działań na rzecz ich ograniczenia.

3.3.1. Poziom i struktura emisji gazów cieplarnianych

Gazy cieplarniane (GHG) są składnikami atmosfery uczestniczącymi w efekcie cieplarnianym: przepuszczają większość promieniowania krótkofalowego i pochłaniają promieniowanie długofalowe, utrudniając ucieczkę energii w kosmos, co prowadzi do wzrostu temperatury powierzchni Ziemi i atmosfery (tzw. efekt cieplarniany) (IPCC, 2021; Popkiewicz i in., 2019). Skutkiem jest nie tylko nasilenie ekstremalnych zjawisk pogodowych, lecz także przesuwanie stref klimatycznych i zmiany bioróżnorodności (IPCC, 2021; Kundzewicz, 2008).

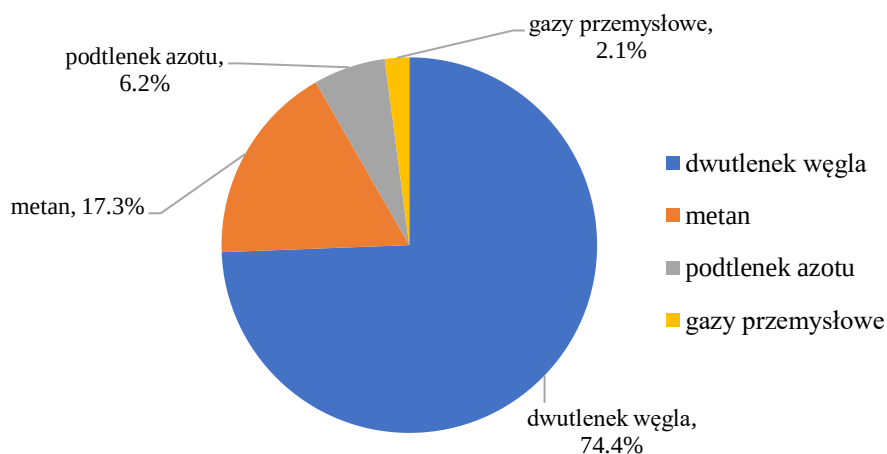
Zgodnie z konsensusem naukowym obserwowane współcześnie ocieplenie klimatu jest w dużej mierze skutkiem emisji antropogenicznych (Quéré i in., 2018; Saunio i in., 2016; Tuckett, 2019). Naturalny cykl węglowy równoważy w przyrodzie emisje i pochłanianie dwutlenku węgla, jednak dodatkowe emisje pochodzące z działalności człowieka zaburzają tę równowagę, powodując stały wzrost stężenia CO₂ w atmosferze (Gilfillan i Marland, 2021; IPCC, 2019b; Popkiewicz i in., 2019; Ritchie i Roser, 2022). Globalne ocieplenie jako zjawisko empiryczne potwierdzają liczne niezależne pomiary i analizy (Anderegg i in., 2010; Cook i in., 2013; Doran i Zimmerman, 2009; Oreskes, 2004). Należy jednak wspomnieć, że w przestrzeni publicystycznej można również spotkać poglądy podważające tezę o antropogenicznym charakterze obserwowanych współcześnie zmian klimatycznych (Doulton i Brown, 2009; Kozuchowski, 2012). Współczesna wiedza naukowa z zakresu klimatologii nie pozostawia jednak wątpliwości, co do wpływu gazów cieplarnianych na klimat jak też źródeł zakłócenia naturalnego obiegu węgla w przyrodzie. Na wykresie 4 przedstawiono zmiany w poziomie emisji dwutlenku węgla w długim okresie.



Rysunek 4: Roczna emisja dwutlenku węgla z paliw kopalnych i przemysłu w latach 1750-2021

Źródło: Opracowanie własne na podstawie Global Carbon Budget (2022)

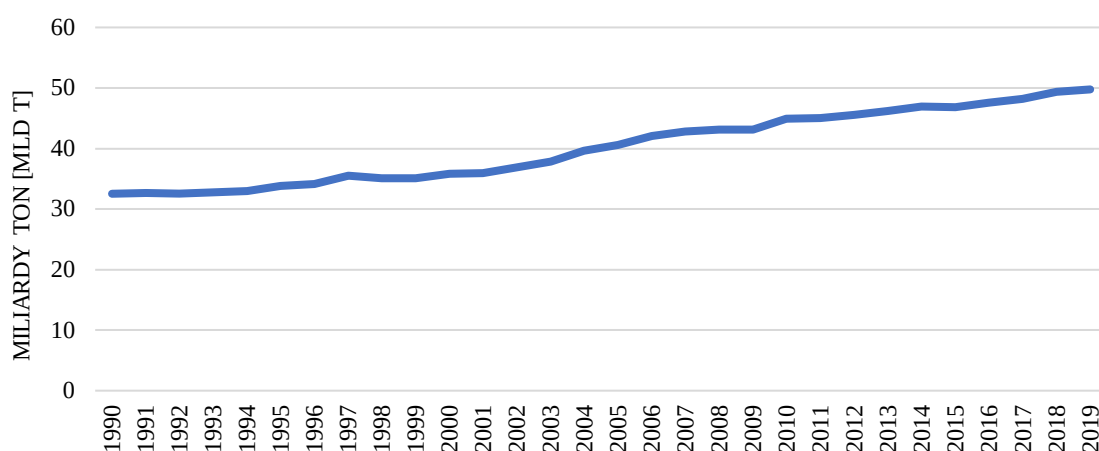
Do GHG zalicza się nie tylko dwutlenek węgla ale także parę wodną (H₂O), metan (CH₄), podtlenek azotu (N₂O), ozon (O₃) oraz gazy przemysłowe (HFC, PFC, SF₆) (Donzelli i in., 2021; Fantke i in., 2014; Foszcz i in., 2021; Kurt i in., 2016). Biorąc pod uwagę strukturę emitowanych gazów cieplarnianych można stwierdzić, że CO₂ odpowiada za ok. ¾ globalnych emisji, blisko 20% przypada na metan, a pozostała część na N₂O i gazy przemysłowe (Climate Watch, 2020) (rysunek 5).



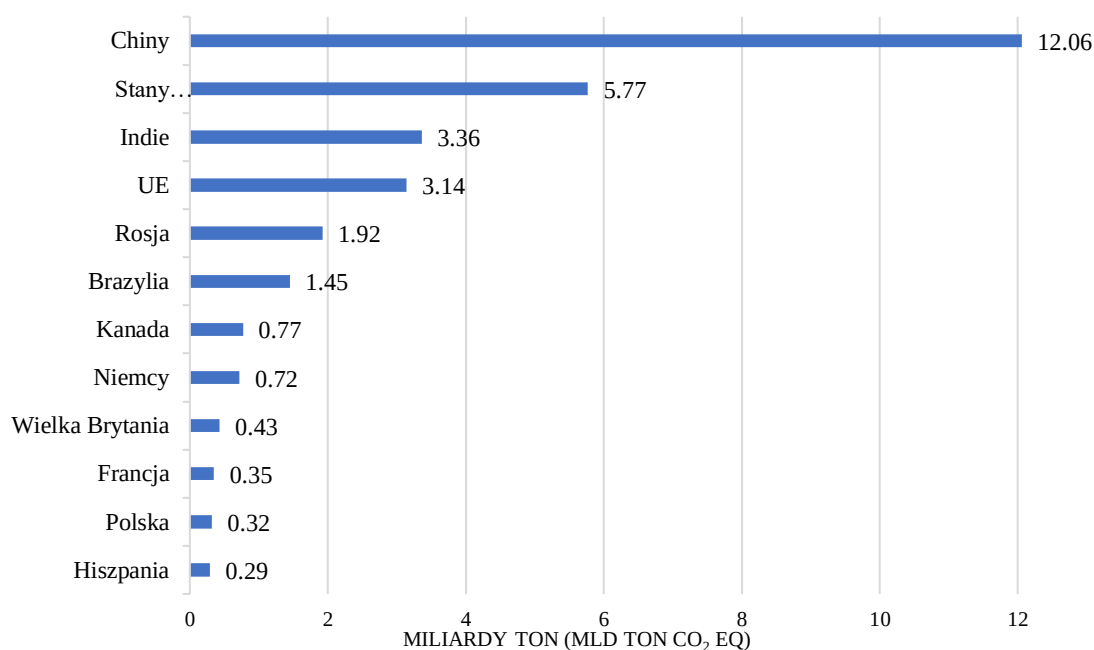
Rysunek 5: Struktura globalna emisji gazów cieplarnianych według rodzaju gazów (emisja gazów wyrażona w ekwiwalencie CO₂)

Źródło: opracowanie własne na podstawie Climate Watch (2020)

Obecnie globalna emisja GHG kształtuje się na poziomie ok. 50 miliardów ton w ekwiwalencie CO₂. Wartość ta stanowi ponad 40% więcej niż emisje GHG w 1990 roku wynoszące wówczas ok. 35 miliardów ton (Our World in Data, 2022) (rysunek 6). Obecnie największym emitentem gazów cieplarnianych na świecie są Chiny (12,06 mld ton GHG w ekw. CO₂). Drugim co do poziomu emisji emitentem są Stany Zjednoczone (5,77 mld ton GHG w ekw. CO₂) (Our World in Data, 2022). Polska w 2019 roku wyemitowała ponad 320 mln ton GHG w ekw. CO₂, zajmując tym samym 5 miejsce w UE pod względem wielkości emisji GHG w roku 2019 (Climate Watch, 2020) (rysunek 7).



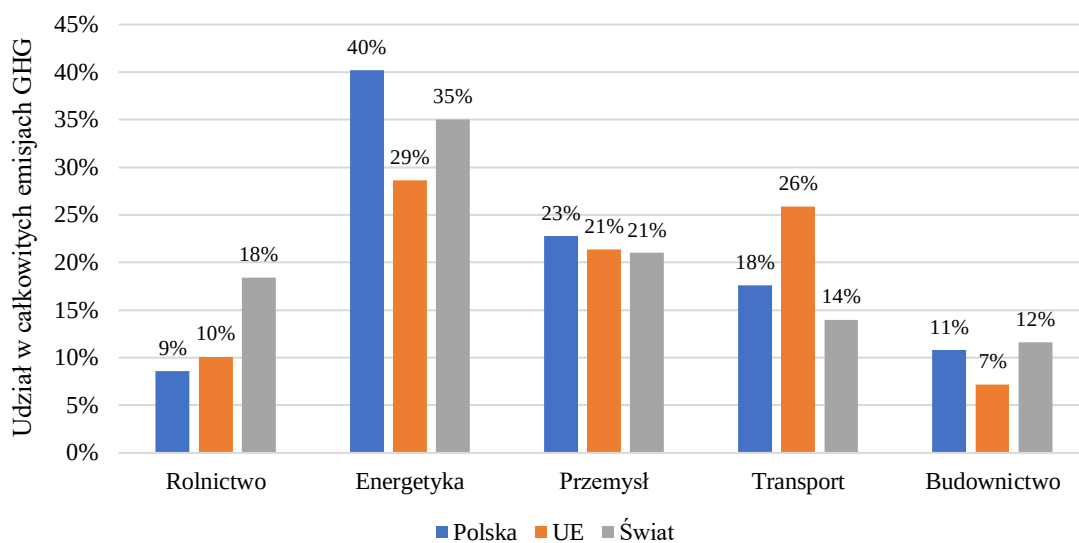
Rysunek 6: Globalna emisja gazów cieplarnianych w ekwiwalencie CO₂ od roku 1990
 Źródło: opracowanie własne na podstawie World Resources Institute (2020)



Rysunek 7: Emisje GHG w wybranych krajach w 2019 roku (w ekwiwalencie CO₂)
 Źródło: opracowanie własne na podstawie Our World in Data na podstawie Climate Analysis Indicators Toll (2020)

Dostępna literatura przedmiotu podkreśla, że wskutek kumulowania się coraz większej ilości gazów cieplarnianych w atmosferze rośnie średnia temperatura Ziemi, co pociąga za sobą przesuwanie stref klimatycznych i pór roku, topnienie lodowców oraz wieloletniej zmarzliny, ocieplanie oceanów i wysychanie terenów uprawnych (IPCC, 2021). Nadmierne stężenia GHG oddziałują nie tylko na środowisko, lecz także na zdrowie człowieka (EEA, 2012; Jasiński i in., 2021; Pappa i Kioutsioukis, 2021), a towarzyszące często emisji GHG inne zanieczyszczenia powietrza zwiększają ryzyko chorób układu oddechowego i krążenia (Chen i Liao, 2006; ChooChuay i in., 2020; Dockery i in., 1993; Wan Mahiyuddin i in., 2013).

Biorąc pod uwagę sektorową strukturę emisji GHG można stwierdzić, że jednym z ważnych obszarów emisji pozostaje rolnictwo. Udział tego sektora w łącznych emisjach GHG kształtuje się na poziomie 18% w świecie; 11% W UE i około 10% w Polsce (rysunek 8) (w 2023 r. sektor rolny odpowiadał w Polsce za ok. 9,8% emisji antropogenicznych (KOBiZE, 2024; MRiRW, 2023)).

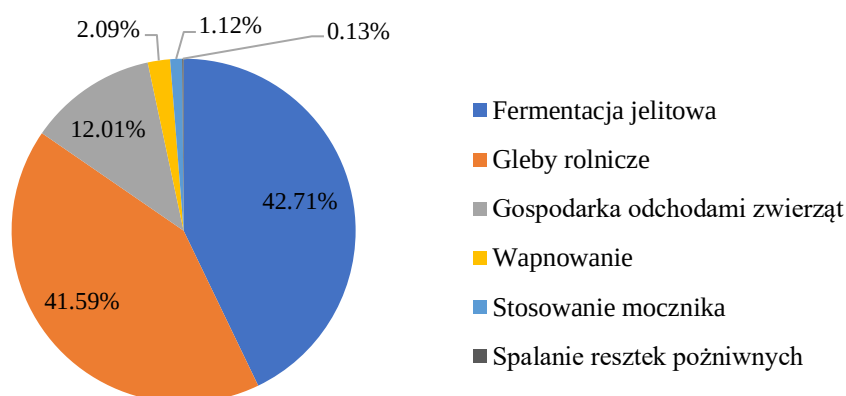


Rysunek 8: Udział poszczególnych sektorów gospodarki w emisjach GHG (świat, UE, Polska)

Źródło: opracowanie własne na podstawie IPCC (2021), EEA (2022)

Z punktu widzenia kategorii emitowanych gazów, rolnictwo jest jednym z kluczowych źródeł emisji GHG niezwiązanych z CO₂, przede wszystkim CH₄ i N₂O. W strukturach rolniczych emisji GHG w Polsce (podobnie w innych krajach) dominuje fermentacja jelitowa przeżuwaczy, odpowiadająca za około 42,7%, następnie użytkowanie gleb (w tym emisje z azotu) – 41,6%, gospodarka odchodami zwierzęcymi

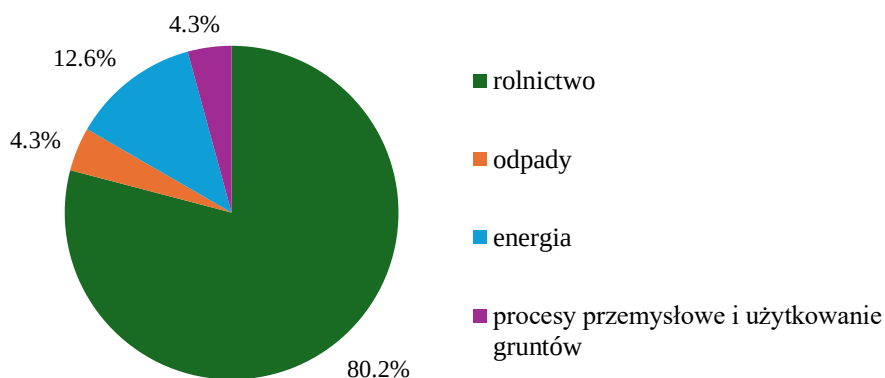
– 12,0%, oraz mniej istotne źródła takie jak wapnowanie (2,09%), stosowanie mocznika (1,12%) i spalanie resztek (0,13%) (rysunek 9).



Rysunek 9: Źródła emisji GHG z rolnictwa w Polsce w 2022 roku

Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE (2024)

Dodatkowo, na podstawie danych zawartych w Krajowym Raporcie Inwentaryzacyjnym NIR 2024 (KOBiZE, 2024), uwzględniających podział na główne sektory gospodarki oraz kategorie szczegółowe w obrębie rolnictwa (rysunek 10), wynika, że rolnictwo w Polsce odpowiada za około 80,2% emisji podtlenku azotu w sektorze nieenergetycznym, co czyni je kluczowym źródłem emisji gazów cieplarnianych w tej grupie.

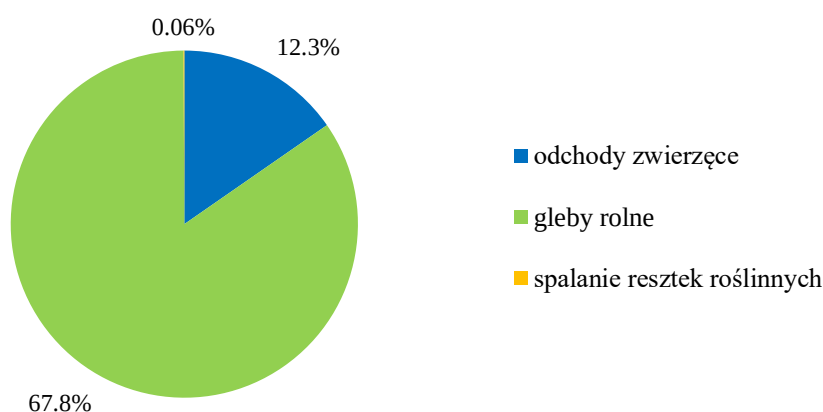


Rysunek 10. Emisja podtlenku azotu według kategorii źródeł w Polsce w 2022 roku

Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE 2024)

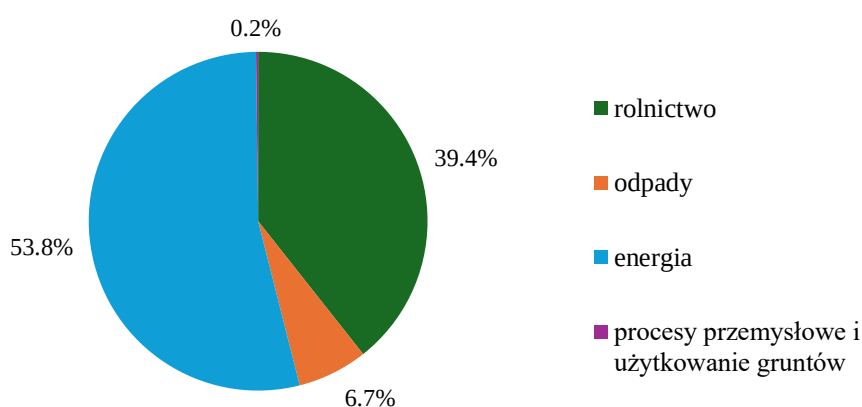
W ramach emisji podtlenku azotu z rolnictwa (rysunek 11) dominującą kategorię stanowią emisje z gleb rolnych (67,8%), które są głównie efektem procesów

denitryfikacji i mineralizacji azotu w glebie. Kolejnym znaczącym źródłem podtlenu azotu są emisje z odchodów zwierzęcych (12,3%), związane z procesami rozkładu materii organicznej w systemach zarządzania nawozami naturalnymi. Niewielki udział w całkowitych emisjach ma natomiast spalanie resztek roślinnych (0,06%), co wynika z ograniczonego zakresu stosowania tej praktyki w polskim rolnictwie.



Rysunek 11. Kategorie emisji podtlenu azotu z sektora rolnictwa w Polsce w 2022 roku
Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE 2024)

Ponadto, według NIR 2024 (KOBiZE, 2024) rolnictwo jest drugim największym źródłem emisji metanu w Polsce (rysunek 12). Odpowiada ono za 39,4% emisji tego gazu. Emitowany metan pochodzi głównie z fermentacji jelitowej zwierząt gospodarskich oraz z systemów zarządzania odchodami. Sektor rolny utrzymuje względnie stabilny poziom emisji w ostatnich latach, co odzwierciedla stałą strukturę produkcji zwierzęcej w Polsce (KOBiZE, 2024).



Rysunek 12. Emisja metanu według kategorii źródeł w 2022 roku w Polsce
Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE 2024)

W kontekście oceny emisji z rolnictwa warto zwrócić uwagę na problem klasyfikacji poszczególnych ich strumieni. Istnieją w tym zakresie różne podejścia, w związku z czym dokonując porównań należy mieć też na uwadze metodykę obliczeniową, jaka była stosowana w danej sytuacji. Przede wszystkim należy podkreślić, że najczęściej cytowane w tym kontekście instytucje, takie jak Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu (IPCC) oraz Organizacja Narodów Zjednoczonych ds. Wyżywienia i Rolnictwa (FAO) stosują nieco inne podejście metodologiczne, co wpływa na wyniki przedstawianych przez nie ocen. Warto o tych różnicach pamiętać, gdyż zestawianie ze sobą nie do końca porównywalnych wyników może prowadzić do błędnych konkluzji. Brak ujednoliconego podejścia stanowi też wyzwanie dla badaczy podejmujących problematykę emisji GHG w rolnictwie, gdyż wymaga za każdym razem jednoznacznego określenia granic analizy. Różnice w podejściach do klasyfikacji GHG stosowanych przez IPCC oraz FAO prezentuje tabela 11. Jedną z najważniejszych różnic jest sposób zaklasyfikowania emisji związanych ze zużyciem energii przez gospodarstwa rolne. W klasyfikacji IPCC jest ona zaliczana do emisji sektora energetycznego, podczas gdy w podejściu FAO do emisji rolniczych. Pozostałe elementy różnią się głównie nomenklaturą. Tabela 11 wskazuje jednocześnie, które z gazów cieplarnianych mają udział w emisjach poszczególnych strumieni.

System klasyfikacji IPCC opiera się na sektorowym podziale gospodarki i traktuje emisje w sposób zorientowany na źródło techniczne (np. energia, rolnictwo, użytkowanie gruntów, odpady). Natomiast metodologia FAO przyjmuje perspektywę systemową, integrującą wszystkie etapy produkcji i konsumpcji żywności w ramach tzw. food systems approach. W efekcie emisje powstające w etapach przed- i pozaprodukcyjnych, takich jak produkcja nawozów, przetwórstwo czy dystrybucja, są w systemie FAO włączane do całkowitego bilansu emisji związanych z żywnością, podczas gdy w raportach IPCC klasyfikowane są zwykle w innych sektorach, niezwiązanych bezpośrednio z rolnictwem.

W praktyce prowadzi to do sytuacji, w której całkowite emisje przypisane sektorowi rolnictwa w ujęciu FAO mogą być wyższe niż w raportach IPCC, gdyż obejmują również procesy energetyczne i przemysłowe zintegrowane z systemem żywnościowym. Z tego względu interpretacja danych pochodzących z obu źródeł wymaga zachowania ostrożności i uwzględnienia różnic metodycznych.

Tabela 11. Porównanie klasyfikacji emisji gazów cieplarnianych według IPCC i FAO

IPCC		Systemy rolno-spożywcze	Emisje CH ₄	Emisje N ₂ O	Emisje CO ₂	FAO		
Rolnictwo, leśnictwo i inne formy użytkowania gruntów (Agriculture, Forestry and Other Land Use – AFOLU)	LULUCF	ochrona lasów netto	×	×	×	Zmiana użytkowania gruntów (Land Use Change)	Grunty rolne (Agricultural Land)	Systemy rolno-spożywcze (agri-food systems)
		pożary lasów tropikalnych	×	×	×			
		pożary torfowe	×		×			
		osuszone gleby organiczne	×		×			
	Rolnictwo	palenie resztek poźniwnych	×	×		Gospodarstwo rolne (Farm Gate)		
		palenie sawann	×	×				
		pozostałości poźniwne		×				
		osuszone gleby organiczne		×				
		fermentacja jelitowa	×					
		zarządzanie obornikiem	×	×				
		aplikacja obornika		×				
		wypas zwierząt		×				
		uprawa ryżu	×					
		nawozy syntetyczne		×				
Energia	zużycie energii w gospodarstwie	×	×	×	Przedprodukcja i poprodukcja (pre- and post-production)			
	produkcja nawozów	×	×	×				
	przetwarzanie	×	×	×				
	opakowania	×	×	×				
	transport	×	×	×				
	gospodarstwa domowe	×	×	×				
	detal – użycie energii	×	×	×				
Przemysł	detal – chłodnictwo	×	×	×				
Odpady	odpady spożywcze	×						
	spalanie			×				
	ścieki przemysłowe	×	×					
	ścieki komunalne	×	×					

Źródło: opracowanie własne na podstawie Tubiello i in. (2021)

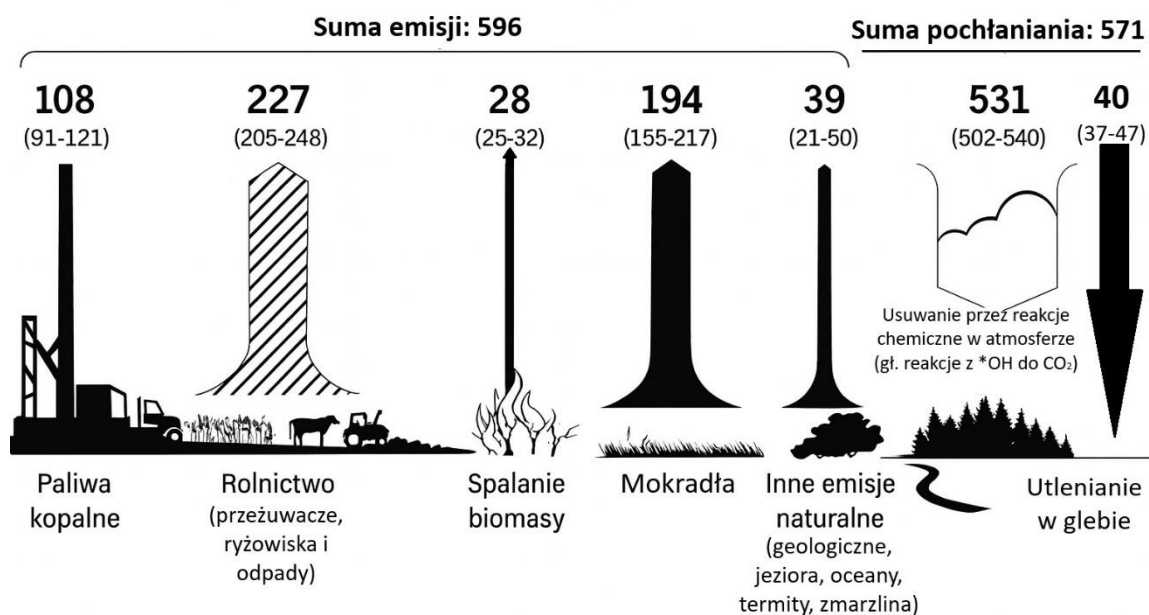
3.3.2. Szczegółne znaczenie emisji metanu w rolnictwie

Ze względu na znaczący udział w strukturze emitowanych gazów oraz duży potencjał cieplarniany i wysoki udział rolnictwa w emisjach, szczególnym obszarem zainteresowania w przypadku tego sektora stały się emisje metanu.

Metan to organiczny związek chemiczny (CH₄), który odkryto nad jeziorem Maggiore we Włoszech podczas badań prowadzonych przez fizyka Alessandra Volta w 1776 roku (Bańkowski i Gajewski, 1965; Encyklopedia PWN, 2021). Na podstawie przeprowadzonych badań dowiedziono, że metan powstaje w przyrodzie w wskutek rozkładu szczątków roślinnych, tworząc tzw. gaz błotny (Bańkowski i Gajewski, 1965). Tworzenie się tego gazu ma miejsce przede wszystkim a terenie mokradeł, które obecnie stanowią ok. 75% trwałych naturalnych źródeł metanu (IEA, 2020; Saunois i in., 2020). Innym naturalnym emitentem metanu jest ocean. W oceanie źródłem emisji metanu są metanogenne mikroorganizmy (IPCC, 2021; Zhang i in., 2009). Produkowany przez nie

metan wykorzystywany jest jako „pożywienie” przez inne organizmy morskie. Ze względu na to, że organizmy morskie nie są w stanie pochłoniąć wszystkich cząstek metanu produkowanego przez metanogeny, znaczna jego część zostaje uwięziona w tzw. klatracie metanu (hydracie metanu) czyli białej, bezwonnej substancji wizualnie podobnej do lodu występującej licznie na szelfach kontynentalnych oraz w wiecznej zmarzlinie na obszarze Arktyki (Dean i in., 2018; Ruppel, 2017). Oprócz oceanów metanogeny bytują również na wysypiskach śmieci, niektórych glebach oraz w jelitach termitów i przeżuwaczy (Serrano-Silva i in., 2014; Waiz i in., 2018). Naturalne powstawanie metanu ma również miejsce w samym podłożu geologicznym. Zachodzi ono w procesach magmowych oraz przy zachowaniu odpowiedniej temperatury i ciśnienia w głębokich warstwach osadowych (Etiope i Sherwood Lollar, 2013). Warto podkreślić, że metan emitowany jest także podczas spalania biomasy, w tym pożarów lasów i innej roślinności, ale przede wszystkim jego emisja dokonuje się w sektorze rolnictwa. Za tę emisję odpowiedzialna jest po części uprawa ryżu, jednak większa część emisji przypada hodowli przeżuwaczy (Saunois i in., 2020) (rysunek 13).

Warto zauważyć, że metan znajduje szerokie zastosowanie w przemyśle chemicznym i energetycznym (European Commission, 2024; Serrano-Silva i in., 2014; Waiz i in., 2018). Ze względu na niską cenę i łatwość pozyskiwania, metan służy do produkcji wodoru, gazu węglowego, tlenku węgla, metanolu czy kwasu octowego, jak też stanowi główny komponent biogazu (European Commission, 2024).

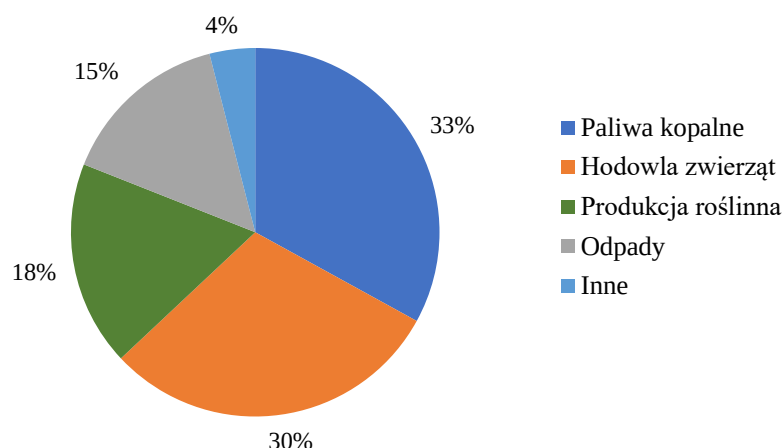


Rysunek 13: Globalny bilans metanu w milionach ton CH₄, wartości średnie z 2017 roku
 Źródło: opracowanie własne na podstawie Saunois i in. (2020)

Mimo, że metanu w atmosferze jest 200 razy mniej niż dwutlenku węgla, jego jednostkowy wpływ na klimat Ziemi jest silniejszy. Zgodnie z Globalnym Współczynnikiem Ocieplenia (Global Warming Potential – GWP) (Eurostat, 2017; IPCC, 2021), używanym do opisanego względnej mocy gazu cieplarnianego biorąc pod uwagę jego aktywność w atmosferze, metan traktowany jest jako gaz 28-krotnie bardziej szkodliwy od dwutlenku węgla (CO₂) (IPCC 2021).

Od czasu rewolucji przemysłowej, stężenie metanu w atmosferze wzrosło ponad dwukrotnie, i szacunkowo około 20% ocieplenia klimatu, które miało miejsce od przełomu XVIII i XIX wieku można przypisać temu gazowi (Borunda, 2021). Rosnące emisje metanu są więc jednym z głównych czynników przyczyniających się do dalszego wzrostu stężenia GHG w atmosferze. Niektóre ekspertyzy sugerują, że emisje metanu mogą w najbliższej przyszłości odpowiadać nawet za 1/3 globalnego ocieplenia (Global Methane Initiative, 2020; IPCC, 2021). W 2019 roku odnotowano, że globalnie ok. 60% (360 mln ton) uwolnionego do atmosfery metanu związane było działalnością człowieka, (IEA, 2020; Saunio i in., 2020).

W strukturze antropogenicznych emisji metanu (rysunek 14) największy udział miały paliwa kopalne, odpowiadające za około 33% całkowitych tego strumienia. Drugim co do wielkości źródłem była hodowla zwierząt (30%), w której dominują emisje związane z fermentacją jelitową przeżuwaczy. Kolejną grupę stanowiła produkcja roślinna (18%), w tym głównie emisje z upraw ryżu. Istotny udział w emisjach miała również gospodarka odpadami (15%), obejmująca emisje z wysypisk śmieci i ścieków komunalnych. Pozostałe źródła, sklasyfikowane jako inne, odpowiadały łącznie za około 4% globalnych emisji metanu. Przedstawiona struktura wskazuje, że działalność rolnicza (łącznie hodowla zwierząt i produkcja roślinna) odpowiada za niemal połowę globalnych antropogenicznych emisji metanu, co podkreśla kluczową rolę tego sektora w kształtowaniu bilansu gazów cieplarnianych w atmosferze.



Rysunek 14: Globalna struktura źródeł antropogenicznych emisji metanu w 2020 roku
Źródło: opracowanie własne na podstawie Global Methane Initiative (2020)

Według raportu sporządzonego przez Searchingera i in. (2021) ze względu na rosnącą produkcję żywności emisje metanu do 2050 roku mogą wzrosnąć o około 40%. Wobec wyzwań związanych z klimatem niezbędne są więc działania mające na celu zahamowanie tego procesu. Warto podkreślić, że według badań jedna krowa może wyemitować do 99 kg metanu rocznie (Quinton, 2019). Raport wydany przez CE Delft (2022) wskazuje na potrzebę zmiany diety wśród obywateli UE i zmniejszenia konsumpcji żywności pochodzenia zwierzęcego. Według szacunków, dieta uwzględniająca znaczną redukcję mięsa, nabiału i jajek, może przełożyć się na zmniejszenie emisji metanu w UE o 15-19% (CE Delft, 2022). Biorąc pod uwagę zmiany diety w krajach rozwijających się (wzrost spożycia produktów mięsnych) oraz przyzwyczajenia żywieniowe w krajach rozwiniętych trudno jednak oczekiwać w tym aspekcie radykalnych zmian. Dlatego też, ważnym staje się wprowadzanie praktyk redukujących emisję metanu już na etapie procesów produkcji rolnej. Niemniej jednak, redukcja emisji metanu powinna mieć miejsce już teraz zarówno w sektorze rolnictwa, energetyki jak też w gospodarce odpadami. Zmniejszenie emisji metanu poprzez wychwytywanie i wykorzystanie go w innym celu może przynieść jednocześnie korzyści środowiskowe i ekonomiczne (Global Methane Initiative, 2020; Saunio i in., 2016). Dostępne analizy wskazują, że ambitne działania na rzecz ograniczenia metanu w atmosferze mogą zapobiec ociepleniu klimatu o 0,3°C do 2050 roku (EEA, 2022; IPCC, 2021).

4. Polityka klimatyczna i dążenie do neutralności emisyjnej Unii Europejskiej jako instytucjonalny wymiar Trwałego Rozwoju

Narastające od połowy XX wieku problemy środowiskowe, takie jak zanieczyszczenie powietrza i wód, degradacja gleb, utrata bioróżnorodności czy zmiany klimatu stanowią jedno z kluczowych wyzwań cywilizacyjnych współczesnego świata (IPCC, 2006; Majewski i in., 2018; Prandecki i Sadowski, 2010). Już w drugiej połowie XX wieku zaczęto dostrzegać, że dalsze lekceważenie problemów środowiskowych może prowadzić do zaburzenia równowagi ekologicznej i w konsekwencji może zagrażać stabilności systemów społeczno-gospodarczych. Do upowszechnienia myślenia proekologicznego przyczyniły się m. in. takie publikacje jak „*Silent Spring*” autorstwa Rachel Carson (1962), „*Spaceship Earth*” Barbary Ward (1966), esej K.E. Bouldinga pt. „*Economics of the Coming Spaceship Earth*” (1966) oraz raport Klubu Rzymskiego pt. „*Granice wzrostu*” (Meadows i in. 1972).

Rosnąca świadomość ekologiczna społeczeństw, a także alarmujące raporty naukowe, doprowadziły do uznania ochrony środowiska za zagadnienie o wymiarze globalnym. W konsekwencji w latach 60. i 70. XX wieku rozpoczął się proces instytucjonalizacji polityki środowiskowej, obejmujący zarówno działania Organizacji Narodów Zjednoczonych, jak i rozwijających się struktur europejskich. W tym okresie ukształtowały się podstawowe założenia współczesnej polityki ochrony środowiska, których elementem jest obecnie także polityka klimatyczna. Na forum ONZ rozpoczęto prace nad globalnymi strategiami ochrony zasobów przyrodniczych, a w ramach Wspólnot Europejskich opracowano pierwsze programy środowiskowe, które z czasem przekształciły się w spójną politykę ochrony środowiska Unii Europejskiej.

4.1. Początki polityki ochrony środowiska na świecie i w UE

W drugiej połowie XX wieku coraz wyraźniej dostrzegano globalne koszty modelu rozwoju zapoczątkowanego w czasach czasów rewolucji przemysłowej (Prandecki i Sadowski, 2010). Wraz ze wzrostem świadomości społecznej pojawiło się też zapotrzebowanie na działania chroniące środowisko i zasoby naturalne. Jednym z pierwszych podmiotów konsekwentnie podnoszących te kwestie stała się od końca lat 60. XX w. Organizacja Narodów Zjednoczonych. Już w raporcie Sekretarza Generalnego U'Thanta z 1969 r. (*The Problems of the Human Environment*) wskazano na skalę kryzysu i wezwano do skoordynowanych działań o zasięgu globalnym (Alberski i Solarz, 1994; Meadows i in., 1972; U'Thant, 1969). Impulsem do upowszechnienia postulatów

ochrony środowiska w krajach rozwiniętych był też kryzys naftowy z lat 1973–1974 (Sadowski, 2006). Pojawiające się coraz częściej zagrożenia środowiskowe skłoniły międzynarodową społeczność do poszukiwania środków zaradczych (Meadows i in., 1972). Przełomowym momentem była Konferencja ONZ w sprawie środowiska zorganizowana w Sztokholmie (1972) pod hasłem „Mamy tylko jedną Ziemię” (IISD, 2020). Powołano wówczas Program Środowiskowy ONZ (UNEP) i przyjęto Deklarację Sztokholmską (26 zasad), podkreślając prawo człowieka do zdrowego środowiska oraz obowiązek ochrony jego zasobów takich jak morza i oceany, konieczność redukcji toksyn i oszczędne wykorzystanie zasobów nieodnawialnych (UN, 1972; Wysocki i Stawicka, 2005). Konferencja ONZ umiędzynarodowiła problematykę środowiskową i ugruntowała pogląd, że polityka ochrony środowiska ma wspierać, a nie hamować rozwój (Ward i Dubos, 1972).

Jednym kluczowych wydarzeń, które przyczyniło się do upowszechnienia idei oszczędnego korzystania z zasobów naturalnych, a także wprowadziło hasło „Trwałego Rozwoju” do języka polityki i nauki było opublikowanie w 1987 roku (wspominanego już wcześniej) raportu Komisji Brundtland (World Commission on Environmental and Development) pt.: „Nasza Wspólna przyszłość” (Our common future), w którym założono harmonijną realizację celów społecznych, ekonomicznych i środowiskowych (World Commission on Environment Development i UN, 1987).

Założenia, które sformułowano w raporcie Brundtland rozwinięto w 1992 roku w trakcie zorganizowanej Konferencji Narodów Zjednoczonych na temat Środowiska i Rozwoju (United Nations Conference on Environment and Development – UNCED), której hasło przewodnie sformułowano jako „Środowisko i Rozwój” (EEA, 2012). Kluczowym wydarzeniem podczas konferencji był tzw. Szczyt Ziemi w Rio de Janeiro (UN, 1993), w trakcie którego na stałe na arenę publiczną wprowadzone zostały kwestie środowiska i rozwoju (EEA, 2012). Na konferencji zawarto również kilka porozumień narodowych dotyczących środowiska oraz określono założenia przyszłej polityki społeczno-gospodarczej. Można tu przywołać m.in. „Deklarację z Rio”, „Agendę 21”, „Ramową konwencję w sprawie zmian klimatu”, „Konwencję o bioróżnorodności i o zwalczaniu pustynnienia” (EEA, 2012; UN, 1992b). „Agenda 21” – podpisana przez 172 państwa – określiła globalny program działań, jednak w wielu krajach efekty wdrożeń okazały się dość ograniczone (Berkowska i Sobolewski, 1995; EEA, 2012; Prandecki i Sadowski, 2010). W reakcji na niedostateczne postępy odbyły się kolejne szczyty takie jak: Rio+5 (1997) czy „Rio+10” (UN, 2003) akcentujące potrzebę

sprawniejszej realizacji przyjętych założeń. W ramach tych spotkań podkreślono też znaczenie edukacji dla zrównoważonego rozwoju – np. ONZ ogłosiła dekadę 2005–2014 „Dekadą Edukacji na temat Zrównoważonego Rozwoju” (UNESCO, 2005).

W 2012 roku miał miejsce natomiast szczyt „Rio+20” (2012) na którym przyjęto dokument końcowy pt. „The Future We Want”, oraz zainicjowało prace nad „Celami Zrównoważonego Rozwoju (SDGs)”, a także podkreślono, że PKB nie może być jedyną miarą postępu (UN, 2012, 2013).

Kulminacją wieloletniego procesu kształtowania globalnych ram polityki środowiskowej był rok 2015, w którym przyjęto szereg kluczowych dokumentów wyznaczających kierunki działań na kolejne dekady. Należały do nich: „Ramy z Sendai dotyczące ograniczania ryzyka klęsk żywiołowych na lata 2015–2030” (UN 2015), „Program działań z Addis Abeby” w sprawie finansowania rozwoju (UN 2015), „Porozumienie paryskie” przyjęte podczas konferencji COP21 (UN 2021) oraz „Agenda 2030” zawierająca 17 Celów Zrównoważonego Rozwoju (SDGs) (UN, 2015b, 2017, 2021). Porozumienie paryskie ustanowiło pierwszy w historii powszechny, prawnie wiążący reżim klimatyczny, definiujący cele temperaturowe (ograniczenie wzrostu średniej globalnej temperatury do poziomu znacznie poniżej 2°C oraz dążenie do 1,5°C) oraz mechanizm pięcioletnich aktualizacji krajowych zobowiązań redukcyjnych (NDCs) (UN, 2015c, 2016). Podwaliny pod ten system położono jednak znacznie wcześniej, bo wiążą się one z „Protokołem z Kioto” z 1997 roku (obowiązującym od 2005 r.). Protokół ten był pierwszym globalnym porozumieniem nakładającym na kraje uprzemysłowione obowiązek redukcji emisji sześciu gazów cieplarnianych o co najmniej 5% względem poziomu z 1990 roku, zgodnie z zasadą „wspólnej, lecz zróżnicowanej odpowiedzialności” (OECD, 2011; UN, 1998). Dokument ten wprowadził również mechanizmy elastyczne takie jak handel emisjami (ET), wspólne wdrożenia (JI) oraz mechanizm czystego rozwoju (CDM) (KOBiZE, 2014, 2015; UNFCCC, 1998). W ramach Unii Europejskiej mechanizm cap-and-trade stał się podstawą funkcjonowania systemu handlu uprawnieniami do emisji CO₂ w sektorze energetycznym (UNFCCC 1998).

W kolejnych latach prowadzono intensywne negocjacje mające na celu określenie zasad funkcjonowania polityki klimatycznej po roku 2012. Konferencje w Bali (2007), Poznaniu (2008, COP14) oraz Kopenhadze (2009, COP15) stanowiły etapy przygotowań do nowego porozumienia klimatycznego. Podczas COP14 w Poznaniu uruchomiono m.in. Fundusz Adaptacyjny oraz opracowano Poznańską Strategię Transferu

Technologii, wspierającą rozwój i finansowanie innowacji proklimatycznych (UNFCCC, 2009).

Kolejna konferencja – COP15 w Kopenhadze – zakończyła się przyjęciem dokumentu Copenhagen Accord, który choć nie miał statusu prawnie wiążącego, stanowił polityczny kompromis w zakresie ograniczenia wzrostu temperatury poniżej 2°C oraz finansowego wsparcia dla krajów rozwijających się. Jednocześnie wskazano na konieczność zwiększenia ambicji redukcyjnych i poprawy mechanizmów współpracy międzynarodowej (Karaczun i Sobolewski, 2010; UNFCCC, 2010). Rok później, podczas konferencji COP16 w Cancún (2010), potwierdzono ustalenia kopenhaskie, w tym cel utrzymania wzrostu temperatury poniżej 2°C oraz zasady nowej architektury finansowej polityki klimatycznej (UNFCCC, 2011).

W pracach na rzecz ochrony środowiska, a następnie ochrony klimatu od początku intensywnie uczestniczyły kraje Unii Europejskiej (wcześniej Europejskiej Wspólnoty Gospodarczej). Problematyka ochrony środowiska pojawiała się w założeniach politycznych Wspólnot Europejskich już w latach 70-tych. W 1973 r. Rada Wspólnot przyjęła I Wspólnotowy Program Działań (1973–1976), koncentrujący się na identyfikacji zagrożeń i ustanawianiu standardów jakości środowiska (wody, powietrza) (Borys, 2004; EC, 1973; Erechemla, 2006). II Program (1977–1981) rozszerzył zakres o odpady, zanieczyszczenia powietrza i wód oraz o planowanie przestrzenne i postęp techniczny (EC, 1977). Z powodu nierównomiernej implementacji w państwach członkowskich, III Program (1982–1986) wzmocnił kompetencje Komisji w egzekwowaniu prawa oraz uznał zasoby środowiskowe za podstawę i granicę dalszego rozwoju (EC, 1983; Jędrońska, 2001).

Czwarty Program Środowiskowy oraz przyjęcie w 1986 Jednolitego Aktu Europejskiego wprowadziły do Traktatu Rzymskiego odrębny punkt dotyczący środowiska naturalnego, wyznaczający cele takie jak ochrona i poprawa jakości środowiska, racjonalne użytkowanie zasobów oraz ochrona zdrowia (EC, 1986). IV Program Środowiskowy (1987–1992) uporządkował też kwestie strategii i zasady kontroli, a realizację działań dotyczących środowiska powierzono nie tylko administracji, lecz także NGO i osobom prywatnym (Erechemla, 2006).

V Program Środowiskowy (1993–2000) uchwalony już po podpisaniu Traktatu o UE, mocniej oparł politykę środowiskową na instrumentach rynkowych i finansowych, wskazując jako priorytety m.in. klimat, jakość środowiska w miastach, ochronę wybrzeży oraz gospodarkę odpadami i recykling (EC, 1993; Rotko, 2001).

VI Program Środowiskowy (2002–2012) akcentował włączenie wymogów środowiskowych do wszystkich polityk wspólnotowych oraz na budowę sieci IMPEL (The European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law), wspierającej wdrażanie i egzekwowanie prawa dotyczącego środowiska (EC, 2002; GIOŚ, 2018).

W VII Programie środowiskowym pt. „Dobra jakość życia z uwzględnieniem ograniczeń naszej planety” (2013–2020) wskazano dziewięć priorytetów, grupując je wokół: (1) kapitału naturalnego, (2) zasobooszczędnej, niskoemisyjnej gospodarki, (3) zdrowia i dobrostanu ludzi, uzupełnionych o lepsze wdrażanie prawa, wiedzę, finansowanie, spójność polityk, zrównoważone miasta i wymiar międzynarodowy (EC, 2014, 2015). W kontekście VIII Programu (2021–2030) Europejska Agencja Środowiska w raporcie SOER 2020 wezwała do pilnych działań w obszarach bioróżnorodności, usług ekosystemowych i gospodarowania zasobami (EEA, 2019, 2020).

4.2. Europejski Zielony Ład jako plan działania na rzecz zrównoważonej gospodarki

Narastające wyzwania związane ze zmianami klimatu, degradacją środowiska oraz nadmierną eksploatacją zasobów naturalnych wymusiły konieczność redefinicji modelu rozwoju gospodarczego Unii Europejskiej. Odpowiedzią na te wyzwania stał się Europejski Zielony Ład (European Green Deal, EGD) – kompleksowa strategia Komisji Europejskiej, która łączy cele klimatyczne, gospodarcze i społeczne w wizję transformacji Unii w kierunku zrównoważonej i neutralnej klimatycznie gospodarki. Dokument ten, ogłoszony w 2019 roku, stanowi kontynuację i zarazem pogłębienie wcześniejszych inicjatyw, takich jak Plan działania prowadzący do przejścia na gospodarkę niskoemisyjną (2011) oraz strategia „Czysta planeta dla wszystkich” (2018a).

Na bazie wspomnianych inicjatyw Komisja Europejska w 2019 roku przedstawiła Komunikat do Parlamentu Europejskiego, Rady Europejskiej, Rady, Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów (EC, 2019b), w którym zaprezentowano główne kierunki realizacji strategii Europejskiego Zielonego Ładu (European Green Deal, EGD). Dokument ten stanowi kompleksowy plan działań na rzecz rozwiązania problemów klimatycznych i środowiskowych oraz transformacji gospodarki Unii Europejskiej w kierunku zrównoważonego rozwoju (EC, 2019a; Pomykała i Raczyński, 2020).

Europejski Zielony Ład jest strategią wzrostu gospodarczego opartą na założeniu, że rozwój społeczno-gospodarczy musi przebiegać w zgodzie z ochroną klimatu

i środowiska. Jego nadrzędnym celem jest przekształcenie gospodarki Unii w ciągu 30 lat w nowoczesny, zasobooszczędny i konkurencyjny system gospodarczy, który będzie opierał się na modelu gospodarki cyrkularnej (Słupik, 2020). Działanie to ma przyczynić się do ograniczenia zmian klimatu, zmniejszenia poziomu zanieczyszczeń oraz zahamowania utraty różnorodności biologicznej (EC, 2019b, 2020c).

W ramach EGD zaproponowano zwiększenie celu redukcji emisji gazów cieplarnianych do co najmniej 55% do 2030 roku w stosunku do poziomu z 1990 roku (EC, 2020a). W perspektywie 2050 roku Europa ma osiągnąć neutralność klimatyczną, przy jednoczesnym zapewnieniu trwałego rozwoju gospodarczego, poprawie zdrowia i jakości życia obywateli oraz zachowaniu dobrego stanu środowiska przyrodniczego (EC, 2019b, 2020a). Strategia obejmuje 48 działań rozłożonych na różne sektory – od energetyki, przez transport i rolnictwo, po przemysł i konsumpcję – pogrupowanych w osiem głównych, wzajemnie powiązanych obszarów (rysunek 15).



Rysunek 15. Elementy Europejskiego Zielonego Ładu

Źródło: opracowanie własne na podstawie *European Communication* (2019)

Analiza zidentyfikowanych obszarów wskazuje, że znacząca część działań i celów EGD jest bezpośrednio lub pośrednio związana z sektorem rolnictwa. Dotyczy to nie tylko samej produkcji rolnej, lecz także usług ekosystemowych, przetwórstwa żywności, gospodarki odpadami oraz pochłaniania gazów cieplarnianych w związku z użytkowaniem gruntów (Pawłowski i Sołtysiak, 2024). Jednym z filarów Europejskiego Zielonego Ładu, bezpośrednio powiązanych z rolnictwem, jest strategia „Od pola do

stołu” (From Farm to Fork) (EC, 2020b). Według założeń, jej celem ma być przekształcenie obecnego modelu produkcji żywności w system zrównoważony, sprzyjający osiągnięciu neutralności klimatycznej do 2050 roku. Strategia ta ma zapewnić bezpieczeństwo żywnościowe Unii Europejskiej oraz przyczynić się do (EC, 2020b):

- zapewnienia wystarczającej podaży pełnowartościowej i przystępnej cenowo żywności,
- promowania zrównoważonej konsumpcji i zdrowego odżywiania,
- poprawy dobrostanu zwierząt,
- ograniczenia strat i marnotrawstwa żywności,
- przeciwdziałania fałszowaniu produktów w łańcuchu dostaw.

W celu realizacji założeń strategii „Od pola do stołu” na państwa członkowskie oraz producentów rolnych nałożono konkretne zobowiązania. Do roku 2050 przewidziano m.in. redukcję o 50% stosowania pestycydów, nawozów i środków przeciwdrobnoustrojowych oraz zwiększenie udziału rolnictwa ekologicznego do 25% powierzchni gruntów rolnych w UE do 2030 roku (EC, 2020a). Działania te uzupełnia plan legislacyjny dotyczący systemu żywnościowego, obejmujący m.in. obowiązek podawania informacji o wartości odżywczej i śladzie węglowym produktów, ograniczanie marnowania żywności oraz wspieranie bioróżnorodności (EC, 2020b).

Wspomniane inicjatywy są komplementarne wobec „Strategii ochrony różnorodności biologicznej 2030”, a ich realizację wspierać ma „Wspólna Polityka Rolna (WPR)”, której reforma koncentruje się na rozwoju zrównoważonych praktyk rolniczych oraz ochronie zasobów przyrodniczych (EC, 2020a, 2020c). Praktyki te mają również wspomagać pochłanianie dwutlenku węgla poprzez zwiększanie jego składowania w glebie i biomasie.

Zarówno Europejski Zielony Ład, jak i strategia „Od pola do stołu” stanowią zestaw działań legislacyjnych i pozalegisłacyjnych, których celem jest ograniczenie emisji gazów cieplarnianych przy jednoczesnym zapewnieniu wsparcia finansowego dla uczestników transformacji. Wdrożenie tych założeń będzie jednak wiązało się nie tylko ze zmianą wolumenu produkcji i poniesieniem kosztów, lecz również z przekształceniami w strukturze produkcji i zmianami produktywności rolnictwa, co potwierdzają dostępne analizy empiryczne (Matthews, 2021; Peer i in., 2020). Jak wskazują Prandecki, Wrzaszcz i Zieliński (2021) wdrożenie założeń EGD w Polsce może prowadzić do istotnych zmian w strukturze użytkowania ziemi oraz w poziomie produkcji roślinnej. Na

podstawie analizy scenariuszowej Poczta, Gradziuk, Matyka i Sadowski (2023) szacują, że pełna realizacja celów Zielonego Ładu mogłaby spowodować spadek produkcji kluczowych upraw o około 13%, zwłaszcza w przypadku roślin intensywnych, takich jak rzepak czy burak cukrowy. Jednocześnie autorzy podkreślają, że szersze zastosowanie rolnictwa precyzyjnego i ekologicznego mogłoby złagodzić te skutki, sprzyjając jednocześnie realizacji celów środowiskowych i zwiększeniu odporności sektora rolnego na wyzwania transformacji.

Należy jednak zaznaczyć, że możliwości ograniczania emisji gazów cieplarnianych w rolnictwie są ograniczone i nie mogą przekroczyć pewnego poziomu bez stworzenia zagrożenia dla podaży żywności (Bennetzen i in., 2016).

4.3. „Fit for 55” – scenariusze definiujące cele polityki klimatycznej UE

W ramach Europejskiego Zielonego Ładu, którego głównym celem jest osiągnięcie neutralności klimatycznej przez UE do 2050 roku (EC 2019), ustalony został cel redukcyjny emisji GHG w UE na 2030 rok, który powinien sięgać 55% w stosunku do 1990 roku (EC 2019). Stanowi to zmianę założeń przyjętych w 2014, gdy w ramach pakietów energetyczno-klimatycznych i wkładu w „porozumienie Paryskie” zakładano w perspektywie 2030 r. redukcję 40% względem roku 1990 (EC, 2018b). Do osiągnięcia celu redukcyjnego emisji o co najmniej 55% do 2030 roku, Rada UE zaproponowała pakiet „Gotowi na 55” (Fit for 55) obejmujący zestaw wniosków ustawodawczych zmieniających i uaktualniających unijne przepisy, a także wprowadzających nowe inicjatywy, za pomocą których możliwa będzie kompatybilność polityki UE z celami klimatycznymi wyznaczonymi przez Radę UE i Parlament Europejski (EC, 2020a, 2020c). Zarówno inicjatywy, jak i uaktualnione przepisy z pakietu tworzyć mają spójne i zrównoważone ramy realizacji unijnych celów klimatycznych, których osiągnięcie zapewnić ma utrzymanie i zwiększenie innowacyjności oraz konkurencyjności przemysłu UE, przy jednoczesnej gwarancji równych warunków działania względem podmiotów gospodarczych z państw trzecich, wzmacniających pozycję UE jako lidera globalnej walki ze zmianą klimatu (EC, 2020a). Wśród nowo proponowanych unijnych przepisów, za pomocą których UE i jej 27 państw członkowskich zamierzają osiągnąć unijny cel klimatyczny do 2030 roku można wyróżnić (EC, 2020a):

- unijny system handlu uprawnieniami do emisji,
- wspólny wysiłek redukcyjny,
- użytkowanie gruntów i leśnictwo (LULUCF),

- infrastrukturę paliw alternatywnych,
- mechanizm dostosowywania cen na granicach z uwzględnieniem emisji CO₂,
- Społeczny Fundusz Klimatyczny,
- REfuelEU Aviation i FuelEU Maritime,
- normy emisji CO₂ dla aut i furgonetek,
- opodatkowanie energii,
- energię odnawialną,
- efektywność energetyczną,
- charakterystykę energetyczną budynków.

Z punktu widzenia rolnictwa szczególne znaczenie mają działania zakładane względem sektorów nieobjętych ETS (System Handlu Emisjami), wśród których znajdują się: rolnictwo, gospodarka odpadami, transport drogowy i budownictwo. Dla tych obszarów ustalono wspólny unijny cel redukcji emisji o 40% do 2030 roku względem 2005 roku (EC, 2020c). Państwom członkowskim przydzielono indywidualne limity emisji w oparciu o wskaźnik PKB na mieszkańca, z możliwością elastycznego ich dostosowania do zmian gospodarczych i nadzwyczajnych sytuacji. Mechanizm ten pozwala krajom na handel, przechowywanie i pożyczanie uprawnień emisyjnych w ramach określonych limitów oraz na wykorzystywanie jednostek pochłaniania gazów cieplarnianych z sektora LULUCF do kompensacji emisji w innych obszarach (EC, 2020b). Znaczenie tego rozwiązania dla rolnictwa jest dwojakie: po pierwsze, umożliwia ono bilansowanie emisji metanu i podtlenku azotu generowanych w produkcji rolnej poprzez zwiększanie potencjału pochłaniania w glebach i lasach; po drugie, motywuje państwa członkowskie do wdrażania praktyk rolnictwa węglowego i gospodarowania gruntami w sposób sprzyjający akumulacji węgla organicznego.

W ramach pakietu „Fit for 55” podkreślono także potrzebę zachowania spójności polityki klimatycznej ze Wspólną Polityką Rolną (WPR) oraz strategią „Od pola do stołu”, co ma umożliwić połączenie celów środowiskowych z utrzymaniem bezpieczeństwa żywnościowego (EC, 2020; EC, 2020a; EC, 2020b). Transformacja ta wymaga jednak znacznych nakładów finansowych, dlatego część środków na działania ograniczające emisje i wspierające gospodarstwa rolne przewidziano w ramach Społecznego Funduszu Klimatycznego, którego zadaniem jest łagodzenie kosztów transformacji i wspieranie inwestycji w sektorach objętych wspólnym wysiłkiem redukcyjnym (EC, 2020c).

W kontekście zdefiniowanych celów redukcyjnych warto zwrócić uwagę na sektor LULUCF (Land use, land use change and forestry), który jest jednym z filarów pakietu „Fit for 55” i odgrywa kluczową rolę w bilansowaniu emisji i pochłaniania węgla. Zakłada on zwiększenie potencjału pochłaniania gazów cieplarnianych w glebie, lasach i innych ekosystemach oraz wprowadzenie mechanizmów zachęcających do ochrony i rekultywacji zasobów przyrodniczych (EC, 2020b). Działania te są bezpośrednio powiązane z sektorem rolnym i leśnym, w którym procesy glebowe, sekwestracja węgla oraz zrównoważone użytkowanie ziemi stanowią istotny element osiągnięcia neutralności klimatycznej do 2050 roku.

W odniesieniu do rolnictwa „Fit for 55” nie tylko rozszerza instrumenty redukcyjne, ale też wskazuje nowe kierunki wspierania rolników – poprzez inwestycje w innowacyjne technologie, efektywne zarządzanie nawozami i ograniczanie strat w produkcji. W efekcie pakiet ten stanowi kluczowy krok w integracji polityki klimatycznej z europejskim sektorem rolnym, czyniąc z rolnictwa zarówno źródło, jak i potencjalny magazyn CO₂ w ramach unijnej drogi do neutralności klimatycznej.

Można więc stwierdzić, że pakiet „Fit for 55” stanowi praktyczny wymiar wdrażania założeń Europejskiego Zielonego Ładu, uzupełniając strategię „Od pola do stołu” o mechanizmy redukcji emisji w sektorze rolnym i użytkowania gruntów.

Praktyczna realizacja celów redukcyjnych zakładanych w unijnej polityce klimatycznej może przebiegać w różnym tempie, co warunkowane będzie intensywnością wdrażania rozwiązań służących redukcji emisji. Według KOBiZE (2021b) możliwe są trzy zasadnicze scenariusze definiujące cele unijnej polityki klimatycznej, które stanowić mogą punkt odniesienia dla rozważań dotyczących jej konsekwencji dla gospodarki, w tym dla rolnictwa. Scenariusze te obejmują (KOBiZE 2021b, KOBiZE 2021a):

- scenariusz bazowy (BAU) zakładający w 2050 r. poziom 60% emisji z 1990 r. z wyłączeniem sektora użytkowania gruntów i leśnictwa (LULUCF).
- scenariusz referencyjny (REF) zmierzający do docelowego poziomu redukcji ok. 80% GHG w 2050 r. vs. 1990 r. z wyłączeniem sektora użytkowania gruntów i leśnictwa (LULUCF).
- scenariusz neutralności (NEU) – zakładający redukcję emisji do 2050 r. na poziomie ok. 90% względem roku 1990 r. i zerowy poziom emisji netto, czyli z uwzględnieniem technologii pochłaniania, łącznie z sektorem LULUCF.

Z przeprowadzonych przez KOBiZE analiz wynika, że wraz z przechodzeniem do bardziej ambitnych założeń znacząco rosną krańcowe koszty redukcji emisji

(w scenariuszu NEU dla sektora non-ETS wartość tę oszacowano dla Polski na poziomie 120 EUR/t CO₂). Koszt redukcji emisji jest odzwierciedleniem sygnału cenowego odnoszącego się do sektorów ETS i non-ETS, prowokującym wdrażanie technologii przyczyniających się do niskoemisyjnej transformacji sektorów. Każdy z wyznaczonych wcześniej scenariuszy (BAU, REF i NEU) nie różni się dostępnością i kosztem technologii, ale zależy od impulsu cenowego, zwiększającego się w stosunku do założonego celu redukcyjnego (KOBiZE, 2021a). Ze względu na to, że cele redukcyjne ustalone do roku 2030 w przypadku scenariuszy REF i BAU były identyczne, krańcowe koszty redukcji w tych scenariuszach są tożsame (tabela 12). Perspektywa kosztów krańcowych w 2050 roku przewiduje ich 2-krotny wzrost w przejściu między scenariuszem BAU a REF oraz między REF i NEU, co jest następstwem zmiany założeń celów redukcyjnych w scenariuszach (KOBiZE 2021a). Zaprezentowany krańcowy koszt redukcji nie powinien być wprost traktowany jako cena uprawnień do emisji (EUA) w systemie ETS, ponieważ w przypadku jego wyznaczenia nie wykorzystano żadnego modelu rynkowego, w którym funkcjonowałyby mechanizmy nadwyżek uprawnień EUA, rezerwy MSR (Rezerwa Stabilności Rynkowej) czy możliwości wykupowania uprawnień (KOBiZE 2021a).

Tabela 12. Krańcowe koszty redukcji emisji według KOBiZE w zależności od scenariusza w perspektywie roku 2030 i 2050

		POLSKA 2030			POLSKA 2050		
RODZAJ SCENARIUSZA		BAU	REF	NEU	BAU	REF	NEU
Krańcowe koszty redukcji emisji [EUR/tCO ₂ eq]	EU ETS (vs. 2005)	40	40	100	100	200	400
	EU non-ETS (vs. 2005)	50	50	120	110	600	1300

Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE (2021)

W kontekście rozważanych wspomnianych wyżej scenariuszy KOBiZE wskazało także na trzy podstawowe warianty osiągania redukcji emisji gazów cieplarnianych (GHG), różniące się sposobem oddziaływania na decyzje produkcyjne gospodarstw rolnych (KOBiZE 2021a) (rysunek 16). Każdy z nich odzwierciedla odmienną logikę polityki środowiskowej – od podejścia opartego na opłatach emisyjnych, przez regulacyjne ograniczenia produkcji, po system rekompensat finansowych.

Wariant 1 - Opłaty za emisję

- obciążenie emisji z sektora rolniczego opłatą za każdą wyemitowaną tonę CO₂[eq]

Wariant 2 - Limit emisji

- wprowadzenie bezpośredniego limitu emisji wynikającego z celu redukcji

Wariant 3 - Subsydia

- osiągnięcie celu redukcyjnego ze wsparciem UE oraz WPR

Rysunek 16. Warianty wymuszania redukcji emisji GHG w sektorze rolnictwa

Źródło: opracowanie własne na podstawie KOBiZE (2021)

Pierwszy z wymienionych wariantów tj. „opłaty za emisję” zakłada wprowadzenie opłat za emisję gazów cieplarnianych (GHG), obliczanych na podstawie wielkości emisji generowanych przez poszczególne gospodarstwa rolne (KOBiZE 2021a). Wysokość obciążenia ma być więc proporcjonalna do poziomu emisji danego gospodarstwa, co powinno w założeniach stanowić bodziec ekonomiczny do wdrażania mniej emisyjnych praktyk rolniczych. Należy jednak podkreślić, że globalnie skala redukcji emisji przy zastosowaniu tego instrumentu nie będzie zależała wyłącznie od decyzji producentów rolnych, lecz również od reakcji konsumentów na wzrost cen produktów rolnych, będących pochodną kosztów emisji (KOBiZE 2021a). Z tego względu istotne byłoby objęcie podobnymi opłatami także produktów importowanych, aby uniknąć zjawiska tzw. „ucieczki emisji”. W rolnictwie opłaty emisyjne dotyczyłyby trzech głównych gazów cieplarnianych tj. metanu (CH₄), podtlenku azotu (N₂O) oraz dwutlenku węgla (CO₂), których ekwiwalent określany jest przy użyciu Globalnego Współczynnika Ocieplenia (PRS, 2020). Jednostkowe stawki opłat ustalone przez KOBiZE (2021) bazują na projekcjach przygotowanych za pomocą modeli d-PLACE i EPICA, uwzględniających m.in. zmiany kosztów pracy, cen paliw i produktów sektora chemicznego.

Wariant drugi określony mianem „limit emisji” zakłada narzucenie celu redukcyjnego dla sektora rolnictwa, bez bezpośredniego wprowadzania opłat emisyjnych. Rolnicy byłiby zobowiązani są do dostosowania struktury produkcji w swoich gospodarstwach tak, aby nie przekroczyć ustalonego limitu emisji (KOBiZE 2021a). Podobnie jak w wariantcie pierwszym, decyzje produkcyjne rolników w tym zakresie byłyby powiązane ze zmianami cen rynkowych oraz zachowaniami konsumentów. Wielkość wymaganego ograniczenia emisji określono z wykorzystaniem tych samych modeli, co w wariantcie pierwszym. W tym przypadku redukcja emisji nie

generuje bezpośrednich kosztów, lecz prowadzi do spadku produkcji gospodarstw rolnych (KOBiZE 2021a).

Wariant trzeci zakłada realizację celu redukcyjnego przy pomocy podobnego mechanizmu jak w wariantcie drugim, jednak z wykorzystaniem instrumentów rekompensacyjnych. Rolnicy otrzymywaliby dopłaty uzależnione od stopnia ograniczenia emisji w swoich gospodarstwach (KOBiZE 2021a). Zastosowanie tego mechanizmu chroniłoby więc gospodarstwa przed spadkiem dochodów w wyniku realizacji polityki klimatycznej, jednak generowałby koszty dla finansów publicznych (koszty finansowania systemu dopłat) w perspektywie do 2050 roku.

Podsumowując można stwierdzić, że zaprezentowane warianty odzwierciedlają różne podejścia do osiągania celów redukcyjnych w rolnictwie – od mechanizmów rynkowych, przez rozwiązania regulacyjne, po systemy zachęt finansowych. Warto podkreślić, że analizy przedstawione przez KOBiZE wskazują jednak jedynie pewne potencjalne efekty w ujęciu makro i nie odnoszą się do wyników konkretnych gospodarstw, które będą zapewne determinowane zarówno oddziaływaniem instrumentów polityki rolnej jak i indywidualnymi uwarunkowaniami wynikającymi także ze struktury i skali produkcji.

4.4. Zielona reforma podatkowa w Danii 2024 – model polityki klimatycznej w rolnictwie

Jak podkreślano wcześniej regulacja emisji gazów cieplarnianych w sektorze rolnictwa stanowi jedno z największych wyzwań współczesnej polityki klimatycznej. Podczas gdy większość działań redukcyjnych w krajach Unii Europejskiej koncentruje się na sektorze energetycznym, przemysłowym i transportowym, które są objęte systemem EU ETS, rolnictwo pozostaje w dużej mierze poza zasięgiem bezpośrednich instrumentów o charakterze podatkowym. Prekursorem zmian w tym zakresie jest Dania, która już od 2030 r. planuje objąć rolnictwo systemem opłat za emisje GHG. W przypadku tego kraju przewiduje się, że w 2030 r. udział rolnictwa w krajowych emisjach GHG będzie stanowić już około 46%.

W związku z powyższym Grupa Ekspercka ds. Zielonej Reformy Podatkowej przygotowała raport pt. „Green Tax Reform”. Planowane działania stanowią pierwszą w Europie – i jedną z nielicznych na świecie – prób kompleksowego zastosowania narzędzi fiskalnych do regulacji emisji nieenergetycznych w rolnictwie, w szczególności metanu i podtlenku azotu. Opracowane modele podatkowe oraz mechanizmy wsparcia

technologicznego i środowiskowego tworzą nowatorskie podejście, które może stać się punktem odniesienia dla innych państw poszukujących skutecznych rozwiązań w tym trudnym obszarze polityki klimatycznej.

Przywołany dokument po raz pierwszy przedstawia spójną koncepcję włączenia rolnictwa do systemu jednolitego opodatkowania emisji w gospodarce, dotychczas zarezerwowanego dla sektorów przemysłowego i energetycznego. Proponuje się tutaj zróżnicowane modele podatkowe, które uwzględniają konkurencyjne cele: efektywność kosztową, stabilność struktury gospodarczej oraz ograniczenie ryzyka carbon leakage (przeniesienia produkcji i emisji poza granice kraju). Przedstawiony plan łączy instrument fiskalny z szerokim pakietem działań wspierających ograniczanie emisji GHG – od zalesiania i odtwarzania mokradeł po wsparcie dla innowacyjnych technologii sekwestracji węgla – co nadaje mu charakter holistycznej strategii.

Przedstawiony w przywołanym raporcie zestaw modeli pozwala wnioskować o możliwym tempie wprowadzania reform oraz związanych z tym kosztów. Prezentowany przez ekspertów model 1 bazuje na zakładzie wprowadzenie jednolitej stawki 750 DKK za tonę CO₂ eq. Model zapewnia zgodność z zasadą jednolitego opodatkowania emisji w całej gospodarce. Skutkuje jednak znaczącym spadkiem produkcji zwierzęcej, szczególnie w sektorze hodowli bydła i wysokim ryzykiem przeniesienia produkcji za granicę. W modelu 2 założono „kompromis” efektywności i ochrony struktury gospodarki, w którym przewidziano stawkę 375 DKK/t. Model kładzie większy nacisk na wykorzystanie technologii redukujących emisje (np. dodatki paszowe, przykrywanie zbiorników gnojowicy), co zmniejsza presję na ograniczenie produkcji, ale zwiększa koszty społeczno-ekonomiczne. Model 3 polegający na minimalizacji ryzyka dla sektora zakłada stawkę 125 DKK/t emisji. Jego celem jest utrzymanie produkcji i miejsc pracy w sektorze produkcji zwierzęcej, a redukcje emisji mają być w większym stopniu osiągane dzięki innowacjom technologicznym, w tym wykorzystaniu „biowęgla” i metod sekwestracji węgla. Model wiąże się jednak z wysokimi kosztami budżetowymi (ponad 2 mld DKK rocznie) i dużą niepewnością co do dostępności technologii w wymaganym horyzoncie czasowym.

We wszystkich modelach przewidziano pakiet działań wspierających, których celem jest zwiększenie skuteczności regulacji oraz ograniczenie negatywnych efektów gospodarczych. W skład pakietu wchodziły subsydia i dotacje do działań takich jak zalesianie, odtwarzanie mokradeł, zmiany w polityce nawozowej czy wsparcie dla rozwiązań bazujących na wykorzystaniu „biowęgla”.

Mimo zakładanych subsydiów, duńskie analizy wskazują, że skutki ekonomiczne dla sektora rolnego będą odczuwalne i zróżnicowane w zależności od realizowanych założeń. W modelu 1 „natychmiastowy” koszt dla rolnictwa oszacowano na 5,9 mld DKK rocznie, przy jednoczesnym wzroście dochodów państwa o 1,2 mld DKK. W modelach 2 i 3 obciążenie sektora jest mniejsze (od 3,1 do 1,3 mld DKK), jednak wymaga to większego zaangażowania finansów publicznych. Dodatkowo, przewidywany wzrost cen produktów spożywczych jest stosunkowo umiarkowany i wynosi maksymalnie 4% dla wyrobów mlecznych i mięsnych. Ponadto, skutki zatrudnieniowe obejmują redukcję około 8 tys. etatów w modelu 1, przy znacząco niższych wartościach w modelach 2 i 3.

Omawiany raport rozważał także możliwość wprowadzenia podatku klimatycznego na etapie konsumpcji, obejmującego produkty o najwyższym śladzie węglowym (wołowina, wieprzowina, nabiał). Badania wykazały jednak, że emisje związane z konsumpcją są stosunkowo mało wrażliwe na zmiany cen, co ostatecznie prowadziło do tego, że instrument generowałby znaczne koszty administracyjne i ryzyko praktycznych problemów, podobnych do tych, które doprowadziły do zniesienia wcześniejszego podatku od tłuszczu. W rezultacie koncepcja podatku konsumpcyjnego została odrzucona jako nieskuteczna i trudna do wdrożenia.

Analiza przedstawiona w raporcie Green Tax Reform (2024) prowadzi do kilku istotnych wniosków dotyczących możliwości i ograniczeń fiskalnej regulacji emisji w sektorze rolnictwa i leśnictwa.. Wprowadzenie jednolitego, wysokiego podatku od emisji gwarantuje skuteczność redukcji i minimalizuje koszty społeczno-ekonomiczne na poziomie makro, jednak generuje poważne konsekwencje strukturalne w postaci spadku produkcji, utraty miejsc pracy oraz zwiększonego ryzyka „carbon leakage”. Z kolei obniżenie obciążeń podatkowych i przesunięcie ciężaru redukcji na innowacje technologiczne pozwala na ochronę konkurencyjności i stabilności sektora, lecz dzieje się to kosztem wyższych nakładów publicznych oraz większej niepewności związanej z osiągnięciem zakładanych efektów redukcyjnych.

Wyniki raportu podkreślają, że skuteczność proponowanych w Danii rozwiązań zależy w dużej mierze od komplementarnych instrumentów wsparcia, takich jak subsydia dla zalesiania, rekultywacja gleb torfowych czy rozwój technologii sekwestracji węgla. Środki te nie tylko umożliwiają zbilansowanie kosztów transformacji, lecz także mogą przynieść dodatkowe korzyści środowiskowe w postaci poprawy jakości gleb, ochrony bioróżnorodności oraz wzrostu odporności ekosystemów.

Z przeprowadzonych przez autorów przywołanego raportu analiz wynika, że dalsze prace nad kształtem podatku klimatycznego w rolnictwie wymagają ciągłego monitorowania efektów regulacji oraz elastyczności w dostosowywaniu przyjętych mechanizmów. Duża niepewność dotycząca tempa rozwoju technologii redukcyjnych, elastyczności eksportowej duńskich produktów rolnych czy reakcji rynków zagranicznych sprawia, że kluczowe znaczenie ma zdolność państwa do szybkiej korekty polityki fiskalnej w przypadku odchyleń od zakładanych rezultatów. Wnioski z raportu wskazują, że „zielona reforma podatkowa” w Danii nie jest wyłącznie instrumentem służącym realizacji celów krajowej polityki klimatycznej. Przedstawione modele mogą dostarczyć cennego materiału porównawczego dla innych państw, które mierzą się z podobnym wyzwaniem: tj. jak skutecznie ograniczać emisje w sektorze rolnictwa, nie podważając jednocześnie fundamentów gospodarczych i społecznych tego sektora.

4.5. Kontrowersje związane z realizacją założeń Europejskiego Zielonego Ładu w Polsce

Założenia Europejskiego Zielonego Ładu (EGD) wywołują liczne kontrowersje w sferze politycznej i społecznej zarówno w Polsce jak i w innych krajach UE. Jedną z grup społecznych najsilniej wypowiadających się przeciwko realizacji tej strategii stanowią rolnicy. Według sondażu przeprowadzonego przez CBOS (Centrum Badania Opinii Społecznej) w 2024 roku, 52% Polaków kojarzy Zielony Ład negatywnie, a 84% rolników wyraża sceptycyzm wobec tej polityki (CBOS, 2024). Dodatkowo, według tego centrum badawczego, najczęstsze skojarzenia z programem to ograniczenia i zakazy, negatywne skutki finansowe, protesty zawodowe czy utrata suwerenności (CBOS 2024). Autorzy sondażu zauważyli również, że EGD dla znacznej części Polaków kojarzy się z czymś, co nie przyniesie krajowi korzyści. Budzi natomiast dużo obaw, wskazujących, że ucierpi nie tylko rolnictwo, ale też inne gałęzie polskiej gospodarki, co w ostateczności przełoży się na wzrost kosztów życia i być może na większy wpływ UE na Polskę. Natomiast według osób, którzy wprowadzenie EZD kojarzą z pozytywną zmianą, przeważa przekonanie, że w przyszłości nadal „będą mogli oddychać czystym powietrzem”, a postulowane zmiany pomogą „uratować Ziemię przed klimatyczną zagładą” (CBOS 2024).

Obawy polskich rolników (którzy szczególnie czują się dotknięci restrykcjami związanymi z wprowadzeniem EGD), dotyczą ograniczeń związanych z użyciem nawozów i pestycydów, obowiązku ugorowania części gruntów, a także importu

„konkurencyjnej” żywności spoza UE (Szałaj, 2025). Według Jeżewskiego (dyrektora generalnego think tanku „POLSKA Patriotyczna” oraz twórcy cyklu popularnonaukowego „JEZEWSKI PhD economy”, poruszającego tematy z obszaru społeczno-gospodarczo-biznesowego) aktualnie Zielony Ład jest postrzegany przez część polityków i ekonomistów jako narzędzie wpływające na ograniczenie niezależności państw członkowskich. Na takie postrzeganie tego programu wpływ mają, jego zdaniem, zbyt daleko idące regulacje czy ograniczenia dla krajowych sektorów strategicznych takich jak węgiel czy przemysł nawozowy (Jeżewski, 2024). Dodatkowo, przywołany autor podkreśla, że ostatecznie debata nad restrykcjami Zielonego Ładu, postrzeganych jako droga do lepszej przyszłości jest złożona, a co za tym idzie, niesie ze sobą dużo kontrowersji w sferze politycznej i społecznej. Pomimo pozytywnych aspektów, wśród których jest dążenie do zrównoważonego rozwoju, istnieją także liczne kwestie dyskusyjne związane z wpływem EZD na rolnictwo, politykę transportową czy zakres oddziaływania UE na sytuację globalną. Przywołany autor wskazuje również, że ostateczna ocena EGD powinna bazować na obiektywnej analizie, zakładającej znalezienie balansu między ochroną środowiska, a realnymi potrzebami społeczeństwa (Jeżewski 2024). Według Wrzaszcz i Prandeckiego (2020) nie tylko w Polsce, ale w całej UE zauważalny jest coraz bardziej rosnący sceptycyzm dla idei instytucji unijnych, co w przyszłości może przełożyć się na wstrzymanie procesów integracyjnych nastawionych na sprawniejsze funkcjonowanie nie tylko EGD, ale również samej UE. W kontekście przyszłości EGD autorzy dodają, że liczba interesariuszy objętych tym programem będzie rosła, a co z tym związane – kolejne grupy społeczne odczuwać będą skutki nowowprowadzanych regulacji – w przyszłości może to jeszcze bardziej wpłynąć na odczucie niechęci wobec nowych strategii rozwojowych UE. Warto zauważyć, że wiele argumentów pojawiających się w dyskusji politycznej i społecznej bazuje na półprawdach, w których rzeczywiste rozwiązania podawane są często nadinterpretacji w celu zwiększenia obaw nieświadomych grup społecznych (Wrzaszcz i Prandecki, 2020).

5. Metody i praktyki sprzyjające redukcji emisji gazów cieplarnianych z obszaru rolnictwa

Z uwagi na rosnące zobowiązania wynikające z Porozumienia Paryskiego oraz unijnych regulacji w ramach Europejskiego Zielonego Ładu, ograniczenie emisji GHG w rolnictwie stało się jednym z kluczowych priorytetów polityki klimatycznej. W tym

kontekście badacze zajmujący się rolnictwem przeanalizowali szereg metod i praktyk ukierunkowanych na minimalizację emisji GHG, które jednocześnie umożliwiają utrzymanie potencjału produkcyjnego rolnictwa. Przegląd najważniejszych z nich przedstawiono w poniższych podrozdziałach.

5.1. Zakres możliwych dostosowań na poziomie producentów rolnych i kosztochłonność możliwych rozwiązań

Zarówno literatura światowa, jak i krajowa podkreśla istnienie licznych możliwości redukcji emisji pochodzących z działalności rolniczej (Kwon i in., 2021; MacLeod, 2015; Moreau i in., 2012; Mrówczyńska-Kamińska i in., 2021). Należy jednak zauważyć, że potencjał redukcyjny poszczególnych działań, jak również koszty ich wdrożenia oraz realne możliwości zastosowania, są w dużej mierze uwarunkowane specyfiką geograficzną, klimatyczną i organizacyjną danego regionu lub kraju. W konsekwencji bezpośrednie przenoszenie praktyk redukcyjnych opracowanych w innych państwach nie zawsze jest możliwe ani efektywne w warunkach polskiego rolnictwa.

Z tego względu zasadne jest prowadzenie analiz oraz ocen przydatności znanych metod ograniczania emisji GHG w odniesieniu do krajowych realiów produkcyjnych. W niniejszym opracowaniu dokonano przeglądu rozwiązań przedstawianych w literaturze polskiej i zagranicznej, które podzielono na trzy zasadnicze obszary:

- metody ukierunkowane na produkcję roślinną,
- metody dotyczące produkcji zwierzęcej,
- działania o charakterze technicznym i infrastrukturalnym.

Metody redukcyjne z zakresu produkcji roślinnej i gospodarowania glebą odnoszą się przede wszystkim do praktyk agrotechnicznych, doboru odmian roślin, zasad nawożenia oraz sposobów zarządzania zasobnością i odczynem gleby (Pietrzak, 2009). Z kolei metody dotyczące produkcji zwierzęcej koncentrują się głównie na zmianach w zakresie chowu i żywienia zwierząt, mających na celu ograniczenie emisji metanu i podtlenku azotu. Trzeci obszar obejmuje działania techniczne i infrastrukturalne, polegające na wdrażaniu technologii ograniczających uwalnianie gazów cieplarnianych, zwiększających efektywność energetyczną bądź umożliwiających zastępowanie energii konwencjonalnej odnawialnymi źródłami energii.

5.1.1. Działania w zakresie poprawy praktyk produkcyjnych dedykowanych produkcji roślinnej

Przyorywanie obornika w ciągu 12 godzin od aplikacji na glebę

Nawozy organiczne stanowią istotny element gospodarowania składnikami pokarmowymi w rolnictwie i zasadniczo przyczyniają się do poprawy żyzności oraz potencjału plonotwórczego gleb. Niemniej jednak, niewłaściwe ich stosowanie może prowadzić do znaczących strat związków azotu do środowiska, w tym do emisji gazów cieplarnianych. Azotany wymywane z gleb do wód gruntowych i powierzchniowych, w wyniku szeregu przemian biochemicznych, mogą ulegać redukcji do amoniaku (NH_3), a następnie do tlenków azotu (N_2O), charakteryzujących się potencjałem cieplarnianym wielokrotnie wyższym niż dwutlenek węgla (A. Faber i Jarosz, 2018; Fotyma, 2010; Anna Smurzyńska i in., 2015).

Skutecznym sposobem ograniczania strat amoniaku jest udoskonalenie metod aplikacji nawozów naturalnych, w tym obornika (A. Faber i Jarosz, 2018; Jarosz i Faber, 2017). Większość emisji amoniaku następuje w ciągu kilku godzin po rozrzuconiu obornika na powierzchni gleby (A. Faber i Jarosz, 2018), dlatego jednym z kluczowych działań redukcyjnych jest jak najszybsze przykrycie nawozu warstwą gleby, co ogranicza jego kontakt z powietrzem (Pietrzak, 2009). Według badań Jarosz i Fabera (2018), opartych na danych UNECE (United Nations Economic Commission for Europe, 2015), przyoranie obornika w ciągu 4 godzin od aplikacji może ograniczyć emisję amoniaku o 40–65%, podczas gdy wykonanie tego zabiegu po upływie 4 godzin redukuje emisję jedynie o 30–50%. W warunkach krajowych, z uwagi na ograniczenia organizacyjne i techniczne związane z natychmiastowym przyoraniem nawozu, za rozwiązanie praktycznie możliwe do wdrożenia uznaje się wydłużenie tego czasu do 12 godzin (Gawęda i Haliniarz, 2021). Według literatury, przyoranie obornika w ciągu 12 godzin od jego rozrzuconia może przyczynić się do ograniczenia emisji amoniaku o około 50% (Jarosz i Faber 2018). Z uwagi na relatywnie wysoki potencjał redukcyjny oraz możliwość zastosowania w warunkach polskiego rolnictwa, metoda ta jest uznawana za skuteczne i wykonalne działanie ograniczające emisję amoniaku, a jednocześnie stanowi element ekoschematu „Rolnictwo węglowe”, wspieranego w ramach polityki Wspólnej Polityki Rolnej.

Doglebowe wtryskiwanie gnojowicy

Ograniczenie emisji amoniaku (NH_3) z nawozów naturalnych może być skutecznie osiągnięte poprzez ich doglebowe wprowadzanie, co jest szczególnie istotne w przypadku nawozów płynnych, takich jak gnojowica czy gnojówka, charakteryzujących się znacznie wyższą podatnością emisyjną niż obornik stały (Pietrzak 2009). Jednym z najbardziej efektywnych sposobów ograniczania emisji amoniaku z nawozów płynnych jest zastosowanie nowoczesnych wozów asenizacyjnych, umożliwiających precyzyjne i równomierne doglebowe aplikowanie nawozu (Pietrzak 2009). W praktyce wykorzystywane są różne typy aplikatorów – do płytkiego lub głębokiego wtryskiwania oraz przystawki wyposażone w węże wleczone lub płozy ciągnione, które pozwalają ograniczyć kontakt nawozu z powietrzem (Maj-Kałdońska, 2021; Pietrzak, 2013).

Wyniki badań agrotechnicznych wskazują, że zastosowanie metody głębokiego wtryskiwania gnojowicy przy użyciu aplikatorów doglebowych pozwala na redukcję emisji amoniaku średnio o około 90% w porównaniu z tradycyjnymi metodami rozprowadzania nawozów przy pomocy rozlewaczy z płytkami rozbryzgowymi. W przypadku aplikatorów płytkich redukcja emisji wynosi około 60%, natomiast przy wykorzystaniu przystawek z wleczonymi węzami – około 10% (Pietrzak, 2013; Rotz, 2004). Z kolei badania Pietrzaka (2001, 2013) wskazują, że wykorzystanie przystawek z węzami wleczonymi lub ciągniętymi umożliwia ograniczenie strat amoniaku odpowiednio o 50% i 70%, w zależności od warunków aplikacji. Należy podkreślić, że dobór odpowiedniej metody aplikacji nawozów płynnych powinien być dostosowany do uwarunkowań lokalnych, takich jak wielkość i ukształtowanie pól, rodzaj gleby, wysokość roślin, konsystencja nawozu czy dostępność ciągników o odpowiedniej mocy (Pietrzak 2013).

Strefy buforowe (pasy zieleni np. traw) na gruntach ornych wzdłuż wód powierzchniowych (rzeki, jeziora)

Azot dostarczany do gleby w postaci nawozów ulega licznym przemianom biochemicznym. Jednym z końcowych produktów tych procesów jest azot azotanowy (NO_3^-), który nie będąc wiązany przez kompleks sorpcyjny gleby – jest łatwo wymywany do wód powierzchniowych i podziemnych, powodując ich eutrofizację. Uwolniony do środowiska azot może ponadto ulegać przemianie w podtlenek azotu (N_2O) – gaz cieplarniany o potencjale ocieplającym znacznie przewyższającym dwutlenek węgla (Erisman i in., 2011; Rütting i in., 2018).

Zjawisko wymywania azotu ma istotne konsekwencje zarówno ekonomiczne, jak i środowiskowe. Dla rolników oznacza ono straty nakładów poniesionych na nawożenie, a dla środowiska – wzrost eutrofizacji wód oraz emisję gazów cieplarnianych. Dodatkowo wysokie stężenia azotanów w wodach pitnych stanowią zagrożenie zdrowotne dla ludzi. Szacuje się, że rośliny wykorzystują średnio około 50% azotu zastosowanego w nawozach w pierwszym roku po aplikacji, natomiast pozostała część ulega stratom w wyniku procesów wymywania (ok. 20%) i denitryfikacji (ok. 5%) (Fotyma 2010).

Wyniki badań monitoringowych prowadzonych w latach 2004–2015 wskazują, że w około 19% punktów pomiarowych na obszarze Polski odnotowano wzrost stężenia azotanów w wodach podziemnych. Zjawisko to szczególnie często obserwowano na terenach użytków zielonych (TUZ) (Łopatka i in., 2021; Rojek i in., 2017). Największe ryzyko wymywania azotu występuje w przypadku gleb lekkich i piaszczystych, które dominują w strukturze gleb Polski (Jasiewicz i Baran, 2006). Ograniczenie uwalniania azotu do środowiska stanowi zatem jedno z kluczowych wyzwań współczesnej praktyki rolniczej.

Jednym z rozwiązań umożliwiających realizację tego celu jest stosowanie nawozów mineralnych zawierających stabilizatory azotu (tzw. inhibitory) (Trenkel, 2010). Substancje te spowalniają reakcje chemiczne zachodzące po aplikacji nawozu, co wydłuża dostępność azotu dla roślin (Qi i in., 2021). Na rynku dostępne są dwa główne typy inhibitorów: inhibitory nitryfikacji, które ograniczają proces przekształcania amoniaku w azotyny i azotany, oraz inhibitory ureazy, spowalniające hydrolizę mocznika (Klimiuk i Łebkowska, 2003). Badania wskazują, że stosowanie inhibitorów nitryfikacji może zmniejszyć tempo tego procesu od 30% do nawet 70% (Coskun i in., 2017; Steensma i in., 2023). Inhibitory nitryfikacji rekomenduje się do stosowania zarówno przedsięwnie, jak i pogłównie, w połączeniu z nawozami zawierającymi azot w formie amonowej lub amidowej (np. saletra amonowa, saletrzak, RSM) (Kucharski i Sienkiewicz-Cholewa, 2023).

Zarówno inhibitory nitryfikacji, jak i ureazy wciąż stanowią stosunkowo nową technologię w praktyce rolniczej i są dopiero wprowadzane do gospodarstw w Polsce. Ich stosowanie przyczynia się jednak do redukcji emisji związków azotu zarówno do atmosfery, jak i do wód powierzchniowych oraz podziemnych, co potwierdzają liczne badania naukowe (Coskun i in., 2017; Dawidowicz i in., 2015; Flessa i in., 2002; Jarosz i Faber, 2017; Liu, 2015; Pinas, 2021). W związku z tym technologia ta może być

uznawana za ważny element strategii ograniczania emisji gazów cieplarnianych w rolnictwie.

Zwiększenie udziału roślin motylkowych i strączkowych w uprawach polowych i użytkach zielonych (np. lucerna, soja, koniczyna)

Rośliny bobowate znane również jako rośliny motylkowe są rodziną roślin charakteryzującą się zdolnością do asymilacji azotu z atmosfery za pomocą symbiotycznych bakterii które żyją w ich korzeniach (Wang i in., 2018). Pozostałe po uprawie roślin strączkowych resztki roślinne w sposób bezpośredni i pośrednio wpływają na bilans próchnicy i żyzność gleby (Gaweł i Żurek, 2003; Harasim, 2001). Proces wiązania azotu atmosferycznego przez rośliny bobowate może zastępować lub przynajmniej w pewnym stopniu zmniejszyć konieczność stosowania sztucznych nawozów azotowych (Huang, 2024; Tang i in., 2024). Uprawa roślin motylkowych (grubo i drobnonasiennych) dzięki wiązaniu azotu atmosferycznego sprzyja ograniczeniu stosowania sztucznych nawozów azotowych, i zmniejsza ryzyko zanieczyszczenia środowiska przez azot, a w konsekwencji może zapobiegać emisji gazów cieplarnianych (zapobieganie powstawaniu tlenków azotu oraz ograniczenie emisji dwutlenku węgla powstającego w procesie syntezy nawozów sztucznych) (Marcos-Pérez i in., 2023). Rośliny strączkowe i motylkowe drobnonasienne uprawiane mogą być nie tylko w celach konsumpcyjnych i produkcji pasz, ale także jako nawozy zielone (przedplony i poplony) w celu ich przyorania (Szweykowska i Szweykowski, 2003).

Jak wskazują badania rośliny strączkowe w procesie uprawy emitują 5–7 razy mniej gazów cieplarnianych na jednostkę powierzchni niż inne uprawy (Stagnari i in., 2017). Pomimo wielu zalet rośliny strączkowe mają stosunkowo niewielki udział w powierzchni uprawy zarówno w Polsce jak i w innych krajach (globalnie wyróżnia się pod tym względem jedynie soja, której uprawa budzi jednak wiele kontrowersji) (IAFE, 2021).

Uprawa bezorkowa

Uprawa bezorkowa (inaczej uprawa minimalna, uprawa bezplużna lub bezorkowe rolnictwo) to metoda uprawy roli, która ogranicza lub eliminuje użycie tradycyjnego pługa (Gellatly i Dennis, 2011). Bezorkowa uprawa minimalizuje zjawisko erozji gleby utrzymując jej właściwą strukturę i zmniejszając straty wody (Ingram, 2010). Uprawa bezorkowa sprzyja zwiększeniu bioróżnorodności, ponieważ w porównaniu do

tradycyjnej uprawy z użyciem pługa, naturalne procesy ekologiczne nie ulegają w tak dużym stopniu zakłóceniom (Cozim-Melges i in., 2024; Moreno-García i in., 2024). Co jednak szczególnie istotne z punktu widzenia emisji GHG stosowanie uprawy bezorkowej zmniejsza zużycia paliwa (zmniejszenie liczby zabiegów uprawnych) (K. Pawlak, 2017). Wyniki badań agrotechnicznych wskazują, że uprawa bezorkowa zmniejsza zużycie paliw pędnych nawet o 60,5% (Akbarnia i Farhani, 2014; J. Pawlak, 2012).

Według badań Jarosz i Fabera (2015) w uprawie bezorkowej z pozostawianiem resztek poźniwnych na polu odnotowano emisję N_2O o 15% mniejszą niż z uprawy pełnej ze zbiorem słomy. Dodatkowo zmniejszeniu uległy również emisje NH_3 (o 2%) i wymywanie azotu (o 11%). Badania przeprowadzone przez Holkę i Bieńkowskiego (2017) także wykazały, że zastosowanie uprawy uproszczonej lub siewu bezpośredniego z pozostawianiem dużej ilości resztek poźniwnych na polu znacząco przyczynia się do redukcji emisji GHG w produkcji pszenicy. Inne badania Jarosz i Fabera (2016) wskazały na zmniejszenie emisji N_2O o 34% (z pozostawieniem całej ilości słomy na polu). Ten system uprawy wpłynął również na ograniczenie emisji NH_3 o 3% i zmniejszenie wymywania azotu o 33% w porównaniu do uprawy pełnej ze zbiorem resztek poźniwnych (Jarosz i Faber 2016). Badania przeprowadzone przez Newell-Price'a z zespołem (2011) wykazały natomiast, że zastosowanie uprawy bezorkowej powinno zmniejszyć straty wymywania NO_3 do 20%, a wymywania fosforu aż do 60%. Ograniczenie erozji gleby i lepsze zatrzymywanie wody w glebie zmniejsza również wypłukiwanie składników odżywczych z pola, co ogranicza również potrzeby nawozowe a w konsekwencji sprzyja redukcji GHG (Waydelin, 1994). Warto podkreślić, że globalne wykorzystanie uprawy bezorkowej w 2009 r. wyniosło 105 Mha (co stanowi wzrost o 233% w porównaniu z poprzednimi 10 latami) (Derpsch i Friedrich, 2009). Jednakże pomimo pionierskich badań w Europie dotyczących metody uprawy zerowej, wykorzystanie jej w Europie jest obecnie bardzo ograniczone, w porównaniu z jej powszechnym stosowaniem w Ameryce Południowej (Derpsch, 1998; Derpsch i Friedrich, 2009; Triplett i Dick, 2008). W związku z tym Europę uważa się za „kontynent rozwijający się” pod względem stosowania uprawy zerowej (Basch, 2005), co potwierdzają badania przeprowadzone przez Eurostat, które dowodzą, że udział tej praktyki w ogólnej uprawie roli w UE stanowi jedynie 3,7% (Eurostat, 2016).

Zwiększenie powierzchni uprawy poplonów

Poplony (międzyplony) to rośliny które są uprawiane między uprawami głównymi jako forma uprawy przyspieszonej, a także jako środek do ochrony gleby i środowiska (Dmoch i Kowalski, 2018). W zależności od terminu siewu wyróżnia się 3 rodzaje międzyplonów tj. ozime, ścierniskowe oraz wsiewki międzyplonowe (Quintarelli i in., 2022). Celem uprawy poplonów (międzyplonów) może być uprawa na siano, zielonkę, kiszonkę a także jako zielony nawóz na przyoranie lub zostają pozostawione w postaci mulczu po ich ścięciu (Thorup-Kristensen i in., 2003). W uprawie poplonu wykorzystuje się różnorodne gatunki roślin, które mają różne korzyści dla gleby i środowiska. Wśród nich można wyróżnić m.in. rośliny bobowate (łubin biały, facelię, grykę, lucernę) ale także np. rośliny zbożowe (Stagnari i in., 2017). Uprawa poplonów może stanowić źródło dodatkowej paszy, ale także zwiększa biologiczną aktywność i żyzność gleby, jak też wzbogaca glebę w azot (uprawa roślin bobowatych) (Thorup-Kristensen i in., 2003). W wielu badaniach wskazuje się że międzyplony mogą skutecznie zatrzymywać azot w glebie w zimnych porach roku, a co z tym związane zmniejszać również jego wymywanie (Askegaard i in., 2005; Constantin i in., 2010; Hansen i Djurhuus, 1997). Włączenie międzyplonów do systemów upraw może przyczynić się do poprawy efektywności wykorzystania azotu, a przez to zmniejszać emisje GHG. Co więcej, poplony pełniąc funkcje okrycia gleby poza głównym sezonem mogą jesienią pobrać znaczne ilości azotu i tym samym zapobiegać jego utracie. Połączenie uprawy międzyplonów z uprawą ze stosowaniem poplonów i pozostawianiem dużej ilości resztek poźniwnych na polu zwiększa sekwestrację węgla organicznego, przyczyniając się do zmniejszania potencjału globalnego ocieplenia (sekwestracja dwutlenku węgla) (Holka i Bieńkowski 2020). W badaniach Holki i Bieńkowskiego (2020) największy potencjał redukcji emisji GHG (o 58,5%) osiągnięto w przypadku stosowania uprawy uproszczonej, bez zbioru słomy z pól po pszenicy i z poplonami na całej powierzchni uprawy tej rośliny. Mając na uwadze zalety stosowania poplonów warto, jednakże pamiętać, aby w pełni wykorzystać potencjał tej metody do zmniejszenia nawożenia azotowego konieczne jest zharmonizowanie zapotrzebowania azotu w kolejnej uprawie głównej i uwalniania go z resztek międzyplonów. W dobrze prowadzonym gospodarstwie rolnym poplony mogą zajmować nawet do 25 – 30% powierzchni ziemi ornej (Hołubowicz-Kliza, 2006)

5.1.2. Działania w zakresie poprawy praktyk produkcyjnych dedykowanych produkcji zwierzęcej

Praktyki redukcyjne w produkcji zwierzęcej mają na celu nie tylko zmniejszenie wpływu chowu zwierząt na środowisko, ale również poprawę dobrostanu zwierząt oraz optymalizację procesów produkcyjnych. Wśród praktyk, których zastosowanie może prowadzić do redukcji emisji GHG w produkcji zwierzęcej można wyróżnić m.in.: redukcję zużycia paszy, ograniczenia marnotrawstwa wszelkich nakładów, stosowanie nowych, bardziej efektywnych technologii czy produkcji też lepsze zarządzanie odpadami (Yan i in., 2024). Najbardziej radykalnym sposobem zmniejszenia emisji z obszaru produkcji zwierzęcej byłoby znaczące ograniczenie skali produkcji, jednak wobec rosnącego globalnie zapotrzebowania na produkty mięsne, trudno taki scenariusz rozważać jako realistyczne rozwiązanie na najbliższe lata. Zasadnym jest więc poszukiwanie rozwiązań pomagających zmniejszyć emisję GHG bez radykalnego obniżania potencjału produkcyjnego. Poniżej przedstawiono krótką charakterystykę wybranych metod.

Szczepionka na metan

Specjaliści od żywienia zwierząt stworzyli szczepionkę, która poprzez wytwarzanie przeciwciał pozwala zmniejszyć wydzielanie metanu przez bydło przy jednoczesnym zwiększeniu produkcji mleka (Baca-González i in. 2020). Jak wspomniano w poprzednim rozdziale, metan odpowiada za około 17,3% globalnych gazów cieplarnianych, co stanowi równowartość 7,8 miliardów ton CO₂ rocznie (Climate Watch, 2020), w tym każda krowa w zależności od diety, rasy, masy ciała czy warunków hodowli wytwarza ok. 70 do 120 kg metanu rocznie (Worku, 2024). Działanie szczepionki polega na modyfikacji mikroflory żołądkowej krów, czego efektem jest zmniejszenie ilości metanu produkowanego podczas trawienia.

Prowadzone w Australii badania na owcach wykazały, że stosowanie szczepionki powodującej wytwarzanie przeciwciał przeciwko metanogenom obniżało emisję metanu o 11-23% i nie wywoływało zauważalnych skutków ubocznych (Wright i in., 2004). Naukowcy dowodzą, że stosowanie szczepionek, oprócz obniżenia emisji metanu pozwoli zwiększyć produktywność – produkcja metanu zabiera bowiem zwierzętom 2-12% energii (Uciński, 2022). Szczepionka stanowi innowacyjne rozwiązanie, które może znacząco przyczynić się do redukcji emisji gazów cieplarnianych z sektora rolniczego (Uciński, 2022). Badania wstępne i symulacje przeprowadzone przez naukowców

sugerują, że w przypadku zastosowania szczepionki na krowach, zwierzęta będą emitować rocznie o 20-30% metanu mniej (Baca-González i in., 2020).

Przyprawy do pasz

Stosowanie dodatków paszowych redukujących emisję metanu u krów, jest kolejnym obiecującym rozwiązaniem w dążeniu do redukcji GHG w rolnictwie. Jednym z najczęściej wskazywanych dodatków jest inhibitor metanu (3-nitrooksypropanol tzw. 3-NOP), sprzedawany pod nazwą handlową „Bovaer” (DSM, 2022; Kebreab i in., 2023). Produkt ten działa poprzez hamowanie enzymów odpowiedzialnych za produkcję metanu w żwaczu krów (Kebreab i in., 2023) i jest już stosowany krajach takich jak Dania, Niemcy czy Szwajcaria (DSM, 2022). Badania pokazują, że Bovaer może zmniejszyć emisję metanu u krów mlecznych o 20-30%, a u bydła mięsnego nawet o 45%, bez wpływu na produkcję mleka czy mięsa (DSM, 2022). Dodatkami paszowymi, które zyskują również na popularności są też różne zioła i przypraw (w tym czosnek i cynamon), które w badaniach wykazywały zdolność do zmniejszania emisji metanu poprzez wpływ na mikrobiom żwacza krów. Stosowanie tych przypraw w odpowiednich proporcjach może wspomóc proces trawienia i jednocześnie zredukować emisję metanu (Uciński, 2022). Według naukowców z Uniwersytetu Kalifornijskiego, dodatkami redukującymi metan u przeżuwaczy są też krasnorosty (*Asparagopsis taxiformis*). Wykazano, że krowy jedzące codziennie około 100 gramów krasnorostów, przybierały na wadze tak jak te z inną dietą, a przy tym uwalniały o 82% mniej metanu do atmosfery (Stefenoni i in., 2021). Według Black i in. (2021) suplementy z czerwonych wodorostów, mają potencjał opłacalnego praktycznego zastosowania i mogą zmniejszyć emisję metanu nawet o 90%, przy prawdopodobnym wzroście produktywności zwierząt i bez negatywnego wpływu na ich zdrowie i jakość produktu (pod warunkiem, że *Asparagopsis* nie przekroczy 0,5% diety (Black i in. 2021)). Eksperyment z bydlęm trzymanym w zagrodzie wykazał, że włączenie zaledwie 0,2% paszy w postaci suszonych wodorostów zmniejszyło emisję metanu o 98%, bez negatywnego wpływu na funkcjonowanie żwacza i końcową jakość mięsa (Kinley i in., 2020). Obecnie nie ma jednak wystarczającej ilości tego krasnorostu by wykorzystać go w żywieniu zwierząt na masową skalę, jednakże trwają prace mające na celu zmienić tę sytuację (De Bhowmick i Hayes, 2023). W badaniach nad innym wodorostem (*Asparagopsis armata*) zaobserwowano natomiast, że 1% dodatek tej substancji do paszy przekładał się na spadek emisji metanu o 67% (Roque i in., 2021).

Zmniejszenie kiszonki z kukurydzy w dawce pokarmowej

Rośliny motylkowate należą do pasz wysokobiałkowych, a ich białko jest bogate w lizynę, walinę, leucynę i treoninę. Są również cennym źródłem wapnia, fosforu i magnezu oraz witamin z grupy B i karotenu, które mogą korzystnie oddziaływać na wydajność mleczną (Choręziak i in., 2025). Dzięki wysokiej zasobności roślin motylkowych w białko i inne witaminy, ich obecność w diecie może poprawiać proces fermentacji w żwaczu, prowadząc do produkcji kwasów tłuszczowych, które są bardziej efektywnym źródłem energii dla krów (Iqbal i in., 2006). Z tego względu, zwiększenie udziału roślin motylkowych takich jak lucerna, koniczyna czy soja, w diecie krów może być skutecznym sposobem na redukcję emisji metanu (van Gastelen i in., 2019). Badania polowe (Dini i in., 2012) wykazały, że zastąpienie części paszy roślinami motylkowymi zmniejsza emisję metanu o 10-20% w porównaniu do diety opartej głównie na trawie.

Dodatki paszowe – wysłodki buraczane, preparaty drożdżowe

Wysłodki buraczane są bogate w cukry i łatwo przyswajalne węglowodany, co czyni je doskonałym źródłem energii dla bydła. Dawka pokarmowa z udziałem wysłodków buraczanych wpływa na obniżenie poziomu mocznika w mleku. Między innymi z tych powodów wysłodki buraczane są bardzo dobrym komponentem dawek pokarmowych dla krów mlecznych. Dodatkowo wysłodki charakteryzują się wysoką strawnością, dużą zawartością makro i mikroelementów i błonnika (Mohsen i in., 2021). Zawarcie ich w diecie może więc pozytywnie wpływać na zdrowie kości, wzrost wydajności mlecznej, a także przyczynić się do redukcji emisji metanu. Badania wykazują, że wysłodki buraczane mogą wpływać na skład mikrobiomu żwacza, co może zmniejszyć produkcję metanu podczas fermentacji w żwaczu (Fadel i in., 2000). Dodatkami do pasz stosowanymi w żywieniu krów mogą być również preparaty drożdżowe. Wśród nich można wyróżnić gatunki *Saccharomyces cerevisiae*, które ze względu na ich pozytywny wpływ na mikroflorę i trawienie, są często wykorzystywane w żywieniu przeżuwaczy. Badania potwierdzają, że stosowanie drożdży prowadzi do stabilizacji pH żwacza, zwiększenia liczby pożytecznych bakterii i redukcji ryzyka kwasicy (Amin i Mao, 2020; Baker i in., 2022). Zwiększenie, dzięki tym preparatom, wydajności trawienia może prowadzić do lepszego wykorzystania paszy, co przekłada się na poprawę efektywności produkcji mleka (Carpinelli i in., 2021). Badania wskazują, że drożdże mogą obniżać emisję metanu o 10-20% poprzez zmniejszenie liczby metanogenów i poprawę efektywności trawienia (Oh, 2019).

Stosowanie sody oczyszczonej

Stosowanie sody oczyszczonej w żywieniu krów jest praktyką, która może przynieść kilka korzyści, dotyczących zdrowia żywca i redukcji problemów związanych z kwasimą żywca. Wodorowęglan sodu działa jako bufor, pomagając utrzymać stabilne pH w żywcu, które wpływa na poprawę trawienia i wchłaniania składników odżywczych, co jednocześnie prowadzi do poprawy wydajności produkcji mleka (Erdman, 1998). Dodatkowo, soda oczyszczona może wspomagać utrzymanie stabilnego pH żywca nawet przy zmniejszonym spożyciu paszy w wyniku stresu cieplnego. Warto jednak podkreślić, że dowody naukowe na pozytywny wpływ sody oczyszczonej na redukcję emisji metanu są dość ograniczone. Nie ulega jednak wątpliwości, że stabilne pH żywca i lepsze trawienie mogą pośrednio wpłynąć na zmniejszenie wytwarzania metanu (Firkins i Mitchell, 2023). Soda może być dodawana bezpośrednio do mieszanki paszowej lub podawana oddzielnie jako dodatek. Trzeba jednak mieć na uwadze, że zbyt duża ilość sody może prowadzić do zasadowicy metabolicznej (Ramos i in., 2021).

5.1.3. Rozwiązania techniczne i infrastrukturalne

Dodatki mineralne do ściółki

Jednym z zanieczyszczeń powstających przy hodowli zwierząt inwentarskich jest amoniak. Gaz ten powstaje głównie w efekcie rozpadu mocznika i innych związków azotowych wchodzących w skład odchodów krów. Mimo, że gaz ten nie jest gazem cieplarnianym, to jego wysokie stężenie w budynkach inwentarskich prowadzi do negatywnych skutków zarówno środowiskowych, jak i zdrowotnych zwierząt (Desnoyers i in., 2009). Wśród dolegliwości zwierząt związanych z tym zjawiskiem wyróżnić można m.in. choroby układu oddechowego, podrażnienia oczu czy zwiększone ryzyko infekcji bakteryjnych i wirusowych (May i in., 2012). Jedną z metod wykorzystywanych w hodowli zwierząt inwentarskich, które zapobiegają powstawaniu amoniaku w znacznych ilościach, a także hamują rozwijanie się patogenów jest stosowanie środków suszących ściółki. Produkty te posiadają zdolności absorpcyjne (wchłaniające), gdzie 1 kilogram produktu wchłania zazwyczaj 4 litry płynu (T. H. Misselbrook i Powell, 2005). Innym rozwiązaniem jest stosowanie zeolitów działających adsorbująco na amoniak (Pérez-Botella i in., 2022). Badania wykazują, że stosowanie tych środków może przyczynić się do redukcji NH_3 o ok. 30-60% (Sarna i Ferdyn-Grygierek, 2021). Dodatkowo, inni badacze wskazują również na inne dodatki do ściółki o mniejszej skuteczności (na poziomie ok. 10-30%), których wykorzystanie polega na buforowaniu

lub podnoszeniu pH, co przekłada się na hamowanie namnażania bakterii rozkładających mocznik. Wśród produktów o takim działaniu można wyróżnić wapno gaszone, wapno magnezowe lub kredę pastewną (Bennett i in., 2005). Dawkowanie wszystkich wymienionych wyżej produktów jest zależne zarówno od gatunku zwierząt, ich masy czy rodzaju powierzchni w budynkach inwentarskich. Niemniej jednak ich stosowanie zmniejsza wilgotność powietrza, poprawia dobrostan zwierząt poprzez zmniejszenie dolegliwości zdrowotnych związanych ze stawami czy układem oddechowym zwierząt (Freu i in., 2024).

Separator gnojowicy

Gospodarstwa rolne z dużą skalą chowu zwierząt mierzą się z problemem zagospodarowania znacznych ilości gnojowicy (Fugol i Szlachta, 2010; Hjorth i in., 2010). Biorąc pod uwagę wymagania prawne związane z zarządzaniem nawozami organicznymi, a także fakt, że tradycyjne metody obróbki gnojowicy są czasochłonne, pracochłonne i wymagają dużych inwestycji (Garcia i in., 2009; Holly i in., 2017), warto rozważyć alternatywne sposoby zagospodarowania tego nawozu. Jedną z nich są separatory, które umożliwiają poprawę właściwości pozyskiwanych nawozów (VanDevender, 2019). Instalacja ta oddziela gnojowicę na część płynną i stałą (Møller i in., 2002). Część płynna może być wywieziona bezpośrednio na pole, a część stała może być wykorzystywana do kompostowania, co zmniejsza ilość fermentującego materiału organicznego (Burton, 2007). Dzięki wykorzystaniu separatora, część płynna zawiera mniejsze stężenie składników pokarmowych, co zmniejsza ryzyko zanieczyszczenia wód (Jørgensen i Jensen, 2009). Oczyszczona frakcja ciekła gnojowicy stanowi nawóz płynny, dostarczając roślinom łatwo przyswajalne składniki odżywcze, co redukuje zapotrzebowanie na nawozy sztuczne (Sigurnjak i in., 2017). Wybór odpowiedniego separatora zależy od wielkości gospodarstwa, rodzaju produkcji, ilości wytwarzanej gnojowicy oraz dostępnych zasobów finansowych (Tambone i in., 2017). Co ważne, separator gnojowicy może być zintegrowany z innymi technologiami zarządzania odpadami, takimi jak biogazownie, które dodatkowo przetwarzają gnojowicę w celu produkcji biogazu (Hjorth i in., 2010; Møller i in., 2002). W Polsce technologia separacji gnojowicy staje się coraz bardziej popularna, jednak stosowana jest głównie w większych gospodarstwach, często wspierana z funduszy unijnych (PROW). Liderami w wykorzystaniu tej metody są kraje takie jak Holandia, Dania, Niemcy czy Szwajcaria. Liczne projekty badawcze w tych krajach wykazały, że zastosowanie separatorów

gnojowicy może zmniejszyć emisję metanu o 20-50% w porównaniu do tradycyjnych metod zarządzania gnojowicą (Chiodini i in., 2023; Fanguero i in., 2008).

Przykrywanie miejsc przechowywania obornika

Obornik powstający w procesach chowu zwierząt jest źródłem emisji gazów cieplarnianych, ponieważ w jego składzie zawarte są znaczne ilości azotu (w tym nieorganicznego), węgla i wody, z których może powstawać podtlenek azotu i metan (Chadwick i in., 2011). Zarządzanie obornikiem jest procesem ciągłym, który zaczyna się w momencie wytworzenia odchodów przez zwierzęta, kolejnym etapem jest jego przechowywanie, następnie ewentualna obróbka (podział a na dwie frakcje), która łączy się z etapem końcowym czyli nawożeniem (Gaj i in., 2012). Ze względu na odmienne warunki środowiskowe, każdy z wymienionych etapów jest związany z różnym potencjałem emisji GHG. Etapem mającym główny wpływ zarówno na emisję GHG, ale też emisję amoniaku jest przechowywanie obornika (Mohankumar Sajeev i in., 2018). W etapie tym możliwe jest zastosowanie tradycyjnych lub nowoczesnych technik ograniczania emisji (metanu, podtlenku azotu i amoniaku) np. nieprzepuszczalna folia, wybudowanie wiaty czy zakwaszanie (Bicudo i in., 2004; Guarino i in., 2006). Warto podkreślić, że głównymi czynnikami decydującymi o poziomie emisji amoniaku z miejsc przechowywania obornika są powierzchnia i temperatura (Gaj i in., 2018). Ta dwa czynniki są następstwem procesów fermentacji zachodzących w masie obornikowej, która wzmacnia efekt parowania i emisji, dlatego ograniczenie powierzchni jej składowania, ogranicza powierzchnię parowania, a co z tym związane same emisje (Gaj i in., 2018; Mohankumar Sajeev i in., 2018). Według badań, wykorzystanie do przykrycia obornika plastikowych folii, granulek i torfu było skuteczniejsze w redukcji emisji NH_3 niż słoma, drewniane pokrywy czy tworzenie się skorup powierzchniowych (Mohankumar Sajeev i in., 2018). Według Vargas'a i in. (2024) przykrycie obornika powłoką membranową zmniejszyło emisję o 90,8% dla NH_3 i 59,6% dla CO_2 . Natomiast badanie Masse i in. (2008) wykazało redukcję NH_3 na poziomie 20-30%. W badaniach przeprowadzonych przez Yanga i innych (2023), pokrycie obornika owczego słomą lub trocinami zmniejszyło emisję CO_2 o 29,9-33,6%. Przyniesione badania wskazują więc, że ważną kwestią w redukcji zanieczyszczeń z obornika staje się rodzaj przykrycia, zapobiegający emisji gazów do środowiska.

Przykrywanie zbiorników na gnojowicę

Według badań przykrywanie zbiorników na gnojowicę jest jedną z najskuteczniejszych praktyk ograniczających emisję amoniaku i metanu do środowiska naturalnego. Odcięcie kontaktu gnojowicy z powietrzem wpływa na zmniejszenie emisji amoniaku (parowanie gnojowicy) oraz odoru. Praktyka ta w niektórych krajach takich jak Holandia i Dania jest obowiązkowa, natomiast w innych np. Niemcy czy Polska staje się coraz bardziej powszechna (Lee i in., 2025; A. Smurzyńska i in., 2016). Możliwa redukcja emisji poprzez przykrywanie zbiorników z gnojowicą zależna jest od m. in. od zastosowanego materiału. Najczęściej stosowane są pokrycia betonowe lub panelami z włókna szklanego w kształcie stożka (JRC i BAT, 2016). Według badań sztywna pokrywa zapewnia 70-90% redukcji emisji (Newell-Price i in., 2011). Inne badania ukierunkowane na wykorzystywanie pokryw z folii, oleju czy torfu wskazują redukcję amoniaku na poziomie 40-90% (Loyon i in., 2016), a przy pokryciu gliną 77% (T. Misselbrook i in., 2016). Warto podkreślić, że korzyści z przykrywania zbiorników z gnojowicą, to nie tylko redukcja emisji zanieczyszczeń do środowiska, ale również redukcja odorów, a także możliwość odzysku biogazu (metan) przy zastosowaniu pokryw gazoszczelnych.

Biofiltry w budynkach inwentarskich

Biofiltry są urządzeniami montowanym na przewodach wentylacyjnych, sytuowanych na zewnątrz przy budynkach inwentarskich (Krawczyk i Walczak, 2010). Każdy biofiltr wyposażony jest we wkład składający się np. z torfu, słomy, kory czy trocin. Biofiltry są więc systemami oczyszczania powietrza, które usuwają zanieczyszczenia gazowe i cząstki stałe takie jak m.in. zapachy, amoniak, metan, kurz czy siarkowodór) z powietrza wentylacyjnego opuszczającego budynku (Lim i in., 2012). Działanie biofiltrów polega na zbieraniu zanieczyszczonego powietrza z wnętrza budynku inwentarskiego (np. poprzez kanały wentylacyjne), i kierowanie go do biofiltra, gdzie przepływa przez złożę filtracyjne. Przefiltrowane powietrze opuszcza biofiltr i dostaje się do atmosfery (Jarosz i Faber, 2017). Według badań biofiltry mogą redukować emisję CH_4 o 20-60% (Cambra-López i in., 2011; Dumont i in., 2014; Newell-Price i in., 2011), amoniaku NH_3 o 40-90%, odorów o 50-90% (Newell-Price i in. 2011), siarkowodoru o 25-45% oraz pyłów zawieszonych o 60-95% (Lim i in. 2012). Warto podkreślić, że zużyty wkład biofiltrów wykorzystywany jest jako nawóz naturalny w produkcji roślinnej.

Zmiana ściółkowego na bezściółkowy system utrzymania krów

W miejsce ściółkowego systemu utrzymania krów, wprowadzany może być system bezściółkowy. System ten, przy aktualnie dominującym modelu obór wolnostanowiskowych wymaga jedynie niezaścielania korytarza gnojowego. Ściółka z boksów usuwana jest kilka razy w roku, a słomę można zastępować innymi materiałami m.in. piaskiem lub gumowymi matami (Kaczor, 2016). Według Rotza (2020) w systemie bezściółkowym emisje CH_4 i N_2O są znacznie niższe. W badaniach przeprowadzonych przez Ngwabie i innych (2011) wykazano, że w systemie bezściółkowym uzyskano redukcję N_2O do 50%. Dodatkowo, Huijsmans i in. (2016) wskazywał na redukcję NH_3 na poziomie 17-22% a Leso i in. (2020) na 50% mniejszą emisję CH_4 . Warto podkreślić, że rezygnacja z systemu ściółkowego, może ograniczyć emisję gazów cieplarnianych zarówno w budynkach inwentarskich, jak też umożliwia zastosowanie metod ograniczających emisje w trakcie przechowywania, co nie byłoby możliwe w przypadku systemu ściółkowego (Galama i in., 2020; Mathot i in., 2016).

Odzysk ciepła ze schładzalnika mleka

System ten wykorzystuje się do odzyskiwania ciepła z procesu schładzania mleka, co ogranicza zapotrzebowanie na energię i tym samym ogranicza ślad węglowy gospodarstwa. Świeżo udojone mleko ma temperaturę ok. 35°C . Z reguły jest ono schładzane do temperatury $4-6^\circ\text{C}$. Szacuje się, że 60% traconej energii przez mleko w procesie schładzania można odzyskać i wykorzystać do podgrzewania wody, mycia instalacji czy podgrzewania budynku mieszkalnego (Olkowski i in., 2013). Dodatkowo, Corscadden i inni (2014) stwierdzili, że 1 litr schładzanego mleka skutecznie podgrzewa 1 litr wody do ok. $46-55^\circ\text{C}$. Według badań Zakładu Doświadczalnego ITP – Oddział w Poznaniu na schłodzenie 1300 dm^3 mleka w ciągu jednego dnia zużywa się 14 kWh energii elektrycznej, co przekłada się na jednostkowe nakłady $0,0107\text{ kWh}/1\text{ dm}^3$ mleka. Przyjmując, że zastosowanie systemu schładzającego spowoduje zmniejszenie nakładów energii elektrycznej o ok. 50%, uzyskuje się oszczędność $0,005\text{ kWh}/1\text{ dm}^3$ mleka. Dane te, wskazują więc na oszczędność ok. 6,5 kWh energii elektrycznej w ciągu jednej doby, co w ciągu miesiąca daje 195 kWh, a w roku 2340 kWh (Szulc i Myszko, 2010). Rybka i Joniec (2016) wskazali, że schładzanie 1000 litrów mleka z 35°C do 5°C dziennie z wykorzystaniem pompy ciepła (COP 4,5) generuje 13100 kWh/rok, co odpowiada spalaniu 1900 litrów oleju opałowego lub 1650 m^3 gazu.

5.2. Ocena wybranych metod i praktyk sprzyjających redukcji emisji gazów cieplarnianych z obszary rolnictwa

W ramach prowadzonych analiz zastosowano metodę studiów literaturowych, umożliwiającą identyfikację i ocenę opisanych w literaturze przedmiotu rozwiązań służących ograniczaniu emisji gazów cieplarnianych (GHG) w sektorze rolnictwa. Zebrane dane zostały pogrupowane według obszaru oddziaływania na emisję, tj.:

- metody związane z produkcją roślinną,
- metody związane z produkcją zwierzęcą,
- metody o charakterze techniczno-technologicznym i infrastrukturalnym.

Dla każdej grupy opracowano tabele zbiorcze, umożliwiające porównanie poszczególnych praktyk pod kątem:

- potencjału redukcji emisji poszczególnych gazów (CO_2 , CH_4 , N_2O , NH_3),
- szacunkowych kosztów wdrożenia (nakładów inwestycyjnych oraz kosztów eksploatacyjnych),
- możliwości uzyskania dofinansowania (np. w ramach WPR, ARiMR),
- poziomu trudności aplikacji (łatwy, średni, trudny).

W ocenie potencjału redukcyjnego przyjęto wartości szacunkowe pochodzące z badań krajowych i zagranicznych, odnoszące się do typowych gospodarstw o obsadzie ok. 100 krów mlecznych lub w przeliczeniu na jednostkę zwierzęcia. Wskazane wartości kosztów obejmują zarówno nakłady inwestycyjne, jak i bieżące koszty eksploatacyjne. Kryterium łatwości wdrożenia odnosi się do stopnia ingerencji w infrastrukturę gospodarstwa:

- poziom łatwy – metody niewymagające dużych nakładów ani zmian organizacyjnych (np. zmiana sposobu orki, korekta żywienia),
- poziom średni – metody wymagające umiarkowanych inwestycji lub adaptacji istniejących instalacji,
- poziom trudny – metody związane z dużymi nakładami finansowymi lub koniecznością budowy nowej infrastruktury.

Tabela 13 przedstawia zestawienie praktyk rolniczych pozwalających na ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w uprawach polowych. Największy potencjał redukcyjny w zakresie emisji amoniaku (NH_3) i dwutlenku węgla (CO_2) wykazują działania związane z dogłębowym wtryskiwaniem gnojowicy oraz przyorywaniem obornika bezpośrednio po aplikacji. Relatywnie wysoką efektywność ekologiczną i niskie koszty wdrożenia charakteryzuje również zwiększenie udziału roślin motylkowych

i strączkowych, poprawiających bilans azotu w glebie. Większość działań zaliczono do poziomu „łatwego” wdrożenia, co wskazuje na ich potencjał powszechnego stosowania.

Tabela 13. Ocena metod i praktyk sprzyjających emisji GHG w produkcji roślinnej

Działanie	Potencjał redukcyjny GHG	Wdrożenie (koszt)	Programy R-Ś	Możliwość aplikacji
Przyorywanie obornika w ciągu 12 godzin od aplikacji na glebę	↓15-30% CO ₂ ↓60-90% NH ₃	100-200 zł/ha ⁴	Tak ⁵	Łatwy
Doglebowe wtryskiwanie gnojowicy	↓60-90% NH ₃ ↓10-30% CH ₄	100-240 zł/ha (ew. inwestycja) ⁶	Tak ⁷	Średni
Zwiększenie udziału roślin motylkowych i strączkowych w uprawach polowych i użytkach zielonych (np. lucerna, soja, koniczyna)	↓20-30% CO ₂ ↓20-50% N ₂ O	600-1300 zł/ha ⁸	Tak ⁹	Łatwy
Strefy buforowe (pasy zieleni np. traw) na gruntach ornych wzdłuż wód powierzchniowych (rzeki, jeziora)	↓3-10% CO ₂	700-1200 zł/ha ¹⁰ 150-300 zł/ha/rok ¹¹	Tak ¹²	Łatwy
Uprawa bezorkowa	↓10-25% CO ₂	200-600 zł/ha/rok ¹³	Tak ¹⁴	Łatwy
Zwiększenie powierzchni uprawy poplonów	↓7-10% CO ₂	250/500 zł/ha ¹⁵	Tak ¹⁶	Łatwy
Stosowanie substancji hamujących przemiany azotu w glebie (inhibitorów nitrifikacji)	↓10-25% CO ₂ ↓20-50% N ₂ O	40-80 zł/ha ¹⁷	Nie	Łatwy

Źródło: opracowanie własne na podstawie Faber i Jarosz (2015, 2017, 20178), Fotyma (2010), Smurzyńska i in. (2015), Pietrzak (2001, 2009, 2013, 2017), Maj-Kałdońska (2021), Rotz (2004), Kraska i in. (2024), Erisman i in. (2011), Coskun i in. (2017), Steensman (2023), Newell-Price i in. (2011), Pawlak (2012), Hołubowicz-Kliza (2006)

⁴ Suma szacunkowych kosztów operacyjnych (paliwo, robocizna, użytkowanie sprzętu)

⁵ „Rolnictwo węglowe i zarządzanie składnikami odżywczymi” WPR 2023–2027 ok. 200 zł/ha/rok

⁶ Suma szacunkowych kosztów operacyjnych (paliwo, amortyzacja, robocizna, konserwacja), inwestycja: beczka z iniektorem (200000-600000 zł, iniektor do podczepienia (80000-250000 zł)

⁷ WPR 2023–2027 „Stosowanie płynnych nawozów naturalnych innymi metodami niż rozbryzgowo” ok. 291 zł/ha/rok

⁸ Suma szacunkowych kosztów bezpośrednich w (zakup nasion, uprawa i siew, zbiór)

⁹ WPR 2023–2027 „Rolnictwo węglowe i zarządzanie składnikami odżywczymi” ok. 1200-1300 zł/ha/rok

¹⁰ Suma szacunkowych kosztów bezpośrednich (zakup nasion traw/mieszanek, uprawa, siew)

¹¹ Suma kosztów bezpośrednich (koszenie, utrzymanie roślinności, ewentualne ogrodzenie (przy wypasie))

¹² WPR 2023–2027 „Grunty wyłączone z produkcji” ok. 422 zł/ha/rok

¹³ Suma kosztów (amortyzacja)

¹⁴ WPR 2023–2027 „Rolnictwo węglowe i zarządzanie składnikami odżywczymi” ok. 288 zł

¹⁵ Szacunkowy koszt bezpośredni (nasiona, siew, nawożenie)

¹⁶ WPR 2023–2027 „Rolnictwo węglowe i zarządzanie składnikami odżywczymi” ok. 550 zł/ha

¹⁷ Standardowa dawka inhibitora DMPP do nawożenia azotem: 0,3–0,5 l/ha produktu płynnego lub 0,5–1 kg/ha granulatu. Cena inhibitorów waha się około 200–400 zł za litr lub kilogram produktu

Tabela 14 obejmuje praktyki zmniejszające emisję metanu (CH₄) pochodzącego z fermentacji jelitowej u bydła. Wysoką skuteczność wykazują dodatki paszowe oparte na algach rodzaju *Asparagopsis* oraz specjalne suplementy paszowe (np. Boaver), redukujące emisję CH₄ nawet o 30–80%. Metody te nie są obecnie objęte systemami dofinansowania, jednak cechują się prostotą stosowania i niskim ryzykiem technologicznym. Z kolei szczepionki przeciw metanowi stanowią rozwiązanie o charakterze innowacyjnym, wymagającym dalszych badań i oceny ekonomiki stosowania.

Tabela 14. Ocena metod i praktyk sprzyjających emisji GHG w produkcji zwierzęcej

Działanie	Potencjał redukcyjny (CH ₄)	Wdrożenie (koszt)	Programy R-Ś	Możliwość aplikacji
Szczepionka na metan	↓20-30%	40-80 zł/szt/rok	Nie	Średni
Przyprawy do pasz (suplement Boaver)	↓28-35%	550-900 zł/szt/rok	Nie	Łatwy
Przyprawy do pasz (algi <i>Asparagopsis</i>)	↓30-80%	180-550 zł/szt/rok	Nie	Średni
Zmniejszenie kiszonki z kukurydzy w dawce pokarmowej	↓10-20%	-	Nie	Łatwy
Dodatki paszowe – wysłodki buraczane	↓5-15%	450-600 zł/szt/rok ¹⁸	Nie	Łatwy
Dodatki paszowe – preparaty drożdżowe	↓5-10%	70-180 zł/szt/rok	Nie	Łatwy
Stosowanie sody	↓2-5%	30-110 zł/szt/rok ¹⁹	Nie	Łatwy

Źródło: opracowanie własne na podstawie Wright i in. (2004), Uciński (2022), Kebreab i in. (2023), DSM (2022), Black i in. (2021), Roque i in. (2021), Dini i in. (2012), Oh (2019), Firnkins i Mitchell (2023)

Tabela 15 przedstawia zestawienie rozwiązań technologicznych i infrastrukturalnych wpływających na redukcję emisji z produkcji zwierzęcej i gospodarki nawozowej. Najwyższą skuteczność wykazują działania związane z przykrywaniem miejsc przechowywania gnojowicy (pokrywy sztywne i pływające) czy instalacją biofiltrów. Choć inwestycje te wiążą się z wysokimi kosztami (nawet powyżej 1 mln zł), oferują znaczną redukcję emisji CO₂, NH₃ i CH₄. Z kolei instalacja systemów odzysku ciepła ze schładzalników mleka stanowi przykład technologii łączącej poprawę efektywności energetycznej z redukcją emisji CO₂ (10–20%), przy umiarkowanym poziomie kosztów inwestycyjnych.

¹⁸ Szacunkowy koszt w zależności od rodzaju wysłodków buraczanych (kiszzone, prasowane, suszone)

¹⁹ Szacunkowy koszt przy założeniu ceny sody oraz dziennej dawki

Tabela 15. Ocena metod i praktyk sprzyjających emisji GHG w rozwiązaniach technicznych i technologicznych

Działanie	Potencjał redukcyjny				Wdrożenie (koszt)	Programy R-S	Możliwość aplikacji
	CO ₂	NH ₃	CH ₄	N ₂ O			
Dodatki mineralne do ściółki		↓20-50%	↓10-25%	↓5-15%	110-365 zł/szt/rok	Nie	Łatwy
Separator gnojowicy	↓1-5%	↓20-40%	↓5-15%	↓5-10%	80000-300000 zł ²⁰	Tak ²¹	Trudny
Przykrywanie miejsc przechowywania obornika (folia)		↓40-80%	↓20-50%	↓10-30%	1200-2500 zł/rok ²²	Tak ²³	Średni
Przykrywanie miejsc przechowywania obornika (plandeka)		↓50-90%	↓20-50%	↓10-30%	2000-4000 zł ²⁴ 600-1300 zł/rok ²⁵	Tak ²⁶	Średni
Przykrywanie zbiorników na gnojowicę (pokrywa sztywna)		↓90-95%	↓50-80%	↓10-40%	120000-330000 zł ²⁷	Tak ²⁸	Średni
Przykrywanie zbiorników na gnojowicę (pokrywa pływająca)		↓40-70%	↓10-50%	↓10-30%	22000-47000 zł ²⁹	Tak ³⁰	Średni
Biofiltry w budynkach inwentarskich ³¹		↓70-95%			10000-50000 zł ³² 5000-10000 zł ³³	Nie	Średni
Zmiana ściółowego na bezściółowy system utrzymania krów i świń		↓20-40%	↓10-25%	↓5-20%	1150000-2400000 zł ³⁴	Tak ³⁵	Trudny
Odzysk ciepła ze schładzalnika mleka	↓10-20%				15000-35000 zł ³⁶	Tak ³⁷	Średni

Źródło: opracowanie własne na podstawie Bennett i in. (2005), Chiodini i in. (2023), Masse i in. (2008), Yang i in. (2023), Misselbrook i in. (2016), Lim i in. (2012), Newell-Price i in. (2011), Leso i in. (2020)

Zestawione w tabelach metody charakteryzują się zróżnicowanym potencjałem środowiskowym, kosztami wdrożenia oraz skalą trudności implementacji. Wyniki analizy wskazują, że najskuteczniejsze działania w zakresie ograniczania emisji GHG w rolnictwie wymagają integracji rozwiązań organizacyjnych, technologicznych oraz

²⁰ Szacunkowe koszty inwestycyjne w zależności od typu separatora gnojowicy

²¹ PROW 2023-2027 „Ochrona azotanowa i klimatyczna” – refundacja części kosztów zakupu

²² Szacunkowy koszt roczny przy założeniu kosztu płyty 200m², co sezonowej wymiany oraz robocizny

²³ PROW 2023-2027 „Ochrona środowiska i klimatu” 50-60% kosztów, do limitu 200000zł

²⁴ Szacunkowy koszt przy założeniu zakupu plandeki dla przemy o powierzchni 200m² o trwałości 3-5 lat

²⁵ Szacunkowy koszt amortyzacji, kosztu montażu i robocizny

²⁶ PROW 2023-2027 „Ochrona środowiska i klimatu” 50-60% kosztów, do limitu 200000zł

²⁷ Koszt inwestycyjny uzależniony od pojemności zbiornika na gnojowicę

²⁸ PROW 4.1.2 (azotany) dofinansowanie 50% inwestycji (60% w przypadku młodych rolników)

²⁹ Szacunkowy koszt keramzytu o trwałości 5-10 lat przy założeniu 20 m średnicy zbiornika

³⁰ PROW 4.1.2 (azotany) dofinansowanie 50% inwestycji (60% w przypadku młodych rolników)

³¹ Redukcja emisji H₂S 80-90%, lotnych związków organicznych 50-90% oraz pyłów 40-80%

³² Szacowany koszt instalacji i podłączenia do wentylacji w zależności od skali budynku

³³ Szacowany koszt uzupełnienia/zmiany materiału filtracyjnego co 2-3 lata

³⁴ Szacunkowy koszt inwestycji dla 100 krów (przebudowa/budowa nowej obory)

³⁵ WPR 2023-2027 „Dobrostan zwierząt”, dofinansowanie związane jest z liczbą zwierząt.

³⁶ Szacunkowy koszt inwestycji

³⁷ ARiMR „Interwencja I.10.2” do 65% kosztów kwalifikowanych (maksymalnie 200 000 zł)

inwestycyjnych, przy jednoczesnym wykorzystaniu dostępnych instrumentów finansowego wsparcia w ramach polityki rolno-środowiskowej.

6. Świadomość środowiskowa rolników i ich gotowość do wdrażania prośrodowiskowych działań w gospodarstwach

6.1. Charakterystyka próby badawczej

Jak wskazano w rozdziale metodycznym, w skład próby badawczej weszło 380 gospodarstw mlecznych zlokalizowanych na terenie województwa mazowieckiego, podlaskiego i wielkopolskiego. Zgodnie z założeniami metodycznymi, do badania włączono wyłącznie gospodarstwa o towarowym charakterze produkcji, w których chów bydła mlecznego stanowił główny kierunek działalności. Wszystkie jednostki prowadziły sprzedaż mleka, a ich działalność miała charakter towarowy, co uwzględniając zastosowywane zasady doboru pozwala traktować uzyskane wyniki jako reprezentatywne dla rolników aktywnych gospodarczo i wyspecjalizowanych w produkcji mleka. Podstawowe elementy charakterystyki gospodarstw i rolników zamieszczono w tabeli 16, natomiast na rysunkach 17 i 18 przedstawiono strukturę badanej zbiorowości wg poziomu wykształcenia i faktu uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych. Średnia powierzchnia użytków rolnych (UR) w analizowanej próbie wynosiła 47,2 ha, przy czym wartości minimalne i maksymalne kształtowały się odpowiednio na poziomie 8 ha i 135 ha. Mediana kształtowała się natomiast na poziomie 43 ha, co wskazuje na przewagę gospodarstw średniej wielkości. Średnia liczba utrzymywanych krów wynosiła 45 sztuk, a zakres zmienności mieścił się między 10 a ponad 100 sztuk. Ogółem dominowały gospodarstwa utrzymujące 30–60 krów. Istotnym elementem charakterystyki próby była analiza udziału rolników w programach rolno-środowiskowych (R-Ś). Z danych wynika, że około 23% gospodarstw uczestniczyło w takich programach. Uczestnictwo w programach R-Ś wiązało się zwykle z nieco większą powierzchnią gospodarstw (średnio ok. 52 ha wobec 43 ha w grupie nieuczestniczącej) oraz wyższym poziomem formalnego wykształcenia rolników.

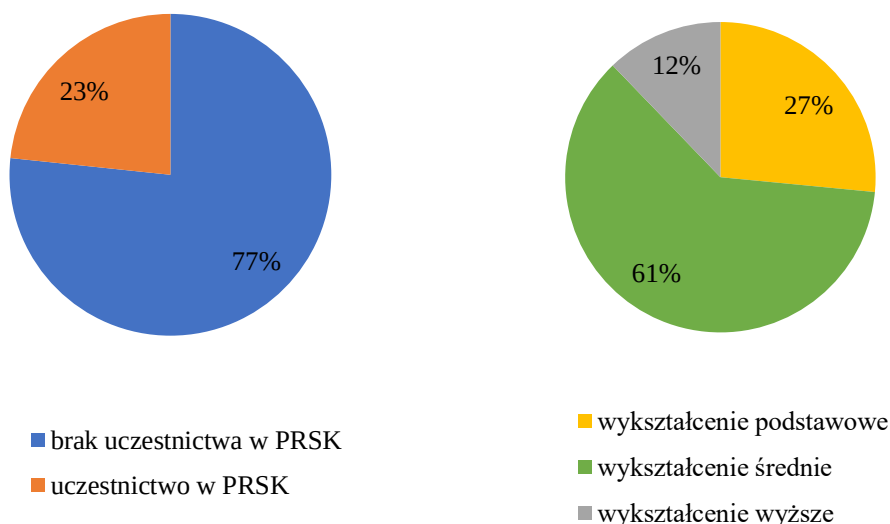
Rolnicy tworzący badaną zbiorowość przeciętnie byli w wieku 49 lat. Najmłodszy respondent miał 25 lat, a najstarszy 70 lat. Pod względem wykształcenia, w badanej grupie dominowały osoby z wykształceniem średnim, które stanowiły około połowy próby. Wykształcenie podstawowe lub zasadnicze posiadało około jednej trzeciej respondentów, natomiast wyższe – niespełna 20%. Takie proporcje odzwierciedlają realia

polskiego rolnictwa, w którym wykształcenie średnie pozostaje najczęściej spotykanym poziomem kwalifikacji wśród prowadzących gospodarstwa rolne (Polna 2025).

Tabela 16. Podstawowe cechy gospodarstw objętych badaniem

Cecha	Średnia	Zakres zmienności (rozrzut)	Mediana
Powierzchnia UR [ha]	47,2	8 – 135	43
Liczba krów [szt.]	45	10 – 120	45
Wiek rolnika [lata]	49	25 – 70	50

Źródło: badania własne



Rysunek 17. Struktura badanej zbiorowości według poziomów wykształcenia

Rysunek 18. Struktura badanej zbiorowości według uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych

Źródło: badania własne

Analiza danych w przekroju terytorialnym wskazuje na pewne różnice w strukturze podstawowych cech gospodarstw i ich właścicieli. Zróżnicowanie między województwami jest zauważalne głównie w wielkości gospodarstw – największe jednostki przeciętnie pochodziły z Wielkopolski, a najmniejsze z Podlasia. Biorąc pod uwagę strukturę wykształcenia można zaobserwować, że rolnicy z województwa wielkopolskiego częściej niż w dwóch pozostałych przypadkach legitymizowali się wykształceniem wyższym. Bardziej szczegółowo można wskazać, że w gospodarstwach z województwa mazowieckiego, które stanowiły największą część próby (ok. 38% gospodarstw), średnia powierzchnia użytków rolnych wynosiła około 45 ha, a przeciętna

liczba krów – 40 sztuk. Średni wiek rolników w tej grupie wynosił około 50 lat, a dominującym poziomem wykształcenia było wykształcenie średnie. W województwie podlaskim (ok. 34% próby) gospodarstwa były nieco mniejsze pod względem powierzchni, ze średnią około 38 ha, natomiast liczba utrzymywanych krów była zbliżona do średniej dla całej próby (ok. 45 sztuk). Rolnicy z tego regionu byli przeciętnie nieco młodszy (ok. 47 lat), a struktura wykształcenia była zbliżona do ogólnej – dominowało wykształcenie średnie. W województwie wielkopolskim (ok. 28% próby) przeciętnie badane gospodarstwa charakteryzowały się większym obszarem użytków rolnych – średnio 58 ha – oraz nieco wyższą liczbą krów (ok. 55 sztuk). Średni wiek rolników był zbliżony do średniej dla całej próby (49 lat), natomiast w strukturze wykształcenia widoczny był nieco wyższy udział osób z wykształceniem wyższym niż w pozostałych regionach (tabela 17 i tabela 18).

Tabela 17. Charakterystyka badanej zbiorowości gospodarstw w układzie wojewódzkim

Województwo	Udział w próbie (%)	Średnia UR [ha]	Średnia liczba krów [szt]	Średni wiek rolnika [lata]	Udział uczestników programów R-Ś (%)
Mazowieckie	38	45	40	50	40
Podlaskie	34	38	45	47	46
Wielkopolskie	28	58	55	49	37

Źródło: badania własne

Tabela 18. Struktura wykształcenia rolników w województwach w ujęciu procentowym

Województwo	Podstawowe i zasadnicze	Średnie	Wyższe
	% w grupie		
Mazowieckie	28,40	49,70	21,90
Podlaskie	24,60	53,80	21,60
Wielkopolskie	18,20	52,50	29,30
Ogółem	23,70	51,90	24,40

Źródło: badania własne

Na podstawie przeanalizowanych cech można stwierdzić, że badana zbiorowość stanowi odzwierciedlenie zróżnicowania gospodarstw prowadzących produkcję mleka w Polsce. Jednocześnie jednostki te charakteryzują się skalą produkcji umożliwiającą formułowanie wniosków odnoszących się do sektora gospodarstw towarowych, co ma istotne znaczenie w kontekście analizy wyzwań stojących przed tym sektorem.

6.2. Wpływ rolnictwa na środowisko w opinii badanych rolników

Poprzez pojęcie „świadomość” rozumieć można wiele stanów, towarzyszących człowiekowi w jego codziennym życiu. Stany te dotyczyć mogą zdawania sobie sprawy z istnienia otoczenia, istnienia swojego życia psychicznego czy istnienia samego siebie aż po świadomość świadomą samej siebie (Norkowski, 2013). Świadomość środowiskowa, określana też świadomością ekologiczną, jest więc „formą świadomości społecznej, która przejawia się w myśli oraz społecznie akceptowanych standardach rozumienia, dostrzeganiu i reagowaniu na potrzeby oraz walory środowiska, stanowiąc postawę rozwoju człowieka chcącego i umiejącego żyć w harmonii z przyrodą” (Perepeczko 2011, s. 188).

Wielowymiarowe oddziaływanie rolnictwa na środowisko naturalne wymaga zrozumienia przez rolników zależności zachodzących między produkcją rolniczą a stanem środowiska. Stosowane przez rolników metody i praktyki związane z działalnością rolniczą mogą zarówno ograniczać, jak i stymulować jej negatywne oddziaływanie na różne elementy środowiska przyrodniczego (zasoby naturalne). Dążenie do ograniczenia negatywnych skutków produkcji rolniczej wymaga jednak świadomości tych oddziaływań wśród samych rolników (Sulewski i Gołaś, 2019). Według Perepeczko (2011) większość badaczy przeświadczonych jest o współzależności między świadomością ekologiczną, a postawami przyjmowanymi wobec środowiska naturalnego. Liczne badania wskazują, że rolnicy są bardziej skłonni do działań na rzecz ochrony środowiska, gdy są świadomi problemów środowiskowych (Hyland i in., 2015; Story i Forsyth, 2008). Przykładowo badania You i Wu (2010) wskazują, że wiedza rolników na temat konsekwencji stosowania środków ochrony roślin wpływa na sposób ich stosowania.

Kwestia postrzegania przez rolników problemów środowiska naturalnego (i wpływu rolnictwa na to środowisko) była wielokrotnie przedmiotem badań prowadzonych w różnych kontekstach zarówno przez badaczy krajowych jak i zagranicznych. Można tu przywołać chociażby badania przeprowadzone przez Majewskiego i Perepeczko (2001) (dotyczące zagadnienia jakości zarządzania w gospodarstwach rolnych), które wskazywały generalnie na niski poziom świadomości ekologicznej rolników. Warto podkreślić, że przywołani autorzy zaobserwowali, iż wrażliwość rolników na kwestie środowiska przyrodniczego była cechą indywidualną, wynikającą zarówno z przekonań, jak i nabytej wiedzy (Majewski i Perepeczko 2001). Problemem świadomości ekologicznej polskich rolników zajmowała się także Kałuża

(2009), której badania wskazywały na występowanie wzajemnie sprzecznych postaw rolników, w których z jednej strony rolnicy deklarowali wysoki poziom świadomości ekologicznej, a z drugiej natomiast wykazywali brak wiedzy w obszarze wpływu rolnictwa na środowisko. Na lukę pomiędzy deklarowaną świadomością ekologiczną rolników a praktykami sprzyjającymi środowisku wskazują także wyniki zagranicznych badań przeprowadzonych przez Hyland'a z zespołem (2015).

Generalnie można więc zaobserwować paradoks polegający na tym, że pomimo, iż rolnicy w swojej pracy muszą codziennie „współpracować z przyrodą”, to jednocześnie charakteryzują się raczej niskim poziomem świadomości tego, jak ich praca może wpływać na środowisko naturalne. Wyniki badań Sulewskiego i Gołaś (2019) wskazują, że w przypadku Polski od ok. 30 do 60% rolników wskazywało na świadomość negatywnego wpływu produkcji rolniczej na przyrodę (w zależności od uwzględnionego elementu środowiska naturalnego). Warto zauważyć, że z przywołanych już wyżej znacznie wcześniejszych badań Majewskiego i Perepeczko (2001) wynikało, że ponad 65% rolników uważało, że produkcja rolnicza w zasadzie nie zagraża środowisku przyrodniczemu. Porównanie tych wyników, może sugerować, że w omawianym zakresie nastąpił pewien postęp i współcześnie rolnicy są bardziej świadomi wpływu rolnictwa na środowisko niż było to jeszcze 2-3 dekady temu. Według Kałuży (2009) jednym z głównych motywów działań rolników na rzecz środowiska naturalnego są względy ekonomiczne (Kałuża, 2009). Podobne poglądy potwierdzają badania Bórawskiego i Brodzińskiego (2014), w których autorzy, analizując opinie właścicieli gospodarstw mlecznych z województwa warmińsko-mazurskiego, wskazali, że rolnicy najczęściej korzystali z funduszy unijnych, aby zwiększyć wydajność produkcji, obniżyć koszty oraz poprawić jakość mleka. Inwestycje te — w nowoczesny sprzęt, modernizację obór czy poprawę warunków utrzymania zwierząt — miały jednocześnie pozytywne skutki środowiskowe, takie jak ograniczenie zużycia energii czy lepsze gospodarowanie odpadami. Z badań wynika jednak, że rolnicy podejmowali te działania nie z pobudek ekologicznych, lecz z chęci osiągnięcia korzyści finansowych i poprawy konkurencyjności gospodarstwa. Wsparcie unijne stanowiło więc ekonomiczny bodziec do wdrażania praktyk przyjaznych środowisku. Autorzy podkreślali, że choć efektem ubocznym modernizacji jest często wzrost standardów środowiskowych, to ekonomiczne motywy — możliwość uzyskania dotacji, zwiększenia dochodów i obniżenia kosztów — pozostają głównym impulsem działań proekologicznych w rolnictwie.

Badania Brodzińskiej (2013) wykazały natomiast, że wśród rolników uczestniczących w programach rolnośrodowiskowych, ważną rolę w prowadzonej przez nich praktyce rolniczej odgrywa motywacja do działań prośrodowiskowych, która przyczynia się do zmiany postaw rolników. Jednak zdaniem autorki, motywacja ta nie jest trwała w czasie, a zatem wskazane jest ciągle podnoszenie świadomości środowiskowej rolników.

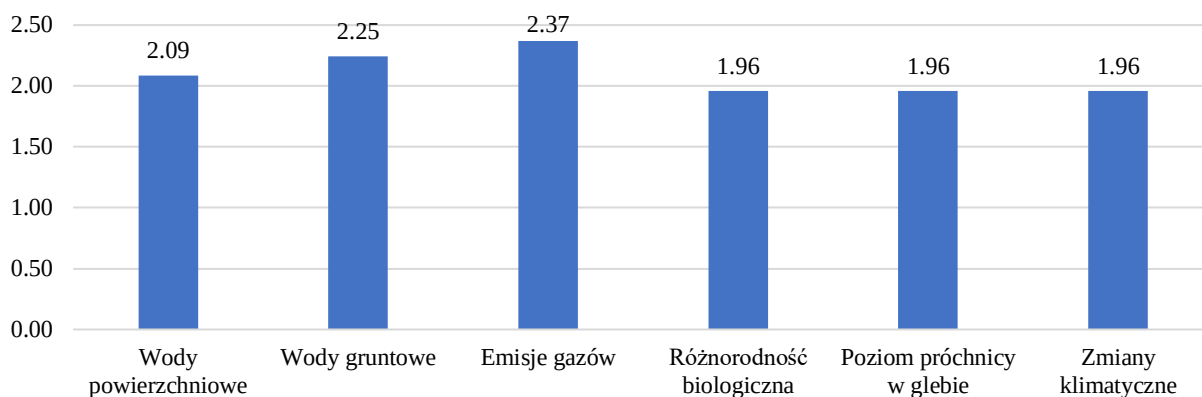
Na podstawie tez formułowanych m. in. przez przywołanych wyżej badaczy można przyjąć, że świadomość ekologiczna (środowiskowa) rolników jest niezbędnym warunkiem prowadzenia produkcji rolniczej w sposób możliwie przyjazny dla środowiska. Dotychczasowy stan wiedzy na ten temat jest jednak relatywnie niewielki, w związku z czym w ramach realizacji niniejszej rozprawy podjęto się także zadania rozpoznania świadomości rolników w zakresie wybranych kwestii środowiskowych.

6.2.1. Ogólna ocena wpływu rolnictwa na środowisko naturalne

Analiza została przeprowadzona w kilku etapach, obejmując zarówno kilka ogólnych, jak i bardziej szczegółowych (rolniczych) aspektów związanych z postrzeganiem przez rolników środowiska naturalnego i ich relacji z tym środowiskiem. Analizie poddano m.in. postrzeganie przez rolników wpływu rolnictwa na takie elementy środowiska jak: stan wód powierzchniowych, stan wód gruntowych, poziom emisji gazów i szkodliwych substancji do powietrza, ograniczenie różnorodności dziko występujących owadów, zwierząt, oraz roślin/ziół, poziom substancji organicznej (próchnicy) w glebie oraz na zmiany klimatyczne. Badani rolnicy dokonywali ocen oddziaływania działalności rolniczej na wybrane elementy środowiska w skali od 0 do 5, gdzie 0 oznaczało brak negatywnego wpływu rolnictwa na środowisko, a 5 wpływ silnie negatywny.

Przeciętne oceny wpływu działalności rolniczej na wskazane elementy środowiska w opinii badanych rolników przedstawiono na rysunku 19 natomiast rysunek 20 przedstawia rozkład uzyskanych ocen. Przeciętnie największe oddziaływanie rolnicy dostrzegali w odniesieniu do emisji gazów (2,37 w skali 0–5) oraz wód gruntowych (2,25). Nieco niżej oceniono wpływ na wody powierzchniowe (2,09). Najmniejsze znaczenie przypisywano wpływowi rolnictwa na różnorodność biologiczną, poziom próchnicy w glebie oraz zmiany klimatyczne (wszystkie po 1,96). Biorąc pod uwagę, że maksymalna wartość w skali ocen wynosiła 5, uzyskane średnie wskazują na relatywnie niską ocenę szkodliwości rolnictwa dla środowiska, co jest spójne z przywoływanymi wcześniej obserwacjami innych autorów.

Można przypuszczać, że wyższe oceny dotyczące emisji gazów oraz jakości wód gruntowych wynikają z faktu, iż rolnicy są bardziej świadomi skutków stosowania nawozów mineralnych i naturalnych, a także procesów związanych z chowem zwierząt gospodarskich (np. emisji metanu i amoniaku). Są to kwestie często dyskutowane w ostatnich latach chociażby w kontekście „Europejskiego Zielonego Ładu” i transformacji do gospodarki niskoemisyjnej. Można jednak też zauważyć, że średnia ocena dla „zmian klimatycznych” jest niższa niż dla „emisji gazów”, co może sugerować, że część rolników, którzy dostrzegają emisję gazów, niekoniecznie wiąże to zjawisko ze zmianami klimatu. W przypadku oceny oddziaływania na wody powierzchniowe można przypuszczać, że ten element jest postrzegany jako mniej zagrożony, gdyż ich zanieczyszczenia są często trudniej zauważalne w codziennej praktyce rolniczej. Z kolei relatywnie niskie oceny wpływu na różnorodność biologiczną, glebę i klimat mogą wynikać z tego, że efekty tych procesów mają charakter długookresowy i mniej bezpośredni – trudniej jest je dostrzec w krótkiej perspektywie oraz powiązać jednoznacznie z działalnością gospodarstwa rolnego. Niezależnie jednak od obserwowanych różnic ogólna obserwacja jest dość jednoznaczna – badani rolnicy nie postrzegają rolnictwa jako działalności silnie zagrażającej środowisku naturalnemu. Wniosek ten potwierdzają otwarte wypowiedzi badanych rolników, którzy mogli zgłaszać komentarze do omawianego zagadnienia. Wypowiedzi te zebrano w tabeli 19. Rolnicy generalnie postrzegają swoją działalność jako niewielkie zagrożenie dla środowiska, szczególnie w porównaniu z przemysłem. Najczęściej wskazywanym problemem są zanieczyszczenia wód powierzchniowych oraz nieumiejętne stosowanie ŚOR, natomiast pozytywnie oceniany jest wpływ nawożenia naturalnego na glebę i bilans próchnicy. W kontekście zmian klimatycznych opinie były rozbieżne – część rolników nie dostrzega związku z działalnością rolniczą, chociaż niektórzy odczuwają bezpośrednie skutki w prowadzonej produkcji. Ogólnie można stwierdzić, że wiele z cytowanych poglądów stoi w sprzeczności ze współczesną wiedzą agrotechniczną i ekologiczną.



Rysunek 19. Średnia ocena rolników dotycząca wpływu działalności rolniczej na wybrane elementy środowiska

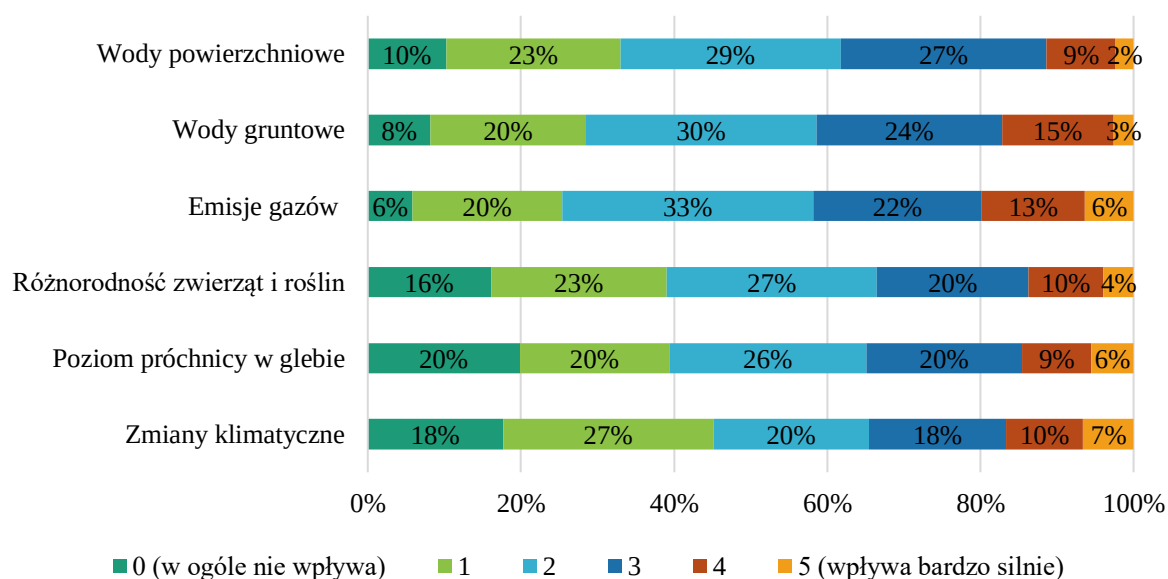
Źródło: badania własne

Tabela 19. Komentarze badanych rolników na temat wpływu działalności rolniczej na środowisko naturalne (pytanie otwarte, dobrowolne odpowiedzi)

Nr	Komentarz rolnika
1	Przesadne jest obwinianie rolnictwa jako truciciela. Maszyny rolnicze są źródłem spalin, jednak większe zanieczyszczenia powodują zakłady przemysłowe. Wysokie ceny nawozów i ŚOR sprawiają, że rolnicy nie stosują ich w nadmiarze.
2	Gospodarstwa z produkcją bydła mlecznego poprzez zastosowanie obornika zwiększają poziom substancji organicznej w glebie.
3	Produkcja rolnicza pośrednio ma wpływ na środowisko. Wpływ zależy od skali produkcji bydła.
4	Tradycyjna produkcja rolnicza ma korzystny wpływ na środowisko. Racjonalne gospodarowanie nie degraduje środowiska.
5	Produkcja rolnicza, jak każda inna, generuje zanieczyszczenia. Szkodliwość produkcji zwierzęcej nie jest większa niż przemysłowej. Negatywne skutki są bardziej widoczne w pobliżu jezior.
6	Przy intensywnej produkcji kluczowy jest termin stosowania nawozów, aby rośliny mogły je wykorzystać i ograniczyć straty do gleby. Największe negatywne oddziaływanie dotyczy wód powierzchniowych (spływy z nawozów). Zmiany klimatyczne zwiększają potrzebę stosowania ŚOR.
7	Produkcja roślinna ma także pozytywny wpływ – redukcja CO ₂ . Rolnictwo nie jest głównym emitentem gazów cieplarnianych.
8	Opryski i nawożenie wpływają na wody powierzchniowe, szczególnie przy braku stref buforowych. Odpowiednia technologia zwiększa poziom substancji organicznej. Mała skala produkcji ogranicza wpływ na środowisko.
9	Zmiany klimatyczne nie wynikają wyłącznie z zanieczyszczeń – w średniowieczu było cieplej. Nawożenie jest ograniczone, istnieją zabezpieczenia (płyty obornikowe, szamba). Opryski też są regulowane. Nawożenie pozwala zachować odpowiedni poziom próchnicy.
10	Produkcja rolnicza może mieć zarówno negatywny, jak i pozytywny wpływ – np. wzrost próchnicy zależy od płodozmianu i kierunku produkcji.

Nr	Komentarz rolnika
11	Produkcja rolnicza ma znikomy wpływ na wody gruntowe, gleba działa jak filtr. Duży wpływ na wodę i glebę ma agrotechnika, strefy buforowe i przechowywanie nawozów. Zmiany klimatu są w dużej mierze spowodowane przemysłem.
12	Problem z zanieczyszczeniami rolnictwa jest istotny, ale postęp technologiczny powinien go ograniczyć.
13	Stosowanie nawozów i ŚOR zgodnie z zasadami ogranicza zanieczyszczenia.
14	1 ha kukurydzy produkuje 10 razy więcej tlenu niż 1 ha lasu.
15	Największy szkodliwy wpływ ma nieumiejętne stosowanie ŚOR (szkodliwe dla owadów). Małe gospodarstwa mają niewielki wpływ, duże ферmy przemysłowe szkodzą najbardziej.
16	Gospodarstwo ma niewielki wpływ na środowisko poza ŚOR, które mogą szkodzić owadom przy długim okresie prewencji.
17	Zmiany klimatyczne wprowadzają zamieszanie w uprawach polowych.
18	Sama produkcja rolnicza nie ma negatywnego wpływu, problemem są jedynie nawozy i opryski, które wspomagają wydajność.
19	Produkcja rolnicza nie jest na tyle intensywna, aby miała silnie negatywny wpływ. Brak negatywnego wpływu.
20	Gospodarstwo spełnia wymogi krajowe i unijne w zakresie ochrony środowiska.
21	Krowy wypasane są na naturalnych użytkach zielonych, obornik podnosi poziom próchnicy w glebie.
22	Ocieplenie klimatu powoduje częstsze zjawiska ekstremalne: opady, gradobicia, susze. Negatywnie wpływa to na uprawy, zwłaszcza na glebach o niskiej zawartości próchnicy.

Źródło: badania własne



Rysunek 20. Rozkład ocen wpływu produkcji rolniczej na wybrane elementy środowiska według badanych rolników (ocena w skali 0 – brak wpływu; 5 – bardzo silny wpływ)

Źródło: badania własne

Na podstawie zebranych ocen zbudowano następnie „ogólny wskaźnik świadomości środowiskowej rolnika” stanowiący średnią arytmetyczną z ocen przypisanych przez danego respondenta poszczególnym kategoriom oddziaływań. Pozwoliło to bardziej syntetycznie ocenić sytuację, a jednocześnie takie zagregowanie ocen wydaje się uzasadnione wobec wysokiego (i istotnego) poziomu korelacji między uwzględnionymi w ocenie elementami środowiska (podobny sposób oceny każdego elementu) (tabela 20).

Tabela 20. Macierz korelacji (Spearmana) dla ocen wpływu działalności rolniczej na wskazane elementy środowiska naturalnego

	Wody powierzchniowe	Wody gruntowe	Emisje gazów	Różnorodność zwierząt i roślin	Ubytek substancji organicznej	Zmiany klimatyczne
Wody powierzchniowe	1,000	0,735**	0,530**	0,463**	0,485**	0,382**
Wody gruntowe	0,735**	1,000	0,554**	0,497**	0,451**	0,399**
Emisje gazów	0,530**	0,554**	1,000	0,444**	0,367**	0,600**
Różnorodność zwierząt i roślin	0,463**	0,497**	0,444**	1,000	0,457**	0,401**
Ubytek substancji organicznej	0,485**	0,451**	0,367**	0,457**	1,000	0,381**
Zmiany klimatyczne	0,382**	0,399**	0,600**	0,401**	0,381**	1,000

* → istotne przy poziomie $p < 0,05$; ** → istotne przy poziomie $p < 0,01$ (badanie testem t-Studenta)

Źródło: badania własne

Skonstruowany wskaźnik, stanowiący syntetyczną miarę świadomości rolników w zakresie wpływu rolnictwa na przyrodę został następnie wykorzystany do poszukiwania czynników potencjalnie różnicujących jego poziom. W tym celu wykorzystano analizę regresji wielorakiej, gdzie skonstruowany „ogólny wskaźnik świadomości środowiskowej rolnika” stanowił zmienną objaśnianą a zmiennymi objaśniającymi były podstawowe elementy charakterystyki gospodarstwa i rolnika takie jak: powierzchnia użytków rolnych, liczba krów, uczestnictwo w programach-rolnośrodowiskowych, lokalizacja (województwo), wiek rolnika oraz wskaźnik wykształcenia. Uzyskane wyniki (tabela 21) wskazują, że żadna z uwzględnionych zmiennych nie miała istotnego wpływu na ogólną świadomość rolników w zakresie oddziaływania rolnictwa na środowisko (model nieistotny). Stanowi to pewne zaskoczenie, gdyż wcześniejsze badania innych autorów sugerowały istotne znaczenie np. wykształcenia czy też uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych.

W badanym modelu wartość wskaźnika świadomości jest w dużej mierze niezależna od uwzględnionych zmiennych objaśniających. Niezależnie od poziomu wieku, wykształcenia, wielkości gospodarstwa czy uczestnictwa w programach, średni poziom świadomości pozostaje zbliżony. Warto podkreślić, że wszystkie gospodarstwa uczestniczące w badaniu miały charakter jednostek towarowych, co oznacza, że utrzymują kontakt z rynkiem i muszą dostosowywać się do istniejących wymogów (co szczególnie ważne jest w gospodarstwach mlecznych), stąd mało prawdopodobne jest by w grupie tej istotną część stanowili np. osoby całkowicie nieświadome istniejących zależności. Z drugiej strony biorąc pod uwagę komentarze jakie pojawiały się w przeprowadzonych wywiadach, można założyć, że respondenci bardziej wyrażali swoją postawę (niezadowolenie z rosnących oczekiwań wobec rolników) niż realny poziom świadomości (psychologiczny mechanizm wyparcia).

Tabela 21. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „ogólny wskaźnik świadomości środowiskowej rolnika”

Zmienna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej: Wskaźnik świadomości ogólny			
	$R^2=0,0304$; R^2 poprawione = 0,0098; $F(7,337)=1,14751$; $p < 0,1752$			
	Współczynnik	Błąd standardowy	t	p-value
Wyraz wolny	1,9799	0,2745	7,2115	0,0000
Wiek	-0,0030	0,0055	-0,5416	0,5884
Wykształcenie	0,0042	0,0112	0,3791	0,7049
Użytki rolne	0,0029	0,0021	1,3790	0,1688
Liczba krów	-0,0001	0,0020	-0,0456	0,9637
Programy R-Ś	0,1332	0,1301	1,0239	0,3066
Województwo podlaskie	0,1388	0,1292	1,0742	0,2835
Województwo wielkopolskie	0,2098	0,1422	1,4761	0,1409

Źródło: badania własne

W uzupełnieniu do przeprowadzonej analizy regresji podjęto próbę porównania średnich wartości „wskaźnika ogólnej świadomości” w obrębie wybranych kategorii gospodarstw tj. przyjmując za kryterium podziału lokalizację (województwo), fakt uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych oraz poziom wykształcenia. Wyniki tego porównania zawiera tabela 22. Wynika z nich, że średni poziom „wskaźnika ogólnej świadomości” różni się istotnie pomiędzy województwami – najniższy jest w mazowieckim, wyższy w podlaskim i najwyższy w wielkopolskim, choć w regresji, gdzie sprawdzano też inne zmienne, efekt ten tracił na znaczeniu. Uczestnictwo

w programach rolno-środowiskowych wiąże się ze średnio wyższą „ogólną świadomością”, ale różnica nie jest istotna statystycznie, co potwierdzają zarówno testy średnich, jak i wcześniejsza regresja. Podobnie jest w przypadku zmiennej wykształcenie, która nie wpływa znacząco na poziom świadomości. Ogólnie więc wyniki są spójne z wcześniejszą fazą analizy – badane czynniki mają ograniczone znaczenie, a poziom świadomości pozostaje względnie stabilny niezależnie od nich. Niewielki efekt widoczny jest jedynie w przypadku lokalizacji.

Tabela 22. Porównanie średnich wartości „wskaźnika ogólnej świadomości środowiskowej” w obrębie wybranych grup gospodarstw

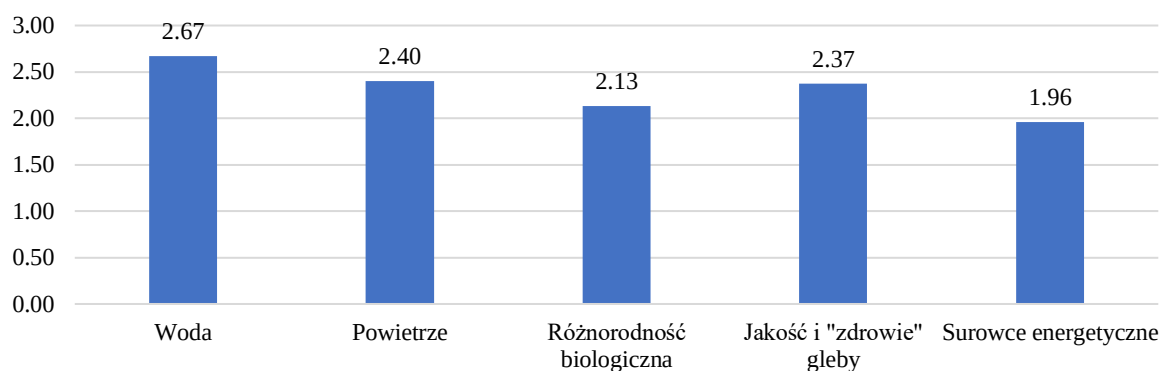
Kryterium podziału	Grupa	Średnia wartość „wskaźnika ogólnej świadomości środowiskowej”	p-value testu
Województwo	mazowieckie	1,966	0,0467*
	podlaskie	2,127	
	wielkopolskie	2,292	
Uczestnictwo w programach rolno-środowiskowych	nie	2,074	0,1091**
	tak	2,268	
Wykształcenie	< średniego	2,129	0,9030*
	średnie	2,09	
	wyższe	2,05	

*badane jednoczynnikową analizą wariancji (ANOVA, test F); **test t dla prób niezależnych
Źródło: badania własne

6.2.2. Ocena ogólnej potrzeby działań na rzecz środowiska naturalnego

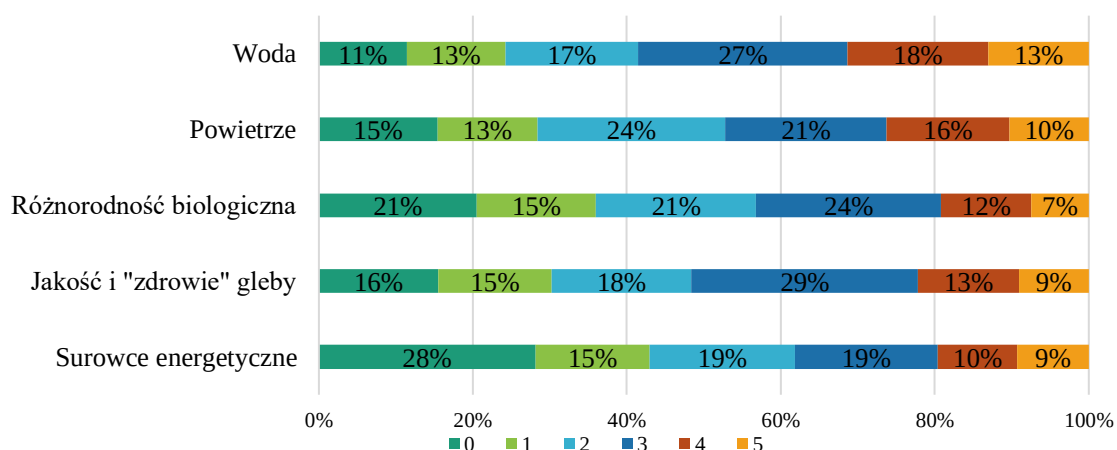
W uzupełnieniu do powyższych analiz podjęto także próbę określenia świadomości rolników w zakresie potrzeby podejmowania działań poprawiających stan wybranych elementów środowiska naturalnego takich jak woda, różnorodność biologiczna (np. gatunki, siedliska), jakość i „zdrowie” gleby oraz nieodnawialne surowce energetyczne (np. węgiel, ropa naftowa, gaz ziemny). Przeciętne oceny (w skali 0-5; gdzie „0” – dodatkowe działania niepotrzebne; 5 – dodatkowe działania bardzo potrzebne) zamieszczono na rysunku 21. Na rysunku 22 umieszczono natomiast wykres charakteryzujący rozkład odpowiedzi. Podobnie jak w przypadku oceny wpływu rolnictwa, przeciętnie uzyskane oceny kształtują się poniżej środka przyjętej skali, co sugeruje, że przeciętnie badani rolnicy nie wykazywali dużego poparcia dla idei większego zaangażowania w działania na rzecz środowiska. Co do zasady można stwierdzić, że wyniki uzyskane w tej kwestii są spójne z poprzednio omawianym problemem. Przeciętnie najsilniejszą potrzebę dodatkowych działań badani dostrzegali w odniesieniu do ochrony wody (2,67 w skali 0-5), co może wynikać z postrzegania jej

jako kluczowego zasobu zarówno w produkcji rolniczej, jak i dla jakości życia na obszarach wiejskich. Dalej znalazły się: powietrze (2,40) oraz jakość i „zdrowie” gleby (2,37), co sugeruje, że respondenci dostrzegają znaczenie czystego środowiska i dobrej kondycji gleb dla stabilności produkcji, jednak mając na uwadze dość niską średnią ocenę, postrzeganie to jest dość ograniczone. Niżej oceniono potrzebę działań na rzecz różnorodności biologicznej (2,13), a najniżej dla surowców energetycznych (1,96). Może to odzwierciedlać mniejsze bezpośrednie powiązanie tych kwestii z codziennym funkcjonowaniem gospodarstwa lub poczucie, że są to zagadnienia bardziej odległe od podstawowej działalności rolniczej (szczególnie kwestia nieodnawialnych surowców energetycznych). Ogólnie jednak wszystkie oceny plasują się bliżej wartości 2 niż 5, co sugeruje umiarkowaną świadomość potrzeby dodatkowych działań mających na celu ochronę środowiska naturalnego.



Rysunek 21. Przeciętna ocena potrzeby podejmowania dodatkowych działań poprawiających stan środowiska naturalnego w wybranych aspektach w opinii badanych rolników

Źródło: badania własne



Rysunek 22. Rozkład ocen rolników wobec potrzeby dodatkowych działań poprawiających stan środowiska naturalnego (w skali 0 - niepotrzebne żadne działania; 5 - działania bardzo potrzebne)

Źródło: badania własne

Podobnie jak w poprzednio omawianym problemie, na podstawie udzielonych odpowiedzi skonstruowano wskaźnik stanowiący syntetyczną miarę skłonności do działań poprawiających stan środowiska („ogólny wskaźnik potrzeby działań”). Wcześniej przeprowadzono analizę korelacji wskazującą na silne powiązanie udzielanych odpowiedzi (tabela 23). Wszystkie zależności okazały się dodatnie, a większość z nich istotna statystycznie, co uzasadnia zastąpienie zbioru parametrów jednym prostym wskaźnikiem. Dodatnie powiązanie omawianych zmiennych wskazuje, że osoby oceniające wyżej potrzebę działań w jednej dziedzinie środowiska zwykle wyżej oceniają też pozostałe obszary. W ramach dalszej procedury badawczej przeprowadzono analizę regresji wielorakiej oraz statystyczne porównanie średniej wartości „ogólnego wskaźnika działań”. Miało to na celu sprawdzenie czy oceny rolników są w jakiś sposób związane z charakterystyką gospodarstwa i rolnika (zestaw zmiennych niezależnych tak jak poprzednio obejmował powierzchnię użytków rolnych, liczbę krów, uczestnictwo w programach-rolnośrodowiskowych, lokalizację (województwo), wiek rolnika oraz wskaźnik wykształcenia). Wyniki analizy regresji zamieszczono w tabeli 24, natomiast porównanie wskaźnika w wybranych grupach gospodarstw w tabeli 25. Wyniki wskazują, że dopasowanie modelu jest ograniczone, choć test F okazał się istotny ($p = 0.013$). Spośród uwzględnionych zmiennych statystycznie istotny okazał się jedynie efekt województwa wielkopolskiego ($\beta \approx 0,62$, $p < 0,01$). Uczestnictwo w programach rolnośrodowiskowych miało pozytywny wpływ, ale efekt ten był na granicy istotności ($p \approx 0,066$). Pozostałe zmienne nie były istotne.

Tabela 23. Macierz korelacji (Spearmana) dla ocen dotyczących potrzeby podejmowania dodatkowych działań ochronnych w odniesieniu do wskazanych elementów środowiska naturalnego

	Woda	Powietrze	Różnorodność biologiczna	Jakość gleby	Surowce energetyczne
Woda	1,000	0,605**	0,556**	0,575**	0,313*
Powietrze	0,605**	1,000	0,631**	0,762**	0,555**
Różnorodność biologiczna	0,556**	0,631**	1,000	0,748**	0,429**
Jakość gleby	0,575**	0,762**	0,748**	1,000	0,488**
Surowce energetyczne	0,313*	0,555**	0,429**	0,488**	1,000

* → istotne przy poziomie $p < 0,05$; ** → istotne przy poziomie $p < 0,01$ (badanie testem t-Studenta)

Źródło: badania własne

Tabela 24. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „ogólny wskaźnik potrzeby działań”

Zmienna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej „Ogólny wskaźnik działań”			
	$R^2=0,0494$; R^2 poprawione = 0,0302; $F(7,447)= 2,5739$; $p=0,0134$			
	Współczynnik	Błąd standardowy	t	p-value
Wyraz wolny	2,3941	0,3468	6,9042	0,0
Wiek	-0,006	0,0069	-0,868	0,386
Wykształcenie	0,0039	0,0142	0,2728	0,7852
Użytki rolne	-0,0018	0,0026	-0,6763	0,4993
Liczba krów	-0,0001	0,0026	-0,0338	0,973
Programy R-Ś	0,3029	0,1642	1,8449	0,0659
Województwo podlaskie	0,1864	0,1568	1,1882	0,2356
Województwo wielkopolskie	0,6151	0,1802	3,4138	0,0007

Źródło: badania własne

Analiza średnich wartości wskaźnika w wybranych grupach potwierdza obserwacje wynikające z analizy regresji. Różnice pomiędzy województwami okazały się istotne ($p < 0,001$). Najniższy poziom wskaźnika odnotowano w województwie mazowieckim (2,07), wyższy w podlaskim (2,33), a najwyższy w wielkopolskim (2,76). Uczestnictwo w programach rolno-środowiskowych wiązało się z wyższym poziomem wskaźnika w grupie rolników uczestniczących (2,60) niż w grupie nieuczestniczących (średnia 2,23; $p= 0,016$). Wykształcenie nie różnicowało istotnie wartości wskaźnika.

Tabela 25. Średnie wartości "ogólnego wskaźnika potrzeby działań" według wybranych grup

Czynnik	Grupa	Średnia „szczegółowego” wskaźnika	p-value
Województwo	mazowieckie	2,072	0,0004*
	podlaskie	2,326	
	wielkopolskie	2,755	
Programy R-Ś	nie	2,232	0,016**
	tak	2,598	
Wykształcenie	< średniego	2,366	0,7500*
	średnie	2,284	
	wyższe	2,42	

*badane jednoczynnikową analizą wariancji (ANOVA, test F); **test t dla prób niezależnych

Źródło: badania własne

Podsumowując, można stwierdzić, że „poziom wskaźnika ogólnej potrzeby działań” jest w ograniczonym stopniu wyjaśniany przez uwzględnione zmienne. Najsilniejszym czynnikiem różnicującym jest lokalizacja – zwłaszcza województwo wielkopolskie – a dodatkowo pewną rolę odgrywa uczestnictwo w programach rolno-środowiskowych. Pozostałe zmienne nie wykazały istotnego wpływu. Ogólnie można stwierdzić, że podobnie jak w przypadku „ogólnego wskaźnika świadomości”, badane

cechy wyjaśniają jedynie niewielką część zróżnicowania poziomu odpowiedzi udzielanych przez rolników.

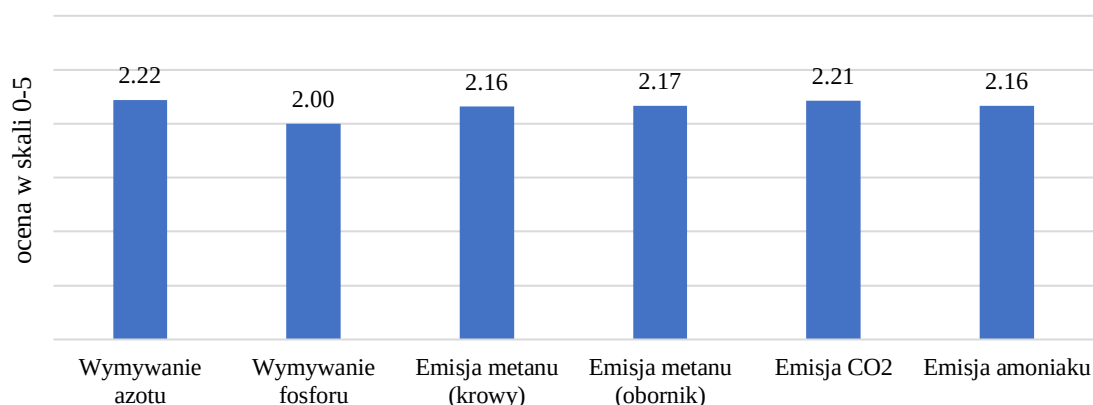
6.2.3. Ocena wpływu wybranych (szczegółowych) aspektów produkcji rolnej na środowisko naturalne

Celem analizy na tym etapie było rozpoznanie, w jakim stopniu rolnicy są świadomi wpływu na środowisko naturalne różnych procesów związanych z działalnością rolniczą (w ich własnych gospodarstwach), których negatywne oddziaływanie zostało w nauce już dawno potwierdzone. Ten fragment analizy był więc pogłębieniem wcześniejszych ocen i koncentrował się na ocenie znaczenia praktyk rolniczych dla takich procesów jak:

- wymywanie związków azotu do wód gruntowych i powierzchniowych (z nawozów mineralnych lub organicznych),
- wymywanie związków fosforu do wody (z nawozów),
- emisja metanu przez krowy mleczne (krowy),
- emisja metanu przez krowy mleczne (obornik),
- emisja dwutlenku węgla ze spalania paliwa do napędu pojazdów rolniczych/maszyn,
- emisja amoniaku z nawożenia obornikiem/gnojowicą.

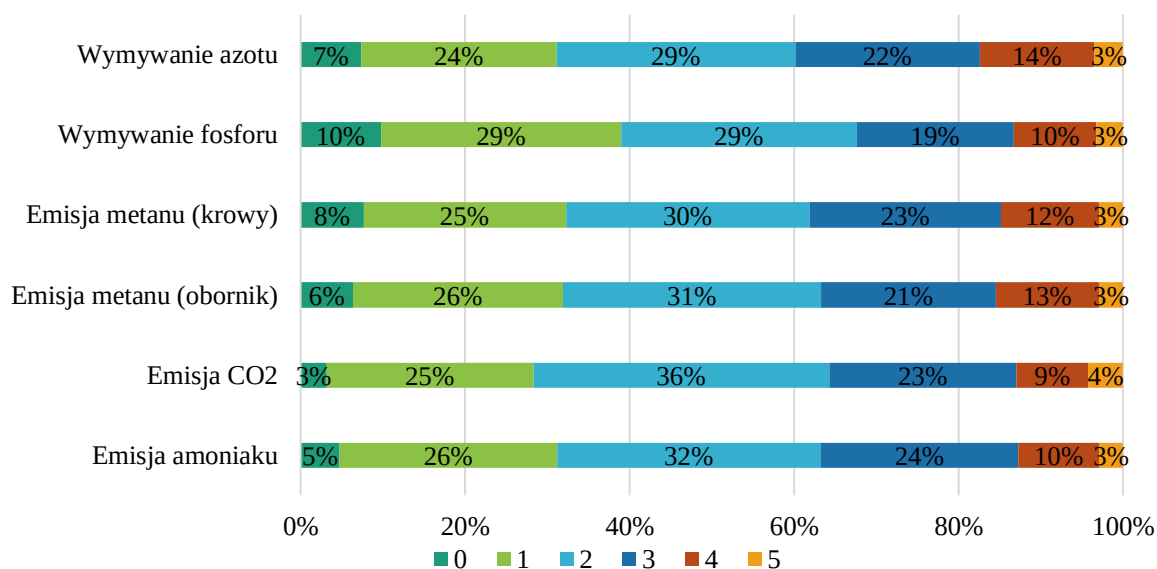
Na rysunkach 23 oraz 24 przedstawiono odpowiednio przeciętne wartości oraz rozkład uzyskanych ocen. Wynika z nich, że rolnicy generalnie oceniają wpływ poszczególnych aspektów produkcji rolniczej (pochodzących z ich gospodarstw) na środowisko w sposób umiarkowany – średnie wartości wszystkich analizowanych kategorii mieszczą się w bardzo wąskim przedziale około 2,0–2,2 (w skali 0–5). Oznacza to, że różnice pomiędzy postrzeganiem wpływu takich procesów jak wymywanie azotu, fosforu, emisje metanu, CO₂ czy amoniaku są stosunkowo niewielkie, a świadomość ich znaczenia dla środowiska pozostaje na podobnym i raczej niskim poziomie. Rozkłady ocen wskazują jednak na pewne zróżnicowanie wewnątrz każdej kategorii. Dominują odpowiedzi 1–3, co sugeruje, że nawet jeśli większość rolników dostrzega negatywne oddziaływanie, to ich skalę ocenia jako umiarkowaną. Stosunkowo niewielki odsetek wskazań przypada na najwyższe wartości (4–5), czyli silny wpływ na środowisko, natomiast zauważalna część badanych wybrała wartości najniższe (0), co może świadczyć o niedocenianiu ryzyka bądź traktowaniu go jako marginalne w kontekście własnego gospodarstwa. Podsumowując, dane te potwierdzają wcześniejsze ustalenia –

świadomość oddziaływań środowiskowych jest stosunkowo wyrównana, ale nadal dość niska, a rolnicy w większości nie utożsamiają własnych działań z dużym negatywnym wpływem na środowisko. Jednocześnie widoczny pewien udział odpowiedzi skrajnych sugeruje zróżnicowanie postaw, od całkowitego lekceważenia do wyraźnej świadomości problemu.



Rysunek 23. Średnia ocena rolników dotycząca wpływu na środowisko naturalne wskazanych rodzajów zanieczyszczeń/emisji generowanych w gospodarstwach respondentów

Źródło: badania własne



Rysunek 24. Rozkład ocen w zakresie wpływu wskazanych oddziaływań na środowisko naturalne (ocena w skali 0 – brak wpływu; 5 – bardzo silny wpływ)

Źródło: badania własne

W celu poszerzenia wnioskowania przeprowadzoną wyżej analizę uzupełniono o skonstruowanie wskaźnika stanowiącego syntetyczne ujęcie odpowiedzi udzielanych przez rolników. Procedurę tę poprzedzono analizą korelacji, której wyniki zamieszczono

w tabeli 26. Część zmiennych wykazuje ze sobą istotne, dodatnie powiązania, co sugeruje, że rolnicy postrzegają negatywne oddziaływania środowiskowe w sposób spójny – jeśli ktoś dostrzeże np. wpływ emisji metanu, zazwyczaj podobnie ocenia wpływ innych rodzajów zanieczyszczeń. Najslabszą korelację zaobserwowano między ocenami dla „wymywania fosforu i azotu” i „emisjami metanu” z obornika. Niskie korelacje w tym przypadku mogą sugerować, że świadomość rolników jest raczej fragmentaryczna: poszczególne oddziaływania są oceniane osobno, bez szerszego łączenia ich w całość. Większość korelacji nawet jeśli była wyraźna to związki te nie były na tyle silne ani systematyczne, aby uznać je za istotne z punktu widzenia statystyki.

Tabela 26. Macierz korelacji (Spearmana) dla ocen dotyczących wpływu różnych procesów związanych z działalnością gospodarstw rolnych (należących do badanych rolników) na środowisko naturalne

	Wymywanie azotu	Wymywanie fosforu	Emisja metanu (krowy)	Emisja metanu (obornik)	Emisja CO ₂	Emisja amoniaku
Wymywanie azotu	1,000	0,761	0,304	0,000	0,889*	0,645
Wymywanie fosforu	0,761	1,000	-0,028	-0,059	0,676	0,412
Emisja metanu (krowy)	0,304	-0,028	1,000	0,825	0,649	0,884*
Emisja metanu (obornik)	0,000	-0,059	0,825	1,000	0,344	0,625
Emisja CO ₂	0,889 *	0,676	0,649	0,344	1,000	0,918*
Emisja amoniaku	0,645	0,412	0,884*	0,625	0,918*	1,000

* → istotne przy poziomie $p < 0,05$; ** → istotne przy poziomie $p < 0,01$ (badanie testem t-Studenta)

Źródło: badania własne

Relatywnie niższe korelacje tworzą ryzyko, że zagregowany wskaźnik może być nieco rozmyty, jednak w analizowanym przypadku część zależności pozostawała nadal silna, w związku z tym założono, że pokazanie ogólnego (uśrednionego) poziomu świadomości rolników w wielu obszarach (nawet niepowiązanych ze sobą) może być przydatne dla uchwycenia łącznego poziomu oceny w kontekście poszukiwania parametrów ten poziom determinujących. Podobnie jak we wcześniejszych etapach przeprowadzono więc analizę regresji i porównanie średnich między wybranymi grupami gospodarstw (tabela 27 i tabela 28).

Bazując na uzyskanych danych, wyniki analizy regresji wskazują, że dopasowanie modelu jest bardzo niskie a test F dla całego modelu nie wskazał istotności ($p = 0.670$).

Żaden z pojedynczych predyktorów również nie osiągnął istotności statystycznej. Analiza średnich wartości wskaźnika w grupach nie wykazała istotnych różnic ani pomiędzy województwami, ani w zależności od uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych, ani ze względu na poziom wykształcenia ($p > 0,05$ we wszystkich testach).

Tabela 27. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „świadomość szczegółowych oddziaływań”

Zmienna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej „świadomość szczegółowych oddziaływań”			
	$R^2=0,014$; R^2 poprawione = 0,005; $F(7;447)= 0,7021$; $p=0,6703$			
	Współczynnik	Błąd standardowy	t	p-value
Wyraz wolny	2,5233	0,4269	5,9107	0
Wiek	-0,0046	0,0063	-0,723	0,4701
Wykształcenie	-0,1173	0,103	-1,1385	0,2557
Użytki rolne	-0,0016	0,002	-0,8216	0,4119
Liczba krów	0,0017	0,002	0,8711	0,3843
Programy R-Ś	-0,0263	0,1324	-0,199	0,8424
Województwo podlaskie	0,1076	0,1288	0,8357	0,4039
Województwo wielkopolskie	0,222	0,1458	1,5228	0,1287

Źródło: badania własne

Analiza średnich wartości wskaźnika „szczegółowych oddziaływań” w grupach nie wykazała istotnych różnic ani pomiędzy województwami, ani w zależności od uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych, ani ze względu na poziom wykształcenia ($p > 0,05$ we wszystkich testach). Wynik taki sugeruje, że odpowiedzi rolników nie są systematycznie związane z żadnym z rozpatrywanych parametrów.

Tabela 28. Średnie wartości wskaźnika „świadomości szczegółowych oddziaływań”

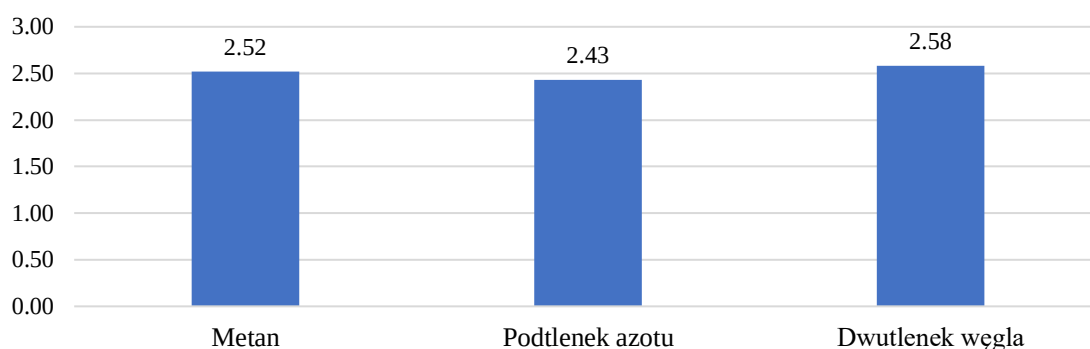
Czynnik	Grupa	Średnia wartość wskaźnika	p-value testu globalnego
Województwo	mazowieckie	2,056	0,165
	podlaskie	2,177	
	wielkopolskie	2,316	
Programy R-Ś	tak	2,177	0,974
	nie	2,180	
Wykształcenie	< średniego	2,25	0,649
	średnie	2,136	
	wyższe	2,128	

*badane jednoczynnikową analizą wariancji (ANOVA, test F); **test t dla prób niezależnych

Źródło: badania własne

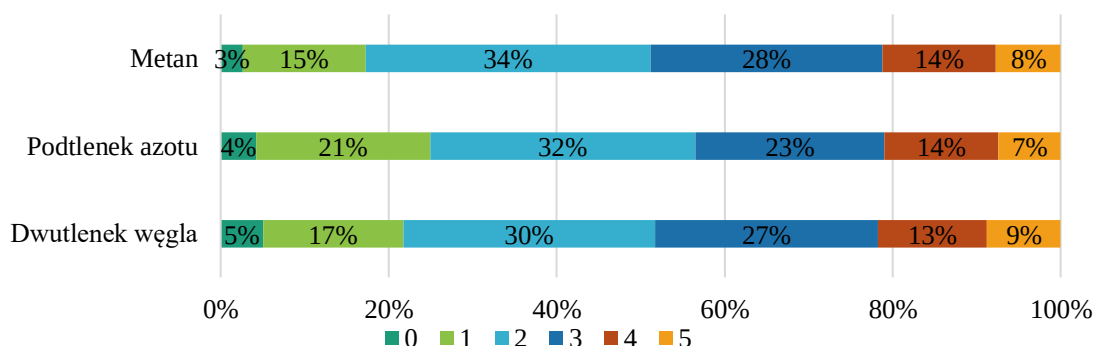
6.2.4. Świadomość oddziaływania gazów cieplarnianych

Najbardziej szczegółową kwestią, jaka podjęto w badaniu rolników było zagadnienie szkodliwości dla środowiska gazów cieplarnianych emitowanych do środowiska naturalnego w procesach produkcji rolniczej. Na podstawie przedstawionych wykresów (rysunek 25 oraz 26), można zauważyć, że rolnicy w niewielkim stopniu różnicują ocenę szkodliwości poszczególnych gazów cieplarnianych. Najwyżej oceniony został wpływ dwutlenku węgla (2,58), nieco niżej metanu (2,52), a najniżej podtlenek azotu (2,43). Choć wartości średnie są do siebie zbliżone, wskazują one na nieco większe przypisywanie negatywnego znaczenia emisji CO₂, co można łączyć z jego częstą obecnością w debacie publicznej i medialnej na temat zmian klimatu. Rozkłady ocen potwierdzają tę tendencję – w przypadku CO₂ oraz metanu wyższy odsetek badanych wskazał oceny 3 i 4, a także relatywnie więcej osób uznało je za wyraźnie szkodliwe (oceny 5). W przypadku podtlenku azotu częściej pojawiały się oceny niskie (0–1), co sugeruje, że część rolników może nie być w pełni świadoma jego oddziaływania na środowisko, mimo że gaz ten należy do najsilniejszych pod względem potencjału cieplarnianego.



Rysunek 25. Średnia ocena szkodliwego wpływu wskazanych gazów cieplarnianych według badanych rolników (skala 0-5)

Źródło: badania własne



Rysunek 26. Rozkład ocen (dokonanych przez badanych rolników) na temat szkodliwości wskazanych gazów cieplarnianych

Źródło: badania własne

Na podstawie macierzy korelacji Spearmana można stwierdzić, że oceny szkodliwości gazów cieplarnianych (CH₄, N₂O i CO₂) w świadomości badanych rolników są raczej spójnie powiązane (tabela 29). Wszystkie współczynniki korelacji przyjmują wartości dodatnie i wysokie (ok. 0,67–0,74) i są statystycznie istotne. Oznacza to, że respondenci, którzy uznają za poważne zagrożenie jeden rodzaj gazu, zazwyczaj podobnie oceniają pozostałe. Wynik taki sugeruje, że rolnicy traktują gazy cieplarniane raczej jako jednolitą kategorię problemów środowiskowych niż jako zjawiska odrębne. Jest to dość uzasadnione, gdyż dyskusja publiczna koncentruje się raczej na łącznym wpływie GHG a poza tym rolnicy w praktyce gospodarowania raczej nie są w stanie dokładnie rozdzielić źródeł emisji gazów, nawet jeśli mają świadomość tego zjawiska.

Tabela 29. Macierz korelacji dla ocen szkodliwości wskazanych gazów cieplarnianych

	CH ₄	N ₂ O	CO ₂
CH ₄	1,000	0,735**	0,675**
N ₂ O	0,735**	1,000	0,718**
CO ₂	0,675**	0,718**	1,000

* → istotne przy poziomie $p < 0,05$; ** → istotne przy poziomie $p < 0,01$ (badanie testem t-Studenta)

Źródło: badania własne

Na bazie uzyskanych odpowiedzi oceniających szkodliwość gazów cieplarnianych skonstruowano wskaźnik „oceny szkodliwości GHG”, który stanowił zmienną objaśnianą w przeprowadzonej analizie regresji (zestaw zmiennych objaśniających obejmował tak jak we wcześniejszych analizach podstawową charakterystykę gospodarstwa i rolnika). Analiza regresji wielorakiej wykazała (tabela 30), że żaden z uwzględnionych czynników nie wpływa istotnie na ocenę świadomości szkodliwości gazów cieplarnianych. Wartość R^2 na poziomie 0,009 wskazuje, że model praktycznie nie wyjaśnia zmienności analizowanej zmiennej.

Tabela 30. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „ocena szkodliwości GHG”

Zmienna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej „ocena szkodliwości GHG”			
	$R^2=0,0009$; $F(7;447)=0,4436$; $p=0,8742$			
	Współczynnik	Błąd standardowy	t	p-value
Wyraz wolny	2,6654	0,4756	5,6041	0
Wiek	-0,0014	0,007	-0,2057	0,8372
Wykształcenie	-0,0409	0,1162	-0,3516	0,7254
Użytki rolne	-0,0019	0,0022	-0,8719	0,3839
Liczba krów	0,0024	0,0022	1,0928	0,2753

Zmienna	Podsumowanie regresji zmiennej zależnej „ocena szkodliwości GHG”			
	$R^2=0,0009$; $F(7;447)=0,4436$; $p=0,8742$			
	Współczynnik	Błąd standardowy	t	p-value
Programy R-Ś	-0,1016	0,1477	-0,6877	0,4921
Województwo podlaskie	-0,0628	0,1489	-0,4221	0,6732
Województwo wielkopolskie	0,1268	0,1607	0,7888	0,4308

Źródło: badania własne

Porównania średnich dla poszczególnych (wyodrębnionych) grup również potwierdzają brak istotnych różnic (tabela 31). Ani województwo, ani poziom wykształcenia, ani uczestnictwo w programach R-Ś nie różnicują w istotny sposób ocen dokonywanych przez rolników. Można jedynie zauważyć delikatny trend w kierunku wyższych ocen w grupach z wyższym wykształceniem, ale różnica ta nie jest statystycznie znacząca.

Wnioski te sugerują, że świadomość w zakresie wpływu gazów cieplarnianych jest wśród rolników stosunkowo wyrównana i nie zależy od analizowanych cech społeczno-ekonomicznych ani organizacyjnych gospodarstw.

Tabela 31. Średnie wartości wskaźnika „oceny szkodliwości GHG”

Czynnik	Grupa	Średnia wartość wskaźnika	p-value testu globalnego
Województwo	mazowieckie	2,451	0,4263*
	podlaskie	2,489	
	wielkopolskie	2,647	
Programy R-Ś	tak	2,54	0,1434**
	nie	2,438	
Czynnik	Grupa	Średnia wartość wskaźnika	p-value testu globalnego
Wykształcenie	< średniego	2,617	0,4733*
	średnie	2,425	
	wyższe	2,732	

*badane jednoczynnikową analizą wariancji (ANOVA, test F); **test t dla prób niezależnych

Źródło: badania własne

6.3. Skłonność rolników do wdrażania działań redukujących emisje GHG

Oprócz oceny wpływu działalności rolniczej na środowisko, szkodliwości zanieczyszczeń czy określenia potrzeby działań poprawiających stan środowiska naturalnego, ocenie rolników poddano również skłonność do wdrożenia w swoim gospodarstwie metod redukujących emisję gazów cieplarnianych. Rolnicy określali swoje zainteresowanie metodą, wybierając odpowiedź spośród możliwych wariantów

takich jak: nie, już stosuję, mogę rozważyć, chętnie wdrożę (rysunek 26). Wybrane metody dotyczące produkcji zwierzęcej obejmowały działania takie jak:

- szczepionka metanogenna,
- przyprawy do pasz (np. siemię lniane, zioła, oregano glony morskie),
- rezygnacja z kiszonki z kukurydzy w dawce pokarmowej – mowa o zastąpieniu w żywieniu zwierząt kiszonki z całych roślin z kukurydzy kiszonkami z młodych traw (z motylkowymi), stosowanie sody w paszy dla zwierząt,
- dodatki do pasz (wysłodki buraczane), dodatki do pasz (preparaty drożdżowe).

W przypadku produkcji roślinnej wzięto pod uwagę takie działania jak:

- przyorywanie obornika w ciągu 12 godzin od aplikacji na glebę,
- dogłębne wtryskiwanie gnojowicy,
- zwiększenie udziału roślin motylkowych i strączkowych w uprawach polowych i użytkach zielonych (np. lucerna, soja, koniczyna),
- strefy buforowe (pasy zieleni np. traw) na gruntach ornych wzdłuż wód powierzchniowych (rzeki, jeziora),
- uprawa bezorkowa,
- zwiększenie powierzchni upraw poplonów oraz stosowanie substancji hamujących przemianę azotu w glebie (inhibitorów nitryfikacji).

Trzeci obszar potencjalnych działań obejmował rozwiązania o charakterze bardziej technicznym i technologicznym, na które składały się takie metody jak:

- stosowanie dodatków mineralnych do głębokiej ściółki,
- montaż separatora gnojowicy,
- przykrywanie obornika w trakcie przechowywania,
- przykrywanie gnojowicy w trakcie przechowywania,
- montaż biofiltrów w budynku inwentarskim,
- zmiana systemu utrzymania zwierząt ze ściółkowego na bezściółkowy,
- montaż urządzeń służących do odzysku energii cieplnej ze schładzanego mleka.

Wszystkie wymienione metody były w kwestionariuszu dodatkowo opisane, tak aby badani rolnicy dobrze rozumieli na czym miałyby polegać ewentualne zmiany.

Aby ocenić, czy deklarowana postawa wobec wskazanych metod redukcji GHG jest związana z poziomem świadomości, podjęto próbę zidentyfikowania zależności między tymi dwiema kwestiami. Biorąc pod uwagę dużą liczbę rozważnych metod jak też skonstruowanych „wskaźników świadomości” badanie pojedynczych zależności

między poszczególnymi elementami tych dwóch zestawów zmiennych prowadziłyby do wygenerowania znaczącej liczby kombinacji, co utrudniłoby syntetyczną ocenę. Biorąc pod uwagę dość wyraźne korelacje między poszczególnymi wskaźnikami świadomości (tabela 32) zdecydowano się uprościć układ analityczny poprzez wygenerowanie „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” stanowiącego średnią arytmetyczną ze wskaźników omawianych wcześniej. Miara ta posłużyła do identyfikacji zależności między skłonnością do stosowania wybranych metod służących redukcji emisji GHG a poziomem świadomości środowiskowej.

Tabela 32. Poziom korelacji (Spearmana) pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami świadomości ekologicznej

	Wskaźnik ogólnej świadomości	Ogólny wskaźnik potrzeby działań	Wskaźnik świadomości szczegółowych oddziaływań	Wskaźnik świadomości szkodliwości GHG
Wskaźnik ogólnej świadomości	1,000	0,663***	0,630***	0,526***
Ogólny Wskaźnik potrzeby działań	0,663***	1,000	0,544***	0,517***
Wskaźnik świadomości szczegółowych oddziaływań	0,630***	0,544***	1,000	0,562***
Wskaźnik świadomości szkodliwości GHG	0,630***	0,544***	1,000	0,562***

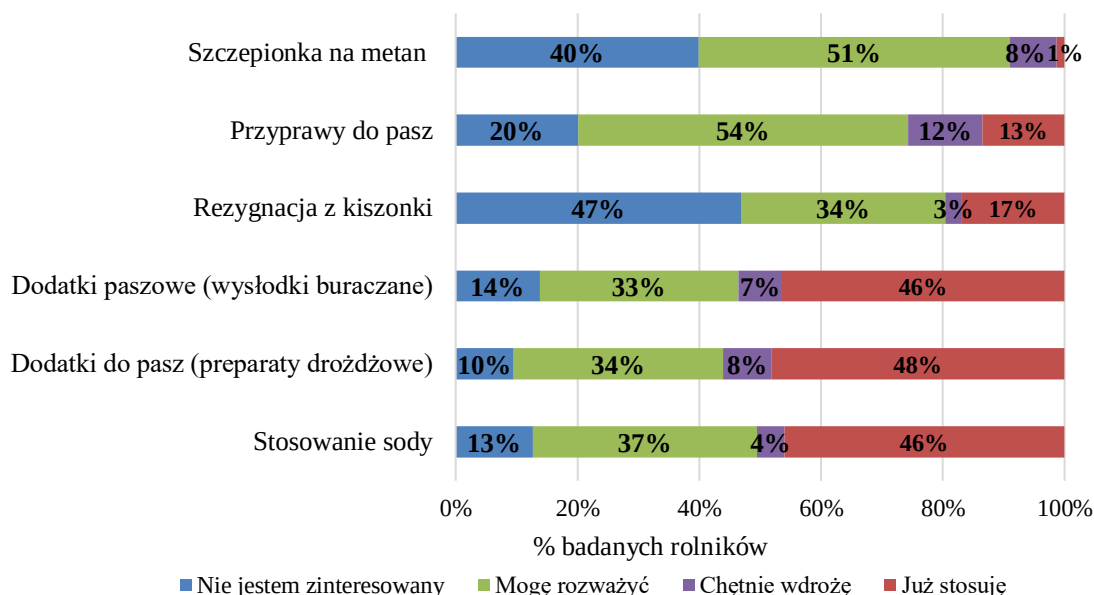
* → istotne przy poziomie $p < 0,05$; ** → istotne przy poziomie $p < 0,01$ *** → istotne przy poziomie $p < 0,001$ (badanie testem t-Studenta)

Źródło: badania własne

Metody w produkcji zwierzęcej

W odniesieniu do grupy metod dotyczących produkcji zwierzęcej można stwierdzić, że znaczna część rolników deklaruje już stosowanie rozwiązań takich jak dodatki paszowe w postaci wysłodków buraczanych, żywych kultury drożdży oraz kwaśnego węgla sodu (rysunek 27). Można też stwierdzić, że największy sceptycyzm budzą rozwiązania nowe i mniej znane, takie jak szczepionka na metan lub też takie, które wymagałyby dość radykalnych zmian w organizacji gospodarstw (rezygnacja z kiszonki) – w tych przypadkach dominują odpowiedzi „nie jestem zainteresowany”. Z kolei metody praktyczne i rozpoznane w technologii żywienia zwierząt, jak stosowanie dodatków paszowych (wysłodki buraczane, preparaty drożdżowe) czy soda, cieszą się znacznie większą akceptacją – prawie połowa badanych deklaruje, że już je stosuje. Można więc zauważyć, że rolnicy pozytywniej oceniają rozwiązania sprawdzone i łatwe do włączenia w codzienną praktykę, natomiast w przypadku technologii mniej popularnych dominują

postawy ostrożnościowe („mogę rozważyć”) lub sceptyczne („nie jestem zainteresowany”). Wyniki te sugerują, że barierą w upowszechnieniu nowych rozwiązań może być brak zaufania, a z drugiej strony czynnikiem stymulującym może być praktyczne doświadczenie w stosowaniu niektórych rozwiązań.



Rysunek 27. Rozkład odpowiedzi rolników w odniesieniu do deklarowanej chęci wdrożenia w gospodarstwie wskazanych działań redukujących emisje GHG w produkcji zwierzęcej

Źródło: badania własne

Przeciętny poziom „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” w zależności od skłonności do wdrożenia poszczególnych metod przedstawiono w tabeli 33. W ramach przeprowadzonych analiz porównano średnie wartości średniego wskaźnika pomiędzy grupami rolników, wyodrębnionymi na podstawie ich deklaracji dotyczących stosowania sześciu metod ograniczania emisji GHG. Do oceny istotności różnic wykorzystano dwa podejścia tj. ANOVA i test Kruskala–Wallisa³⁸. Wyniki testów statystycznych wykazały, że w większości metod różnice między grupami zróżnicowanymi chęcią wdrażania tych rozwiązań są statystycznie istotne ($p < 0,05$).

³⁸ Analiza ANOVA pozwala formalnie porównywać średnie wartości w wielu grupach, zakładając normalność rozkładu i podobną wariancję w każdej grupie. Test Kruskala–Wallisa jest jego nieparametrycznym odpowiednikiem – porównuje rozkłady rang między grupami, nie wymagając spełnienia klasycznych założeń. Zastosowanie obu testów zwiększa wiarygodność wniosków i pozwala ocenić wyniki również w sytuacjach, gdy grupy są mało liczne lub rozkłady odbiegają od normalności. W praktyce często stosuje się oba testy równolegle jako wzajemne uzupełnienie: Analiza ANOVA daje odpowiedź w sensie klasycznym („różnica średnich”) natomiast Kruskal–Wallisa pozwala sprawdzić, czy wynik jest odporny na odstępstwa od założeń ANOVA. Podobne wnioski uzyskane w obydwu podejściach zwiększają pewność co do uzyskanych rozwiązań.

Sugeruje to, że deklaracje rolników w zakresie gotowości do wdrażania poszczególnych metod wiążą się ze zróżnicowanym poziomem wskaźnika świadomości środowiskowej. Należy jednak mieć na uwadze, że w niektórych przypadkach różnice w poziomie średnich wartości są stosunkowo niewielkie, a dodatkowym ograniczeniem jest bardzo mała liczebność niektórych grup (np. „już stosuje”), gdzie testy są mniej wiarygodne. Niemniej można zaobserwować, że w grupie rolników, którzy deklarowali, że „chętnie wdrożą” poszczególne metody, przeciętny poziom świadomości ekologicznej (mierzonej syntetycznym wskaźnikiem) był zazwyczaj wyższy niż w przypadku rolników, którzy deklarowali „mogę rozważyć” czy też tym bardziej „nie zastosuje”. Zastanawiającą na tym tle jest sytuacja, w której w przypadku wielu metod najniższe przeciętne wartości „syntetycznego wskaźnika świadomości ekologicznej” obserwuje się w grupie rolników deklarujących stosowanie wskazanych metod już obecnie („szczepionka na metan”, „dodatki do pasz - preparaty drożdżowe”, „stosowanie sody”).

Sytuacja ta może wynikać z bardzo małych liczebności tych grup oraz potencjalnie z tego, że praktyki te były wdrażane z powodów innych niż ekologiczne (technologicznych lub ekonomicznych). W efekcie osoby te wcale nie charakteryzują się wyższą wrażliwością czy świadomością środowiskową. Nie można też wykluczyć, że część odpowiedzi w tak mało licznych grupach była efektem pomyłki. Warto dodać, że na tle całego porównania szczególnie interesujące wydają się wyniki dla „szczepionki na metan”, gdzie obserwowany gradient średnich jest najbardziej czytelny: najwyższe wartości wskaźnika świadomości w grupach „chętnie wdrożą” i „mogę rozważyć”, a najniższe w grupie „nie zastosuje” (pomijając niewielki odsetek tych, którzy deklarowali stosowanie tego rozwiązania już aktualnie). Można więc stwierdzić, że najsilniejsze różnice widoczne są w przypadku deklaracji dotyczących szczepionki na metan, natomiast w pozostałych przypadkach, pomimo, że różnice okazały się statystycznie istotne, to w sensie praktycznym są one zazwyczaj mniej wyraźne i powinny być interpretowane raczej z ostrożnością ze względu na ograniczenia próby.

Tabela 33. Średnia wartość „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” według grup rolników deklarujących różną postawę wobec zastosowania wskazanych metod redukcji emisji GHG z produkcji zwierzęcej

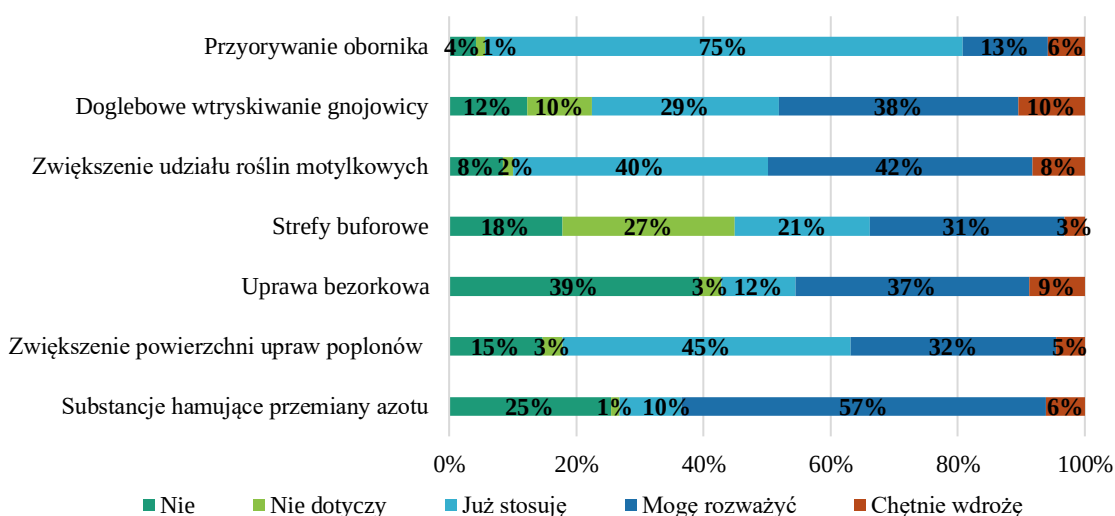
Oceniana metoda redukcji GHG	Deklarowana postawa wobec ocenianej metody	Średnia wartość „syntetycznego wskaźnika świadomości”	ANOVA test F	p-value	Test Kruskala–Wallisa	p-value
Szczepionka na metan	już stosuje	1,953	7,344	0,0001	20,388	0,0001
	chętnie wdrożę	2,596				
	mogę rozważyć	2,422				
	nie zastosuje	2,018				
przyprawy do pasz	już stosuje	2,263	3,063	0,0281	9,191	0,0269
	chętnie wdrożę	2,56				
	mogę rozważyć	2,285				
	nie zastosuje	2,046				
rezygnacja z kiszonki	już stosuje	2,233	2,072	0,0839	8,622	0,0713
	chętnie wdrożę	2,737				
	mogę rozważyć	2,376				
	nie zastosuje	2,183				
dodatki paszowe (wysłodki buraczane)	już stosuje	2,262	4,649	0,0033	13,796	0,0032
	chętnie wdrożę	2,816				
	mogę rozważyć	2,259				
	nie zastosuje	2,017				
dodatki do pasz (preparaty drożdżowe)	już stosuje	2,15	2,525	0,0406	9,776	0,0444
	chętnie wdrożę	2,588				
	mogę rozważyć	2,357				
	nie zastosuje	2,302				
Stosowanie sody	już stosuje	2,079	8,746	0,0000	22,516	0,0001
	chętnie wdrożę	3,117				
	mogę rozważyć	2,397				
	nie zastosuje	2,314				

Źródło: badania własne

Metody w produkcji roślinnej

W odniesieniu do metod redukcji emisji GHG związanych z obszarem produkcji roślinnej można zauważyć, że w przypadku większości z nich dominują postawy umiarkowane – rolnicy najczęściej wskazywali odpowiedź „już stosuję” lub „mogę rozważyć”, rzadziej wybierając kategorie skrajne w kontekście przyszłości, takie jak „chętnie wdrożę” czy „nie zastosuję” (rysunek 28). Najwyższą akceptację uzyskało „szybkie” przyorywanie obornika, gdzie aż 75% respondentów deklaruje już stosowanie tej metody, a kolejne 13% – możliwość jej rozważenia. Pokazuje to, że jest to praktyka powszechnie znana i łatwo wdrażana w gospodarstwach. Wysoki poziom wdrożenia odnotowano również

w przypadku substancji hamujących przemiany azotu, które „już stosuje” ponad połowa badanych (57%). Choć praktyka ta jest bardziej zaawansowana technologicznie, wyniki wskazują na stosunkowo dużą popularność, prawdopodobnie dzięki rosnącej dostępności tego typu preparatów. Nieco bardziej zróżnicowane odpowiedzi dotyczą zwiększenia powierzchni upraw poplonów oraz udziału roślin motylkowych, gdzie istotne grupy rolników wskazały zarówno stosowanie, jak i możliwość wdrożenia (łącznie ok. 70–80% deklaracji pozytywnych). Te metody wiążą się z wymiernymi korzyściami dla gospodarstwa (żywność gleby, bilans azotu), co może tłumaczyć ich stosunkowo szeroką akceptację. Strefy buforowe oraz dogłębne wtryskiwanie gnojowicy spotkały się z większym zróżnicowaniem postaw – obok grup deklarujących stosowanie i rozważanie pojawia się relatywnie wysoki odsetek odpowiedzi „nie zastosuję” (odpowiednio 18% i 12%). Może to wynikać z barier technicznych – organizacyjnych (np. ukształtowanie i położenie pól) czy też finansowych (inwestycja w urządzenia). Największa niechęć była widoczna w przypadku uprawy bezorkowej – aż 39% badanych jednoznacznie odrzuca tę metodę, a tylko 9% deklaruje gotowość jej wdrożenia. Wynik ten może odzwierciedlać utrwalone przekonania rolników o konieczności wykonywania tradycyjnej orki jak też wskazywać na kontrowersje dotyczące efektów agronomicznych tej technologii. Uogólniając, na podstawie przedstawionego rozkładu odpowiedzi można stwierdzić, że metody łatwe do wdrożenia i bezpośrednio związane z tradycyjnymi praktykami gospodarczymi (przyorywanie obornika, uprawa poplonów) cieszą się większą akceptacją niż rozwiązania wymagające większych inwestycji lub zmiany podejścia (uprawa bezorkowa, strefy buforowe, wtryskiwanie gnojowicy).



Rysunek 28. Rozkład odpowiedzi rolników w odniesieniu do deklarowanej chęci wdrożenia w gospodarstwie wskazanych działań redukujących emisje GHG w produkcji zwierzęcej

Źródło: badania własne

Analiza wyników dotyczących zależności poziomu świadomości środowiskowej w zależności od deklaracji rolników w zakresie gotowości do wdrażania poszczególnych metod w produkcji roślinnej wskazuje na dość wyraźne zróżnicowanie tego parametru między wyodrębnionymi grupami. Wartość syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej, mierzona w poszczególnych grupach, wskazuje na dość powtarzalny schemat – najwyższe średnie osiągają rolnicy deklarujący chęć wdrożenia danej metody, podczas gdy najniższe wartości charakterystyczne są dla grupy odrzucającej możliwość jej stosowania. Różnice te w wielu przypadkach są istotne statystycznie, co potwierdzają zarówno testy ANOVA, jak i Kruskala–Wallisa (tabela 34). Najbardziej wyraźne zróżnicowanie odnotowano w przypadku zwiększenia udziału roślin motylkowych w płodozmianie. Rośliny te, dzięki zdolności wiązania azotu atmosferycznego, ograniczają potrzebę nawożenia mineralnego, a tym samym zmniejszają emisję podtlenku azotu – jednego z najsilniejszych gazów cieplarnianych. Wysokie wartości wskaźnika wśród respondentów pozytywnie odnoszących się do tej praktyki sugerują, że rolnicy lepiej rozumieją jej rolę w „zrównoważonym” gospodarowaniu. Podobny schemat zaobserwowano dla zwiększania powierzchni upraw poplonów oraz tworzenia stref buforowych, które również łączą korzyści środowiskowe (ochrona wód, poprawa żyzności gleby, ograniczenie erozji) z pozytywnymi efektami dla gospodarstwa. Istotne różnice wystąpiły także w odniesieniu do stosowania substancji hamujących przemianę azotu w glebie. Choć grupa ta była mniej liczna, wyniki sugerują, że rolnicy dostrzegający przydatność inhibitorów azotu charakteryzują się wyższą świadomością ekologiczną mierzoną za pomocą „syntetycznego wskaźnika świadomości”. Metoda ta jest jednak stosunkowo mało znana i wymaga dodatkowej wiedzy, co może tłumaczyć, że jej akceptacja jest bardziej typowa dla respondentów o wyższym poziomie świadomości środowiskowej. W przypadku przyorywania obornika (w krótkim czasie po aplikacji) również odnotowano istotne różnice – najwyższe wartości wskaźnika uzyskali rolnicy deklarujący gotowość wdrożenia tej metody, a najniższe ci, którzy całkowicie ją odrzucają. Z kolei dla dogłębowego wtryskiwania gnojowicy oraz uprawy bezorkowej różnice między grupami nie osiągnęły poziomu istotności statystycznej. Może to wynikać z większych barier technologicznych i kosztowych związanych z tymi metodami – część rolników może podchodzić do nich z rezerwą niezależnie od poziomu świadomości ekologicznej. W szczególności uprawa bezworkowa, choć szeroko promowana jako praktyka prośrodowiskowa (m.in. ograniczenie emisji CO₂ z gleby), budzi kontrowersje związane z wpływem na zachwaszczenie i koniecznością zwiększonego stosowania

herbicydów. Uogólniając, wyniki analiz wskazują, że rolnicy bardziej otwarci na wdrażanie praktyk roślinnych proekologicznych charakteryzują się wyższym poziomem świadomości środowiskowej, co jest spójne także z wcześniejszymi obserwacjami dotyczącymi metod związanych z produkcją zwierzęcą.

Tabela 34. Średnia wartość „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” według grup rolników deklarujących różną postawę wobec zastosowania wskazanych metod redukcji emisji GHG z produkcji roślinnej

Oceniana metoda redukcji GHG	Deklarowana postawa wobec ocenianej metody	Wartość wskaźnika	% rolników	ANOVA test F	p-value	Test Kruskala–Wallisa	p-value
przyorywanie obornika	już stosuję	2,298	75	3,1509	0,014	14,304	0,006
	chętnie wdrożę	2,772	6				
	mogę rozważyć	2,046	13				
	nie zastosuję	1,929	4				
	nie dotyczy	2,053	1				
dogłębowe wtryskiwanie gnojowicy	już stosuję	2,375	29	1,9964	0,094	7,538	0,110
	chętnie wdrożę	2,496	10				
	mogę rozważyć	2,248	38				
	nie zastosuję	2,007	12				
	nie dotyczy	2,187	10				
zwiększenie udziału roślin motylkowych	już stosuję	2,368	40	6,795	0,000	28,515	0,000
	chętnie wdrożę	2,684	8				
	mogę rozważyć	2,248	42				
	nie zastosuję	1,592	8				
	nie dotyczy	2,271	2				
strefy buforowe	już stosuję	2,404	21	6,1078	0,000	23,027	0,000
	chętnie wdrożę	2,974	3				
	mogę rozważyć	2,431	31				
	nie zastosuję	1,93	18				
	nie dotyczy	2,151	27				
uprawa bezorkowa	już stosuję	2,44	12	2,1847	0,070	7,958	0,093
	chętnie wdrożę	2,464	9				
	mogę rozważyć	2,314	37				
	nie zastosuję	2,119	39				
	nie dotyczy	2,562	3				
zwiększenie powierzchni upraw poplonów	już stosuję	2,314	45	5,734	0,000	20,151	0,000
	chętnie wdrożę	2,857	5				
	mogę rozważyć	2,359	32				
	nie zastosuję	1,818	15				
	nie dotyczy	2,297	3				

Oceniana metoda redukcji GHG	Deklarowana postawa wobec ocenianej metody	Wartość wskaźnika	% rolników	ANOVA test F	p-value	Test Kruskala–Wallisa	p-value
substancje hamujące przemiany azotu	już stosuję	2,414	10	6,0184	0,000	22,084	0,000
	chętnie wdrożę	2,639	6				
	mogę rozważyć	2,353	57				
	nie zastosuję	1,928	25				
	nie dotyczy	2,99	1				

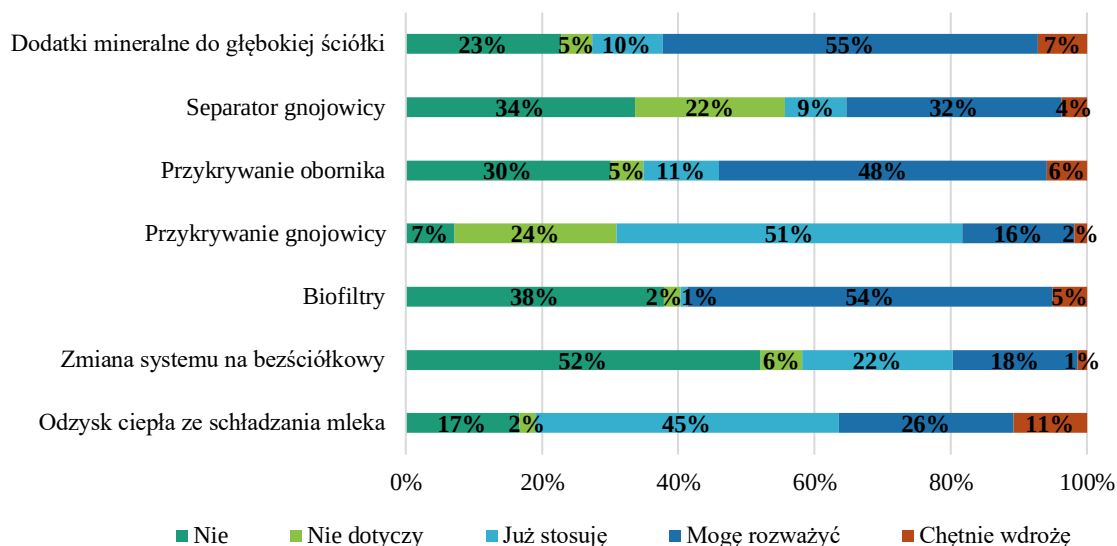
Źródło: badania własne

Metody „infrastrukturalne”

Biorąc pod uwagę rozkład odpowiedzi dotyczący technicznych/technologicznych rozwiązań mających na celu ograniczenie emisji GHG można stwierdzić (rysunek 29), że najczęściej deklarowane wdrożenie („już stosuję”) dotyczy dwóch rozwiązań: przykrywania gnojowicy (aż 51%) oraz odzysku ciepła ze schładzania mleka (45%). To praktyki o wyraźnym, szybko zauważalnym efekcie – ograniczają emisje zapachów i amoniaku (przykrywanie), a także koszty energii (odzysk ciepła), stąd prawdopodobnie wysoki udział deklarowanych wdrożeń. Dla przykrywania obornika „już stosuję” to 11%, a dla dodatków mineralnych do głębokiej ściółki 10% - w tych dwóch przypadkach dominuje jednak postawa „mogę rozważyć” (odpowiednio 48% i 55%), co sugeruje umiarkowaną otwartość na wskazane działania. Biofiltry mają bardzo niski udział wdrożeń (1%), ale aż 54% rolników deklaruje możliwość rozważenia – może to sugerować barierę inwestycyjną, nie zaś na brak akceptacji samej idei jako takiej. Najwyższy poziom niechęci („nie zastosuję”) odnotowano w odniesieniu do „zmiany systemu na bezściółkowy” (52%), co można tłumaczyć prawdopodobnymi obawami o koszty, organizację pracy i być może dobrostan zwierząt. Relatywnie wysoki odsetek odpowiedzi „nie zastosuję” pojawia się też przy biofiltrach (38%) oraz separatorze gnojowicy (34%), co również może odzwierciedlać bariery technologiczne i finansowe. Dla przykrywania gnojowicy odsetek odmów jest najniższy (7%), co potwierdza dobrą praktyczną akceptację tej metody. Warto zauważyć dość duże udziały „nie dotyczy” przy przykrywaniu gnojowicy (24%) i separatorze gnojowicy (22%) – nie wszystkie gospodarstwa mają techniczne warunki lub stosowana technologia eliminuje możliwość wdrożenia takich rozwiązań.

Uogólniając można stwierdzić, że wdrożenia są najwyższe tam, gdzie korzyści są wymierne i szybkie (przykrywanie gnojowicy, odzysk ciepła). Wysokie „mogę rozważyć” (biofiltry, dodatki mineralne, przykrywanie obornika) sygnalizuje potencjał

do upowszechnienia przy wsparciu doradczym i inwestycyjnym. Najsilniejszy sprzeciw budzi zmiana systemu na bezściółkowy – to decyzja o dużych konsekwencjach organizacyjnych, gdzie argumenty środowiskowe często przegrywają z barierami techniczno-ekonomicznymi.



Rysunek 29. Rozkład odpowiedzi rolników w odniesieniu do deklarowanej chęci wdrożenia w gospodarstwie wskazanych działań redukujących emisje GHG dotyczących rozwiązań technicznych i technologicznych

Źródło: badania własne

Analiza dotycząca gotowości rolników do wdrażania metod technicznych infrastrukturalnych ograniczających emisję gazów cieplarnianych wskazuje na istotne różnicowanie poziomu świadomości ekologicznej w zależności od rodzaju proponowanej praktyki. W większości przypadków, podobnie jak w analizach metod roślinnych i zwierzęcych, najwyższe wartości syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej osiągają rolnicy deklarujący chęć wdrożenia danej metody, a najniższe – ci, którzy jednoznacznie odrzucają ich stosowanie (tabela 35). W wielu przypadkach różnice te okazały się istotne statystycznie. Na szczególną uwagę zasługują metody przykrywania obornika i gnojowicy, które znalazły się w grupie praktyk najlepiej odzwierciedlających poziom świadomości ekologicznej. Rolnicy dostrzegający ich znaczenie uzyskali wyraźnie wyższe wartości wskaźnika w porównaniu z grupą negującą potrzebę takich działań. Praktyki te mają udowodnioną skuteczność w ograniczaniu emisji amoniaku i gazów cieplarnianych, a ich wdrożenie jest relatywnie proste, co czyni je dobrym punktem odniesienia do oceny postaw prośrodowiskowych. Istotne różnicowanie zaobserwowano również w przypadku deklaracji dotyczących stosowania

biofiltrów. Metoda ta, choć bardziej zaawansowana technologicznie i wymagająca nakładów inwestycyjnych, cieszy się akceptacją wśród rolników o wyższym poziomie świadomości ekologicznej. Może to świadczyć o tym, że osoby lepiej rozumiejące mechanizmy emisji i jej skutki są bardziej otwarte na innowacyjne rozwiązania wymagające dodatkowych inwestycji.

Wyniki dotyczące stosowania dodatków mineralnych do głębokiej ściółki oraz używania separatorów gnojowicy wskazują na pewien umiarkowany poziom akceptacji, przy czym różnice między grupami nie były tak wyraźne jak w przypadku metod związanych z przykrywaniem mas nawozowych. Może to wynikać z faktu, że metody te są postrzegane bardziej jako rozwiązania techniczne lub organizacyjne, a ich znaczenie środowiskowe nie zawsze jest oczywiste dla wszystkich rolników.

Ciekawych wniosków dostarczyła analiza dotycząca zmiany systemu na bezściółkowy. W tym przypadku różnice pomiędzy grupami były mniej jednoznaczne, a wyniki wskazują, że decyzja o stosowaniu lub odrzuceniu tej praktyki wiąże się raczej z indywidualnymi uwarunkowaniami gospodarstwa niż z poziomem świadomości ekologicznej. W praktyce metoda ta budzi kontrowersje i jest postrzegana dwojako: z jednej strony jako ograniczająca emisję, z drugiej – jako mogąca pogorszyć dobrostan zwierząt.

Również odzysk ciepła ze schładzania mleka nie wykazał bardzo silnych różnic w poziomie świadomości. Praktyka ta jest przede wszystkim inwestycją o charakterze technologicznym, gdzie decyzje częściej motywowane są względami ekonomicznymi i oszczędnością energii niż przesłankami ekologicznymi. Stąd brak wyraźnego powiązania między deklaracją jej stosowania a wartością syntetycznego wskaźnika.

Tabela 35. Średnia wartość „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” według grup rolników deklarujących różną postawę wobec zastosowania wskazanych metod redukcji emisji GHG o charakterze technicznym i technologicznym

Oceniana metoda redukcji GHG	Deklarowana postawa wobec ocenianej metody	Średnia wartość wskaźnika	% rolników	ANOVA test F	p-value	Test Kruskala–Wallisa	p-value
dodatki mineralne do głębokiej ściółki	już stosuję	2,493	10,3	4,645	0,001	18,120	0,001
	chętnie wdrożę	2,707	7,2				
	mogę rozważyć	2,301	55,2				
	nie zastosuję	1,966	22,8				
	nie dotyczy	2,258	4,5				

Metoda	Deklaracja	Średnia wartość wskaźnika	% rolników	ANOVA test F	p-value	Test Kruskala–Wallisa	p-value
separator gnojowicy	już stosuję	2,543	9,0	4,342	0,002	15,412	0,004
	chętnie wdrożę	2,554	3,7				
	mogę rozważyć	2,458	31,6				
	nie zastosuję	2,071	33,7				
	nie dotyczy	2,148	22,0				
przykrywanie obornika	już stosuję	2,174	11,2	4,956	0,001	18,806	0,001
	chętnie wdrożę	2,864	5,9				
	mogę rozważyć	2,367	48,1				
	nie zastosuję	2,043	30,1				
	nie dotyczy	2,132	4,8				
przykrywanie gnojowicy	już stosuję	2,187	50,8	8,619	0,000	32,122	0,000
	chętnie wdrożę	3,269	1,9				
	mogę rozważyć	2,75	16,4				
	nie zastosuję	2,262	7,1				
	nie dotyczy	2,052	23,8				
biofiltry	już stosuję	2,015	1,1	7,693	0,000	27,689	0,000
	chętnie wdrożę	3,02	5,0				
	mogę rozważyć	2,392	53,6				
	nie zastosuję	2,004	37,9				
	nie dotyczy	2,297	2,4				
zmiana systemu na bezściółkowy	już stosuję	2,279	22,1	3,100	0,016	10,886	0,028
	chętnie wdrożę	2,99	1,3				
	mogę rozważyć	2,412	18,4				
	nie zastosuję	2,149	52,1				
	nie dotyczy	2,655	6,1				
odzysk ciepła ze schładzania mleka	już stosuję	2,294	44,6	5,390	0,000	21,672	0,000
	chętnie wdrożę	2,802	10,8				
	mogę rozważyć	2,162	25,6				
	nie zastosuję	2,004	16,6				
	nie dotyczy	2,323	2,4				

Źródło: badania własne

Podsumowując, wyniki analiz dotyczących metod infrastrukturalnych (technicznych) potwierdzają, że występuje wyraźna zależność pomiędzy deklarowaną otwartością na wdrażanie praktyk proekologicznych a poziomem świadomości środowiskowej. Najsilniejsze różnice dotyczą metod, które wprost odnoszą się do redukcji emisji (przykrywanie obornika i gnojowicy, biofiltry), natomiast tam, gdzie decyzja wiąże się głównie z czynnikami technologicznymi lub ekonomicznymi

(separatory gnojowicy, odzysk ciepła), poziom świadomości odgrywa mniejszą rolę. Wskazuje to, że edukacja i doradztwo powinny szczególnie koncentrować się na uświadamianiu związku pomiędzy określonymi praktykami technicznymi a ich realnym wpływem na ograniczanie emisji gazów cieplarnianych.

7. Potencjałe skutki ekonomiczne i środowiskowe wdrożenia instrumentów polityki klimatycznej dla gospodarstw mlecznych – rozwiązania modelowe

Udział sektora rolniczego w całkowitych emisjach krajowych od wielu lat utrzymuje się na poziomie około 8–9%, co czyni go ważnym obszarem interwencji w kontekście realizacji celów klimatycznych UE (KOBiZE, 2023; FAO, 2020). Wdrażanie polityki ograniczania emisji w rolnictwie wiąże się jednak z potencjalnymi konsekwencjami ekonomicznymi, które mogą wpływać na konkurencyjność i stabilność dochodową gospodarstw rolnych. Celem poniższego rozdziału jest empiryczna ocena poziomu emisji GHG w modelowych gospodarstwach mlecznych oraz ocena potencjalnych skutków ekonomicznych wdrożenia instrumentów polityki klimatycznej i zastosowania metod ograniczających emisje.

7.1. Podstawowe informacje o analizowanych (modelowych) gospodarstwach

Jak wskazano wcześniej do analiz modelowych wybrano 15 gospodarstw – tj. po jednym z każdej klasy wielkości i województwa. Uzyskane wyniki modelowe uśredniono w obrębie grup zróżnicowanych skalą chowu. Dane uzyskane dla scenariusza bazowego odzwierciedlają strukturę i skalę produkcji oraz inne parametry produkcyjno-ekonomiczne rzeczywistych gospodarstw.

W tabeli 36 zamieszczono podstawową charakterystykę produkcyjno-ekonomiczną badanych jednostek według grup wyodrębnionych na podstawie skali chowu krów. Przeciętna liczba krów przypadających na 1 gospodarstwo kształtowała się średnio w całej grupie na poziomie 61,5 sztuki. W gospodarstwach najmniejszych było to przeciętnie 14,6 sztuki, a w największych 171 sztuk. Przeciętna powierzchnia użytków rolnych wynosiła 62,1 ha, przy czym w grupie o najmniejszej skali chowu było to przeciętnie nieco ponad 23 ha, a w grupie utrzymującej ponad 100 krów było to ponad 163 ha. W strukturze użytków rolnych dominowały grunty orne stanowiące przeciętnie ponad 69%, przy czym najmniejszy udział gruntów ornych odnotowano w gospodarstwach o najmniejszych skali chowu krów, a największy w jednostkach

o największej skali chowu krów. Oznacza to, że gospodarstwa największe w większym stopniu opierają produkcję na roślinach pastewnych uprawianych na gruntach ornych, podczas gdy mniejsze bazują w większym stopniu na trwałych użytkach zielonych. Grupy o większej skali produkcji charakteryzowały się też wyższą intensywnością obsady. Najwyższą wartość tego parametru odnotowano w grupie utrzymującej 50-100 krów (ponad 126 sztuk w przeliczeniu na 100 ha UR); nieco niższą w gospodarstwach utrzymujących powyżej 100 krów (109 sztuk w przeliczeniu na 100 ha UR). Gospodarstwa o najmniejszej skali chowu były też najbardziej ekstensywne pod względem obsady (niecałe 66 sztuk w przeliczeniu na 100 ha UR). Biorąc pod uwagę strukturę przychodów można wskazać, że we wszystkich grupach dominowała produkcja zwierzęca, stanowiąca przeciętnie prawie 90%.

Tabela 36. Wybrane elementy charakterystyki badanych (modelowych) gospodarstw według skali chowu krów

Skala chowu krów	Liczba krów [szt]	Powierzchnia UR [ha]	% gruntów ornych w użytkach rolnych	Udział produkcji zwierzęcej w przychodach ogółem [%]	Intensywność obsady zwierząt [SD/100 ha]	Wydajność mleczna [l/szt]
<20 krów	14,6	23,1	46,2	86,3	65,8	6950,6
[20;30)	21,6	26,4	41,4	88,9	85,8	7975,2
[30;50)	42,5	50,0	50,5	89,4	88,2	9340,6
[50;100)	57,3	47,4	64,6	94,4	126,4	9027,6
>100 krów	171,4	163,5	84,2	88,3	109,5	9778,9
Średnia	61,5	62,1	69,3	89,5	103,4	9317,6

Źródło: badania własne

7.2. Poziom i struktura emisji GHG w badanych gospodarstwach

Jak wynika z założeń opisanych we wcześniejszym fragmencie pracy poziom emisji GHG oszacowany dla wariantu bazowego odzwierciedla sytuację gospodarstwa w momencie badania i stanowić może punkt odniesienia dla oceny wpływu wdrożenia instrumentów polityki klimatycznej na analizowane parametry. W tabeli 37 przedstawiono przeciętny poziom emisji GHG (tony CO₂eq/gospodarstwo) w grupach zróżnicowanych skalą chowu zwierząt. Łączne emisje GHG w modelowych gospodarstwach kształtowały się na poziomie średnio od prawie 92 ton w grupie gospodarstw posiadających do 20 krów do ponad 1130 ton w gospodarstwach o skali chowu powyżej 100 krów (średnio było to ponad 390t/gospodarstwo).

Niezależnie od skali chowu w ogólnej strukturze dominowały emisje pochodzenia zwierzęcego stanowiące w zależności od grupy gospodarstw od prawie 75 do 83%

(przeciętnie 78,5%). Nie zaobserwowano w tym przypadku żadnej wyraźnej zależności między udziałem emisji zwierzęcych a skalą chowu - obserwowane niewielkie różnice należy przypisać różnicom w strukturze produkcji gospodarstw. Można zaobserwować natomiast, że wyższy udział emisji zwierzęcych przekłada się na niższy udział emisji roślinnych, a jednocześnie udział emisji ze spalania paliwa maleje wraz ze wzrostem skali chowu zwierząt. Sugeruje to, że większe gospodarstwa efektywniej korzystają z siły pociągowej, przez co udział emisji ze spalania w łącznym ich poziomie jest mniejszy.

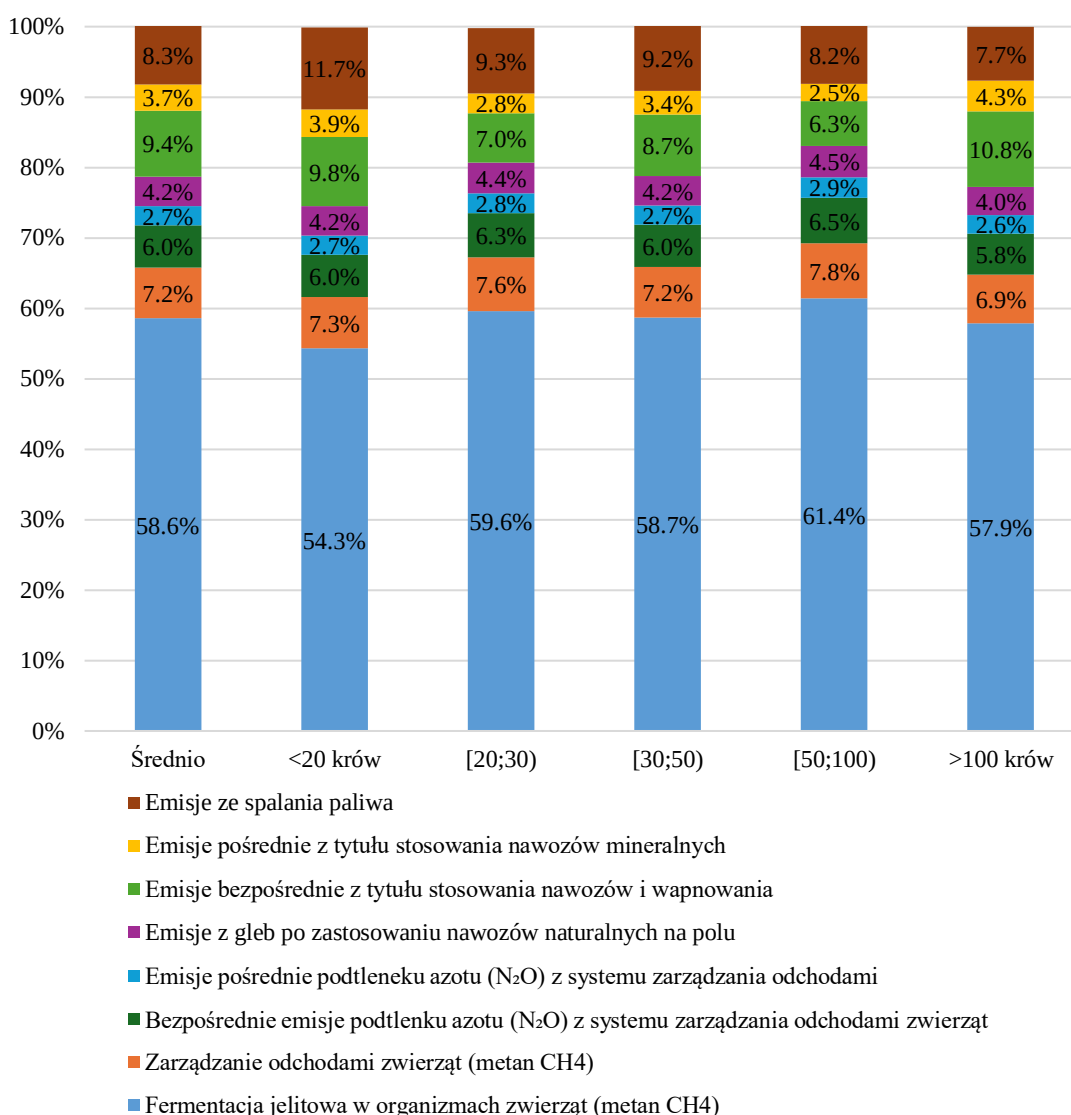
Tabela 37. Przeciętny poziom i ogólne struktura emisji GHG według grup gospodarstw zróżnicowanych skalą chowu zwierząt

Skala chowu krów	Przeciętny poziom emisji GHG (CO ₂ eq) [tony/gospodarstwo]	Struktura emisji GHG		
		%		
		Emisje zwierzęce	Emisje roślinne	Emisje ze spalania paliwa
<20	91,6	74,5	13,7	11,7
[20;30)	129,8	80,8	9,9	9,3
[30;50)	268,3	78,7	12,1	9,2
[50;100)	336,6	83,0	8,8	8,2
>100	1130,6	77,2	15,1	7,7
Średnia	391,4	78,5	13,2	8,3

Źródło: badania własne

Dokładną strukturę emisji GHG w badanych gospodarstwach grupach gospodarstw (obejmującą opisane w rozdziale metodycznym kategorie zdefiniowane przez IPCC oraz spalanie paliwa) przedstawiono na rysunku 30. Główne źródło emisji w analizowanych gospodarstwach stanowiła fermentacja metanowa, co jest ogólnie zgodne z wiedzą literaturową. W ogólnodostępnych statystykach wskazuje się np., że udział fermentacji jelitowej stanowił w rolnictwie UE w 2018r. około 45% całkowitych emisji (Mielcarek-Bocheńska i Rzeźnik, 2021), jednak analizowane gospodarstwa są wyspecjalizowane w chowie bydła mlecznego, stąd wyższy o kilkanaście punktów procentowych wskaźnik odzwierciedla specyfikę tych jednostek (średnio 58,6%). Drugi pod względem udziału składnik emisji w analizowanych gospodarstwach to „zarządzanie odchodami zwierząt”, na które składają się zarówno emisje metanu jak i bezpośrednie oraz pośrednie emisje podtlenku azotu. Łącznie udział tych źródeł oszacowany został przeciętnie na około 16% (dla porównania przeciętnie w UE było to w 2018 r. około 15%). Trzeci składnik z kluczowych strumieni emisji GHG stanowią emisje z gleb (na które w analizowanym przypadku składają się emisje po zastosowaniu nawozów naturalnych na polu, emisje bezpośrednie z gleb wynikające z nawożenia mineralnego

i wapnowania oraz emisje pośrednie z tych samych źródeł). Łączny udział tych źródeł oszacowano przeciętnie na poziomie około 17-18%, co jest wartością niższą niż poziomy podawane w statystykach dla całego rolnictwa (w UE było np. w 2018 ponad 35%) i wynika ze specjalizacji omawianych jednostek. Należy też wziąć pod uwagę, że w przeprowadzonych analizach uwzględniono też spalanie paliwa (przeciętnie około 8% w sumie oszacowanych emisji), co jest pomijane w oryginalnej metodyce IPCC (która stosowana jest w statystykach UE), wobec czego możliwości bezpośrednich porównań są w tym przypadku ograniczone. Niemniej można stwierdzić, że co do zasady uzyskane wyniki korespondują ze strukturą emisji rolniczych wskazywaną w ogólnodostępnych statystykach.



Rysunek 30. Szczegółowa struktura źródeł emisji GHG w analizowanych gospodarstwach wg grup wg grup gospodarstw zróżnicowanych skalą chowu zwierząt
Źródło: badania własne

Analizując związek poziomu emisji GHG z podstawowymi parametrami gospodarstw można potwierdzić zależność, że są one ściśle skorelowane z powierzchnią i skalą produkcji (choć nie w 100%). Tabela 38 przedstawia współczynniki korelacji między bezwzględnym poziomem emisji GHG (różnych kategorii) a wybranymi parametrami charakterystyki produkcyjnej gospodarstw. Wszystkie trzy wskaźniki ilustrujące poziom emisji silnie korelują z liczbą krów, produkcją mleka, produkcją ogółem i kosztami ($r > 0,8$). Emisje zwierzęce są ściśle związane ze skalą produkcji zwierzęcej i nieco mniej z powierzchnią, emisje roślinne odwrotnie – są nieco słabiej związane ze skalą działalności zwierzęcych, a silniej z powierzchnią. Ze względu na wysoki stopień specjalizacji zarówno łączna produkcja jak i koszty ściśle korelują z poziomem emisji zwierzęcych niż roślinnych. Pomimo, że wskazane wyżej zależności można uznać za oczywiste w kontekście przyjętego sposobu szacowania emisji GHG i ogólnej wiedzy z zakresu badanego problemu, to warto jednak o nich wspomnieć mając na uwadze dyskusję o możliwościach redukcji emisji GHG z gospodarstw rolnych – w ujęciu sektorowym najprostszym sposobem (choć z wielu powodów dyskusyjnym) byłoby ograniczenie skali produkcji, szczególnie w przypadku gospodarstw zajmujących się chowem bydła. Na możliwość wystąpienia takich procesów wskazują przywoływane już wcześniej analizy KOBiZE (2021,2024).

Tabela 38. Macierz korelacji między poziomem emisji GHG w analizowanych gospodarstwach a podstawowymi parametrami charakterystyki produkcyjnej

Parametr	Liczba krów	Produkcja mleka	Powierzchnia	Produkcja	Koszty
Emisje GHG – zwierzęce	0,999	0,998	0,885	0,997	0,994
Emisje GHG – roślinne	0,851	0,833	0,988	0,883	0,854
Emisje GHG - łącznie	0,992	0,986	0,931	0,997	0,988

Źródło: badania własne

7.3. Skala produkcji zwierzęcej a emisje jednostkowe

Z punktu widzenia efektywności produkcji jak też efektywności środowiskowej (ekoefektywności) kluczowym pytaniem jest nie tylko kwestia bezwzględnego poziomu emisji GHG, co relacji generowanych efektów zewnętrznych (w tym przypadku GHG) względem uzyskiwanych wyników produkcyjnych i ekonomicznych. W celu oceny tych relacji porównano emisje GHG w przeliczeniu na 1 krowę, 1 litr mleka, 1 ha użytków rolnych oraz 1 złotówkę wytworzonej produkcji. Przeciętne wartości tych wskaźników porównano w grupach zróżnicowanych skalą chowu krów (tabela 39). Nie

zaobserwowano wyraźnej zależności między skalą chowu a łącznym poziomem emisji w przeliczeniu na jedną krowę. Przyjmując jednak jako punkt odniesienia produkcję mleka można zauważyć, że emisje te zmniejszają się wraz ze wzrostem skali produkcji. Biorąc pod uwagę jedynie emisje zwierzęce w przeliczeniu na 1 krowę można zauważyć, że generalnie są one nieco wyższe w gospodarstwach największych, a najniższe w gospodarstwach najmniejszych, co wskazuje też na wyższą intensywność produkcji zwierzęcej w jednostkach największych. Efektem wyższej intensywności jest wyższa wydajność mleczna krów, w wyniku czego emisje przypadające na 1 litr generalnie są wyraźnie wyższe w jednostkach największych i najniższe w grupie najmniejszych. W przypadku gospodarstw utrzymujących poniżej 20 krów łączne emisje GHG w przeliczeniu na 1 litr kształtowały się na poziomie ponad 0,9 kg CO₂ eq, podczas gdy w grupach utrzymujących powyżej 30 krów było to przeciętnie 0,65-0,67 kg CO₂ eq/litr mleka. Jeszcze wyraźniej widać tę zależność, jeśli weźmie się pod uwagę jedynie emisje pochodzenia zwierzęcego (co eliminuje wpływ różnic w produkcji roślinnej) – wówczas emisje w przeliczeniu na 1 litr mleka w gospodarstwach najmniejszych kształtują się przeciętnie na poziomie 0,675 kg CO₂ eq/litr, natomiast w gospodarstwach największych jest to 0,521 kg CO₂ eq/litr mleka. Bezpośrednie porównanie uzyskanych wyników z rezultatami analiz innych autorów jest utrudnione ze względu na różne sposoby liczenia stosowane w różnych badaniach - niemniej można wskazać, że np. z analiz Więka i Tkacz (2012) wynika, że ślad węglowy produkcji mleka kształtuje się na poziomie od 0,88 do 1,5 kg CO₂ eq/l, co stanowi wartości nieco wyższe niż uzyskane w niniejszej pracy, jednak przywołane poziomy oszacowano z zastosowaniem podejścia LCA, co oznacza, że wykorzystany był szerszy zestaw źródeł emisji. Z kolei z analiz Podkówki i Podkówki (2011) wynika, że emisja samego metanu z fermentacji beztlenowej kształtować się może na poziomie od około 12,2 g/l do 23,5 g/litr, co przy przeliczeniu na CO₂ i zastosowaniu współczynnika GWP=28 odpowiada odpowiednio od 342,7 do 656,9 gramom CO₂. Biorąc pod uwagę, że w analizowanych gospodarstwach udział metanu pochodzącego z fermentacji jelitowej wynosił średnio 58,6%, można stwierdzić, iż emisje metanu z tego źródła kształtowały się przeciętnie na poziomie nieco powyżej 400 g CO₂ eq na litr mleka. Wartość ta więc koresponduje z przedziałem wskazanym w przywołanym opracowaniu.

Przeliczając uzyskany poziom łącznych emisji GHG na 1 ha użytków rolnych, można zaobserwować, że wskaźnik ten jest wyraźnie niższy w gospodarstwach o mniejszej skali chowu krów (3958 kg CO₂ eq w jednostkach utrzymujących do 20 krów) i wyraźnie wzrasta wraz ze wzrostem skali chowu (6914 kg CO₂ eq w jednostkach

utrzymujących > 100 krów). Tak znaczące różnice wynikają z wskazanej wcześniej obsady zwierząt, która w grupach gospodarstw o mniejszej skali chowu jest wyraźnie niższa (63 szt/100 ha) niż w grupach o wyższej skali chowu (120 szt/100 ha w grupie 50-100 krów oraz 105 szt/100 ha w grupie chowu >100 szt). Ze względu na specjalizację analizowanych gospodarstw emisje roślinne w przeliczeniu na 1 ha UR są zdecydowanie niższe. Również w tym przypadku można zaobserwować, że przeciętnie gospodarstwa o mniejszej skali chowu charakteryzowały się też niższym poziomem emisji roślinnych na 1 ha, co należy wiązać z ich niższą intensywnością produkcji.

Tabela 39. Przeciętny poziom jednostkowych emisji GHG w analizowanych gospodarstwach

Skala chowu krów	Łączne emisje GHG [CO ₂ eq]			Emisje zwierzęce GHG [CO ₂ eq]		Emisje roślinne GHG na jednostkę powierzchni [kg/ha]
	na krowę [kg/szt]	na 1 litr mleka [kg/l]	na jednostkę powierzchni UR [kg/ha]	na krowę [kg/szt]	na 1 l mleka	
<20 krów	6290,6	0,905	3958,4	4688,7	0,675	543,8
[20;30)	6023,8	0,755	4918,8	4867,5	0,610	484,6
[30;50)	6307,9	0,675	5369,4	4962,3	0,531	649,7
[50;100)	5871,4	0,650	7099,4	4875,0	0,540	623,3
>100 krów	6596,8	0,675	6914,0	5092,5	0,521	1041,4
Średnio	6366,9	0,683	6303,8	4999,0	0,537	830,1

Źródło: badania własne

7.4. Bazowa ekoefektywność analizowanych gospodarstw

Jak wskazywano w rozdziale zawierającym przegląd literatury na temat ekoefektywności, pojęcie to może być rozumiane i definiowane w różny sposób, co oznacza, że nie ma też jednego i uniwersalnego podejścia do pomiaru tego parametru. W niniejszej pracy zastosowano podejście wskaźnikowe, zgodnie z którym efektywność mierzono jako relację wybranych parametrów produkcyjno-ekonomicznych względem generowanych obciążeń środowiskowych, w tym przypadku emisji GHG. W obrębie wyodrębnionych grup gospodarstw porównano kilka wskaźników ekoefektywności bazujących na wybranych kategoriach wartości produkcji w przeliczeniu na emisje GHG oraz wskaźnika bazującego na wartości dochodu rolniczego w relacji do poziomemu emisji. Emisje są tu więc traktowane jako nakład środowiskowy (reprezentują zużycie zasobu jakim jest zdolność atmosfery do akumulacji gazów cieplarnianych). Możliwe podejścia uwzględniania nakładów środowiskowych w kalkulacjach ekoefektywności omówione zostały w przeglądowej części pracy. Zawarte w bieżącym podrozdziale określenie

„bazowa eko-efektywność” oznacza odwołanie się do poziomu parametrów odzwierciedlających rzeczywistą sytuację modelowych gospodarstw (ustaloną w trakcie wywiadów z rolnikami).

W tabeli 40 zamieszczono wartość wskaźników odwołujących się do relacji wartości produkcji względem poziomu emisji (jedna z miar ekoefektywności). Przeciętnie w analizowanej zbiorowości gospodarstw 1 kg emisji GHG przekładał się na nieco ponad 4 zł wartości produkcji. Zaobserwowano pod tym względem dość wyraźną zależność między skalą produkcji a ekoefektywnością mierzoną we wskazany sposób. W gospodarstwach najmniejszych (o skali chowu <20 krów) przeciętnie z każdego kg emisji GHG uzyskiwano produkcję o wartości 3,3 zł, podczas gdy w gospodarstwach z przedziału 30-50 krów było to 4,17 zł, a w gospodarstwach o skali chowu powyżej 100 krów omawiany wskaźnik wynosił 4,14 zł/kg CO₂ eq. Można więc przyjąć, że ekoefektywność gospodarstw największych była o ok. ¼ większa niż jednostek najmniejszych. Podobne różnice zaobserwowano w przypadku wskaźnika ilustrującego relację wartości produkcji zwierzęcej do emisji zwierzęcych. W grupie gospodarstw najmniejszych z 1 kg emisji generowano wartość produkcji na poziomie 3,8 zł, podczas gdy w gospodarstwach największych było to ponad 4,7 zł/kg CO₂ eq. Jeszcze wyraźniej zależność ekoefektywności od skali chowu widać w przypadku porównania wolumenu produkcji mleka z emisjami GHG pochodzenia zwierzęcego. Przeciętnie na jeden kilogram emisji CO₂ eq przypadało w tym przypadku około 1,86 litra mleka, jednak w gospodarstwach najmniejszych wskaźnik ten wynosił 1,48 a w największych prawie 30% więcej tj. 1,92 litra mleka na 1 kg CO₂ eq. Podobnie wyraźnych zależności nie zaobserwowano jednak w przypadku porównania wartości produkcji roślinnej do poziomu emisji pochodzenia roślinnego. Wynikać to może z faktu, że produkcja roślinna miała marginalne znaczenie w przychodach, a grunty rolne w wielu przypadkach służyły przede wszystkim do uprawy roślin pastewnych o nietowarowym charakterze, stąd wiarygodna ocena w przypadku tego wskaźnika jest utrudniona (emisje generowane przy produkcji roślin pastewnych obciążają dział roślinny, a korzyści w postaci przychodów pojawiają się w dziale produkcji zwierzęcej).

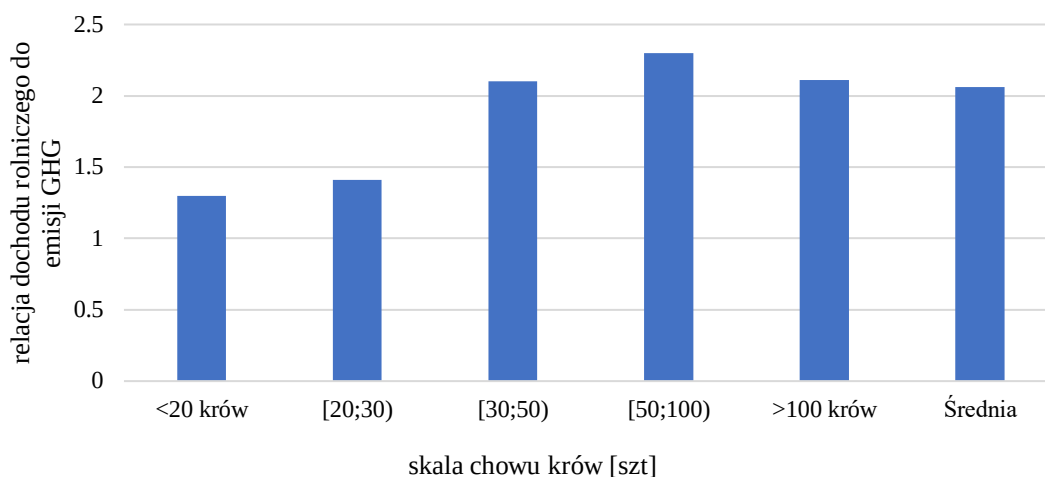
Tabela 40. Wybrane wskaźniki ekoefektywności badanych gospodarstw

Skala chowu krów	Produkcja ogółem /emisje GHG ogółem	Produkcja zwierzęca na emisje GHG zwierzęce	Produkcja mleka na emisje GHG zwierzęce	Produkcja roślinna na emisje roślinne
	[zł/kg CO ₂ eq]		[l/kg CO ₂ eq]	[zł/kg CO ₂ eq]
<20 krów	3,30	3,82	1,48	3,29
[20;30)	3,78	4,16	1,64	4,25
[30;50)	4,04	4,60	1,88	3,54
[50;100)	4,17	4,74	1,85	2,64
>100 krów	4,14	4,74	1,92	3,20
Średnio	4,07	4,64	1,86	3,24

Źródło: badania własne

W uzupełnieniu do przedstawionej wyżej analizy ekoefektywności rozumianej w kategoriach relacji produkcji do emisji przeprowadzono także syntetyczną ocenę bazującą na relacji dochodu rolniczego do generowanych emisji GHG (ekoefektywność dochodowa) (rysunek 31). W tym przypadku zaobserwowano, że wyraźnie najslabszą grupę stanowią, podobnie jak w poprzednich zestawieniach, gospodarstwa o najmniejszej skali chowu. W grupie utrzymującej poniżej 20 krów było to 1,3 zł/kg CO₂ eq, a w gospodarstwach z przedziału 50-100 krów było to 2,30 zł/kg CO₂ eq. Można też zauważyć, że grupa największych gospodarstw charakteryzowała się wskaźnikiem nieco niższym niż grupa z przedziału 50-100 krów. Może to mieć związek z efektem tzw. malejących korzyści skali, który oznacza, że efektywność rośnie do pewnego poziomu, po czym ulega stopniowemu zmniejszaniu, gdyż coraz trudniej zwiększać produktywność (rosną koszty krańcowe, przez co dochód rolniczy maleje). W przypadku analizowanej grupy szczególne znaczenie miało prawdopodobnie lepsze wyposażenie gospodarstw większych, przez co charakteryzowały się one wyższymi kosztami amortyzacji, co relatywnie obniżało dochody i pogarszało omawiany wskaźnik.

W kontekście przeprowadzonych porównań można stwierdzić, że wraz ze wzrostem skali chowu rośnie ekoefektywność produkcyjna (mierzona produkcją w przeliczeniu na emisje GHG), co jest szczególnie widoczne przy wykorzystaniu wolumenu produkcji mleka jako kategorii efektu produkcyjnego. Ekoefektywność „dochodowa” wykazuje podobną charakterystykę, przy czym poprawia się tylko do pewnego poziomu skali produkcji, co odzwierciedla zjawisko malejących korzyści skali.



Rysunek 31. Poziom ekoefektywności wyrażony relacją dochodu rolniczego do łącznych emisji GHG wg skali chowu (zł/kg CO₂ eq)

Źródło: badania własne

7.5. Potencjalny wpływ instrumentów polityki klimatycznej na ekoefektywność i wyniki dochodowe gospodarstw

Jak wskazywano wcześniej dwa podstawowe sposoby potencjalnego oddziaływania polityki klimatycznej na rolnictwo obejmują wprowadzenie opłat za emisję (analogicznie jak ma to miejsce w systemie ETS1) lub wprowadzenie limitów emisji. Celem zarówno pierwszego jak i drugiego instrumentu ma być skłonienie producentów do wprowadzenia rozwiązań redukujących poziom emisji z gospodarstw. Jak wskazano wcześniej, w pracy rozpatrywano trzy podstawowe warianty możliwych oddziaływań tj. brak reakcji, przeprowadzenie optymalizacji struktury produkcji oraz wdrożenie działań dostosowawczych (metod redukujących emisje).

7.5.1. Opłaty za emisje

Wariant podstawowy (przy zachowaniu wyjściowego poziomu skali i struktury produkcji)

Potencjalny wpływ opłat emisyjnych przetestowany został przy założeniu dwóch poziomów tego obciążenia (jak określono to wcześniej poziomy te ustalono na podstawie zatwierdzonych aktualnie planów wprowadzenia analogicznych opłat w Danii). Poziomy te w przeliczeniu na polskie złote to 70 i 427,5 zł/tonę emisji GHG (pierwszy z testowanych poziomów ma obowiązywać duńskich rolników już od 2030 r., natomiast drugi, radykalny jest możliwy po 2035 r.).

Wprowadzenie opłat przy zachowaniu wyjściowej skali i struktury produkcji przełożyłoby się w dość oczywisty sposób na wzrost kosztów i pogorszenie wyników

finansowych analizowanych gospodarstw. Przeciętną wartość kosztów opłat emisyjnych na gospodarstwo oraz w przeliczeniu na 1 litr mleka w symulowanych rozwiązaniach przedstawia tabela 41. W przypadku opłat emisyjnych na 1 poziomie (70 zł/t CO₂ eq) ich bezwzględna wartość kształtowałby się na poziomie od kilku do kilkudziesięciu tysięcy złotych (przeciętnie 27,1 tys.), jednak w przypadku przejścia do wariantu „opłata 2” (427,5 zł) łączne opłaty za emisje były radykalnie wyższe. W przeliczeniu na 1 litr mleka pierwszy z omawianych wariantów wiązałby się z dodatkowymi kosztami, przeciętnie na poziomie niecałych 5 gr, natomiast drugi z wariantów oznaczałby dodatkowe koszty na poziomie prawie 30 gr na litr mleka. Warto zauważyć, że w mniejszych gospodarstwach poziom obciążenia opłatami emisyjnymi w przeliczeniu na litr mleka był wyższy, co można wiązać z mniejszą wydajnością jednostkową, osiąganą przez mniejsze gospodarstwa. Obserwację tę można też traktować jako argument za zrównoważoną intensyfikacją.

Tabela 41. Symulowany poziom opłat emisyjnych przeciętnie na gospodarstwo oraz w przeliczeniu na 1 litr mleka

Skala chowu krów	Wartość opłat [tys. zł/gospodarstwo]		
	scenariusz „bazowy”	scenariusz „opłaty”	
		opłata 1	opłata 2
<20 krów	0	6,4	39,1
[20;30)	0	9,1	55,4
[30;50)	0	18,7	114,1
[50;100)	0	22,7	138,2
>100 krów	0	78,7	480,1
Średnia	0	27,1	165,4
	w zł/litr mleka		
<20 krów	0	0,063	0,386
[20;30)	0	0,053	0,323
[30;50)	0	0,047	0,287
[50;100)	0	0,044	0,267
>100 krów	0	0,047	0,286
Średnia	0	0,047	0,289

Źródło: badania własne

Ewentualne obciążenie gospodarstw wskazanymi opłatami przełożyłoby się dość znacząco na łączne koszty i osiągane wyniki finansowe, szczególnie w wariancie wyższej opłaty. Bezwzględny poziom kosztów oraz jego względne zmiany w porównaniu do sytuacji wyjściowej przedstawia tabela 42. Wprowadzenie opłat za emisję w wariancie pierwszym w niewielki sposób przełożyłoby się na wzrost ogólnych kosztów (przeciętnie

o nieco ponad 2%), jednak w przypadku opłaty na drugim poziomie byłoby to już przeciętnie prawie 20% (tabela 43). Po ewentualnym wprowadzeniu i zachowaniu pozostałych czynników na niezmiennym poziomie, wspomniane opłaty stanowiły odpowiednio około 3,4% i ponad 17,5% w strukturze łącznych kosztów funkcjonowania analizowanych gospodarstw.

Tabela 42. Poziom i zmiany kosztów w scenariuszu opłaty oraz udział „opłat za emisję” w całkowitych kosztach gospodarstw wg skali chowu (przy założeniu ceteris paribus)

Skala chowu krów	Koszty całkowite			Udział opłat za emisję w kosztach całkowitych		
	scenariusz „bazowy”	Scenariusz „opłaty”		scenariusz „bazowy”	Scenariusz „opłaty”	
		opłata 1	opłata 2		opłata 1	opłata 2
	tys. zł	bazowy = 100%				
<20 krów	183,5	103,5	121,3	0	3,4	17,6
[20;30)	307,6	103,0	118,0	0	2,9	15,3
[30;50)	520,4	102,4	115,1	0	3,5	19,1
[50;100)	628,3	102,6	120,9	0	3,5	18,2
>100 krów	2301,3	101,9	119,3	0	3,4	17,5
Średnia	788,2	102,2	119,0	0	3,4	17,6

Źródło: badania własne

Obserwowane zmiany w poziomie kosztów przełożyłyby się też na poziom wypracowywanych dochodów. W przypadku opłaty na pierwszym z zakładanych poziomów spadek dochodów oscylowałby wokół kilku procent – przeciętnie po wprowadzeniu opłat w tym wariancie dochód stanowiłby około 97% poziomu wyjściowego (tabela 43). Po wprowadzeniu opłaty na drugim poziomie byłoby to już tylko około 80,8%. Przeciętnie większe spadki zaobserwowano by w gospodarstwach o mniejszej skali chowu niż w jednostkach większych. W wyniku wprowadzenia dopłat pogorszeniu uległ też wskaźnik obliczony jako relacja dochodu rolniczego do wartości produkcji – w opcji „opłata 1” zmiany byłyby nieznaczne, jednak w wariancie „opłata 2” przeciętnie byłby to spadek o kilka punktów procentowych (najwięcej w gospodarstwach o najmniejszej skali chowu).

Tabela 43. Zmiany dochodu rolniczego i relacji dochodu do produkcji w wyniku wprowadzenia „opłat emisyjnych” w wyodrębnionych grupach gospodarstw

Skala chowu krów	Dochód rolniczy			Wskaźnik relacji dochodu rolniczego do wartości produkcji [%]		
	Scenariusz „bazowy”	Scenariusz „opłaty”		Scenariusz „bazowy”	Wariant opłat emisyjnych	
		opłata 1	opłata 2		„opłata 1”	„opłata 2”
	tys. zł/gospodarstw o	scenariusz „bazowy” = 100%				
<20 krów	118,9	94,6	67,1	39,3	37,2	26,4
[20;30)	183,0	95,0	69,7	37,3	35,5	26,0
[30;50)	564,7	97,4	85,6	52,0	50,7	44,6
[50;100)	773,9	97,1	82,1	55,2	53,6	45,3
>100 krów	2381,1	97,6	80,8	50,9	49,6	41,1
Średnia	804,3	97,3	80,8	50,5	49,1	40,8

Źródło: badania własne

Wariant opłat emisyjnych plus optymalizacja

Przedstawione powyżej wyniki uzyskane zostały przy założeniu braku reakcji producentów, co oznacza, że samo wprowadzenie opłat emisyjnych nie generuje jeszcze zmian w poziomie emisji GHG, a jedynie ilustruje efekt wynikający z omawianego obciążenia. Celem instrumentów polityki klimatycznej ma być jednak „wymuszenie” na rolnikach reakcji, które przełożyłby się na ograniczenie oddziaływań środowiskowych. Zgodnie z przyjętymi założeniami podstawowy zakres reakcji obejmuje dopuszczenie optymalizacji struktury produkcji roślinnej i zmniejszenia skali produkcji w zakresie zdefiniowanym we wcześniejszych fragmentach pracy. Dopuszczenie optymalizacji struktury i redukcji poziomu produkcji przełożyło się na stosunkowo niewielkie zmiany – przeciętnie nastąpił wzrost wartości produkcji o nieco ponad 3%, jednak zmiany te miały różny charakter w różnych grupach gospodarstw (tabela 44). W gospodarstwach mniejszych nastąpiłby lekki spadek produkcji, podczas gdy w większych wzrost o kilka procent. Sugeruje to, że gospodarstwa większe mają większy potencjał dostosowań bez konieczności zmniejszania produkcji. Gospodarstwa mniejsze, aby zniwelować efekt potencjalnego wprowadzenia opłat za emisje muszą natomiast zmniejszyć rozmiary produkcji, co sugeruje ich mniejszy potencjał dostosowawczy. Przyjęte założenia odnośnie poluzowania warunków brzegowych w modelu optymalizacyjnym sprawiają jednak, że zakres symulowanych zmian w poziomie produkcji jest relatywnie niewielki (celem było przede wszystkim zidentyfikowanie wpływu wprowadzania opłat na wyniki przy zachowaniu wyjściowego modelu funkcjonowania gospodarstw). Znacznie większe efekty wprowadzania opłat za emisje GHG przy rozważanych scenariuszach widać

natomiast po stronie kosztów. W porównaniu do wskazanego już wyżej wzrostu kosztów po wprowadzeniu opłat za emisje, dołączanie możliwości optymalizacji przekłada się na ograniczenie tego zjawiska w większości wyodrębnionych grup gospodarstw. Nie dotyczy to jednak gospodarstw największych, w przypadku których poluzowanie warunków ograniczających przekłada się, jak wskazano wyżej, na wzrost produkcji jak i wzrost kosztów całkowitych, co oznacza, że grupa ta nie wykorzystywała w rozwiązaniu bazowym dostępnego potencjału produkcyjnego. Pozytywne efekty optymalizacji widać wyraźnie we wszystkich grupach gospodarstw przy bezpośrednim porównaniu relacji kosztów do uzyskiwanej produkcji między wariantami z optymalizacją i bez optymalizacji (tabela 45). Można zaobserwować, że we wszystkich grupach wskaźnik ten uległ zmniejszeniu po zastosowaniu optymalizacji, co wskazuje, że rolnicy mogą mieć w tym zakresie pewne możliwości do ograniczenia negatywnego wpływu „opłat emisyjnych” na relacje kosztowe. Jednocześnie wzrost omawianego wskaźnika w większości rozważanych wariantów względem poziomu bazowego wskazuje, że możliwości utrzymania wyjściowych relacji kosztowo-produkcyjnych po wprowadzeniu opłat będą bardzo ograniczone (jedynie przy opłacie na poziomie 1 i jednoczesnej optymalizacji możliwe jest utrzymanie omawianego wskaźnika na prawie niezmiennym poziomie względem scenariusza bazowego).

Tabela 44. Symulowane zmiany poziomu kosztów i produkcji w wyniku wprowadzenia „opłat emisyjnych” w wariantcie optymalizacji na tle wartości bazowych

Skala chowu krów	Produkcja		KOSZTY				
	Scenariusz „bazowy” [tys. zł]	Scenariusz „opłaty za emisje + optymalizacja”	Scenariusz „bazowy” [tys. zł]	Scenariusz "opłaty za emisje"		Scenariusz "opłaty za emisje" + optymalizacja	
		bazowy = 100%		opłata 1	opłata 2	opłata 1 + optymalizacja	opłata 2 + optymalizacja
scenariusz bazowy = 100%							
<20 krów	302,4	98,5	183,5	103,5	121,3	98,0	116,0
[20;30)	490,6	99,3	307,6	103,0	118,0	96,3	111,4
[30;50)	1085,2	98,9	520,4	102,4	115,1	98,7	111,6
[50;100)	1402,2	100,6	628,3	102,6	120,9	99,2	117,9
>100 krów	4682,4	105,9	2301,3	101,9	119,3	107,9	125,8
Średnia	1592,6	103,3	788,2	102,2	119,0	103,9	121,1

Źródło: badania własne

Tabela 45. Wskaźnik relacji kosztów do wartości produkcji w scenariuszu „opłat emisyjnych” na tle scenariusza bazowego w wariancie z optymalizacją i bez*

Skala chowu krów	Scenariusz „bazowy”	Scenariusz „opłat emisyjnych”			
		opłata 1		opłata 2	
		bez optymalizacji	z optymalizacją	bez optymalizacji	z optymalizacją
<20 krów	0,607	0,628	0,604	0,736	0,714
[20;30)	0,627	0,645	0,608	0,740	0,703
[30;50)	0,480	0,491	0,479	0,552	0,541
[50;100)	0,448	0,460	0,442	0,542	0,525
>100 krów	0,491	0,501	0,501	0,586	0,584
Średnia	0,495	0,506	0,498	0,589	0,580

*wyższa wartość oznacza pogorszenie, gdyż rośnie relacja kosztów do produkcji

Źródło: badania własne

Obserwowane zmiany w produkcji i kosztach przekładają się dość wyraźnie na zmiany wyników finansowych. Jak wskazywano już wcześniej wprowadzenie „opłat za emisję” w przypadku braku optymalizacji przełożyłoby się na stosunkowo niewielki spadek dochodu rolniczego w wariancie „opłata 1” oraz na znacznie wyraźniejsze zmniejszenie wyniku finansowego w wariancie „opłata 2” (tabela 46). Zastosowanie optymalizacji pozwoliłoby w znacznym stopniu zmniejszyć negatywne oddziaływanie „opłat”, jednak efekt byłby uzależniony od sytuacji wyjściowej (im bazowa struktura produkcji bliższa optymalnej, tym mniejsze możliwości oddziaływania poprzez optymalizację). Dzięki „optymalizacji” przeciętnie dochód mógłby być nawet minimalnie wyższy niż bazowy, jednak w przypadku „opłaty 2” we wszystkich grupach nastąpiłby spadek tego parametru o kilkanaście procent, najwięcej w gospodarstwach najmniejszych. Zastosowanie optymalizacji sprawiłoby jednak, że średnio efekt ten byłby o kilka punktów procentowych mniejszy niż bez optymalizacji (przeciętnie z optymalizacją po wprowadzeniu „opłaty 2” stanowiłby on prawie 89% dochodu bazowego, podczas gdy w wariancie „bez optymalizacji” byłby to 83,7%).

Tabela 46. Wpływ optymalizacji na dochód rolniczy w scenariuszu „opłat emisyjnych”

Skala chowu krów	Scenariusz „bazowy” [tys. zł/gospodarstwo]	Scenariusz/wariant			
		"opłaty za emisje"		"opłaty za emisje + optymalizacja"	
		opłata 1	opłata 2	opłata 1	opłata 2
		bazowy = 100%			
<20 krów	118,9	94,3	72,2	98,9	77,1
[20;30)	183,0	94,8	73,2	104,3	82,6
[30;50)	564,7	97,3	88,5	98,9	90,3
[50;100)	773,9	96,9	83,1	101,6	87,8

Skala chowu krów	Scenariusz „bazowy” [tys. zł/gospodarstwo]	Scenariusz/wariant			
		"opłaty za emisje"		"opłaty za emisje + optymalizacja"	
		opłata 1	opłata 2	opłata 1	opłata 2
		bazowy = 100%			
>100 krów	2381,1	97,6	84,1	103,9	90,1
Średnia	804,3	97,2	83,7	102,6	88,9

Źródło: badania własne

Wariant opłaty emisyjne plus zastosowanie wybranych metod redukcji emisji

Jak wskazywano wcześniej, potencjalne wprowadzenie „opłat emisyjnych” wiązać się będzie z oczekiwaniem decydentów politycznych, że rolnicy zaczną w swoich gospodarstwach wdrażać praktyki prowadzące do redukcji jednostkowych emisji GHG. Przegląd potencjalnych metod możliwych do zastosowania w działalnościach zwierzęcych, roślinnych i w obszarze infrastruktury omówiono we wcześniejszych rozdziałach. Jednoczesne zastosowanie wszystkich metod w praktyce wydaje się mało prawdopodobne, wobec czego w niniejszej sekcji przetestowano potencjalny wpływ metod, które włączono do symulacji zgodnie ze wcześniej opisaną metodyką (szczepionka na metan, dogłębne wtryskiwanie gnojowicy, biofiltry). Założono jednoczesne wdrożenie tych metod, stąd przedstawiane poniżej wyniki mają charakter skumulowany (założono jednak, że oddziaływanie tych metod nie generuje dodatkowych efektów synergii). W przeciwieństwie do wariantów z optymalizacją, w tej części analiz przyjęto założenie, że wdrożenie wskazanych metod zasadniczo nie modyfikuje struktury i skali produkcji względem rozwiązania bazowego, a jedynie wpływa na łączne koszty produkcji oraz koszty „opłat emisyjnych” (a w konsekwencji na poziom dochodu rolniczego). Koszty opłat emisyjnych przed i po zastosowaniu metod redukcji emisji oraz poziom kosztów emisji po wdrożeniu tych metod przedstawiono w tabeli 47. Uwzględniono w niej zarówno bezpośrednie opłaty emisyjne, jak i koszty wdrożenia metod redukcji emisji, a także końcowy efekt zastosowania tych metod (podstawa porównania z innymi scenariuszami).

W scenariuszu oznaczonym jako „opłata 1”, odpowiadającym niższemu poziomowi opłat emisyjnych, całkowite koszty emisji – rozumiane jako suma opłat i kosztów redukcji – wzrastały wraz ze skalą produkcji, od około 10,9 tys. zł w najmniejszych gospodarstwach do ponad 133 tys. zł w jednostkach utrzymujących powyżej 100 krów. Wdrożenie metod redukcyjnych pozwoliło ograniczyć same opłaty emisyjne o około 12–14%, jednak mimo tego „efekt netto” był jednoznacznie ujemny we

wszystkich grupach gospodarstw. Koszty z tytułu poniesionych nakładów na redukcję emisji wahały się od około 4,5 tys. zł w najmniejszych gospodarstwach do 55 tys. zł w największych. Oznacza to, że przy niskich stawkach opłat emisyjnych wdrażanie technologii ograniczających emisje jest ekonomicznie nieuzasadnione, gdyż uzyskane oszczędności nie rekompensują poniesionych kosztów.

Odmienny obraz uzyskano w scenariuszu „opłata 2”, w którym przyjęto znacznie wyższy poziom opłat emisyjnych. W tym wariantie przeciętne opłaty emisyjne przed zastosowaniem metod redukcyjnych wynosiły około 165 tys. zł na gospodarstwo, co stanowi wartość kilkukrotnie wyższą niż w poprzednim scenariuszu. Wdrożenie działań ograniczających emisje pozwoliło obniżyć koszty opłat o około 12–13%, przy jednoczesnym poniesieniu dodatkowych nakładów na inwestycje redukcyjne. Pomimo tego, w większości grup gospodarstw (szczególnie w przedziale 20–100 krów) zastosowanie metod redukcyjnych przyniosło niewielki, chociaż dodatni efekt ekonomiczny – od 0,6 do 1,8 tys. zł oszczędności na gospodarstwo, to straty odnotowano jedynie w najmniejszych i największych jednostkach, gdzie efekt finansowy pozostał nieznacznie ujemny. Wyniki te wskazują, że efektywność ekonomiczna działań redukcyjnych wzrasta wraz z poziomem opłat emisyjnych, co może oznaczać, że dopiero większa presja regulacyjna może w praktyce stanowić realny bodziec do inwestycji w technologie ograniczające emisje.

Zestawione dane jednoznacznie wskazują, że skala chowu zwierząt wpływa na poziom łącznych kosztów emisji, jednak nie przesądza o zasadności wdrażania metod redukcji emisji – ta zależy przede wszystkim od wysokości opłat emisyjnych. W warunkach niskich opłat, działania redukcyjne są nieopłacalne, natomiast przy wysokich stawkach mogą przynosić umiarkowane, lecz rzeczywiste korzyści ekonomiczne, szczególnie w gospodarstwach średniej wielkości. Największe jednostki, mimo relatywnie wysokiego potencjału w zakresie zmniejszenia emisji, mogą osiągać niższą opłacalność ze względu na skalę ponoszonych nakładów inwestycyjnych. Uzyskane wyniki potwierdzają konieczność właściwego planowania polityki emisyjnej, gdyż zbyt niskie opłaty nie stanowią wystarczającej motywacji do ograniczania emisji, natomiast zbyt wysokie mogą prowadzić do nadmiernego obciążenia producentów rolnych.

Tabela 47. Poziom kosztów emisji GHG (opłaty plus koszty metod redukcyjnych) według skali chowu i poziomu opłat emisyjnych

Skala chowu krów	Opłaty emisyjne - początkowe	Koszty opłat emisyjnych po wdrożeniu metod redukcji	Koszt wdrożenia metod redukcji	Łączne koszty emisji po wdrożeniu metod redukcji (opłaty + koszty redukcji)	Efekt (korzyść/strata) z zastosowania metod redukcji
Scenariusz opłat emisyjnych – „opłata 1”					
tys. zł/gospodarstwo					
<20 krów	6,4	5,6	5,3	10,9	-4,5
[20;30)	9,1	7,9	6,6	14,5	-5,4
[30;50)	18,7	16,3	13,7	30,1	-11,4
[50;100)	22,7	19,5	17,2	36,7	-14,1
>100 krów	78,7	69,1	64,6	133,7	-55,0
Średnia	27,1	23,7	21,5	45,2	-18,1
	Scenariusz opłat emisyjnych – „opłata 2”				
	tys. zł/gospodarstwo				
<20 krów	39,1	34,4	5,3	39,7	-0,6
[20;30)	55,4	48,2	6,6	54,9	0,6
[30;50)	114,1	99,5	13,7	113,3	0,9
[50;100)	138,2	119,2	17,2	136,4	1,8
>100 krów	480,1	421,4	64,6	486,0	-5,9
Średnia	165,4	144,6	21,5	166,1	-0,6

Źródło: badania własne

Uzyskane wyniki w zakresie efektu „netto” połączenia opłat i metod redukcyjnych przekładają się na ogólny poziom kosztów i dochodów. Tabela 48 przedstawia wpływ wdrożenia metod redukcji emisji GHG na poziom kosztów gospodarstw o różnej skali chowu krów w dwóch wariantach opłat emisyjnych. Wyniki przedstawiono na tle scenariusza bazowego (100%), co pozwala ocenić, w jakim stopniu działania redukcyjne modyfikują całkowite koszty produkcji. W wariantcie „opłata 1”, odpowiadającym niskiemu poziomowi „opłat emisyjnych”, wdrożenie metod redukcyjnych powodowało niewielki wzrost kosztów – średnio o ok. 2–3 punkty procentowe względem wariantu bez stosowania metod redukcji. Wzrost ten był konsekwentny we wszystkich grupach gospodarstw, co oznacza, że przy niskich stawkach „opłat emisyjnych” działania ograniczające emisje nie przynoszą efektu ekonomicznego, a jedynie zwiększają koszty produkcji. Różnice między grupami były minimalne – w największych gospodarstwach wzrost wynosił ok. 2,5%, w najmniejszych nieco powyżej 2%. W scenariuszu „opłata 2”, zakładającym wyższe stawki opłat, efekty wdrożenia metod redukcyjnych były jeszcze

mniej wyraźne. Wzrost kosztów w relacji do poziomu bazowego pozostawał praktycznie niezmienny i kształtował się na 19–21%, niezależnie od zastosowania technologii ograniczających emisje. Różnice między wariantami „z redukcją” i „bez redukcji” były symboliczne (0,1–0,3 punktu procentowego), co wskazuje, że działania redukcyjne nie kompensują finansowo kosztów emisji, nawet przy wysokich stawkach opłat. Można więc stwierdzić, że wdrożenie metod redukcji emisji GHG we wszystkich analizowanych wariantach prowadziło do nieznacznego zwiększenia kosztów całkowitych. Oznacza to, że przy zakładanych kosztach wdrożenia, rozpatrywane metody redukcyjne mogą pełnić przede wszystkim funkcję środowiskową, a ich zastosowanie (skłonienie rolników do stosowania na większą skalę) wymagałoby prawdopodobnie dodatkowych mechanizmów wsparcia.

Tabela 48. Zmiany łącznego poziomu kosztów w wyniku wdrożenia metod redukcji emisji GHG

Skala chowu krów	Scenariusz „bazowy”	koszty -scenariusz opłat emisyjnych – „opłata 1”		koszty -scenariusz opłat emisyjnych – „opłata 2”	
		„bez metod redukcji emisji”	„z metodami redukcji emisji GHG”	„bez metod redukcji emisji”	„z metodami redukcji emisji GHG”
	tys. zł/gospodarstwo	Scenariusz bazowy = 100%			
<20 krów	183,5	1,035	1,059	1,213	1,216
[20;30)	307,6	1,030	1,047	1,180	1,178
[30;50)	520,4	1,024	1,045	1,151	1,149
[50;100)	628,3	1,026	1,048	1,209	1,207
>100 krów	2301,3	1,019	1,044	1,193	1,197
Średnia	788,2	1,022	1,045	1,190	1,191

Źródło: badania własne

Obserwowany brak wyraźnego wpływu wdrażania metod redukcji na zmniejszenie ogólnego poziomu kosztów sprawił, że również na poziomie dochodu rolniczego obserwowano relatywnie niewielkie zmiany (tabela 49). Jak zauważono już wcześniej w wariancie „opłata 1”, odpowiadającym niższemu poziomowi opłat, dochód rolniczy obniżył się średnio o kilka procent w stosunku do poziomu bazowego. Przeciętny spadek wyniósł ok. 3% w wariancie bez metod redukcji i 5% po ich zastosowaniu. Oznacza to, że wdrożenie działań redukcyjnych nie poprawiło sytuacji dochodowej, lecz dodatkowo ją pogorszyło ze względu na ponoszone dodatkowe koszty. Najsilniejszy spadek dochodu wystąpił w najmniejszych gospodarstwach, gdzie dochód obniżył się do 90,8% poziomu bazowego, podczas gdy w największych jednostkach (powyżej 100

krów) pozostał na poziomie 95,3%. Wyniki te potwierdzają, że w warunkach niskich opłat emisyjnych inwestycje w technologie redukcyjne nie przynoszą korzyści finansowych i mogą dodatkowo obciążać szczególnie najmniejsze gospodarstwa. W scenariuszu „opłata 2”, w którym założono znacznie wyższe stawki opłat, wpływ opłat na dochód rolniczy był znacznie silniejszy. Średni dochód spadł do około 81% poziomu bazowego, niezależnie od zastosowania metod redukcji. Wprowadzenie technologii ograniczających emisje nie przyniosło zatem również w tym przypadku wymiernych korzyści dochodowych – różnice między wariantami „z redukcją” i „bez redukcji” były marginalne (rzędu 0,1–0,3 punktu procentowego). Co istotne, w grupie najmniejszych gospodarstw (poniżej 20 krów) wdrożenie metod redukcyjnych nie tylko nie poprawiło wyniku, ale nieznacznie pogłębiło spadek dochodu (z 67,1% do 66,6% poziomu bazowego). Można więc stwierdzić, że przy przyjętych założeniach wdrażanie metod redukcji emisji GHG (zarówno przy niskich, jak i wysokich poziomach opłatach emisyjnych) w większości przypadków powodowałoby obniżenie dochodu gospodarstw (korzyści finansowe z wdrażanych rozwiązań byłby niższe niż koszty ich implementacji).

Tabela 49. Zmiany poziomu dochodu rolniczego w wyniku wdrożenia metod redukcji GHG

Skala chowu krów	Dochód rolniczy – scenariusz „bazowy”	Dochód rolniczy – scenariusz opłat emisyjnych – „opłata 1”		Dochód rolniczy -scenariusz opłat emisyjnych – „opłata 2”	
		„bez metod redukcji emisji”	„z metodami redukcji emisji GHG”	koszty -scenariusz opłat emisyjnych z wdrożonymi metodami redukcji	
				„bez metod redukcji emisji”	„z metodami redukcji emisji GHG”
	tys. zł/gospodarstwo	Scenariusz bazowy = 100%			
<20 krów	118,9	94,6	90,8	67,1	66,6
[20;30)	183,0	95,0	92,1	69,7	70,0
[30;50)	564,7	97,4	95,4	85,6	85,8
[50;100)	773,9	97,1	95,2	82,1	82,4
>100 krów	2381,1	97,6	95,3	80,8	80,5
Średnia	804,3	97,3	95,0	80,8	80,7

Źródło: badania własne

W kontekście poważnych wyników należy podkreślić, że rzeczywista opłacalność wdrażania poszczególnych metod będzie determinowana przez ich ceny (koszty wdrożenia). W pracy przyjęto poziom wskazywany w literaturze, jednak ze względu na relatywnie niski stopień rozwoju rynku zakres różnic cenowych może być znaczący.

Można oczekiwać, że upowszechnianie się poszczególnych rozwiązań (rozwój rynku) będzie w przyszłości prowadziło do spadku cen (kosztów wdrożenia) i poprawy opłacalności poszczególnych metod.

W uzupełnieniu do powyższych analiz przeprowadzono dodatkową symulację mającą na celu ocenę oddziaływania poszczególnych metod bez integracji z innymi metodami („w pojedynkę”). Pozwoliło to lepiej uchwycić efekt oddziaływania każdej metody z osobna. W tabeli 50 przedstawiono relację kosztu redukcji emisji GHG w warunkach analizowanych gospodarstw o 1 kg CO₂eq. Przeciętnie najlepszy jednostkowy efekt przy przyjętych założeniach uzyskano by przy zastosowaniu „szczepionki na metan”, chociaż w przypadku wprowadzenia opłat na pierwszym poziomie („opłata 1”) działanie to byłoby nieopłacalne. Inaczej w przypadku tej metody wyglądałaby sytuacja przy wprowadzeniu „opłaty 2” – wówczas „szczepionka na metan” byłaby zdecydowanie bardziej opłacalna. Koszty wdrożenia pozostałych metod redukcji GHG nadal przekraczałyby poziom „opłaty emisyjnej”, chociaż koszty wprowadzania „przypraw do pasz” byłyby dość blisko poziomu „opłaty emisyjnej 2”, co oznacza, że przy obniżeniu ceny tych dodatków ich stosowanie mogłoby być tańsze niż ponoszenie „opłaty emisyjnej”. Podobnie można postrzegać „inhibitory nitrifikacji”, jednak w tym przypadku spadek cen musiałby być znacząco większy, aby uzyskać dodatni efekt finansowy. Trudniejsza sytuacja dotyczy metod wymagających inwestycji w nowe urządzenia jak dogłębne wtryskiwacze gnojowicy oraz dodatki do ściółki.

Obserwowane relacje kosztowe wskazują, że przy przyjętych założeniach stosowanie większości z uwzględnionych metod byłoby ekonomicznie nieuzasadnione, co wynika z wysokich kosztów wdrożenia (przyjęto pesymistyczną wersję cen) oraz relatywnie małej ich skuteczności. Wskazywane często w różnych materiałach zakresy redukcji dotyczą zazwyczaj tylko niektórych strumieni emisji, co sprawia, że realne korzyści są dużo mniejsze niż można by oczekiwać na podstawie sugerowanego zakresu oddziaływania. Przykładowo stosowanie wtryskiwaczy dogłębnych redukuje emisje zachodzące w trakcie aplikacji, ale nie ma wpływu na emisję z fermentacji jelitowej czy przechowywanie odchodów, stąd w przeliczaniu na 1 kg zredukowanych emisji obserwuje się relatywnie wysokie koszty. W tej sytuacji największą efektywność prezentują metody wpływające na te strumienie emisji, których udział w łącznych emisjach jest największy. W omawianym przypadku dotyczy on fermentacji jelitowej, stąd najlepsze efekty (najniższy koszt względem uzyskiwanych efektów) daje „szczepionka na metan” i „przyprawy do pasz”, które ograniczają emisje z dominującego

strumienia emisji. Szczegółowe informacje odnośnie strumieni na które wpływ mają wybrane metody przedstawiono wcześniej, omawiając założenia testowanych scenariuszy.

Tabela 50. Jednostkowe koszty redukcji emisji GHG w analizowanych gospodarstwach na tle opłat emisyjnych

Metoda redukcji	Skala chowu krów				
	zł/kg redukcji CO ₂ eq				
	<20 krów	[20;30)	[30;50)	[50;100)	>100
szczepionka	0,12	0,11	0,11	0,11	0,11
przyprawy	0,74	0,71	0,69	0,72	0,67
dodatki do ściółki	4,66	4,56	4,56	4,56	4,56
doglebowo gnojowica	4,63	3,18	3,68	3,02	3,30
inhibitory	1,93	1,33	1,53	1,26	1,23
przykrywa	2,60	2,57	2,52	2,49	2,46
biofiltry	2,94	2,80	2,65	2,50	2,36
"opłata emisyjna 1"	0,07 zł/kg CO ₂ eq				
"opłata emisyjna 2"	0,43 zł/kg CO ₂ eq				

Źródło: badania własne

W kontekście powyższych wyników należy podkreślić, że rzeczywista opłacalność wdrażania poszczególnych metod będzie determinowana przez ich ceny. W pracy przyjęto poziom wskazywany w literaturze, jednak ze względu na relatywnie niski stopień rozwoju rynku zakres zmienności cenowej może być znaczący. Bardzo mocno może też być zróżnicowana skuteczność oddziaływań poszczególnych metod na poziomie konkretnych gospodarstw – dostępne w literaturze opracowania wskazują na bardzo duży zakres zmienności nawet w warunkach prowadzonych badań eksperymentalnych. Co więcej niektóre metody mogą generować też pozytywne efekty dodatkowe (np. poprawa wydajności mlecznej), jednak wiedza na ten temat jest jeszcze ciągle bardzo ograniczona – stąd uzyskane wyniki i obserwowane relacje kosztowe należy traktować z dużą ostrożnością. Można oczekiwać, że upowszechnianie się poszczególnych rozwiązań (rozwój rynku) będzie w przyszłości poprawy opłacalności poszczególnych metod i weryfikacji stawianych przed poszczególnymi metodami oczekiwań.

Z punktu widzenia rolników, finansowe skutki polityki klimatycznej stanowią niewątpliwie kluczowe zagadnienie. Z punktu widzenia samej polityki klimatycznej zasadniczą kwestią jest jednak pytanie, czy rozważane mechanizmy mogą rzeczywiście przyczynić się do osiągnięcia celów środowiskowych, czyli ograniczenia emisji gazów

cieplarnianych. Dane przedstawione w tabeli 51 wskazują, że sam system opłat emisyjnych, bez towarzyszących działań poprawiających praktyki gospodarskie, nie prowadzi do istotnego obniżenia emisji GHG w gospodarstwach utrzymujących bydło mleczne. W scenariuszu „opłaty” (1 i 2) poziom emisji pozostaje praktycznie niezmieniony w stosunku do wartości bazowej – średnio 98,98% bazowego poziomu emisji. Oznacza to, że samo wprowadzenie obciążeń fiskalnych, przy braku zmian technologicznych czy organizacyjnych, nie przełoży się do rzeczywistego ograniczenia emisji. Jak wskazywano wcześniej wprowadzenie opłat przełoży się jednak na wzrost kosztów, co w założeniach powinno skłaniać rolników do wprowadzania zmian mających na celu zmniejszanie emisji. Jednym z możliwych wariantów są zmiany w strukturze produkcji, których zakres jest jednak mocno ograniczony zasobami gospodarstwa i warunkami w jakich ono funkcjonuje. W wariantcie „opłaty + optymalizacja”, obejmującym drobne usprawnienia organizacyjne (strukturalne) uzyskiwane pozytywne efekty praktycznie nie występują. W większości grup odnotowano nieznaczny wzrost emisji (średnio do 101,2% poziomu bazowego), co wynika z faktu, iż poluzowanie warunków ograniczających w modelu optymalizacyjnym przekłada się na wzrost całkowitej produkcji (wybór działalności o większej intensywności produkcji), co w efekcie ogranicza korzyści klimatyczne. Wskazuje to, że działania o charakterze organizacyjnym, choć korzystne z punktu widzenia efektywności ekonomicznej, nie przekładają się automatycznie na redukcję emisji gazów cieplarnianych. Dopiero scenariusz „opłaty + metody redukcji”, obejmujący inwestycje w technologie ograniczające emisje prowadzi do znaczącego obniżenia emisji. Średnio emisje spadły w tym wariantcie do ok. 86,5% poziomu bazowego, co oznacza redukcję rzędu 13–14%. Różnice w zakresie zmniejszenia emisji należy wiązać z różnicami w strukturze produkcji, co przekładać się może na różnice w oddziaływaniu poszczególnych metod redukcyjnych. Należy też dodać, że wysokość „opłat emisyjnych” w przyjętych założeniach nie wpływa na różnice w zakresie redukcji GHG, gdyż kierunek oddziaływania tych opłat jest jednakowy w obydwu sytuacjach – tj. zawsze wpływa na podnoszenie kosztów względem rozwiązania bazowego (w związku z czym przy przyjętych założeniach nie zmienia się struktura i skala produkcji między wariantem „opłata 1” i „opłata 2”, jednak wyższe koszty mogą silniej zwiększać presję na wdrożenie działań redukcyjnych, o ile relacje cenowe będą zapewniać opłacalność ich stosowania). Podsumowując ten wątek rozważań, można więc stwierdzić, że sam mechanizm opłat emisyjnych nie gwarantuje osiągnięcia efektu redukcji emisji, a jego skuteczność zależeć

będzie od reakcji rolników podejmujących decyzję o zastosowaniu bądź niezastosowaniu metody redukcji emisji GHG.

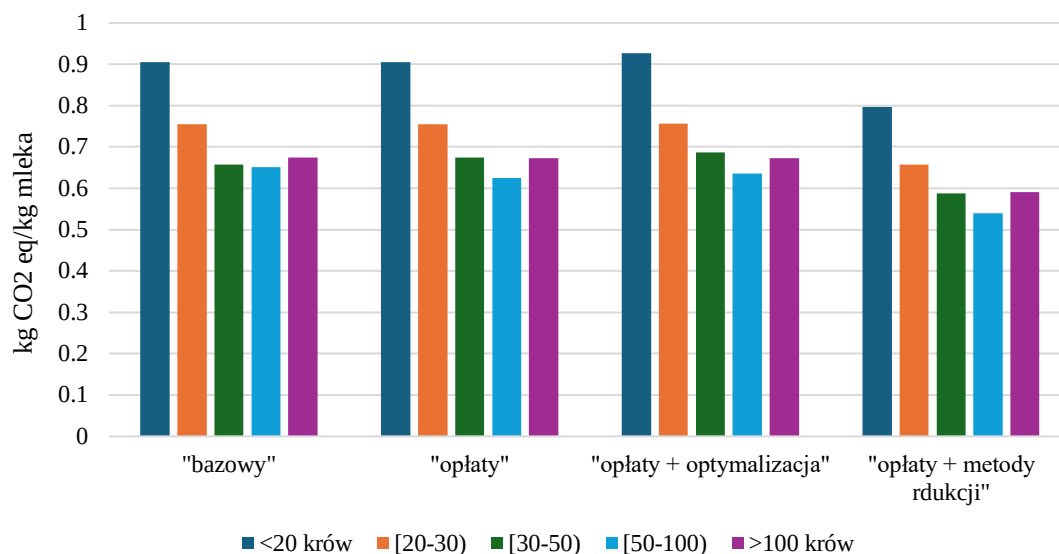
Tabela 51. Zmiany emisji GHG przeciętnie na gospodarstwo rolne w zależności od rozważanego scenariusza

Skala chowu krów	Scenariusz			
	„bazowy”	„opłaty”	„opłaty + optymalizacja”	„opłaty + metody redukcji”
	tony CO ₂ eq/gospodarstwo	bazowy = 100%		
<20 krów	91,6	100,00	100,82	88,07
[20;30)	129,8	100,00	100,10	87,00
[30;50)	268,3	99,62	100,42	86,87
[50;100)	336,6	96,17	97,81	82,96
>100 krów	1130,6	99,46	102,53	87,30
Średnia	391,4	98,98	101,19	86,51

Źródło: badania własne

Zidentyfikowane powyżej obserwacje znajdują potwierdzenie w wynikach analiz emisji jednostkowych (w przeliczeniu na litr mleka) (rysunek 32). Z danych zamieszczonych na wykresie wynika, że sam system opłat emisyjnych (scenariusz „opłaty”) nie wpływa istotnie na poziom jednostkowych emisji, a wartości wskaźnika pozostają praktycznie niezmienione w stosunku do stanu bazowego. Podobnie scenariusz z optymalizacją nie przynosi znaczących efektów środowiskowych – w niektórych grupach emisje nawet nieznacznie wzrosły, co może być efektem zwiększenia produkcji. Dopiero scenariusz „opłaty + metody redukcji”, zakładający wdrożenie technologii ograniczających emisje prowadzi do wyraźnego obniżenia jednostkowych emisji – średnio o ok. 13% względem scenariusza bazowego. Największe gospodarstwa osiągnęły w tym wariantcie emisje rzędu 0,54–0,59 kg CO₂ eq/l, natomiast najmniejsze ok. 0,80 kg CO₂ eq/l (wobec wartości wyjściowych na poziomie 0,91 kg CO₂ eq/l w najmniejszych gospodarstwach i 0,67 kg CO₂ eq/l w największych). Oznacza to, że inwestycje w redukcję emisji są bardziej efektywne w gospodarstwach o dużej skali produkcji (rozkładają się na większy wolumen wytwarzanego mleka). Warto podkreślić, że uzyskane poziomy emisji są niższe niż wartości często raportowane w literaturze międzynarodowej, gdzie przeciętne emisje dla mleka kształtują się zwykle w granicach 1,0–2,0 kg CO₂ eq/l. Różnica ta wynika z faktu, że analizowane gospodarstwa modelowe odzwierciedlają jednostki wyspecjalizowane, o wysokiej wydajności (nawet grupa o najmniejszej skali) i intensywnym charakterze produkcji, co sprawia, że łączne emisje

rozkładają się na znacznie większy wolumen produkcji mleka, co obniża wskaźnik emisji jednostkowej.



Rysunek 32. Efekt wdrożenia „metod redukcyjnych” w analizowanych scenariuszach
Źródło: badania własne

Podsumowując, przedstawione powyżej analizy wskazują, że skala i specjalizacja produkcji sprzyjają redukcji jednostkowych emisji GHG, a realne efekty środowiskowe można osiągnąć dopiero poprzez wdrożenie technologii redukcyjnych, nie zaś przez samą presję regulacyjną.

7.5.2. Limity emisji

Drugim z zasadniczych instrumentów oddziaływania polityki klimatycznej na gospodarstwa rolne mogą stać się limity emisyjne. Mechanizm ich oddziaływania jest odmienny od mechanizmu oddziaływania opłat emisyjnych. O ile opłaty wpływają na stronę kosztową rachunku wyników, o tyle limity oddziałują w pierwszym etapie na stronę przychodową, co oznacza, że najprostszym sposobem zmniejszenia się w limicie emisyjnym jest ograniczenie produkcji (bo to produkcja generuje emisje). Dopiero w drugim kroku, dążąc do utrzymania (lub maksymalizacji wyniku finansowego) rolnik może wdrażać działania, które sprzyjają ograniczeniu emisji, a w konsekwencji generują dodatkowe koszty. Dążąc do oceny potencjalnych skutków zastosowania tego mechanizmu, podobnie jak przy scenariuszu z opłatami emisyjnymi, przeanalizowano takie warianty jak:

- wprowadzenie limitów emisji bez wprowadzania innych zmian – „limit bez dostosowań” (redukcja skali produkcji)
- wprowadzenie limitów emisji z dopuszczeniem optymalizacji struktury produkcji – „limit + optymalizacja”
- wprowadzenie limitów emisji z jednoczesnym wdrożeniem wybranych metod redukcji emisji „limit + metody redukcyjne”.

Można oczekiwać, że w scenariuszu zakładającym wprowadzenie limitu emisji, zmiany mogą mieć dużo większe konsekwencje dla struktury rachunku dochodu rolniczego, niż poprzednio rozważane „opłaty”, ponieważ bezpośrednio wpływają na poziom produkcji. Porównanie wartości przychodów (produkcji) między scenariuszem bazowym a poszczególnymi wariantami scenariusza z limitem emisji przedstawia tabela 52. Analiza wyników przedstawionych w tabeli potwierdza, że wprowadzenie limitów emisji gazów cieplarnianych może negatywnie wpłynąć na gospodarstwa mleczne, ponieważ zmusza rolników do ograniczenia skali produkcji, aby zmniejszyć emisje GHG poniżej dopuszczonego poziomu. Sytuacja gospodarstw w tym scenariuszu jest wyraźnie inna niż przy zastosowaniu mechanizmu bazującego na „opłatach za emisję”. Zastosowanie scenariusza „limit emisji” z założenia redukuje wolumen produkcji, chyba że gospodarstwo zredukuje swoją emisyjność. Scenariusz „limit bez dostosowań”, zakładający prostą redukcję produkcji bez jakichkolwiek zmian organizacyjnych, powoduje przeciętnie spadek wartości produkcji do ok. 67% poziomu bazowego, czyli w przybliżeniu proporcjonalnie do zakładanego limitu emisji. Skala redukcji jest podobna w większości wyodrębnionych grup gospodarstw (63,6–71,1%), a obserwowane (niewielkie) różnice wiązać należy z różnicami w wydajnościach jednostkowych. Wariant „limit + optymalizacja” poprawia wynik tylko marginalnie – średnio do 68,7% bazowego, tj. zaledwie o 1,9 p.p. względem scenariusza zakładającego limit przy braku dostosowań. Efekty optymalizacji pozostają też w niewielkim stopniu zróżnicowane między wyodrębnionymi grupami gospodarstw. Generalnie można zaobserwować, że nieco większe możliwości zniwelowania negatywnych skutków wprowadzenia limitów miałyby gospodarstwa o większej skali produkcji (można przyjąć, że dzięki większym zasobom i wyższej wydajności charakteryzują się one nieco większą odpornością na zewnętrzną presję).

Zdecydowanie lepiej prezentuje się sytuacja pod względem produkcji w scenariuszu „limit + metody redukcji”. Przeciętnie zastosowanie metod redukcyjnych pozwoliłoby utrzymać produkcję na poziomie 89,5% wartości bazowej, czyli prawie o 22,6 punktów

procentowych wyższym niż w przypadku scenariusza bez jakichkolwiek dostosowań. Korzyści w postaci zmniejszenia skali spadku produkcji w wyniku zastosowania metod redukcyjnych (względem wariantu „bez metod”) występują we wszystkich grupach, ale największą wartość osiągają w grupie 20–30 krów (poprawa +28,8 p.p.), w gospodarstwach 50–100 krów (+24,8 p.p.) oraz >100 krów (+22,0 p.p.). Najmniejsze jednostki również „korzystają” na wdrożeniu metod redukcyjnych (w kategoriach zmniejszenia skali produkcji), ale w mniejszym stopniu (82,7%, +11,6 p.p.). Uzyskane wyniki dość jednoznacznie wskazują, że tylko realne obniżenie emisyjności gospodarstw poprzez wdrożenie metod redukcyjnych pozwala utrzymać względnie wysoki poziom produkcji w przypadku wdrożenia scenariusza wprowadzającego limity emisji GHG. Co jednak istotne, nawet wdrożenie tych metod (przy przyjętych założeniach odnośnie ich efektywności i struktury) nie zapewnia utrzymania bazowego poziomu produkcji (pomaga jednak ograniczyć skalę spadku).

Tabela 52. Zmiany poziomu produkcji w analizowanych gospodarstwach w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”

Skala chowu krów	Scenariusz			
	„bazowy” [tys. zł]	„limit bez dostosowań”	„limit + optymalizacja”	„limit + metody redukcji”
	„bazowy” = 100%			
<20 krów	302,4	69,0	69,1	82,7
[20;30)	490,6	63,6	64,1	92,4
[30;50)	1085,2	66,0	66,6	88,3
[50;100)	1402,2	64,1	65,1	88,9
>100 krów	4682,4	68,1	70,6	90,1
średnia	1592,6	66,9	68,7	89,5

Źródło: badania własne

Zmiany produkcji w scenariuszu „limit emisji” przekładają się również na zmiany w poziomie kosztów funkcjonowania badanych gospodarstw (tabela 53). W scenariuszu „limit bez dostosowań”, gdzie redukcja emisji odbywa się wyłącznie poprzez zmniejszenie skali produkcji, przeciętny poziom kosztów spada do 68,4% wartości bazowej. Oznacza to, że gospodarstwa ograniczają działalność, aby zmieścić się w narzuconym limicie emisji GHG, a wraz z redukcją wolumenu produkcji maleją również koszty całkowite. Spadek kosztów jest jednak efektem mniejszej skali działalności, a nie poprawy efektywności kosztowej. Biorąc pod uwagę, że część kosztów

ma charakter stały, łączne zmniejszenie kosztów jest przeciętnie mniejsze niż spadek produkcji.

Scenariusz „limit + optymalizacja”, zakładający „poluzowanie” warunków ograniczających względem wariantu bazowego tylko w niewielkim stopniu zmienia poziom kosztów względem poprzedniego wariantu — średni poziom kosztów wynosi 69,8% bazowego. W niektórych grupach (np. >100 krów) optymalizacja nawet lekko podnosi koszty, co wynika z faktu niewielkiego zwiększenia produkcji w wyniku optymalizacji, która może nieco łagodzić skutki wprowadzenia „limitu emisji”.

Zupełnie inny obraz pojawia się w wariantcie „limit + metody redukcji”, obejmującym wdrożenie technologii ograniczających emisyjność. W tym scenariuszu całkowite koszty wzrastają średnio do 107,1% poziomu bazowego. Wzrost ten jest efektem ponoszenia kosztów związanych z wprowadzeniem technologii zmniejszających poziom emisji. Choć technologie te pozwalają utrzymać wyższą produkcję przy określonym limicie emisji GHG, to jednak zwiększają także całkowite koszty działalności. Największy wzrost kosztów (nawet o 10–11% względem poziomu bazowego) obserwuje się w małych i średnich jednostkach (20–50 krów), gdzie efekt skali jest ograniczony, jednak co istotne wdrożenie rozwiązań redukcyjnych skutkowałoby wzrostem kosztów ponad poziom bazowy we wszystkich grupach gospodarstw.

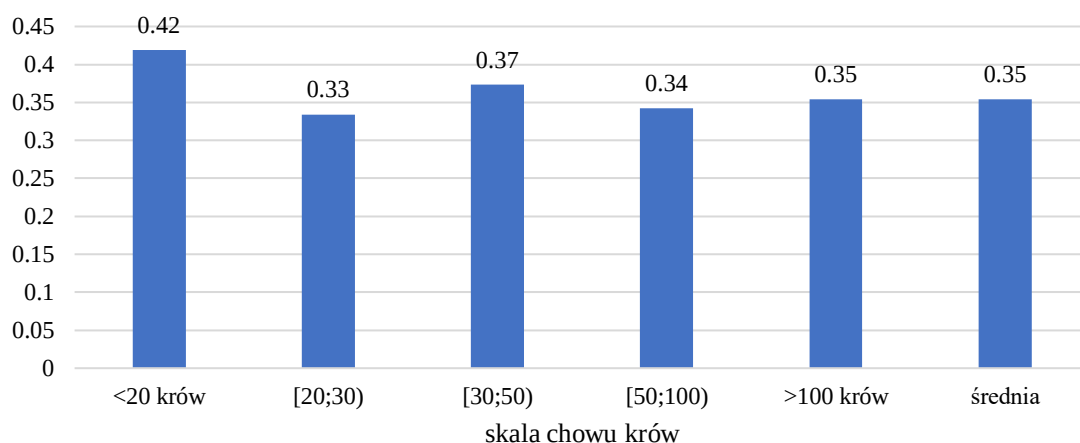
Tabela 53. Zmiany w poziomie kosztów w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”

Skala chowu krów	Scenariusz			
	„bazowy” [tys. zł]	„limit bez dostosowań”	„limit + optymalizacja”	„limit + metody redukcji”
	„bazowy” = 100%			
<20 krów	183,5	76,2	70,1	101,4
[20;30)	307,6	66,7	64,5	111,2
[30;50)	520,4	71,8	70,6	107,4
[50;100)	628,3	67,0	68,2	106,8
>100 krów	2301,3	67,7	70,7	107,0
średnia	788,2	68,4	69,8	107,1

Źródło: badania własne

W uzupełnieniu do powyższej analizy przeprowadzono pogłębioną analizę kosztów wdrożenia metod redukcyjnych w przeliczeniu na 1 zł „odzyskanej produkcji”, czyli tej części wartości produkcji, którą gospodarstwo odzyskuje dzięki zastosowaniu

technologii ograniczających emisyjność (w porównaniu z wariantem prostego ograniczenia produkcji tj. „limit bez dostosowań”). Wskaźnik ten pozwala ocenić ekonomiczną efektywność wdrażania technologii redukcyjnych – im niższa wartość wskaźnika, tym bardziej opłacalne jest inwestowanie w metody redukcji emisji, gdyż każdy 1 zł „odzyskanej” produkcji wymaga mniejszych nakładów. Z danych przedstawionych na rysunku 33 wynika, że średni koszt metod redukcyjnych w przeliczeniu na 1 zł odzyskanej produkcji wynosi około 0,35 zł, przy czym występują pewne wyraźne różnice między grupami gospodarstw. Najwyższe koszty ponoszą najmniejsze jednostki (poniżej 20 krów) – 0,42 zł na każdą 1 zł odzyskanej produkcji, co oznacza, że niemal połowa wartości dodatkowo uzyskanej produkcji jest równoważona kosztami zastosowanych technologii. Wynika to ze słabszych parametrów wydajnościowych oraz mniejszej skali działalności, która utrudnia rozłożenie kosztów inwestycyjnych na większy wolumen produkcji. W grupach średnich i dużych (20–100 krów) omawiany wskaźnik osiąga nieco niższe poziomy, kształtując się w przedziale 0,33–0,37 zł, co wskazuje na nieco większą efektywność kosztową metod redukcyjnych w tych jednostkach. Średni poziom wskaźnika (ok. 0,35 zł/zł) oznacza, że każdy 1 zł produkcji „odzyskanej” dzięki metodom redukcji wymaga średnio 35 groszy dodatkowych nakładów na zastosowanie metod redukcyjnych. Choć może się to wydawać relatywnie wysokim kosztem, należy podkreślić, że jest to cena umożliwiająca utrzymanie produkcji na dość wysokim poziomie względem rozwiązania bazowego, a jednocześnie pozwalająca spełnić potencjalne wymogi wynikające z polityki klimatycznej. Z perspektywy długofalowej – zwłaszcza w kontekście polityki klimatycznej UE – inwestycje te mogą być uzasadnione, gdyż pozwalają gospodarstwom uniknąć konieczności trwałego ograniczenia produkcji oraz utraty części dochodów.



Rysunek 33. Efektywność metod redukcji mierzona kosztem zwiększenia produkcji o 1 zł (wartość kosztów wdrożenia metod redukcyjnych / zwiększenie produkcji między scenariuszem „limit bez dostosowań” a „limit +metody redukcyjne”)

Źródło: badania własne

Efekty wdrożenia rozpatrywanych rozwiązań z punktu widzenia dochodu analizowanych gospodarstw przedstawiono w tabeli 54. Wdrożenie limitów emisji dość radykalnie pogorszyłoby wyniki dochodowe analizowanych gospodarstw. Zgodnie z przypuszczeniami przeciętny spadek dochodu w tym przypadku byłby znacząco większy niż w scenariuszach zakładających wprowadzenie opłat emisyjnych. W wariantcie „limit bez dostosowań” dochód spada średnio do 65,4% poziomu bazowego. Oznacza to, że przeciętnie rolnicy traciliby ok. 1/3 dotychczasowego dochodu, gdyby jedynym sposobem dostosowania do limitu było proste ograniczenie produkcji. Największe spadki występują w najmniejszych gospodarstwach (poniżej 30 krów), gdzie dochody obniżają się do ok. 58% poziomu wyjściowego, co wynika zapewne z mniejszej elastyczności strukturalnej takich jednostek i niższej wydajności. W większych gospodarstwach (50–100 i >100 krów) spadek jest mniejszy – dochód kształtuje się na poziomie ok. 67–68% – co może odzwierciedlać nieco większą odporność ekonomiczną i możliwość bardziej proporcjonalnego ograniczania kosztów. Ogólnie jednak ten scenariusz pokazuje, że proste ograniczenie skali produkcji jako forma dostosowania do wymogów polityki klimatycznej wiązałoby się z istotnym pogorszeniem sytuacji finansowej gospodarstw.

Scenariusz „limit + optymalizacja”, w którym rolnicy podejmują działania usprawniające (np. poprawę efektywności paszowej, lepsze wykorzystanie areału czy zmianę struktury stada), mógłby przynieść jedynie umiarkowaną poprawę – średni dochód wzrasta do 69,0% poziomu bazowego. W najmniejszych jednostkach poprawa ta

oznaczałyby wzrost z 57,8% w wariancie „bez dostosowań” do 67,6% w wariancie z optymalizacją, co świadczy o pewnej skuteczności zmian w strukturze produkcji w ograniczaniu negatywnych skutków limitów emisyjnych. W większych gospodarstwach względne efekty jednostkowe są nieco mniejsze (np. wzrost z 68,5% do 70,6% w grupie >100 krów). W całej badanej próbie wariant optymalizacji można uznać za działanie łagodzące, ale niewystarczające, by przywrócić dochody do poziomu sprzed ewentualnego wprowadzenia limitu.

Najlepsze wyniki finansowe osiągnięto by w wariancie „limit + metody redukcji”, który zakłada wdrożenie technologii ograniczających emisyjność produkcji. Dzięki obniżeniu emisyjności, gospodarstwa mogłyby utrzymać wyższą produkcję przy tym samym limicie emisji, co przekłada się na wyższe dochody niż w wariancie „bez dostosowań”. W tym scenariuszu średni dochód wynosi 72,3% wartości bazowej, czyli o ponad 6 p.p. więcej niż w wariancie „bez dostosowań”. Największą poprawę obserwuje się w gospodarstwach średnich i dużych (30–100 krów), gdzie dochód sięga 70–74% poziomu bazowego. W najmniejszych jednostkach efekt jest słabszy (dochód spada do 53,9%, co oznacza, że koszty metod redukcji przekraczają korzyści uzyskane z utrzymania wyższej produkcji).

Tabela 54. Zmiany poziomu dochodu w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”

Skala chowu krów	Scenariusz			
	„bazowy” [tys. zł]	„limit bez dostosowań”	„limit + optymalizacja”	„limit + metody redukcji”
	„bazowy” = 100%			
<20 krów	118,9	57,8	67,6	53,9
[20;30)	183,0	58,3	63,5	60,9
[30;50)	564,7	60,8	63,0	70,8
[50;100)	773,9	61,8	62,7	74,4
>100 krów	2381,1	68,5	70,6	73,8
średnia	804,3	65,4	67,6	72,3

Źródło: badania własne

Przeprowadzone analizy wyników finansowych wskazują, że wdrożenie limitów produkcyjnych prowadzić będzie do pogorszenia sytuacji dochodowej gospodarstw (przy przyjętych założeniach), we wszystkich z rozważanych wariantów. Z punktu widzenia celów klimatycznych kluczowym jest jednak też pytanie o wpływ tych metod na poziom emisji GHG. Redukcja emisji w analizowanym scenariuszu została wymuszona przez czynnik zewnętrzny, jednak był to poziom minimalny, a wprowadzane zmiany

organizacyjne mogą ten efekt zwiększać (tabela 55). Analiza zmian poziomu emisji GHG wskazuje, że skutki wprowadzenia tego mechanizmu są zróżnicowane w zależności od wariantu działań oraz skali produkcji gospodarstw. Z przeprowadzonych symulacji wynika wyraźne obniżenie całkowitych emisji we wszystkich wariantach (zgodnie z założeniami), ale przy odmiennych mechanizmach ich osiągnięcia i zróżnicowanych konsekwencjach ekonomicznych (o czym było powyżej). W wariantcie „limit bez dostosowań” emisje spadają przeciętnie do 67,7% poziomu bazowego. Oznacza to, że gospodarstwa zredukowałyby emisje o ponad 30% głównie poprzez ograniczenie produkcji, a nie dzięki poprawie efektywności środowiskowej. Ten sposób redukcji emisji jest więc prosty, ale mało racjonalny z punktu widzenia ekonomiki gospodarstw – spadek emisji wynika tu bezpośrednio z mniejszej skali działalności, co pociąga za sobą głębokie spadki wartości produkcji i dochodów. Oznacza to, że w tym wariantcie pozytywny efekt środowiskowy uzyskiwany jest kosztem dużych konsekwencji finansowych. Scenariusz „limit + optymalizacja” zakładający poluzowanie warunków ograniczających w modelu optymalizacyjnym nie przynosi istotnie większego efektu środowiskowego (zmniejszenia emisji). Średni poziom emisji pozostaje niemal identyczny jak w wariantcie bez dostosowań (67,6% poziomu bazowego). Oznacza to, że niewielkie zmiany w strukturze nie wpływają w zasadniczy sposób na organicznie łącznych emisji, chociaż mogą w pewnym stopniu poprawić wyniki finansowe (dzięki pewnemu zwiększeniu poziomu produkcji). Niewiele od omówionych powyżej różni się pod względem omawianego parametru wariant „limit + metody redukcji”, który przynosi efekt środowiskowy w postaci redukcji łącznych emisji GHG do 66,1% wartości bazowej, czyli o ok. 1,5 punktu procentowego więcej niż w pozostałych wariantach. Prezentowane wcześniej dane o kosztach wskazują, że osiągnięcie tego efektu wymagało znacznego wzrostu nakładów, co czyni tę ścieżkę potencjalnie trudniejszą do wdrożenia bez wsparcia zewnętrznego. Zestawiając zmiany emisji z wynikami dotyczącymi produkcji i dochodów, można zauważyć, że w wariantcie „bez dostosowań” spadek emisji jest niemal proporcjonalny do spadku produkcji, natomiast w scenariuszu z metodami redukcyjnymi emisje spadają znacznie bardziej niż produkcja – co wskazuje na realną poprawę efektywności emisyjnej (mniej emisji na jednostkę produktu). Oznacza to, że technologie redukcyjne pozwalają osiągnąć lepsze wyniki środowiskowe bez konieczności drastycznego ograniczania skali działalności.

Tabela 55. Zmiany poziomu emisji GHG (CO₂ eq) w angliczowanych w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”

Skala chowu krów	Scenariusz			
	„bazowy”	„limit bez dostosowań”	„limit + optymalizacja”	„limit + metody redukcji”
	[kg CO ₂ eq]	„bazowy” = 100%		
<20 krów	91487,0	70,0	69,6	64,2
[20;30)	129828,2	69,1	69,2	69,5
[30;50)	268304,3	68,5	68,6	67,6
[50;100)	336598,4	69,5	69,6	63,8
>100 krów	1130569,9	66,6	66,4	66,1
średnia	391357,6	67,7	67,6	66,1

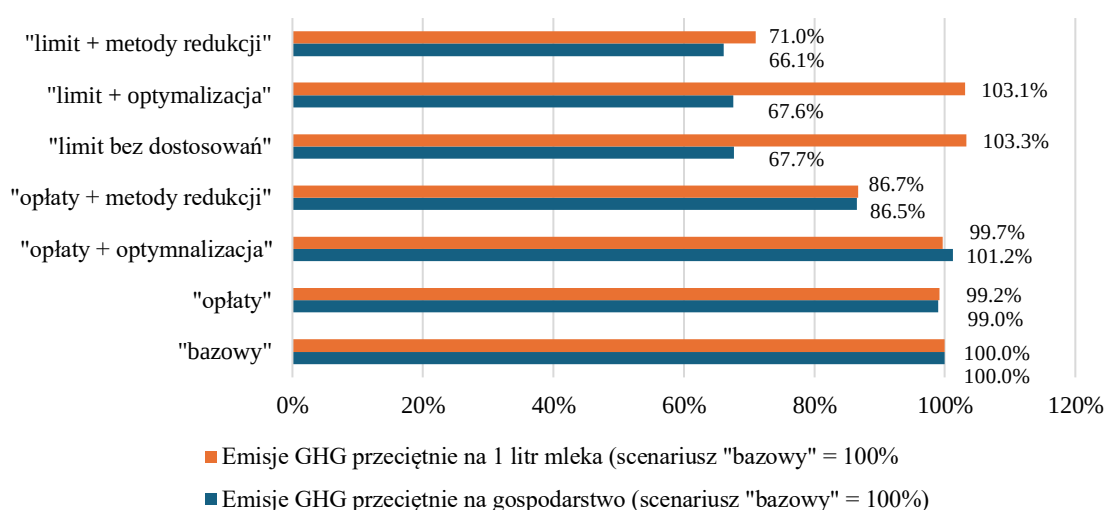
Źródło: badania własne

7.5.3. Synteza rozwiązań modelowych – instrumenty polityki klimatycznej a efektywność gospodarstw

Na skuteczność i zasadność rozważanych instrumentów polityki klimatycznej, których oddziaływaniem mogą zostać objęte gospodarstwa rolne można patrzeć z dwóch perspektyw. Pierwsza z nich to wpływ na zmniejszenie łącznych emisji w skali gospodarstw, druga to efektywność możliwych rozwiązań. Jak wskazuje literatura przedmiotu (KOBiZE 2021a) rolnictwo jest tym sektorem, w przypadku którego redukcja emisji GHG będzie szczególnie trudna do osiągnięcia, gdyż realizując funkcje związane z zapewnieniem dostaw żywności (bezpieczeństwo żywnościowe) nie da się w prosty sposób wyeliminować emisji GHG poprzez zastąpienie technologii emisyjnych bezemisyjnymi. W ujęciu kalkulacyjnym najprostszym sposobem redukcji emisji jest ograniczanie produkcji, co jednak, jak już podkreślano w przeglądzie literatury nie jest możliwe na dużą skalę ze względów społecznych (dostawy żywności). Przeprowadzone analizy wskazują, że zakres oddziaływania poszczególnych metod miałby różny charakter. Zarówno w ujęciu całościowym (przeciętnie na gospodarstwo) jak w przeliczeniu na 1 litr mleka największy spadek emisji GHG nastąpiłby w przypadku wdrożenia limitów emisji GHG i jednoczesnego wdrożenia wybranych metod redukcyjnych (odpowiednio emisje GHG stanowiłyby 66,1 oraz 71% scenariusza bazowego) (rysunek 33). Wdrożenie limitów produkcyjnych najsilniej obniżałoby emisje także w przypadku braku wdrażania jakichkolwiek dostosowań jak i przy zastosowaniu optymalizacji (w obydwu sytuacjach byłoby to około 68% poziomu bazowego), jednak w ujęciu jednostkowym (w przeliczeniu na 1 litr mleka) prowadziłyby nawet do niewielkiego wzrostu emisyjności. Byłoby to, skutkiem tego, że zmniejszanie emisji GHG w przybliżeniu proporcjonalnie zmniejszałoby poziom produkcji, w związku

z czym relacja tych dwóch elementów pozostawałaby na zbliżonym poziomie (wobec dążenia do maksymalizacji wyników rosłaby jednak też presja na zwiększanie produkcji, czego efektem byłby niewielki wzrost emisji jednostkowych względem scenariusza bazowego – przeciętnie około 3%).

Drugim pod względem efektywności redukcji emisji okazał się scenariusz opłat połączonych z wdrażaniem metod redukcyjnych, chociaż w tym przypadku przeciętny zakres redukcji GHG był wyraźnie mniejszy niż w przypadku scenariusza „limit + metody redukcyjne” (przeciętnie zarówno w ujęciu jednostkowym jak i bezwzględny emisje w tym scenariuszu stanowiły nieco ponad 86% emisji bazowych). Wprowadzanie samych opłat (przy przyjętych założeniach) nie ma większego wpływu na poziom emisji GHG, utrzymują się one na poziomie zbliżonym do bazowego, a dopiero zastosowanie metod redukcji (do czego z założenia mają skłaniać te opłaty), może przynieść efekt w postaci ograniczenia emisji (rolnicy mogą także w reakcji na wprowadzenie opłat zmniejszyć produkcję podobnie jak w scenariuszu „limity emisji”, jednak przy przyjętych założeniach nie było to uzasadnione ekonomicznie). Alternatywnie bardziej radykalna zmiana relacji cenowych (brak opłacalności produkcji) prowadziłaby do spadku produkcji, któremu towarzyszyłby spadek emisji GHG (tego wariantu w rozwiązaniach modelowych jednak nie testowano). Z uzyskanych rozwiązań wynika, że wprowadzenie limitów emisji byłoby rozwiązaniem dającym większe efekty z punktu widzenia celów polityki klimatycznej (redukcji emisji). Dążenie do utrzymania produkcji wiązałoby się jednak się ze wzrostem kosztów.



Rysunek 34. Zmiany poziomu emisji GHG (CO₂ eq) (globalnie na gospodarstwo i na 1 litr mleka) w badanej grupie gospodarstw modelowych w wyniku realizacji rozważanych scenariuszy

Źródło: badania własne

Odwroćenie omawianych wyżej relacji umożliwia ocenę badanych zjawisk z perspektywy ekoefektywności rozumianej jako efekty w relacji do ponoszonych nakładów. W kontekście analizowanego zagadnienia kategorie nakładów tworzą emisje GHG (miara zużycia zasobów środowiska – inaczej traktowana bywa jako ujemny efekt). Jako miarę efektów można potraktować wartość produkcji ogółem lub produkcję mleka (ze względu na wysoki stopień specjalizacji te dwie miary są ze sobą mocno skorelowane). Wobec powyższego dokonując syntezy uzyskanych rozwiązań modelowych oszacowano ekoefektywność rozumianą w kategoriach relacji wartości produkcji gospodarstw w przeliczeniu na jednostkę emisji GHG (kg CO₂ eq). Porównanie uzyskanych wskaźników przedstawiono w tabeli 56. Uzyskany wskaźnik pokazuje, ile złotych wartości produkcji przypada na 1 kg emisji CO₂ eq i jest jednym z kluczowych mierników łączących efektywność ekonomiczną z oddziaływaniem środowiskowym prowadzonej produkcji. Wyższe wartości wskaźnika oznaczają większą efektywność – czyli większą wartość produkcji generowaną przy mniejszym obciążeniu środowiska. W scenariuszu bazowym przeciętny poziom ekoefektywności w badanych gospodarstwach wynosił 4,07 zł/kg CO₂ eq, przy wyraźnej zależności od skali chowu – od 3,30 zł/kg CO₂ eq w najmniejszych jednostkach (<20 krów) do 4,17 zł/kg CO₂ eq w gospodarstwach średnich (50–100 krów) i podobnej wartości w gospodarstwach utrzymujących > 100 krów. Oznacza to, że większe gospodarstwa, dzięki wyższej wydajności i lepszemu wykorzystaniu zasobów, uzyskują znacznie więcej produkcji przy tym samym poziomie emisji (czyli wyjściowo są bardziej ekoefektywne).

Scenariusz „opłaty” nie wpływa istotnie na poziom ekoefektywności – średni poziom wskaźnika (4,10 zł/kg CO₂ eq) pozostaje praktycznie niezmienny względem bazowego. Oznacza to, że sam mechanizm opłat, bez zmian technologicznych czy organizacyjnych, nie prowadzi do poprawy omawianego wskaźnika; rolnicy ponoszą jedynie dodatkowe obciążenia fiskalne przy niezmienionej strukturze produkcji i emisji (można oczekiwać, że wobec tej presji podejmowałiby działania zmierzające do zmiany tej sytuacji i ograniczenia obciążeń). Wariant „opłaty + optymalizacja” przynosi jedynie nieznaczną poprawę średniej ekoefektywności (do 4,16 zł/kg CO₂ eq). Działania związane z ewentualnymi zmianami w strukturze nie zmieniają znacząco relacji między wartością produkcji a emisjami (dążąc do maksymalizacji wyniku rolnicy mogliby zwiększać w dopuszczalnym zakresie produkcję poprzez zmiany w jej strukturze, co jednak generowałoby też dodatkowe emisje GHG). Oznacza to, że choć optymalizacja

pomagałaby utrzymać wskaźniki ekonomiczne gospodarstwa, jej pozytywny efekt środowiskowy byłby niewielki (niewielki wpływ na ekoefektywność).

Zdecydowanie lepsze wyniki osiągnięto by w scenariuszu „opłaty + metody redukcji”, który zakłada wdrożenie technologii obniżających emisyjność jednostkową. Średnia ekoefektywność wzrasta tu do 4,69 zł/kg CO₂eq, a w największych gospodarstwach przekracza 4,7–5,0 zł/kg CO₂ eq. Oznacza to wzrost ekoefektywności o ok. 15% względem stanu bazowego, co jest efektem zarówno redukcji emisji, jak i utrzymania poziomu produkcji dzięki wdrażanym rozwiązaniom technologicznym.

Jeszcze wyraźniejsze różnice obserwuje się w wariantach opartych na limicie emisji. W scenariuszu „limit bez dostosowań” ekoefektywność spada do 4,02 zł/kg CO₂eq, co potwierdza, że proste ograniczenie produkcji w celu spełnienia limitu prowadzi do obniżenia ekoefektywności. W gospodarstwach średnich i dużych wskaźnik spada do 3,8–4,2 zł/kg CO₂ eq, co oznacza, że redukcja emisji osiągnięta jest kosztem zmniejszenia produkcji, a nie poprawy efektywności. Dopuszczenie działań usprawniających w scenariuszu „limit + optymalizacja” przyniosłoby umiarkowaną poprawę względem wariantu „bez dostosowań” – średnia ekoefektywność rośnie do 4,13 zł/kg CO₂ eq, ale wciąż pozostaje poniżej poziomu bazowego. Oznacza to, że zmiany w strukturze produkcji (w granicach przyjętych założeń) nie są w stanie zrównoważyć strat produkcyjnych spowodowanych sztywnym ograniczeniem emisji GHG z gospodarstw. Najlepsze wyniki uzyskano w scenariuszu „limit + metody redukcji”, gdzie średnia ekoefektywność wzrasta do 5,51 zł/kg CO₂ eq, czyli aż o 35% w stosunku do stanu bazowego. W gospodarstwach o większej skali (50–100 i >100 krów) wskaźnik przekracza 5,6–5,8 zł/kg CO₂ eq, co potwierdza, że metody redukcji nie tylko ograniczają emisje, lecz także pozwalają utrzymać względnie wysoką produkcję przy mniejszym oddziaływaniu na środowisko. Oznacza to realną poprawę ekoefektywności, gdyż gospodarstwa osiągają lepsze efekty środowiskowe (mniejszy wpływ środowiskowy) przy jednocześnie relatywnie niższym spadku produkcji.

Tabela 56. Ekoefektywność analizowanych gospodarstw w rozważanych scenariuszach polityki klimatycznej (wartość produkcji na 1 kg emisji CO₂ eq)

Skala chowu krów	Scenariusz						
	„bazowy”	„opłaty”	„opłaty + optymalizacja”	„opłaty + metody redukcji”	„limit bez dostosowań”	„limit + optymalizacja”	„limit + metody redukcji”
<20 krów	3,30	3,30	3,22	3,75	3,25	3,28	4,26
[20;30)	3,78	3,78	3,75	4,34	3,48	3,50	5,02

Skala chowu krów	Scenariusz						
	„bazowy”	„opłaty”	„opłaty + optymalizacja”	„opłaty + metody redukcji”	„limit bez dostosowań”	„limit + optymalizacja”	„limit + metody redukcji”
[30;50)	4,04	4,05	3,98	4,65	3,90	3,93	5,29
[50;100)	4,17	4,17	4,29	5,00	3,84	3,90	5,81
>100 krów	4,14	4,15	4,28	4,73	4,23	4,40	5,64
średnia	4,07	4,10	4,16	4,69	4,02	4,13	5,51

Źródło: badania własne

Przeprowadzone porównanie wskaźników ekoefektywności rozumianej w kategoriach relacji produkcji do emisji GHG potwierdza wcześniejsze obserwacje, że sama presja regulacyjna (opłaty lub limity) nie poprawia ekoefektywności, a może ją nawet pogarszać, jeśli prowadzi do ograniczenia produkcji. Natomiast technologiczne metody redukcji emisji wyraźnie zwiększają ekoefektywność, szczególnie w gospodarstwach średnich i dużych. Sugeruje to, że rzeczywiste korzyści klimatyczne w rolnictwie (przy utrzymaniu funkcji produkcyjnej) można osiągnąć nie poprzez ograniczanie działalności, lecz poprzez inwestycje w technologie i praktyki obniżające emisyjność jednostkową.

Z punktu widzenia wyników finansowych gospodarstw jako alternatywną miarę ekoefektywności można zaproponować wskaźnik oparty na relacji dochodu rolniczego do produkcji. Ilustruje on jaka wartość ekonomiczna (dochód) jest uzyskiwana z jednostki emisji. W odróżnieniu od wskaźnika opartego na wartości produkcji, ten wariant w większym stopniu odzwierciedla realną opłacalność i efektywność środowiskowo-ekonomiczną, ponieważ uwzględnia koszty ponoszone przez gospodarstwo. Wysoka wartość wskaźnika „ekoefektywności dochodowej” oznacza, że gospodarstwo jest w stanie generować większy dochód przy relatywnie niższej emisji gazów cieplarnianych, co stanowi korzystną sytuację zarówno ekonomicznie, jak i ekologicznie. Przeciętną wartość uzyskanych w ten sposób (relację dochodu rolniczego do emisji gazów cieplarnianych (GHG), wyrażoną w złotych na kilogram CO₂ eq wskaźników ekoefektywności przedstawiono w tabeli 57. W scenariuszu bazowym przeciętna relacja dochodu do emisji wynosiła 2,06 zł/kg CO₂ eq, a jej wartość zwiększała się wraz ze skalą chowu – od 1,30 zł w najmniejszych gospodarstwach (<20 krów) do ponad 2,3 zł w jednostkach o stadzie 50–100 krów. Ten układ pokazuje typową zależność – gospodarstwa większe są bardziej ekoefektywne (dzięki lepszej organizacji produkcji i korzyściom skali).

Wprowadzenie opłat emisyjnych na poziomie „opłata 1” bez dodatkowych dostosowań spowodowałoby niewielki spadek efektywności dochodowej (średnio omawiana relacja wynosiłaby 2,02 zł/kg CO₂ eq). W przypadku wyższego poziomu opłaty spadek tej efektywności byłby bardziej widoczny (wskaźnik kształtowałby się na poziomie 1,74 zł/kg CO₂ eq). Efekt ten jest szczególnie widoczny w najmniejszych gospodarstwach, gdzie wskaźnik obniża się z 1,30 do 0,94 zł/kg CO₂ eq. Oznacza to, że rosnące obciążenia fiskalne pogarszają relację dochodu do emisji, a więc obniżają łączną efektywność dochodową.

Uwzględnienie działań usprawniających w ramach scenariusza „opłata 1 + optymalizacja”, prowadzi do częściowego odwrócenia efektu wprowadzenia opłaty. Wskaźnik efektywności „dochodowej” wzrasta w porównaniu z wariantem „bez dostosowań”, osiągając średnio 2,08 zł/kg CO₂ eq dla wariantu „opłata 1” i 1,81 zł/kg CO₂ eq dla „opłaty 2”. Oznacza to, że ewentualne zmiany w strukturze mogą częściowo zneutralizować negatywny wpływ kosztów opłat emisyjnych. Niemniej jednak efekt ten jest raczej umiarkowany – przy wyższych stawkach opłat (opłata 2) gospodarstwa nie są w stanie utrzymać wcześniejszego poziomu wskaźnika.

Znacznie korzystniejsze rezultaty można obserwować w scenariuszu „opłaty + metody redukcji emisji”, w którym zastosowano technologie ograniczające emisyjność. W tym przypadku średnia efektywność „dochodowa” wzrasta do 2,26 zł/kg CO₂ eq przy „opłacie 1” i 2,00 zł/kg CO₂ eq przy „opłacie 2”. Oznacza to, że wdrożenie technologii redukcyjnych przy wariantcie „opłaty 1” może poprawiać „efektywność dochodową” (efekt spadku emisji większy niż efekt wzrostu kosztów).

W scenariuszach z limitem emisji obserwowany mechanizm jest nieco inny. Limit bez dostosowań daje średnio wartość wskaźnika efektywności „dochodowej” na poziomie 1,98 – poprawa wskaźnika nie następuje, ponieważ ograniczenie emisji osiąga się głównie przez obniżenie produkcji i spadek dochodu. „Limit + optymalizacja” podnosi wskaźnik do 2,05; co oznacza, że pewne zmiany w strukturze produkcji umożliwiają odzyskanie części wyniku bez dużych nakładów. Najlepszy rezultat w tym scenariuszu daje wariant „limit + metody redukcji”. Średnia wartość wskaźnika „efektywności dochodowej” to 2,25, co przekłada się na powstanie efektu zbliżonego do scenariusza „opłata 1 + redukcja”. Emisje w tym przypadku są obniżane przez spadek jednostkowej emisyjności prowadzonej działalności, co umożliwia utrzymanie większej produkcji w ramach limitu. W rezultacie pomimo wzrostu kosztów związanych

z metodami redukcji, ekoefektywność ulega poprawie nawet względem scenariusza bazowego.

Tabela 57. „Ekoefektywność dochodowa” analizowanych gospodarstw w rozważanych scenariuszach

Scenariusz	Skala chowu krów					
	<20 krów	[20-30)	[30-50)	[50-100)	>100 krów	Średnia
„bazowy”	1,30	1,14	2,10	2,30	2,11	2,06
„opłata 1 bez dostosowań”	1,22	1,34	2,06	2,32	2,07	2,02
„opłata 2 bez dostosowań”	0,94	1,03	1,87	1,99	1,78	1,74
„opłata 1+ optymalizacja	1,27	1,47	2,07	2,39	2,13	2,08
„opłata 2+ optymalizacja”	0,99	1,16	1,89	2,06	1,85	1,81
„opłata 1 + metody redukcji”	1,34	1,49	2,31	2,64	2,30	2,26
„opłaty 2 + metody redukcji”	1,07	1,20	2,16	2,32	2,04	2,00
„limit bez dostosowań”	1,07	1,19	1,87	2,04	2,17	1,98
„limit + optymalizacja”	1,26	1,29	1,93	2,07	2,24	2,05
„limit + metody redukcji”	1,09	1,23	2,20	2,68	2,35	2,25

Źródło: badania własne

Podsumowując można stwierdzić, że wyższe opłaty bez wdrożenia działań adaptacyjnych pogarszają ekoefektywność a optymalizacja pomaga ten efekt zneutralizować jedynie w niewielkim stopniu. Zastosowanie metod redukcji GHG wydaje się kluczowe, by poprawić (utrzymać) wskaźniki ekoefektywności. Warto też zauważyć, że efekty są wyraźnie zależne od skali chowu – najwyższe wartości wskaźnika ekoefektywności osiągają zazwyczaj gospodarstwa duże, a najmniejsze wartości wskaźnika ekoefektywności obserwuje się w gospodarstwach o najmniejszej skali chowu.

Posumowanie i wnioski

Obserwowane zmiany klimatyczne i postępująca degradacja środowiska naturalnego skłaniają decydentów politycznych do poszukiwania rozwiązań, które pozwoliłyby na zmniejszenie obciążeń środowiskowych przy jednoczesnym kontynuowaniu rozwoju gospodarczego. W skali globalnej liderem tego procesu jest Unia Europejska, która przyjęła szereg rozwiązań legislacyjnych mających na celu realizację postulatu neutralności klimatycznej. Składają się one m. in. na strategię określaną mianem Europejskiego Zielonego Ładu, która wskazuje na konieczność szeregu działań w różnych sektorach gospodarki. Jednym z najbardziej kontrowersyjnych obszarów w tym kontekście jest rolnictwo, w przypadku którego proste ograniczenie emisji GHG

poprzez redukcję produkcji jest praktycznie niemożliwe, ze względu na cele związane z zapewnieniem bezpieczeństwa żywnościowego. Nie zmienia to jednak faktu, że gospodarstwa rolne będą znajdowały się pod coraz większą presją związaną z realizacją założeń polityki klimatycznej. Będzie to wymuszało na rolnikach dostosowania do zmieniających się warunków gospodarowania, jednak skala koniecznych zmian pozostaje nadal nieznana. Nie ulega jednak wątpliwości, że największe oczekiwania stawiane będą wobec tych typów produkcyjnych, których wkład w rolnicze emisje GHG jest największy, a więc gospodarstw zajmujących się chowem bydła, w tym też bydła mlecznego. Dotychczas potencjale skutki realizacji różnych założeń polityki klimatycznej dla rolnictwa rozpatrywano głównie w kategoriach makroekonomicznych (sektora). Jednak realizacja oczekiwanych działań zależeć będzie od decyzji podejmowanych przez rolników na poziomie poszczególnych gospodarstw rolnych. Te decyzje przełożą się też na zagregowany poziom produkcji rolnej, stąd w niniejszej pracy podjęto m. in próbę określenia skłonności polskich rolników zajmujących się produkcją mleka do stosowania w gospodarstwach metod służących redukcji emisji GHG (uwzględniając kontekst ich świadomości środowiskowej). Przeprowadzono także ocenę potencjalnego wpływu takich instrumentów polityki klimatycznej jak „opłaty za emisje” oraz „limity emisji” na wyniki produkcyjno-ekonomiczne oraz ekoefektywność modelowych gospodarstw mlecznych o różnej skali chowu zwierząt. Zbadano także, czy dostępne metody redukcji emisji GHG na poziomie gospodarstw rolnych mogą skutecznie ograniczyć wpływ wspomnianych instrumentów polityki klimatycznej na sytuację finansową gospodarstw.

Całość analiz przedstawiono w kontekście ewolucji poglądów ekonomicznych na kwestie relacji między gospodarką a środowiskiem naturalnym, podkreślając, że w początkowych etapach rozwoju ekonomii jako nauki, zagadnienie to miało marginalny charakter. Wraz z narastaniem problemów środowiskowych większego znaczenia nabierały jednak nowe nurty takie jak ekonomia środowiskowa, ekologiczna i ekonomia Trwałego (zrównoważonego rozwoju). Tej ewolucji poglądów ekonomistów towarzyszyły również istotne inicjatywy instytucjonalne, których efektem były zmiany w paradygmacie globalnej polityki gospodarczej jak też rozwój polityki ochrony środowiska. Jedną z konsekwencji tych procesów są wspomniane wyżej założenia polityczne ukierunkowane na dążenie do neutralności klimatycznej. W ujęciu praktycznym zmiana paradygmatu polityki gospodarczej przełożyła się m. in. na upowszechnienie się koncepcji ekoefektywności, której kluczowym założeniem jest

rozszerzenie tradycyjnego podejścia do oceny przedsiębiorstw o nakłady lub efekty środowiskowe, co oznacza integrację w jednym wskaźniku wymiaru ekonomicznego i ekologicznego.

Poza szczegółowym omówieniem wymienianych wyżej zagadnień niniejsza praca obejmuje dwa podstawowe komponenty empiryczne. Pierwszy związany był z oceną świadomości środowiskowej polskich rolników z gospodarstw mlecznych, w tym w szczególności z analizą gotowości stosowania rozwiązań ograniczających emisje GHG. Na tym etapie przeanalizowano wyniki wywiadów kierowanych przeprowadzonych w 380 gospodarstwach mlecznych z trzech województw: mazowieckiego, podlaskiego i wielkopolskiego (województwa te odpowiadają za ponad połowę produkcji mleka w Polsce). Drugi zasadniczy komponent empirycznej części badań bazował na analizie rozwiązań modelowych (liniowy model optymalizacyjny gospodarstwa rolnego), które umożliwiały porównanie wyników ekonomiczno-produkcyjnych oraz poziomu emisji GHG w zakładanych scenariuszach polityki klimatycznej (bazowy, „opłaty za emisje”, „limit emisji”) oraz wariantach potencjalnej reakcji rolników (brak zmian, optymalizacja struktury, wdrożenie wybranych metod redukcji emisji GHG).

Na tej podstawie przeprowadzonych wywiadów kierowanych stwierdzono, że:

1. Badana zbiorowość rolników cechuje się raczej „umiarkowanym” i stosunkowo wyrównanym poziomem świadomości środowiskowej. Średnie oceny ogólnego wpływu rolnictwa na środowisko oscylowały wokół wartości 2 (w skali 0-5), przy czym najwyżej oceniano wpływ rolnictwa na emisję gazów cieplarnianych ($\approx 2,37$) i stan wód gruntowych ($\approx 2,25$), a nieco niżej – na wody powierzchniowe ($\approx 2,09$) oraz różnorodność biologiczną. Uzyskane wyniki wskazują, że rolnictwo nie jest postrzegane przez rolników jako działalność wyraźnie szkodliwa dla środowiska naturalnego. Warto podkreślić, że konkluzja ta jest zgodna z otwartymi komentarzami respondentów, którzy często akcentowali relatywnie mniejszą „winę” rolnictwa w degradacji środowiska naturalnego w porównaniu z przemysłem, a problemy środowiskowe wiązali przede wszystkim z jakością wód powierzchniowych i praktykami stosowania środków ochrony roślin. Przeprowadzone analizy statystyczne wykazały, że ogólny wskaźnik świadomości środowiskowej nie był istotnie zależny od podstawowych cech charakterystyki rolnika i gospodarstwa. Zaobserwowano jednak umiarkowany efekt regionalny – najniższe wskaźniki świadomości środowiskowej odnotowano w grupie gospodarstw z województwa mazowieckiego, nieco wyższe w podlaskim, a najwyższe

w wielkopolskim. Zaobserwowano również, że niekiedy wyższym ocenom (wyższej świadomości środowiskowej) sprzyjał udział w programach rolno-środowiskowych, lecz zależność ta była słaba i często statystycznie nieistotna.

2. Podobne wnioski można wyciągnąć w zakresie badania opinii rolników na temat „potrzeby dodatkowych działań na rzecz środowiska”. Średnie odpowiedzi (w skali 0-5) lokowały się poniżej środka skali: najwyżej oceniano potrzebę ochrony wód ($\approx 2,67$), niżej powietrza i gleby ($\approx 2,4$), a najniżej bioróżnorodności ($\approx 2,13$) i surowców energetycznych ($\approx 1,96$). Również tutaj istotnym predyktorem okazała się lokalizacja – gospodarstwa z Wielkopolski cechowały się wyższymi ocenami dla „potrzeby dodatkowych działań na rzecz środowiska”, natomiast wpływ uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych pozostawał niejednoznaczny.

3. Analiza bardziej szczegółowych aspektów dotyczących wpływu konkretnych działań na środowisko (wymywanie azotu i fosforu, emisje CH_4 z fermentacji jelitowej i obornika, emisje CO_2 z paliw, emisje amoniaku) wykazała, że rolnicy postrzegali negatywne oddziaływania różnych procesów jako zbliżone pod względem siły wpływu na środowisko (średnie oceny były dość niskie i mieściły się najczęściej w przedziale 2,0–2,2 (dla skali 0-5)). Korelacje między poszczególnymi ocenami były dodatnie. Podobną sytuację zaobserwowano przy ocenie szkodliwości gazów cieplarnianych: negatywny wpływ CO_2 oceniono nieco wyżej niż CH_4 i N_2O (odpowiednio $\approx 2,58$; $2,52$; $2,43$). Na podstawie uzyskanych odpowiedzi można stwierdzić, że respondenci traktowali gazy cieplarniane raczej jako jedną kategorię problemów, bez różnicowania ich potencjału cieplarnianego – co można wiązać z dominacją medialnego dyskursu wokół emisji CO_2 .

4. W zakresie deklaracji dotyczących chęci wdrażania metod ograniczania emisji GHG zauważono większą akceptację dla rozwiązań znanych i operacyjnie prostych (np. dodatki żywieniowe), przy jednoczesnym sceptycyzmie wobec technologii nowych lub wymagających reorganizacji gospodarstwa (jak rezygnacja z kiszonki kukurydzy). Co istotne, poziom syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej istotnie różnicował gotowość do wdrażania części z tych rozwiązań. Sugeruje to, że wzrost świadomości środowiskowej może zwiększać zainteresowanie rozwiązaniami niskoemisyjnymi, chociaż nie w równym stopniu dla wszystkich metod.

5. Na podstawie przeprowadzonych analiz można stwierdzić, że zidentyfikowany umiarkowany (raczej niski) poziom świadomości środowiskowej badanych rolników i ograniczona skłonność do łączenia własnej działalności z długofalowymi skutkami

środowiskowymi są spójne z wcześniejszymi badaniami krajowymi i zagranicznymi. Np. Majewski i Perepeczko (2001) wskazywali na niski poziom świadomości środowiskowej oraz duże zróżnicowanie postaw, wynikające z przekonań i wiedzy. Podobne wnioski przedstawiali Kałuża (2009) oraz Hyland i in. (2018), podkreślając, że choć świadomość sprzyja zachowaniom prośrodowiskowym, bodźce ekonomiczne nadal dominują nad motywacją ekologiczną. W niniejszym badaniu relatywnie słaba rola wykształcenia formalnego czy uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych w różnicowaniu postaw rolników wskazuje, że większość z nich ma podobne poglądy na kwestie relacji między rolnictwem a środowiskiem naturalnym. Jednocześnie pewne zróżnicowanie postaw rolników w zależności od regionu może sugerować znaczenie czynników kulturowych i instytucjonalnych takich jak lokalne normy, tradycje i praktyki doradcze (elementy silniej kształtujące postawy niż cechy gospodarstw/rolników). W tym kontekście wydaje się, że włączenie działań edukacyjnych, doradztwa oraz mechanizmów ograniczających ryzyko wdrożeniowe wydaje się kluczowe dla przełamania sceptycyzmu rolników wobec mniej znanych metod redukcji GHG.

6. Druga część badań empirycznych obejmowała analizy modelowe. Przeprowadzone kalkulacje potwierdziły, że gospodarstwa mleczne stanowią znaczące źródło emisji gazów cieplarnianych takich jak metan (CH_4) i podtlenek azotu (N_2O), pochodzących głównie z fermentacji jelitowej i zarządzania odchodami zwierzęcymi. Jednocześnie zaobserwowano, że skala i struktura produkcji istotnie determinują poziom emisji jednostkowych – gospodarstwa o wyższej skali chowu (i zazwyczaj też intensywności produkcji) i produkcji charakteryzują się niższą emisją w przeliczeniu na jednostkę produktu, co wskazuje na ich większą ekoefektywność. Analiza ekoefektywności dochodowej, rozumianej jako relacja dochodu rolniczego do poziomu emisji GHG, wykazała podobną charakterystykę, tzn. wraz ze wzrostem liczby utrzymywanych krów wskaźnik ekoefektywności dochodowej wzrastał (choć do pewnego poziomu, po czym ulegał obniżeniu, co może sugerować wystąpienie malejących efektów skali).

7. Analiza scenariusza zakładającego wprowadzenie opłat za emisje (w wariancie 70 zł i 427,5 zł za tonę CO_2 eq), wykazała, że przy niższej stawce skutki finansowe dla gospodarstw byłyby umiarkowane – koszty wzrosły o ok. 2%, a dochody spadły o kilka procent. W wariancie wyższej opłaty koszty zwiększyły się średnio o 19%, a dochody spadłyby do około 80% poziomu bazowego. W największym stopniu dotknęłoby to gospodarstwa mniejsze. Wprowadzenie optymalizacji produkcji łagodziłoby w pewnym stopniu negatywne skutki wprowadzania opłat emisyjnych (zwłaszcza w gospodarstwach

średnich i dużych, gdzie możliwe byłoby lepsze wykorzystanie zasobów). Z kolei wdrożenie metod redukcji emisji takich jak szczepionki metanogenne, biofiltry czy dogłębne wtryskiwanie gnojowicy pozwalałoby obniżyć emisje o około 13–14%, przy czym opłacalność zastosowania tych technologii byłaby dość ograniczona. Przy przyjętych założeniach wdrażanie metod redukcji emisji GHG (zarówno przy niskich, jak i wysokich poziomach opłatach emisyjnych) w większości przypadków powodowałby obniżenie dochodu gospodarstw (korzyści finansowe z wdrażanych rozwiązań byłyby niższe niż koszty ich implementacji). Analiza jednostkowych kosztów redukcji emisji wykazała, że najefektywniejsze w tej sytuacji byłyby technologie ograniczające główne źródło emisji, czyli fermentację jelitową. Inne metody, jak inhibitory nitryfikacji czy systemy przykrywania zbiorników, wiązałyby się z dość wysokimi kosztami wdrożenia przy mniejszej skuteczności w całościowym ograniczaniu emisji. Uzyskane wyniki sugerują, że sam mechanizm opłat emisyjnych nie zapewni znaczącej redukcji emisji. Niezbędne są więc działania samych rolników (zmiany w praktykach produkcyjnych, wprowadzanie metod redukujących emisje), jednak wydaje się, że przy zakładanych relacjach cenowych ich szerokie wdrażanie wymagałoby zewnętrznego wsparcia finansowego.

8. Przeprowadzone analizy wykazały, że limity emisji, w przeciwieństwie do opłat, wpływałyby przede wszystkim na stronę przychodową, zmuszając gospodarstwa do ograniczania produkcji (by spełnić narzucone poziomy emisji). W scenariuszu „limit bez dostosowań” produkcja spadłaby średnio do 67% poziomu bazowego, a dochody jeszcze bardziej. Optymalizacja struktury produkcji poprawiałaby wyniki jedynie w niewielkim stopniu. Wdrożenie metod redukcyjnych pozwalałoby utrzymać produkcję na poziomie 90% i dochody na poziomie 72% względem scenariusza bazowego (wdrożenie mechanizmu limitującego i jednocześnie zastosowanie metod redukcyjnych pozwalałoby utrzymać wysoki poziom produkcji, jednak generowałoby znaczące koszty, przez co wpływ na dochód byłby relatywnie niewielki). Pod względem skuteczności redukcji emisji GHG „limity emisji” okazałyby się bardziej wydajne niż opłaty – emisje spadałyby do ok. 67% poziomu bazowego („opłaty same z siebie nie redukują emisji – mogą jednak wymuszać taką reakcję na rolnikach; „limity emisji” z założenia ograniczają poziom emisji). Redukcja ta w wariantach niezakładających zmian dostosowawczych w gospodarstwach wynikałaby jednak głównie z ograniczenia produkcji, a nie poprawy ekoefektywności. W konsekwencji polityka klimatyczna oparta wyłącznie na

restrykcjach produkcyjnych mogłaby prowadzić do znacznego pogorszenia wyników finansowych.

9. Warto zwrócić uwagę na odmienne mechanizmy oddziaływania rozpatrywanych instrumentów polityki klimatycznej tj. „opłat za emisje” oraz „limitów emisji”. Drugie z wymienionych niejako „automatycznie” wymuszają ograniczenie emisji GHG. Jeśli rolnik nie podejmie żadnych działań, to zastosowanie tego instrumentu prowadzi do redukcji produkcji, co ma znaczące (negatywne) konsekwencje dla wyników finansowych gospodarstwa (a także w skali zagregowanej będzie wpływać na podaż żywności i bezpieczeństwo żywnościowe). Reakcje rolników polegające na wdrożeniu metod ograniczających emisje GHG mogą wymiennie ograniczyć negatywny efekt produkcyjny, jednak wiążą się z dodatkowymi kosztami, co ostatecznie i tak znacząco pogarsza sytuację dochodową gospodarstw względem stanu bazowego. Wprowadzenie „opłat za emisje” automatycznie nie musi redukować poziomu produkcji (choć taka reakcja rolników też jest możliwa), jednak podnosi koszty działalności, i tym samym obniża dochody gospodarstw. Wprowadzenie dostosowań polegających na wdrożeniu metod ograniczających emisje może pozytywnie wpłynąć na poziom emisji GHG, jednak niekoniecznie poprawi wyniki finansowe, gdyż uniknięcie „opłaty emisyjnej” będzie się wiązało z dodatkowym kosztem, wynikającym z zastosowania wybranej technologii. Kluczowe znaczenie będą w tym przypadku miały relacje cenowe (koszty opłaty vs koszty wdrożenia technologii redukcijnej względem jednostki emisji).

11. Wyniki badań wskazują, że największą redukcję emisji gazów cieplarnianych (GHG) uzyskano w scenariuszu „limit + metody redukcyjne”, w którym emisje całkowite spadły przeciętnie do ok. 66% poziomu bazowego, a emisje w przeliczeniu na 1 litr mleka do poziomu 71%. Wprowadzenie limitów emisji bez jednoczesnego wdrożenia metod redukcyjnych oznaczałoby w ujęciu całościowym (na gospodarstwo) podobną skalę redukcji emisji jak wskazana wyżej, jednak w przeliczeniu na 1 litr mleka emisje nawet by wzrosły o kilka punktów procentowych w porównaniu do scenariusza bazowego, co byłoby konsekwencją nieco mniejszego spadku produkcji niż redukcji emisji (dążąc do maksymalizacji wyniku finansowego model optymalizacyjny „dąży” do ustalenia takiej struktury produkcji, która pozwala na maksymalny dochód w ramach przyjętych ograniczeń, stąd taki efekt). W przypadku wprowadzenia „opłat za emisje” tylko połączenie tego instrumentu z wdrożeniem metod ograniczających emisje GHG skutkowało by wyraźnym zmniejszeniem emisji zarówno w skali gospodarstwa jak i w ujęciu jednostkowym (na litr mleka). Redukcja emisji w tym przypadku sięgała

kilkunastu punktów procentowych (emisje kształtowały się na poziomie około 86% scenariusza bazowego. Obserwowane zmiany w poziomie emisji i produkcji przełożyły się na ekoefektywność produkcyjną i „dochodową”. Średnia ekoefektywność produkcyjna w scenariuszu bazowym wynosiła 4,07 zł/kg CO₂ eq, a najwyższą wartość tego wskaźnika osiągnięto w wariancie „limit + metody redukcji” tj. 5,51 zł/kg CO₂ eq (wzrost o ok. 35%). W przypadku „opłat + metody redukcji” wskaźnik wzrósł do 4,69 zł/kg CO₂ eq, czyli o ok. 15% względem stanu bazowego. Podobne zależności zaobserwowano dla ekoefektywności dochodowej (liczonej jako dochód rolniczy na jednostkę emisji). W scenariuszu bazowym wynosiła ona średnio 2,06 zł/kg CO₂ eq, natomiast w wariantach „limit + metody redukcji” i „opłaty + metody redukcji” wzrosła odpowiednio do 2,25–2,26 zł/kg CO₂ eq. We wszystkich analizowanych przypadkach większe gospodarstwa (powyżej 50 krów) osiągały wyższe wartości wskaźników ekoefektywności niż jednostki mniejsze. Oznacza to, że wdrożenie metod ograniczających emisje GHG, pomimo, że nie zawsze było opłacalne z ekonomicznego punktu widzenia, to zarówno w scenariuszu z opłatami za emisje jak i w scenariuszu z limitem emisji przekładało się na wzrost ekoefektywności.

Przeprowadzone analizy umożliwiły weryfikację postawionych hipotez badawczych. Pierwsza zakładała, że objęcie gospodarstw mlecznych instrumentami polityki klimatycznej – w postaci opłat emisyjnych lub limitów emisji – prowadzi do pogorszenia ich wyników ekonomicznych. Analiza modelowa potwierdziła tę zależność. Zarówno wprowadzenie opłat za emisje, jak i ograniczeń ilościowych zwiększałoby koszty produkcji bądź wymuszałoby redukcję skali chowu, a więc zmniejszenie przychodów. W scenariuszach bez żadnych działań adaptacyjnych przeciętny spadek dochodu rolniczego przekraczałby nawet 40% poziomu bazowego (w przypadku scenariusza „limit emisji”, mniejsze spadki w scenariuszu „opłaty za emisje”).

Druga hipoteza zakładała, że gospodarstwa o większej skali chowu są bardziej odporne na skutki regulacji klimatycznych niż jednostki małe. Analizy modelowe potwierdziły ten związek. Większe gospodarstwa wykazywały wyższy poziom ekoefektywności, a więc lepszą relację między produkcją a wielkością emisji gazów cieplarnianych. Podobnie pogorszenie wyników finansowych w przypadku gospodarstw większych było zazwyczaj mniejsze niż w gospodarstwach o mniejszej skali produkcji. Zjawisko to koresponduje z teorią efektów skali, zgodnie z którą większy wolumen produkcji pozwala na bardziej efektywne rozłożenie kosztów stałych i adaptacyjnych.

Trzecia hipoteza zakładała, że wdrożenie praktyk i technologii redukujących emisje gazów cieplarnianych zmniejszy negatywne skutki ekonomiczne rozważanych instrumentów polityki klimatycznej. To założenie również zostało potwierdzone, jednak głównie w przypadku scenariusza „limit emisji”. W większości grup gospodarstw zastosowanie metod redukcji emisji sprawiało, że spadek dochodów był co najmniej o kilka punktów procentowych mniejszy niż w wariantcie bez „metod redukcyjnych” (wyjątek stanowiły gospodarstwa o najmniejszej skali produkcji). W przypadku „opłat za emisje” wdrożenie metod redukcji albo powodowało niewielki spadek dochodu rolniczego (w większości grup przy założeniu opłaty na niższym poziomie) albo bardzo niewielką poprawę względem wariantu „bez metod redukcji”. Sytuacja ta wynika z niekorzystnych relacji cenowych (wysokie koszty wdrożenia metod ograniczania emisji).

Czwarta hipoteza dotyczyła wpływu świadomości środowiskowej rolników na skłonność do wdrażania praktyk ograniczających emisje GHG. Wyniki przeprowadzanych badań wykazały, że szczegółowa wiedza rolników o źródłach emisji i możliwościach redukcji pozostaje dość ograniczona. Zaobserwowano jednak, że w przypadku rolników o wyższej świadomości środowiskowej występowała większa skłonność do wdrażania większości z rozważanych metod redukcji GHG. Można zatem stwierdzić, że hipoteza czwarta została potwierdzona w sensie kierunkowym tzn. świadomość środowiskowa sprzyja wdrażaniu praktyk redukujących emisje GHG, chociaż w kontekście całości analiz można przyjąć, że nie jest ona czynnikiem wystarczającym (konieczne są także prawdopodobnie odpowiednie warunki ekonomiczne i instytucjonalne np. wsparcie finansowe).

Podjęta w pracy problematyka redukcji emisji gazów cieplarnianych w gospodarstwach mlecznych stanowi odpowiedź na jedno z najważniejszych wyzwań współczesnego rolnictwa – konieczność połączenia efektywności ekonomicznej z odpowiedzialnością środowiskową. Wyniki przeprowadzonych badań potwierdziły, że transformacja gospodarstw rolnych w kierunku niskoemisyjnym jest procesem złożonym, wymagającym nie tylko zmian technologicznych i organizacyjnych, lecz także podnoszenia świadomości środowiskowej rolników.

Bibliografia

1. Abdella, G. M., Kucukvar, M., Kutty, A. A., Abdelsalam, A. G., Sen, B., Bulak, M. E., & Onat, N. C. (2021). A novel approach for developing composite eco-efficiency indicators: The case for US food consumption. *Journal of Cleaner Production*, 299, 126931. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.126931>
2. Adamowicz, M. (2005). Zrównoważony i wielofunkcyjny rozwój rolnictwa a agronomia. *Annales UMCS, Sec. E*(60), 71–91.
3. Akbarnia, A., & Farhani, F. (2014). Study of fuel consumption in three tillage methods. *Research in Agricultural Engineering*, 60(4), 142–147. <https://doi.org/10.17221/70/2012-RAE>
4. Alberski, R., & Solarz, R. (1994). Polityka ochrony środowiska. In H. Liciska (Ed.), *Polityka ochrony środowiska w społeczności lokalnej* (p. 7). Uniwersytet Wrocławski.
5. Alexandratos, N., & Bruinsma, J. (2012). *World Agriculture Towards 2030/2050. The 2012 Revision*. www.fao.org/economic/esa
6. Amer, M., Daim, T. U., & Jetter, A. (2013). A review of scenario planning. *Futures*, 46, 23–40. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2012.10.003>
7. Amin, A. B., & Mao, S. (2020). Influence of yeast on rumen fermentation, growth performance and quality of products in ruminants: A review. *Animal Nutrition*, 7(1), 31. <https://doi.org/10.1016/J.ANINU.2020.10.005>
8. Anderegg, W. R. L., Prall, J. W., Harold, J., & Schneider, S. H. (2010). Expert credibility in climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(27), 12107–12109. [https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.1003187107](https://doi.org/10.1073/pnas.1003187107)
9. Askegaard, M., Olesen, J. E., & Kristensen, K. (2005). Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management*, 21(2), 181–188.
10. Baca-González, V., Asensio-Calavia, P., González-Acosta, S., Pérez de la Lastra, J. M., & Morales de la Nuez, A. (2020). Are Vaccines the Solution for Methane Emissions from Ruminants? A Systematic Review. In *Vaccines* (Vol. 8, Issue 3). <https://doi.org/10.3390/vaccines8030460>
11. Baker, L. M., Kraft, J., Karnezos, T. P., & Greenwood, S. L. (2022). Review: The effects of dietary yeast and yeast-derived extracts on rumen microbiota and their function. *Animal Feed Science and Technology*, 294, 115476. <https://doi.org/10.1016/J.ANIFEEDSCI.2022.115476>
12. Bańkowski, Z., & Gajewski, W. (1965). *Encyklopedia techniki: chemia*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne.
13. Basch, G. (2005). Europe: The Developing Continent Regarding Conservation Agriculture. *Proceedings, XIII Congreso de AAPRESID, El Futuro y los Cambios de Paradigmas*.
14. Baum, R., & Bieńkowski, J. (2020). Eco-Efficiency in Measuring the Sustainable Production of Agricultural Crops. *Sustainability*, 12(4), 1418. <https://doi.org/10.3390/su12041418>
15. Begg, D., Fisher, S., & Dornbusch, R. (2007). *Makroekonomia*. PWE. <https://www.pwe.com.pl/ksiazki/ekonomia/makroekonomia,p1777314484>
16. Bennett, D. S., Higgins, S. E., Moore, R., Byrd, J. A., Beltran, R., Corsiglia, C., Caldwell, D., & Hargis, B. M. (2005). Effect of addition of hydrated lime to litter

- on recovery of selected bacteria and poult performance. *Journal of Applied Poultry Research*, 14(4), 721–727. <https://doi.org/10.1093/JAPR/14.4.721>
17. Bennetzen, E. H., Smith, P., & Porter, J. R. (2016). Decoupling of greenhouse gas emissions from global agricultural production: 1970–2050. *Global Change Biology*, 22(2), 763–781. <https://doi.org/10.1111/GCB.13120>
 18. Berkowska, E., & Sobolewski, M. (1995). Realizacja polityki ekologicznej w kontekście postanowień Szczytu Ziemi z Rio.
 19. Bicudo, J. R., Schmidt, D. R., & Jacobson, L. D. (2004). Using Covers to Minimize Odor and Gas Emissions from Manure Storages. *Agricultural Engineering Extension Publications*. https://uknowledge.uky.edu/aen_reports/10
 20. Bieńkowski, J., Holka, M., & Jankowiak Instytut Środowiska Rolniczego Leśnego Polskiej Akademii Nauk Poznaniu, J. (2017). Ocena emisji GHG za pomocą śladu węglowego w intensywnej produkcji rolniczej, na przykładzie rzepaku ozimego. *Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie - Problemy Rolnictwa Światowego*, 17(2), 18–28. <https://doi.org/10.22630/PRS.2017.17.2.23>
 21. Binder, C., Hinkel, J., Bots, P. W. G., & Pahl-Wostl, C. (2013). Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4), Article 26.
 22. Black, J. L., Davison, T. M., & Box, I. (2021). Methane Emissions from Ruminants in Australia: Mitigation Potential and Applicability of Mitigation Strategies. *Animals* 2021, Vol. 11, Page 951, 11(4), 951. <https://doi.org/10.3390/ANI11040951>
 23. Blackwell, M. S. A., Takahashi, T., Cardenas, L. M., Collins, A. L., Enriquez-Hidalgo, D., Griffith, B. A., Hunt, J., Lee, M. R. F., Misselbrook, T. H., Neal, A. L., Jordana Rivero, M., Shield, I. F., Storkey, J., Wu, L., & Harris, P. (2024). Potential unintended consequences of agricultural land use change driven by dietary transitions. *Npj Sustainable Agriculture*, 2(1). <https://doi.org/10.1038/S44264-023-00008-8>
 24. Blaug, M. (1996). *Economic Theory in Retrospect*. Press Syndicate of the University of Cambridge.
 25. Boratyński, J. (2014). Robustness of CGE simulation results in the context of structural changes: The case of Poland. *Przegląd Statystyczny*, 3(LXI), 245–261.
 26. Bórawski, P., & Brodziński, Z. (2014). Wykorzystanie wsparcia finansowego z Unii Europejskiej w gospodarstwach mlecznych w opinii ich właścicieli. *Roczniki Naukowe Ekonomii Rolnictwa i Rozwoju Obszarów Wiejskich*, 101(1), 127–136.
 27. Borunda, A. (2021). ‘Zombie’ fires in the Arctic are linked to climate change. *National Geographic Magazine*. <https://www.nationalgeographic.com/environment/article/zombie-fires-in-the-arctic-are-linked-to-climate-change>
 28. Borys, T. (2004). Jakość, jakość życia oraz pojęcia i relacje pochodne. In W. Ostasiewicz (Ed.), *Ocena i analiza jakości życia* (pp. 48–76). Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej im. Oskara Langego.
 29. Borys, T. (2013). Nowe kierunki ekonomii środowiska i zasobów naturalnych w aspekcie nowej perspektywy finansowej unii europejskiej. *Ekonomia i Środowisko*, 1(44). www.gdos.gov.pl
 30. Boulding, K. E. (1966). The Economics of the Coming Spaceship Earth. <http://www.geocities.com/RainForest/3621/BOULDING.HTM>

31. Buchanan, J. M., & Stubblebine, W. C. (1962). Externality. *Economica*, 29(116), 371–384.
32. Buckingham, S., Topp, C. F. E., Smith, P., Eory, V., Chadwick, D. R., Baxter, C. K., Cloy, J. M., Connolly, S., Cooledge, E. C., Cowan, N. J., Drewer, J., Duffy, C., Fox, N. J., Jebari, A., Jenkins, B., Krol, D. J., Marsden, K. A., McAuliffe, G. A., Morrison, S. J., ... Rees, R. M. (2023). GREENHOUSE GAS AND AMMONIA EMISSION MITIGATION PRIORITIES FOR UK POLICY TARGETS. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 10(2), 268–280. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2023495>
33. Burchart-Korol, D., Kruczek, M., & Czaplicka-Kolarz, K. (2013). Wykorzystanie ekoefektywności w ocenie poziomu ekoinnowacyjności. *Innowacje w Zarządzaniu i Inżynierii Produkcji*.
34. Burton, C. H. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livestock Science*, 112(3), 208–216. <https://doi.org/10.1016/J.LIVSCI.2007.09.004>
35. Caiado, R. G. G., de Freitas Dias, R., Mattos, L. V., Quelhas, O. L. G., & Leal Filho, W. (2017). Towards sustainable development through the perspective of eco-efficiency - A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 165, 890–904. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.07.166>
36. Caiado, R. G. G., Dias, R., Mattos, L. V., Quelhas, O. L. G., Filho, W., de Freitas Dias, R., Mattos, L. V., Quelhas, O. L. G., & Leal Filho, W. (2017). Towards sustainable development through the perspective of eco-efficiency - A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 165, 890–904. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.166>
37. Cambra-López, M., Torres, A. G., Aarnink, A. J. A., & Ogink, N. W. M. (2011). Source analysis of fine and coarse particulate matter from livestock houses. *Atmospheric Environment*, 45(3), 694–707. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2010.10.018>
38. Campbell-Culver, M. (2006). *A Passion For Trees: The Legacy Of John Evelyn*. Eden Project Books.
39. Carlowitz, H. C. von. (1713). *Sylvicultura oeconomica, oder haußwirthliche Nachricht und naturmäßige Anweisung zur wilden Baum-Zucht*. Braun.
40. Carpinelli, N. A., Halfen, J., Trevisi, E., Chapman, J. D., Sharman, E. D., & Anderson, J. L. (2021). Effects of periparturient yeast culture supplementation on lactation performance, blood biomarkers, rumen fermentation, and rumen bacteria species in dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 104(4), 10727–10743.
41. Carson, R. (1962). *Silent Spring*. Houghton Mifflin Company.
42. CBOS. (2024). Europejski Zielony Ład – z czym kojarzy się Polakom? (CBOS Flash nr 23/2024).
43. CDR. (2010). *Przepisy ochrony środowiska, normatywy i wskaźniki funkcjonujące w produkcji rolniczej*.
44. CE Delft. (2022). *Food system change for fair and sustainable food systems in Europe*.
45. Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguiero, D., Cardenas, L., Amon, B., & Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 514–531. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036>

46. Charmondusit, K., Phatarachaisakul, S., & Prasertpong, P. (2014). The quantitative eco-efficiency measurement for small and medium enterprise: A case study of wooden toy industry. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(5), 935–945. <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0693-4>
47. Chen, S. C., & Liao, C. M. (2006). Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. *Science of The Total Environment*, 366(1), 112–123. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2005.08.047>
48. Chiesura, A., & De Groot, R. (2003). Critical natural capital: A socio-cultural perspective. *Ecological Economics*, 44(2–3), 219–231. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00275-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00275-6)
49. Chiodini, M. E., Costantini, M., Zoli, M., Bacenetti, J., Aspesi, D., Poggianella, L., & Acutis, M. (2023). Real-Scale Study on Methane and Carbon Dioxide Emission Reduction from Dairy Liquid Manure with the Commercial Additive SOP LAGOON. *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 1803, 15(3), 1803. <https://doi.org/10.3390/SU15031803>
50. ChooChuay, C., Pongpiachan, S., Tipmanee, D., Suttinun, O., Deelaman, W., Wang, Q., Xing, L., Li, G., Han, Y., Palakun, J., & Cao, J. (2020). Impacts of PM2.5 sources on variations in particulate chemical compounds in ambient air of Bangkok, Thailand. *Atmospheric Pollution Research*, 11(9), 1657–1667. <https://doi.org/10.1016/J.APR.2020.06.030>
51. Choręziak, A., Rosiejka, D., Michałowska, J., & Bogdański, P. (2025). Nutritional Quality, Safety and Environmental Benefits of Alternative Protein Sources—An Overview. *Nutrients* 2025, Vol. 17, Page 1148, 17(7), 1148. <https://doi.org/10.3390/NU17071148>
52. Climate Watch. (2020). Country Greenhouse Gas Emissions Data (CAIT).
53. Clough, P., Goldberg, G., Schiff, R., Weeks, A., & Willse, C. (2007). Notes Towards a Theory of Affect-Itself. *Ephemera*, 7(1), 60–77.
54. Coelli, T., Ludwig, A. E., Ae, L., & Huylenbroeck, G. Van. (2007). Environmental efficiency measurement and the materials balance condition. *JOURNAL OF PRODUCTIVITY ANALYSIS*, 28(1–2), 3–12. <https://doi.org/10.1007/s11123-007-0052-8>
55. Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., & Beaudoin, N. (2010). Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135(4), 268–278.
56. Cook, J., Nuccitelli, D., Green, S. A., Richardson, M., Winkler, B., Painting, R., Way, R., Jacobs, P., & Skuce, A. (2013). Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/024024>
57. Cordova-Pozo, K., & Rouwette, E. A. J. A. (2023). *Types of scenario planning and their effectiveness: A review of reviews*. *Futures*, 149, 103153. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2023.103153>
58. Cornes, R., & Sandler, T. (1996). *The theory of externalities, public Goods, and club goods*. Cambridge University Press. <https://econpapers.repec.org/bookchap/cupcbooks/9780521477185.htm>

59. Corscadden, K. W., Biggs, J. N., & Pradhanang, M. (2014). Energy efficient technology selection for dairy farms: Milking cooling and electric water heating. *Applied Engineering in Agriculture*, 30(3), 375–382. <https://doi.org/10.13031/AEA.30.10403>
60. Coskun, D., Britto, D. T., Shi, W., & Kronzucker, H. J. (2017). Nitrogen transformations in modern agriculture and the role of biological nitrification inhibition. *Nature Plants*, 3. <https://doi.org/10.1038/NPLANTS.2017.74>
61. Costanza, R. (1991). *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press. <https://philpapers.org/rec/COSEET>
62. Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
63. Cozim-Melges, F., Ripoll-Bosch, R., Veen, G. F., Oggiano, P., Bianchi, F. J. J. A., van der Putten, W. H., & van Zanten, H. H. E. (2024). Farming practices to enhance biodiversity across biomes: a systematic review. *NPJ Biodiversity*, 3(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/S44185-023-00034-2;SUBJMETA>
64. Czaja, S. (1997). Teoriopoznawcze i metodologiczne konsekwencje wprowadzenia prawa entropii do teorii ekonomii. *Prace Naukowe Akademii Ekonomicznej We Wrocławiu. Seria : Monografie i Opracowania* (Nr 100), nr 769.
65. Czaplicka-Kolarz, K., Burchart-Korol, D., & Krawczyk, P. (2010). Metodyka analizy ekoefektywności. *Journal of Ecology and Health*, 14(6), 267–271.
66. Czekał, S., Majewski, E., & Wąs, A. (2014). Impact of the CAP “New Greening” on economic results of the Polish farms. *Problems of Agricultural Economics / Zagadnienia Ekonomiki Rolnej*, 916-2016–72444, 17. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.235393>
67. Czyżewski, B., Prędkie, A., & Brelik, A. (2024). Importance of women empowerment for eco-efficiency of small farms in the context of other social factors: Building sustainable agriculture in Central and Eastern European countries. *Sustainable Development*, 32(5), 5550–5566. <https://doi.org/10.1002/SD.2989>
68. Daly, H. E. (1990). Sustainable Development: From Concept and Theory to Operational Principles. *Population and Development Review*, 16, 25. <https://doi.org/10.2307/2808061>
69. Daly, H. E. (1996). *Beyond growth. The economics of sustainable development*. Beacon Press.
70. Daly, H. E., & Farley, J. C. (2004). *Ecological economics: Principles and applications*. Island Press.
71. Dawidowicz, M., Rusek, P., Rolewicz, M., & Bogusz, P. (2015). Evaluation of ammonia losses from fertilizers modified by urease inhibitors. *Instytut Nowych Syntezy Chemicznych*, 94(5), 784–786.
72. De Bhowmick, G., & Hayes, M. (2023). Potential of Seaweeds to Mitigate Production of Greenhouse Gases during Production of Ruminant Proteins. *Global Challenges*, 7(5), 2200145. <https://doi.org/10.1002/GCH2.202200145>
73. Dean, J. F., Middelburg, J. J., Röckmann, T., Aerts, R., Blauw, L. G., Egger, M., Jetten, M. S. M., de Jong, A. E. E., Meisel, O. H., Rasigraf, O., Slomp, C. P., in't Zandt, M. H., & Dolman, A. J. (2018). Methane Feedbacks to the Global Climate

- System in a Warmer World. *Reviews of Geophysics*, 56(1), 207–250. <https://doi.org/10.1002/2017RG000559>
74. Delyannis, E. (2003). Historic background of desalination and renewable energies. *Solar Energy*, 75(5), 357–366. <https://doi.org/10.1016/J.SOLENER.2003.08.002>
 75. Derpsch, R. (1998). Historical review of no-tillage cultivation of crops. *Proceedings, First JIRCAS Seminar on Soybean Research*, March 5-6, 1998.
 76. Derpsch, R., & Friedrich, T. (2009). Development and Current Status of No-till Adoption in the World. *Plantio Direto / FAO*.
 77. Desnoyers, M., Giger-Reverdin, S., Bertin, G., Duvaux-Ponter, C., & Sauvant, D. (2009). Meta-analysis of the influence of *Saccharomyces cerevisiae* supplementation on ruminal parameters and milk production of ruminants. *Journal of Dairy Science*, 92(4), 1620–1632. <https://doi.org/10.3168/JDS.2008-1414>
 78. Devarajan, S., & Fisher, A. C. (1981). Hotelling's "Economics of Exhaustible Resources": Fifty Years Later. *Journal of Economic Literature*, 19(1), 65–73.
 79. Dini, Y., Gere, J., & Gere, M. (2012). Methane emission and milk production of dairy cows fed red clover silage or grass silage. *Animal Feed Science and Technology*, 178(1–2), 47–54.
 80. Dmoch, J., & Kowalski, W. (2018). *Rolnictwo zrównoważone — ochrona gleb i środowiska*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej.
 81. Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G. J., & Speizer, F. E. (1993). An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *The New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753–1759. <https://doi.org/10.1056/NEJM199312093292401>
 82. Dong, H., Mangino, J., McAllister, T. A., Hatfield, J. L., Johnson, D. E., Lassey, K. R., Aparecida de Lima, M., & Romanovskaya, A. (2019). Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management. In *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use* (pp. 10.1-10.84). IPCC.
 83. Donzelli, G., Cioni, L., Cancellieri, M., Llopis-Morales, A., & Morales-Suárez-Varela, M. (2021). Air Quality during Covid-19 Lockdown. *Encyclopedia* 2021, Vol. 1, Pages 519-526, 1(3), 519–526. <https://doi.org/10.3390/ENCYCLOPEDIA1030043>
 84. Doran, P. T., & Zimmerman, M. (2009). Examining the scientific consensus on climate change. *Eos*, 90(3), 22–23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2009EO030002>
 85. Doulton, H., & Brown, K. (2009). Ten years to prevent catastrophe?: Discourses of climate change and international development in the UK press. *Global Environmental Change*, 19(2), 191–202. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2008.10.004>
 86. DSM. (2022). Background information on Boaver.
 87. Dubel, A. (2016). *Metodyka opracowywania scenariuszy wspomagających podejmowanie strategicznych decyzji w sektorze gospodarki wodnej*. Warszawa: Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy.
 88. Du Pisani, J. A. (2006). Sustainable development – historical roots of the concept. *Environmental Sciences*, 3(2).

89. Dumanski, J., Gameda, S., & Pieri, C. (1998). Indicators of land quality and sustainable land management: An annotated bibliography. World Bank Publications.
90. Dumont, E., Lagadec, S., Landrain, P., Landrain, B., & Andrès, Y. (2014). N₂O generation resulting from piggery air biofiltration. *Chemical Engineering Journal*, 248, 337–341. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2014.03.058>
91. Dyckhoff, H., & Allen, K. (2001). Measuring ecological efficiency with data envelopment analysis (DEA). *European Journal of Operational Research*, 132(2), 312–325. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(00\)00154-5](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(00)00154-5)
92. Easterlin, R. A. (1995). Will raising the incomes of all increase the happiness of all? *Journal of Economic Behavior & Organization*, 27(1), 35–47.
93. EC. (1973). Declaration of the Council of the European Communities and of the Representatives of the Governments of the Member States meeting in the Council. (1973, 22 November). Programme of Action of the European Communities on the Environment.
94. EC. (1977). Second Community Environmental Action Programme (1977–1981).
95. EC. (1983). Resolution of the Council of the European Communities on the continuation and implementation of a European Community policy and action programme on the environment (1982 to 1986) (OJ C 46, 17.2.1983).
96. EC. (1986). Single European Act: Treaty amending the Treaties establishing the European Communities and certain related Acts (O.J. L 169/1, 29 June 1987).
97. EC. (1993). Treaty on European Union (Maastricht Treaty), entered into force 1 November 1993.
98. EC. (2002). Decision No 1600/2002/EC of the European Parliament and of the Council of 22 July 2002 laying down the Sixth Community Environment Action Programme.
99. EC. (2011). A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050 (COM 2011 112 final).
100. EC. (2014). Towards a Circular Economy: A Zero Waste Programme for Europe, Communication no. 398.
101. EC. (2015). Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. Communication No. 614.
102. EC. (2018a). Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: A Clean Planet for all – A European strategic long-term vision for a prosperous, .
103. EC. (2018b). Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 Amending Directive 2008/98/EC on Waste.
104. EC. (2019a). Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: The European Green Deal (COM(2019) 640 final).
105. EC. (2019b). Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – The European Green Deal (COM(2019) 640 final).

106. EC. (2020a). Climate Target Plan: increasing the EU's climate ambition for 2030 — towards a climate-neutral Europe (COM(2020) 562 final).
107. EC. (2020b). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system (COM(2020) 381 fin).
108. EC. (2020c). EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing nature back into our lives (COM(2020) 380 final).
109. EC. (2023a). Approved 28 CAP Strategic Plans (2023–2027).
110. EC. (2023b). Special report 20/2024: Common Agricultural Policy Plans.
111. Edwards, S. (1989). Tariffs, terms of trade and the real exchange rate: On two propositions of international economics. *Oxford Economic Papers*, 29(3), 458–464.
112. EEA. (1999). Making sustainability accountable: Eco-efficiency, resource productivity and innovation. Topic report No 11/1999.
113. EEA. (2012). Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012. An indicator-based report. <https://www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability-2012>
114. EEA. (2019). The European environment – state and outlook 2010. <https://www.eea.europa.eu/soer/2020>
115. EEA. (2020). Bio-waste in Europe — turning challenges into opportunities. Report No 4/2020. <https://www.eea.europa.eu/publications/bio-waste-in-europe>
116. EEA. (2022). Trends and projections in energy and emissions — European environment — state and outlook 2020.
117. Emas, R. (2015). The Concept of Sustainable Development: Definition and Defining Principals.
118. Encyklopedia PWN. (2021). Metan. Wydawnictwo Naukowe PWN.
119. Erdman, R. A. (1998). Dietary buffering requirements of the lactating dairy cow: a review. *Journal of Dairy Science*, 71(7), 3246–3266.
120. Erechemla, A. (2006). Projekt polityki ekologicznej państwa. *Środowisko*, 18(330), 4–7.
121. Erisman, J. W., Grinsven, H. van, Grizzetti, B., Bouraoui, F., Powlson, D., Sutton, M. A., Bleeker, A., & Reis, S. (2011). The European nitrogen problem in a global perspective. In *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives* (pp. 9–31). Cambridge University Press.
122. Etiope, G., & Sherwood Lollar, B. (2013). ABIOTIC METHANE ON EARTH. *Reviews of Geophysics*, 51(2), 276–299. <https://doi.org/10.1002/ROG.20011>
123. European Commission. (2024). Methane emissions – Energy. https://energy.ec.europa.eu/topics/carbon-management-and-fossil-fuels/methane-emissions_en
124. Eurostat. (2016). Agri-environmental indicator: Tillage practices.
125. Eurostat. (2017). Agri-environmental indicator-greenhouse gas emissions Statistics Explained. <https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/>
126. Expert Group for a Green Tax Reform. (2024). Green tax reform: Final report.
127. Faber, A., & Jarosz, Z. (2018). Modelowanie emisji podtlenku azotu i amoniaku w skali regionalnej oraz w Polsce. *Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie - Problemy Rolnictwa Światowego*, 18(2), 70–81. <https://doi.org/10.22630/PRS.2018.18.2.35>

128. Faber, A., Jarosz, Z., Kapiński, J., & Matyka, M. (2016). The relationships between nitrogen use efficiency and nitrogen input in crop production in Poland. *Polish Journal of Agronomy*, 26, 15–20.
129. Faber, M., Petersen, T., & Schiller, J. (2002). Homo oeconomicus and homo politicus in ecological economics. *Ecological Economics*, 40(3), 323–333.
130. Fadel, J. G., Depeters, E. J., & Arosemena, A. (2000). Composition and digestibility of beet pulp with and without molasses and dried using three methods. *Animal Feed Science and Technology*, 85(1–2), 121–129. [https://doi.org/10.1016/S0377-8401\(00\)00136-X](https://doi.org/10.1016/S0377-8401(00)00136-X)
131. FADN. (2025). Public Database SO. <https://agridata.ec.europa.eu/extensions/FADNPublicDatabase/FADNPublicDatabase.html>
132. Fangueiro, D., Senbayran, M., Trindade, H., & Chadwick, D. (2008). Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield. *Bioresource Technology*, 99(15), 7132–7142. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.069>
133. Fantke, P., Jolliet, O., Evans, J. S., Apte, J. S., Cohen, A. J., Hänninen, O. O., Hurley, F., Jantunen, M. J., Jerrett, M., Levy, J. I., Loh, M. M., Marshall, J. D., Miller, B. G., Preiss, P., Spadaro, J. V., Tainio, M., Tuomisto, J. T., Weschler, C. J., & McKone, T. E. (2014). Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(2), 276–288. <https://doi.org/10.1007/S11367-014-0822-2>
134. FAO. (2003). Agriculture, Food and Water. <http://www.fao.org/3/y4683e/y4683e00.htm>
135. FAO. (2013). Sustainability Assessment of Food and Agriculture systems (SAFA) Indicators. https://www.researchgate.net/publication/337198879_Sustainability_Assessment_of_Food_and_Agriculture_systems_SAFA_Indicators#fullTextFileContent
136. Fiedor, B., Czaja, S., Graczyk, A., & Jakubczyk, Z. (2002). *Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych*. Wydawnictwo C.H. Beck.
137. Figueroa, A. (2013). From Energy Crisis to Energy Transition? <https://plus.google.com/>
138. Firkins, J. L., & Mitchell, K. E. (2023). Invited review: Rumen modifiers in today's dairy rations. *Journal of Dairy Science*, 106(5), 3053–3071. <https://doi.org/10.3168/JDS.2022-22644>
139. Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M. A., Munch, J. C., & Beese, F. O. (2002). Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91(1–3), 175–189. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00234-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00234-1)
140. Flint, R. W. (2013). *Practice of Sustainable Community Development*. Springer+Business Media.
141. Folmer, H., Gabel, L. H., & Opschoor, J. B. (1995). *Principles of environmental and resource economics: A guide for students and decision-makers*. Edward Elgar Publishing.

142. Foszcz, D., Niedoba, T., & Siewior, J. (2021). Models of Air Pollution Propagation in the Selected Region of Katowice. *Atmosphere* 2021, Vol. 12, Page 695, 12(6), 695. <https://doi.org/10.3390/ATMOS12060695>
143. Fotyma, M. (2010). Chemia zażegnała widmo głodu na świecie Żywność – Nawozy. *Chemik*, 64(7–8), 499–510.
144. Fotyma, M., & Krasowicz, S. (2007). Teoria i praktyka zrównoważonego rozwoju rolnictwa w krajach europejskich. *Fragmenta Agronomica*, 24(3), 84–101.
145. Freu, G., Fusar Poli, S., Monistero, V., Biscarini, F., Rota, N., Hossain, D., Gusmara, C., Musa, L., Gioia, G., Leso, L., Veiga dos Santos, M., Moroni, P., Addis, M. F., & Bronzo, V. (2024). Effect of a lime-based bedding conditioner on physical-chemical characteristics and microbiological counts of recycled manure solids. *Frontiers in Veterinary Science*, 11, 1408798. <https://doi.org/10.3389/FVETS.2024.1408798/BIBTEX>
146. Friedlingstein, P., O’Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Gregor, L., Hauck, J., Quéré, C. L., Luijkx, I. T., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshackl, C., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S., & Alkama, R. (2022). Global Carbon Budget 2022. *Earth System Science Data*, 14, 4811–4900.
147. Fugol, M., & Szlachta, J. (2010). Zasadność używania kiszonki z kukurydzy i gnojowicy świńskiej do produkcji biogazu. *Inżynieria Rolnicza*, 1, 169–174.
148. Fundacja Rozwój SGGW (1997). System Integrowanej Produkcji Rolniczej: Wytyczne i instrukcja wdrożeniowa. Warszawa: Fundacja Rozwój SGGW.
149. Gaj, R., Bellaloui, N., Gaj, R., & Bellaloui, N. (2012). Evaluation of phosphorus and nitrogen balances as an indicator for the impact of agriculture on environment: A comparison of a case study from Poland and Mississippi US. *Agricultural Sciences*, 3(2), 317–329. <https://doi.org/10.4236/AS.2012.32036>
150. Galama, P. J., Ouweltjes, W., Endres, M. I., Sprecher, J. R., Leso, L., Kuipers, A., & Klopčič, M. (2020). Symposium review: Future of housing for dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 103(6), 5759–5772. <https://doi.org/10.3168/JDS.2019-17214>
151. Gamboa, G., & Munda, G. (2007). The problem of windfarm location: A social multi-criteria evaluation framework. *Energy Policy*, 35(3), 1564–1583.
152. Garcia, M. C., Szogi, A. A., Vanotti, M. B., Chastain, J. P., & Millner, P. D. (2009). Enhanced solid-liquid separation of dairy manure with natural flocculants. *Bioresource Technology*, 100(22), 5417–5423. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2008.11.012>
153. Gawęda, D., & Haliniarz, M. (2021). Grain Yield and Quality of Winter Wheat Depending on Previous Crop and Tillage System. *Agriculture* 2021, Vol. 11, Page 133, 11(2), 133. <https://doi.org/10.3390/AGRICULTURE11020133>
154. Gawęł, E., & Żurek, J. (2003). Wartość pokarmowa wybranych odmian lucerny. *Biuletyn IHAR*, 225, 167–174.
155. Gellatly, K., & Dennis, D. T. (2011). Plant Biotechnology and GMOs. *Comprehensive Biotechnology*, Second Edition, 4, 10–22. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00272-5>
156. Gendron, M., Roberson, D., van der Vyver, J. M., & Barrett, L. F. (2014). Perceptions of emotion from facial expressions are not culturally universal: evidence from a remote culture. *Emotion*, 14(2), 251–262.

157. Georgescu-Roegen, N. (1975). Energy and Economic Myths. *Southern Economic Journal*, 41(3), 347. <https://doi.org/10.2307/1056148>
158. Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., & Tempio, G. (2013). Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities.
159. Gilfillan, D., & Marland, G. (2021). CDIAC-FF: global and national CO₂ emissions from fossil fuel combustion and cement manufacture: 1751–2017. *Earth System Science Data*, 13, 1667–1680.
160. GIOŚ. (2018). Stan Środowiska w Polsce Raport 2018.
161. Glavič, P., Lesjak, M., & Hirsbak, S. (2012). European Training Course on Eco-Efficiency. 15th European Roundtable on Sustainable Consumption and Production (15th ERSCP).
162. Global Methane Initiative. (2020). Global emissions and mitigation opportunities.
163. Gołasa, P. (2019). Ekonomiczne dylematy związane z ochroną klimatu z uwzględnieniem rolnictwa. Wydawnictwo SGGW.
164. Gómez-Limón, J. A., Picazo-Tadeo, A. J., & Reig-Martínez, E. (2012). Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia. *Land Use Policy*, 29(2), 395–406. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.08.004>
165. Górka, Kazimierz, Poskrobko, B., & Radecki, W. (2001). Ochrona środowiska." PWE, Warszawa. PWE.
166. Górka, Kazimierz. (2007). Wdrażanie koncepcji rozwoju zrównoważonego i trwałego. *Ekonomia i Środowisko*, nr 2 (32), 8–20.
167. Gowdy, J., & O'Hara, S. (1997). Weak sustainability and viable technologies. *Ecological Economics*, 22(3), 239–247.
168. Gregory, J. M., Church, J. A., Boer, G. J., Dixon, K. W., Flato, G. M., Jaxett, D. R., Lowe, J. A., O'Farrell, S. P., Roeckner, E., Russell, G. L., Stouffer, R. J., & Winton, M. (2001). Comparison of results from several AOGCMs for global and regional sea-level change 1900-2100. *Climate Dynamics*, 18(3–4), 223–240. <https://doi.org/10.1007/S003820100180/METRICKS>
169. Grzesiuk, K. (2014). Powstanie i ewolucja modelu homo economicus. *Roczniki Ekonomii i Zarządzania / Towarzystwo Naukowe Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego Jana Pawła II*, 6(2), 253–288. https://www.researchgate.net/publication/283288448_Powstanie_i_ewolucja_modelu_homo_economicus?utm_source=chatgpt.com
170. Guarino, M., Fabbri, C., Brambilla, M., Valli, L., & Navarotto, P. (2006). Evaluation of simplified covering systems to reduce gaseous emissions from livestock manure storage. *Transactions of the ASABE*, 49(3), 737–747. <https://doi.org/10.13031/2013.20481>
171. GUS. (2019). Zwierzęta gospodarskie w 2018 roku.
172. GUS. (2021a). Powszechny Spis Rolny 2020. Wyniki ostateczne.
173. GUS. (2021b). Rolnictwo w 2020 r. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/rolnictwo/rolnictwo-w-2020-r,14,5.html>
174. Gutes, M. C. (1996). The concept of weak sustainability. *Ecological Economics*, 17(3), 147–156.
175. Gutry-Korycka, M. (2003). Long-term tendencies of water circulation in the protected lowland Lasica River catchment. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology*, 03(3), 351–358.

176. Hansen, E. M., & Djurhuus, J. (1997). Yield and N uptake as affected by soil tillage and catch crop. *Soil & Tillage Research*, 42, 241–252.
177. Harasim, A. (2001). *Podstawy żywienia i zasady nawożenia roślin*. PWN.
178. Harris, J. M. (2003). *Sustainability and sustainable development (Encycloped)*. Eolss Publishers.
179. Harris, Jonathan M. (2000). *Basic Principles of Sustainable Development*. <http://ase.tufts.edu/gdae>
180. Heilbroner, R. (1993). Was Schumpeter right after all?." *Journal of Economic Perspectives* 7.3 (1993): 87-96. *Journal of Economic Perspectives*, 7.3, 87–96.
181. Hicks, J. R. (1978). Notes and Comments: Capital, Expectations and the Market Process (Review Note). *South African Journal of Economics*, 46(4), 269–271.
182. Hindriks, J., & Myles, G. D. (2004). *Intermediate Public Economics*.
183. Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M. L., & Sommer, S. G. (2010). Solid—liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 2009 30:1, 30(1), 153–180. <https://doi.org/10.1051/AGRO/2009010>
184. Holka, M., & Bieńkowski, J. (2020). Assessment of toxicity impacts of chemical protection of winter wheat, sugar beet and winter rape on aquatic ecosystems and humans. *Zemdirbyste – Agriculture*, 107(2), 131–138.
185. Holly, M. A., Larson, R. A., Powell, J. M., Ruark, M. D., & Aguirre-Villegas, H. (2017). Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 410–419. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2017.02.007>
186. Hołubowicz-Kliza, G. (2006). *Uprawa poplonów (Instrukcja upowszechnieniowa nr 120)*.
187. Hristov, A. N., Oh, J., Firkins, J. L., Dijkstra, J., Kebreab, E., Waghorn, G., & Tricarico, J. M. (2013). Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *Journal of Animal Science*, 91(11), 5070–5094.
188. Huang, W. (2024). *Nitrogen Fixation in Legumes: Genetic Mechanisms and Agricultural Applications*. CropSci Publisher, 7(2).
189. Huang, Y., Li, L., & Yu, Y. (2018). Does urban cluster promote the increase of urban eco-efficiency? Evidence from Chinese cities. *Journal of Cleaner Production*, 197, 957–971. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.06.251>
190. Hughes, J., Pearson, E., & Grafenauer, S. (2022). Legumes—A Comprehensive Exploration of Global Food-Based Dietary Guidelines and Consumption. *Nutrients*, 14(15), 3080. <https://doi.org/10.3390/NU14153080>
191. Huijsmans, J. F. M., Schröder, J. J., Mosquera, J., Vermeulen, G. D., Ten Berge, H. F. M., & Neeteson, J. J. (2016). Ammonia emissions from cattle slurries applied to grassland: Should application techniques be reconsidered? *Soil Use and Management*, 32, 109–116. <https://doi.org/10.1111/SUM.12201>
192. Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005). Eco-efficiency and its terminology. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 43–46. <https://doi.org/10.1162/108819805775247891>
193. Hyland, J. J., Jones, D. L., Parkhill, K. A., Barnes, A. P., & Williams, A. P. (2015). Farmers' perceptions of climate change: identifying types. *Agriculture and Human Values*, 33(2), 323–339. <https://doi.org/10.1007/S10460-015-9608-9>
194. IAFE. (2021). *Protein Crop Market in Poland*.

195. IEA. (2020). Outlook for biogas and biomethane. Prospects for organic growth.
196. IERiGŻ. (2022). Analiza sytuacji w rolnictwie w latach 2015–2022.
197. IISD. (2018). Eco-efficiency. International Institute for Sustainable Development. <https://www.iisd.org/topics/responsible-business>
198. IISD. (2020). Still Only One Earth: Lessons from 50 years of UN sustainable development diplomacy – Stockholm and the birth of environmental diplomacy.
199. Ikerd, J. E. (1997). Toward an Economics of Sustainability. Dept of Agricultural Economics, University of Missouri. <http://web.missouri.edu/ikerdj/papers/econ-sus.htm>
200. Illge, L., & Schwarze, R. (2009). A matter of opinion – How ecological and neoclassical environmental economists think about sustainability and economics. *Ecological Economics*, 68(3), 594–604.
201. Ingram, J. (2010). Technical and social dimensions of farmer learning: An analysis of the emergence of reduced tillage systems in England. *Journal of Sustainable Agriculture*, 34(2), 183–201. <https://doi.org/10.1080/10440040903482589>
202. Intriligator, M. D. (1971). *Mathematical Optimization and Economic Theory*. N.J.: Prentice-Hall.
203. IPCC. (1990). *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment* (J. T. Houghton, G. J. Jenkins, & J. J. Ephraums (eds.)).
204. IPCC. (1996). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (J. T. Houghton, L. G. Meira Filho, B. Lim, K. Treanton, & D. J. GriggS (eds.)). OECD / IEA.
205. IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
206. IPCC. (2019a). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*.
207. IPCC. (2019b). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*.
208. IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the IPCC*.
209. Iqbal, A., Khalil, I. A., Ateeq, N., & Sayyar Khan, M. (2006). Nutritional quality of important food legumes. *Food Chemistry*, 97(2), 331–335. <https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2005.05.011>
210. Iribarren, D., Vázquez-Rowe, I., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2010). Further potentials in the joint implementation of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Science of The Total Environment*, 408(22), 5265–5272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.078>
211. ISO. (2006). *ISO 14044. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-3>
212. ISO. (2012). *ISO 14045:2012 Environmental management - Eco-efficiency assessment of product systems - Principles, requirements and guidelines*. <https://www.iso.org/standard/43262.html>
213. Jager, W., Janssen, M. A., de Vries, H. J. M., de Greef, J., & Vlek, C. A. J. (2000). Behaviour in commons dilemmas: Homo economicus and Homo psychologicus in an ecological-economic model. *Ecological Economics*, 35, 357–379. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00220-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00220-2)

214. Jakubczyk, Z. (1993). Wybrane problemy optymalizacji wykorzystania zasobów nieodnawialnych i odnawialnych. In S. Czaja, B. Fiedor, & Z. Jakubczyk (Eds.), *Ekologiczne uwarunkowania wzrostu gospodarczego w ujęciu współczesnej teorii ekonomii* (pp. 220–236). Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko.
215. Jarosz, Z., & Faber, A. (2015). Możliwości ograniczenia emisji rolniczych z uprawy pszenicy przeznaczonej na cele paliwowe. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 2(88), 75–83.
216. Jarosz, Z., & Faber, A. (2017). Szacowanie zmian w sekwestracji węgla w glebach w zależności od systemu uprawy. *Aktualny Stan Problematyki Ochrony Środowiska i Zmian Klimatu w Sektorze Rolnictwa*, 19–46. [http://www.izoo.krakow.pl/czasopisma/monografie/1-monografia-Aktualny-stan\(2017\).pdf](http://www.izoo.krakow.pl/czasopisma/monografie/1-monografia-Aktualny-stan(2017).pdf)
217. Jasiewicz, C., & Baran, A. (2006). Rolnicze źródła zanieczyszczenia wód – biogeny. *Journal of Elementology*, 11(3), 367–377.
218. Jasiński, R., Galant-Gołębiowska, M., Nowak, M., Ginter, M., Kurzawska, P., Kurtyka, K., & Maciejewska, M. (2021). Case Study of Pollution with Particulate Matter in Selected Locations of Polish Cities. *Energies* 2021, Vol. 14, Page 2529, 14(9), 2529. <https://doi.org/10.3390/EN14092529>
219. Jaworowski, Z. (1999). *The Global Warming Folly*. 21st Century Science and Technology, 7(1), 31–41.
220. Jędrośka, J. (2001). *Prawo ochrony środowiska*. PWN.
221. Jeżewski, R. (2024). Zielony ład - lepsza przyszłość czy ideologiczne szaleństwo? <https://www.salon24.pl/u/rjezewski/1371126%2Czielony-lad-lepsza-przyszlosc-czy-ideologiczne-szalenstwo?>
222. Joachimiak-Lechman, K. (2014). Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA) i rachunek kosztów cyklu życia (LCC). *Aspekty porównawcze*. *Ekonomia i Środowisko*, 1(48).
223. Jollands, A. N. (2003). An ecological economics of eco-efficiency-theory, interpretations and applications.
224. Jollands, N., Lermitt, J., & Patterson, M. (2004). Aggregate eco-efficiency indices for New Zealand - A principal components analysis. *Journal of Environmental Management*, 73(4), 293–305. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.07.002>
225. Jørgensen, K., & Jensen, L. S. (2009). Chemical and biochemical variation in animal manure solids separated using different commercial separation technologies. *Bioresource Technology*, 100(12), 3088–3096. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2009.01.065>
226. JRC, & BAT. (2016). Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs (IRPP) – Draft 2, rozdz. 4.11.2.2 „Application of a rigid cover to slurry storage”.
227. Kaczor, A. (2016). Wypoczynek krów w oborach wolnostanowiskowych boksowych. Część II. *Wiadomości Zootechniczne*, 4, 111–117.
228. Kagan, A. (2011). Oddziaływanie rolnictwa na środowisko naturalne. *Zagadnienia Ekonomiki Rolnej*, 3.
229. Kaliński, J. (2021). Węgiel w polsko-radzieckich stosunkach gospodarczych. *UR Journal of Humanities and Social Sciences*, 20(3), 91–112.
230. Kałuża, H. (2009). Świadomość ekologiczna rolników a zrównoważony rozwój rolnictwa. *Journal of Agribusiness and Rural Development*, 3(12), 63–71.

231. Kamerschen, D. R., McKenzie, R. B., & Nardinelli, C. (1991). *Ekonomia [Economy]*. Fundacja Gospodarcza NSZZ „Solidarność”.
232. Karaczun, Z. M., & Sobolewski, M. (2010). Negocjacje klimatyczne – konferencja COP 15 i porozumienie Copenhagen Accord.
233. Kasztelan, A., Nowak, A., & Hawlena, J. (2019). Green Growth in Agriculture in the European Union: Myth or Reality? *European Research Studies Journal*, 22(4), 35–48.
234. Kebreab, E., Bannink, A., Pressman, E. M., Walker, N., Karagiannis, A., van Gastelen, S., & Dijkstra, J. (2023). A meta-analysis of effects of 3-nitrooxypropanol on methane production, yield, and intensity in dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 106(2), 927–936. <https://doi.org/10.3168/jds.2022-22211>
235. Kinley, R. D., Martinez-Fernandez, G., Matthews, M. K., de Nys, R., Magnusson, M., & Tomkins, N. W. (2020). Mitigating the carbon footprint and improving productivity of ruminant livestock agriculture using a red seaweed. *Journal of Cleaner Production*, 259, 120836. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.120836>
236. Kleiber, M. (2011). *Ekoefektywność Technologii*. Wydawnictwo Naukowe Instytutu Technologii Eksploatacji – Państwowego Instytutu Badawczego.
237. Klimiuk, E., & Łebkowska, M. (2003). *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Uniwersytetu M. Kopernika.
238. KOBiZE. (2014). Krajowy raport inwentaryzacyjny 2014 (NIR-2014-PL v1.3).
239. KOBiZE. (2015). Wartości opałowe i wskaźniki emisji w roku 2012 do raportowania w ramach Wspólnotowego Systemu Handlu Uprawnieniami do Emisji za rok 2015. <https://www.kobize.pl/pl/article/2014/id/560/wartosci-opalowe-wo-i-wskazniki-emisji-co2-we-w-roku-2012-do-raportowania-w-ramach-wspolnotowego-systemu-handlu-uprawnieniami-do-emisji-za-rok-2015>
240. KOBiZE. (2021a). Polska net-zero 2050. Mapa drogowa osiągnięcia wspólnotowych celów polityki klimatycznej dla Polski do 2050 r.
241. KOBiZE. (2021b). Raport z rynku CO₂ – kwiecień 2021 (Nr 109).
242. KOBiZE. (2024). Poland’s National Inventory Report 2024, Greenhouse Gas Inventory for 1988-2023.
243. Komorowska, D. (2014). Prawidłowości rozwoju rolnictwa a rozwój współczesnego rolnictwa. *Zeszyty Naukowe SGGW – Problemy Rolnictwa Światowego*, 14(3), 98–110.
244. Komuda, J. (2021). Dwie dekady rozwoju polskiego rolnictwa.
245. Korporowicz, V. (2003). Dostęp do usług medycznych jako element rozwoju społeczno-ekonomicznego. In W. J. Osiński (Ed.), *Wzrost gospodarczy i rozwój społeczny jako paradygmaty współczesności* (pp. 57–72). Oficyna Wydawnicza SGH.
246. Koskela, M. (2015). Measuring eco-efficiency in the Finnish forest industry using public data. *Journal of Cleaner Production*, 98, 316–327. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.042>
247. Kowalczyk, S., & Kwasek, M. (2020). Jakość żywności na polskim rynku – zagrożenia i sposoby ich eliminacji. *Zagadnienia Ekonomiki Rolnej*, 364(3), 75–100.
248. Kozuchowski, K. (2012). *Meteorologia i klimatologia*. Wydawnictwo Naukowe PWN.

249. Kraska, P., Andruszczak, S., Gierasimiuk, P., & Wesołowska-Trojanowska, M. (2024). Wpływ podpowierzchniowego wnoszenia nawozu mineralnego na plon, skład chemiczny ziarna oraz wybrane właściwości gleby w warunkach bezpłużnej uprawy pszenicy ozimej. *Agronomy Science*, 78(3), 47–78. <https://doi.org/10.24326/AS.2023.5089>
250. Krasowicz, S. (2005). Cechy rolnictwa zrównoważonego. In *Koncepcja badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym. Ekonomiczne i społeczne uwarunkowania rozwoju polskiej gospodarki żywnościowej po wstąpieniu Polski do Unii Europejskiej* 11 (pp. 23–78). IERiGŻ.
251. Krawczyk, W., & Walczak, J. (2010). Potencjał biogeny obornika jako źródło emisji amoniaku i zagrożenia środowiska. *Roczniki Naukowe Zootechniki*, 37(2), 187–193.
252. Krejcie, R. V., & Morgan, D. W. (1970). *Determining sample size for research activities*. *Educational and Psychological Measurement*, 30(3), 607–610. <https://doi.org/10.1177/001316447003000308>
253. Kucharski, M., & Sienkiewicz-Cholewa, U. (2023). Wpływ adiuwantów na mobilność azotu i herbicydów w glebie. *Przemysł Chemiczny*, T. 102, nr 4(4), 376–380. <https://doi.org/10.15199/62.2023.4.6>
254. Kundzewicz, Z. (2008). Mitigation of Climate Change Climate Change 2022 Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Kosmos, Problemy Nauk Biologicznych*, 57(3–4), 241–249. www.ipcc.ch
255. Kuosmanen, T., & Kortelainen, M. (2005). Measuring eco-efficiency of production with data envelopment analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 59–72. <https://doi.org/10.1162/108819805775247846>
256. Kurt, O. K., Zhang, J., & Pinkerton, K. E. (2016). Pulmonary Health Effects of Air Pollution. *Current Opinion in Pulmonary Medicine*, 22(2), 138. <https://doi.org/10.1097/MCP.0000000000000248>
257. Kwon, H., Liu, X., Xu, H., & Wang, M. (2021). Greenhouse gas mitigation strategies and opportunities for agriculture. *Agronomy Journal*, 113(6), 4639–4647. <https://doi.org/10.1002/AGJ2.20844>
258. Latruffe, L., & Desjeux, Y. (2016). Common Agricultural Policy support, technical efficiency and productivity change in French agriculture. *Review of Agricultural, Food and Environmental Studies*, 97(1), 15–28. <https://doi.org/10.1007/s41130-016-0007-4>
259. Lee, J., Wardhani, R., Shin, J., Lee, S., Lee, Y., & Ahn, H. (2025). Effectiveness of Floating Covers in Mitigating Ammonia and Hydrogen Sulfide Emissions from Lab-Scale Swine Slurry Pits. *Sustainability (Switzerland)*, 17(1), 374. <https://doi.org/10.3390/SU17010374/S1>
260. Leontief, W. W. (1941). *The Structure of the American Economy, 1919–1929: An Empirical Application of Equilibrium Analysis*. Harvard University Press.
261. Leso, L., Barbari, M., Lopes, M. A., Damasceno, F. A., Galama, P., Taraba, J. L., & Kuipers, A. (2020). Invited review: Compost-bedded pack barns for dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 103(2), 1072–1099. <https://doi.org/10.3168/JDS.2019-16864>
262. Lim, T. T., Jin, Y., Ni, J. Q., & Heber, A. J. (2012). Field evaluation of biofilters in reducing aerial pollutant emissions from a commercial pig finishing building.

- Biosystems Engineering, 112(3), 192–201.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOSYSTEMSENG.2012.04.001>
263. Lin, J., Li, Y., Wang, W., Cui, S., & Wei, X. (2010). An eco-efficiency-based urban sustainability assessment method and its application. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 17(4), 356–361.
<https://doi.org/10.1080/13504509.2010.493070>
 264. Liu, Z. (2015). Carbon Footprint of Livestock Production.
 265. Łojewski, S. (1995). *Ekonomia środowiska*. Wydawnictwo Uczelniane ATR.
 266. Łopatka, A., Siebielec, G., & Smreczak, B. (2021). Zasobność gleb w podstawowe składniki oraz zanieczyszczenie gleby i wód azotanami. In *Zagrożenia dla jakości gleb w Polsce* (pp. 77–90). IUNG-PIB.
 267. Lowe, J. A., Gregory, J. M., & Flather, R. A. (2001). Changes in the occurrence of storm surges around the United Kingdom under a future climate scenario using a dynamic storm surge model driven by Hadley Centre climate models. *Climate Dynamics*, 18(3–4), 179–188. <https://doi.org/10.1007/S003820100163/METRICS>
 268. Loyon, L., Guiziou, F., Picard, S., Saint-Cast, P., Loyon, L., Guiziou, F., Picard, S., & Saint-Cast, P. (2016). Farm-Scale Applicability of Three Covers (Peat, Polystyrene Balls and Synthetic Sheet Roof) to Reduce Ammonia Emissions from Pig Slurry Storage. *Agricultural Sciences*, 7(6), 396–406.
<https://doi.org/10.4236/AS.2016.76041>
 269. Lozano, S., Iribarren, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2009). The link between operational efficiency and environmental impacts. *Science of The Total Environment*, 407(5), 1744–1754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.062>
 270. Lueddeckens, S., Saling, P., & Guenther, E. (2020). Temporal issues in life cycle assessment—a systematic review. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(8), 1385–1401. <https://doi.org/10.1007/S11367-020-01757-1/TABLES/1>
 271. Maciejczak, M. (2009). Rolnictwo i obszary wiejskie źródłem dóbr publicznych – przegląd literatury. *Zeszyty Naukowe SGGW – Ekonomika i Organizacja Gospodarki Żywnościowej*, 75, 121–134.
 272. MacLeod, M. (2015). Cost-Effectiveness of Greenhouse Gas Mitigation Measures for Agriculture: A Literature Review. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, no. 89.
 273. Mączak, A. (1981). *Encyklopedia historii gospodarczej Polski (Issues I–II)*. Instytut Historii Kultury Materialnej Polskiej Akademii Nauk. <https://doi.org/0023-5881>
 274. Maj-Kałośńska, A. (2021). Jak zmniejszyć emisję amoniaku? ŁÓDR w Bratoszewicach. https://www.kalendarzrolnikow.pl/10397/jak-zmniejszyc-emisje-amoniaku-zalecenia-eksperta?utm_source=chatgpt.com
 275. Majewski, E., & Perepeczko, B. (2001). Rolnicy – ich postawy i poglądy. In E. Majewski (Ed.), *Jakość zarządzania w gospodarstwach rolniczych w Polsce w świetle badań* (pp. 164–184). Wydawnictwo SGGW.
 276. Majewski, E. (2008). *Trwały Rozwój i Trwałe Rolnictwo: Teoria a Praktyka Gospodarstw Rolniczych - Sustainable development and sustainable agriculture. Theory and practice of agricultural farms*. Wydawnictwo SGGW. https://www.ksiegarnia-ekonomiczna.com.pl/modules.php?name=Sklep&plik=lista&nazwa=opis&nr_kat_al=9788372449610&hthost=1&store_id=2

277. Majewski, E., Sulewski, P., & Wąs, A. (2016). Potencjał i uwarunkowania produkcji biogazu rolniczego w Polsce. Wydawnictwo SGGW.
278. Majewski, E., Sulewski, P., & Wąs, A. (2018). Ewolucja Wspólnej Polityki Rolnej Unii Europejskiej w kontekście wyzwań Trwałego Rozwoju. Wydawnictwo SGGW.
279. Malthus, T. (2007). Prawo Ludności. Jirafa Roja.
280. Mancebo, F., & Sachs, I. (2015). Transitions to Sustainability. Springer. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-94-017-9532-6>
281. Manello, A. (2012). Efficiency and productivity in presence of undesirable outputs. University of Bergamo.
282. Marcos-Pérez, M., Sánchez-Navarro, V., & Zornoza, R. (2023). Soil Greenhouse Gas Emissions in Intercropped Systems Between Melon and Cowpea. Spanish Journal of Soil Science, 13, 11368. <https://doi.org/10.3389/SJSS.2023.11368/TEXT>
283. Marshall, A. (1890). Principles of economics, by Alfred Marshall. Macmillan and Company.
284. Marszałkowicz, T. (1986). Metody programowania optymalnego w rolnictwie. PWE.
285. Martínez-Dalmau, J., Berbel, J., & Ordóñez-Fernández, R. (2021). Nitrogen Fertilization. A Review of the Risks Associated with the Inefficiency of Its Use and Policy Responses. Sustainability 2021, Vol. 13, Page 5625, 13(10), 5625. <https://doi.org/10.3390/SU13105625>
286. Massé, D. I., Masse, L., Claveau, S., Benchaar, C., & Thomas, O. (2008). Methane Emissions from Manure Storages. Transactions of the ASABE, 51(5), 1775–1781. <https://doi.org/10.13031/2013.25311>
287. Mathot, M., Decruyenaere, V., Lambert, R., & Stilmant, D. (2016). Deep litter removal frequency rate influences on greenhouse gas emissions from barns for beef heifers and from manure stores. Agriculture, Ecosystems & Environment, 233, 94–105. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.08.022>
288. Matthews, A. (2021). The European Green Deal and agriculture: Opportunities and challenges. EuroChoices, 20(1), 6–12.
289. Maxime, D., Marcotte, M., & Arcand, Y. (2006). Development of eco-efficiency indicators for the Canadian food and beverage industry. Journal of Cleaner Production, 14(6–7), 636–648. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.015>
290. May, S., Romberger, D. J., & Poole, J. A. (2012). Respiratory Health Effects of Large Animal Farming Environments. Journal of Toxicology and Environmental Health. Part B, Critical Reviews, 15(8), 524. <https://doi.org/10.1080/10937404.2012.744288>
291. Meadows, D., Meadows, D., Randers, J., & Behrens III, W. (1972). The limits to growth. Universe Books. https://books.google.pl/books?hl=pl&lr=&id=gOlgDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA25&dq=meadows+1972&ots=ab5Xn0HsrY&sig=LZoAuZgM9lpi9sTuBUOy0cuPVgY&redir_esc=y#v=onepage&q=meadows+1972&f=false
292. Michel, J., Weiske, A., & Möller, K. (2010). The effect of biogas digestion on the environmental impact and energy balances in organic cropping systems using the life-cycle assessment methodology. Renewable Agriculture and Food Systems, 25(3), 204–218. <https://doi.org/10.1017/S1742170510000062>

293. Mielcarek-Bocheńska, P., & Rzeźnik, W. (2021). Greenhouse Gas Emissions from Agriculture in EU Countries—State and Perspectives. *Atmosphere* 2021, Vol. 12, Page 1396, 12(11), 1396. <https://doi.org/10.3390/ATMOS12111396>
294. Mill, J. (1965). *Zasady ekonomii politycznej i niektóre jej zastosowania do filozofii społecznej*: Tom 1. PWN.
295. Misselbrook, T. H., & Powell, J. M. (2005). Influence of Bedding Material on Ammonia Emissions from Cattle Excreta. *Journal of Dairy Science*, 88(12), 4304–4312. [https://doi.org/10.3168/JDS.S0022-0302\(05\)73116-7](https://doi.org/10.3168/JDS.S0022-0302(05)73116-7)
296. Misselbrook, T., Hunt, J., Perazzolo, F., & Provololo, G. (2016). Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Slurry Storage: Impacts of Temperature and Potential Mitigation through Covering (Pig Slurry) or Acidification (Cattle Slurry). *Journal of Environmental Quality*, 45(5), 1520–1530. <https://doi.org/10.2134/JEQ2015.12.0618>
297. MODR. (2025). Kalkulacje kosztów produkcji. <https://www.modr.mazowsze.pl/notowania-i-kalkulacje-cenowe/kalkulacje-kosztow>
298. Mohankumar Sajeev, E. P., Winiwarter, W., & Amon, B. (2018). Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Different Stages of Liquid Manure Management Chains: Abatement Options and Emission Interactions. *Journal of Environmental Quality*, 47(1), 30–41. <https://doi.org/10.2134/JEQ2017.05.0199>
299. Mohsen, M. K., Ali, M. F., Gaafar, H. M., Al-Sakka, T. S., Aboelenin, S. M., Soliman, M. M., & Dawood, M. A. O. (2021). Impact of Dry Sugar Beet Pulp on Milk Production, Digestibility Traits, and Blood Constituents of Dairy Holstein Cows. *Animals: An Open Access Journal from MDPI*, 11(12), 3496. <https://doi.org/10.3390/ANI11123496>
300. Møller, H. B., Sommer, S. G., & Ahring, B. K. (2002). Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresour. Technol.*, 85(3), 189–196.
301. Moreau, T. L., Moore, J., & Mullinix, K. (2012). Mitigating Agricultural Greenhouse Gas Emissions: A Review of Scientific Information for Food System Planning. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 2(2), 237–246. <https://doi.org/10.5304/jafscd.2012.022.007>
302. Moreno-García, M., Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Ordóñez-Fernández, R., González-Sánchez, E. J., & Carbonell-Bojollo, R. M. (2024). Long-Term Effects of No-Tillage on Arthropod Biodiversity in Rainfed and Irrigated Annual Crops. *Agronomy* 2024, Vol. 14, Page 2192, 14(10), 2192. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY14102192>
303. Moss, R. H., Schneider, S. H., & Yohe, G. W. (2000). Adaptation to climate change: An agenda for the future. *Global Environmental Change*, 10(2), 199–213.
304. MRiRW. (2023). *Polska wieś i rolnictwo 2023. Raport z badania (Raport PWiR)*.
305. Mrówczyńska-Kamińska, A., Bajan, B., Pawłowski, K. P., Genstwa, N., & Zmyślona, J. (2021). Greenhouse gas emissions intensity of food production systems and its determinants. *PLOS ONE*, 16(4), e0250995. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0250995>
306. Müller, K., Holmes, A., Deurer, M., & Clothier, B. E. (2015). Eco-efficiency as a sustainability measure for kiwifruit production in New Zealand. *Journal of Cleaner Production*, 106, 333–342. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.049>

307. Nevison, C., & Parker, W. (2020). California Autism Prevalence by County and Race/Ethnicity: Declining Trends Among Wealthy Whites. *Journal of Autism and Developmental Disorders*, 50(11), 4011–4021. <https://doi.org/10.1007/S10803-020-04460-0/FIGURES/4>
308. Newell-Price, J. P., Harris, D., Taylor, M., Williams, J. R., Anthony, S. G., Duethmann, D., Gooday, R. D., Lord, E. I., Chambers, B. J., Chadwick, D. R., & Misselbrook, T. H. (2011). *itigation Methods – User Guide: An inventory of mitigation methods and guide to their effects on diffuse water pollution, greenhouse gas emissions and ammonia emissions from agriculture* (Defra Project WQ0106).
309. Ngwabie, N. M., Jeppsson, K. H., Gustafsson, G., & Nimmermark, S. (2011). Effects of animal activity and air temperature on methane and ammonia emissions from a naturally ventilated building for dairy cows. *Atmospheric Environment*, 45(37), 6760–6768. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2011.08.027>
310. Norkowski, J. M. (2013). *Problem świadomości z punktu widzenia medycyny, psychologii i filozofii*. Thaurus.
311. ODR. (2025). *Kalkulacje kosztów produkcji*. <https://odr.pl/doradztwo/ekonomika/kalkulacje-kosztow/>
312. OECD. (1998). *Ecoefficiency*.
313. OECD. (2011). *Resource Productivity in the G8 and the OECD A Report in the Framework of the Kobe 3R*. Oecd.
314. OECD. (2021). *Building Agricultural Resilience to Natural Hazard-induced Disasters: Insights from Country Case Studies*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/D515EF3D-EN>
315. Oh, J. (2019). Effects of *Saccharomyces cerevisiae*-based direct-fed microbials on ruminal fermentation and methane emission. *Journal of Dairy Science*, 102(7), 6231–6243.
316. Oliveira, M., Castro, C., Coutinho, J., & Trindade, H. (2021). Grain legume-based cropping systems can mitigate greenhouse gas emissions from cereal under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 313, 107406. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2021.107406>
317. Olkowski, T., Koniecko, A., & Przybylski, Ł. (2013). Wykorzystanie ciepła odpadowego ze schładzania mleka do ogrzewania wiejskiego budynku mieszkalnego. *Inżynieria Rolnicza*, 2(143), 245–252.
318. Ordóñez-Fernández, R., Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Márquez-García, J., Moreno-García, M., & Carbonell-Bojollo, R. M. (2018). Legumes used as cover crops to reduce fertilisation problems improving soil nitrate in an organic orchard. *European Journal of Agronomy*, 95, 1–13. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2018.02.001>
319. Oreskes, N. (2004). Beyond the ivory tower: The scientific consensus on climate change. *Science*, 306(5702), 1686.
320. Our World in Data. (2022). *CO₂ and Greenhouse Gas Emissions*. <https://ourworldindata.org/greenhouse-gas-emissions>
321. Pajewski, T., & Gołębowska, B. (2018). *Rolnictwo a środowisko: efekty zewnętrzne w systemach produkcji rolnej*. Wydawnictwo SGGW.
322. Pang, J., Chen, X., Zhang, Z., & Li, H. (2016). Measuring Eco-Efficiency of Agriculture in China. *Sustainability*, 8(4), 398. <https://doi.org/10.3390/su8040398>

323. Pappa, A., & Kioutsioukis, I. (2021). Forecasting Particulate Pollution in an Urban Area: From Copernicus to Sub-Km Scale. *Atmosphere* 2021, Vol. 12, Page 881, 12(7), 881. <https://doi.org/10.3390/ATMOS12070881>
324. Pawlak, J. (2012). Efektywność nakładów energii w rolnictwie polskim. *Roczniki Naukowe Ekonomii Rolnictwa i Rozwoju Obszarów Wiejskich*, 99(1), 121–128. <https://doi.org/10.22630/RNR.2012.99.1.12>
325. Pawlak, K. (2017). Znaczenie wymiany bilateralnej w handlu zagranicznym produktami rolno-spożywczymi UE i USA. *Zeszyty Naukowe SGGW w Warszawie - Problemy Rolnictwa Światowego*, 17(2), 199–210. <https://doi.org/10.22630/PRS.2017.17.2.39>
326. Pawłowski, K. P., & Sołtysiak, G. (2024). The Potential Impact of the European Green Deal on Farm Production in Poland. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 11080, 16(24), 11080. <https://doi.org/10.3390/SU162411080>
327. Peer, G., Bonn, A., Bruelheide, H., Dieker, P., Eisenhauer, N., Feindt, P. H., Hagedorn, G., Hansjürgens, B., Herzon, I., Lomba, Â., Marquard, E., Moreira, F., Nitsch, H., Oppermann, R., Perino, A., Röder, N., Schleyer, C., Schindler, S., Wolf, C., ... Lakner, S. (2020). Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges. *Nature*, 2(2), 305–316.
328. Pearce, D., Barbier, E., & Markandya, A. (1990). *Sustainable Development. Economics and Environment in the Third World*.
329. Peças, P., Götze, U., Bravo, R., Richter, F., & Ribeiro, I. (2018). Methodology for selection and application of eco-efficiency indicators fostering decision-making and communication at product level-the case of molds for injection molding. In *Advanced Applications in Manufacturing Engineering* (pp. 1–52). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102414-0.00001-X>
330. Pereira, C. P., Prata, D. M., Santos, L. S., & Monteiro, L. P. C. (2018). Development of eco-efficiency comparison index through eco-indicators for industrial applications. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 35(1), 69–89. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20180351s20160370>
331. Perepeczko, B. (2011). Świadomość ekologiczna mieszkańców i ich postawy proekologiczne (eng. Ecological awareness of the inhabitants and their pro-ecological attitudes). In A. Bałtomiuk (Ed.), *Uwarunkowania zrównoważonego rozwoju gmin objętych siecią Natura 2000 w świetle badań empirycznych* (eng. Conditions for the sustainable development of municipalities included in the Natura 2000 network in the light of empirical research) (pp. 187–212). IRWiR PAN.
332. Pérez-Botella, E., Valencia, S., & Rey, F. (2022). Zeolites in Adsorption Processes: State of the Art and Future Prospects. *Chemical Reviews*, 122(24), 17647–17695. <https://doi.org/10.1021/ACS.CHEMREV.2C00140>
333. Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J. W., & Common, M. (2003). *Natural Resources and Environmental Economics* (3rd ed.). Pearson Education Limited.
334. Petty, S. W. (1899). *The Economic Writings of Sir William Petty: Political arithmetick* 1676. University Press. https://books.google.pl/books?id=KNQoAAAAYAAJ&dq=petty+1676&lr=&hl=pl&source=gbs_navlinks_s
335. Pezzey, J. (1989). *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*. W.P. 15. The World Bank.

336. Pezzey, John. (1992). Sustainability: An Interdisciplinary Guide. *Environmental Values*, 1(4), 321–362. <https://www.jstor.org/stable/30301329>
337. Picazo-Tadeo, A. J., Gómez-Limón, J. A., & Reig-Martínez, E. (2011). Assessing farming eco-efficiency: A Data Envelopment Analysis approach. *Journal of Environmental Management*, 92(4), 1154–1164. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.025>
338. Pietrzak, S. (2009). Kształtowanie obiegu azotu w makro- i mikrosystemach rolniczych. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 9(3(27)), 143–158.
339. Pietrzak, S. (2013). Bilansowanie składników nawozowych i gospodarowanie nawozami naturalnymi, a ochrona jakości wody. Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie.
340. Pietrzak, S. (2017). Zanieczyszczenie wód azotem i fosforem ze źródeł rolniczych i kierunki działań na rzecz ich ochrony. www.itp.edu.pl
341. Pigou, A. C. (1924). *The Economics of Welfare*. Transaction Publishers.
342. Pinas, A. (2021). Możliwości ograniczenia emisji amoniaku podczas stosowania azotowych nawozów mineralnych. MODR. <https://www.modr.pl/ochrona-klimatu/strona/mozliwosci-ograniczenia-emisji-amoniaku-podczas-stosowania-azotowych-nawozow?>
343. Pincus, M., Rajgopal, S., & Venkatachalam, M. (2007). The accrual anomaly: International evidence. *Accounting Review*, 82(1), 169–203.
344. Pishgar-Komleh, S. H., Zylowski, T., Rozakis, S., & Kozyra, J. (2020). Efficiency under different methods for incorporating undesirable outputs in an LCA+DEA framework: A case study of winter wheat production in Poland. *Journal of Environmental Management*, 260, 110–138. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110138>
345. Plater, L. (1807). *Gopodarstwo leśne*. Zawadzki, Wilno.
346. Poczta, W., Gradziuk, P., Matyka, M., & Sadowski, A. (2023). Potential Changes in Land Use and Plant Production in Poland in the Context of Implementing the European Green Deal. *Regional Barometer. Analyses & Prognoses*, 19(2), 7–22. <https://doi.org/10.56583/BR.2303>
347. Pomykała, A., & Raczyński, J. (2020). Europejski Zielony Ład dla Unii Europejskiej i jej mieszkańców. TTS, 12.
348. Popkiewicz, M., Kardaś, A., & Malinowski, S. (2019). *Nauka o klimacie*. Post Factum.
349. Poskrobko, B. (2011). Od ekorozwoju do ekonomii zrównoważonego rozwoju. *Ekonomia i Środowisko*, nr 2 (40), 240–267.
350. Prandecki, K., & Sadowski, M. (2010). *Międzynarodowa ewolucja ochrony środowiska*. LAM – Wydawnictwo Akademii Finansów.
351. Prandecki, K. (2007). Ochrona środowiska w teorii ekonomii. *Ekonomia i Środowisko*, 2, 21–35.
352. Prandecki, K., Gajos, E., & Buks, J. (2015). Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (32) Efekty zewnętrzne i dobra wspólne w rolnictwie-identyfikacja problemu. Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej - Państwowy Instytut Badawczy. <https://depot.ceon.pl/handle/123456789/9237>
353. Prandecki, K., Wrzaszcz, W., & Zieliński, M. (2021). Environmental and climate challenges to agriculture in Poland in the context of objectives adopted in the

- European Green Deal strategy. *Sustainability*, 13(18), 10318. <https://doi.org/10.3390/su131810318>
354. Pretty, J., & Bharucha, Z. P. (2014). Sustainable intensification in agricultural systems. *Annals of Botany*, 114(8), 1571–1596. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu205>
 355. Prior, S. A., Reicosky, D. C., Reeves, D. W., Runion, G. B., & Raper, R. L. (2000). Residue and tillage effects on planting implement-induced short-term CO₂ and water loss from a loamy sand soil in Alabama. *Soil and Tillage Research*, 54(3–4), 197–199. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00092-6)
 356. PRS. (2020). Final Assumptions, E3-Modelling.
 357. PWN. (2020). homeostaza ekosystemu. <https://encyklopedia.pwn.pl/haslo/homeostaza-ekosystemu;3912480.html>
 358. Pyka, A., & Prettnner, K. (2018). Economic Growth, Development and Innovation: Tha Transformation Towards a Knowledge-Based Bioeconomy. In *Bioeconomy. Shaping the Transition to a Sustainable Biobased Economy*. University of Hohenheim: Springer Open.
 359. Pyrka, M., Jeszke, R., Boratyński, J., Witajewski-Baltvilks, J., Antosiewicz, M., Tatarewicz, I., Rabiega, W., Wąs, A., Lewarski, M., Skwierz, S., Rosłaniec, M., Lizak, S., Zborowska, I., Chodor, M., Kobus, P., Cygler, M., Gorzałczyński, A., Tylka, A., Lewarska, I., Mzyk, P., & Sekuła, M. (2024). VIEEW on EU ETS 2050: Exploring synergies between the EU ETS and other EU climate policy measures – carbon removal, hydrogen, and sectoral transport policy. Institute of Environmental Protection – National Research Institute / National Centre for Emissions Management (KOBiZE).
 360. Qi, Z., Dong, Y., He, M., Wang, M., Li, Y., & Dai, X. (2021). Coated, Stabilized Enhanced-Efficiency Nitrogen Fertilizers: Preparation and Effects on Maize Growth and Nitrogen Utilization. *Frontiers in Plant Science*, 12, 792262. <https://doi.org/10.3389/FPLS.2021.792262/BIBTEX>
 361. Quéré, C., Andrew, R., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P., Ivar Korsbakken, J., Peters, G., Canadell, J., Arneeth, A., Arora, V., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Ciais, P., Chini, L., Ciais, P., Doney, S., ... Zheng, B. (2018). Global Carbon Budget 2018. *Earth System Science Data*, 10(4), 2141–2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>
 362. Quintarelli, V., Radicetti, E., Allevato, E., Stazi, S. R., Haider, G., Abideen, Z., Bibi, S., Jamal, A., & Mancinelli, R. (2022). Cover Crops for Sustainable Cropping Systems: A Review. *Agriculture* 2022, Vol. 12, Page 2076, 12(12), 2076. <https://doi.org/10.3390/AGRICULTURE12122076>
 363. Quinton, A. (2019). The Role Greenhouse Gas Emissions From Cows Play in Climate Change. CLEAR Center. https://clear.ucdavis.edu/news/role-cows-greenhouse-gas-emissions-play-climate-change-0?utm_source=chatgpt.com
 364. Ramli, N. A., & Munisamy, S. (2013). Modeling undesirable factors in efficiency measurement using data envelopment analysis: A review. *Journal of Sustainability Science and Management*, 8(1), 126–135. https://www.researchgate.net/publication/286124571_Modeling_undesirable_factors_in_efficiency_measurement_using_data_envelopment_analysis_A_review
 365. Ramos, S. C., Jeong, C. D., Mamuad, L. L., Kim, S. H., Son, A. R., Miguel, M. A., Islam, M., Cho, Y. Il, & Lee, S. S. (2021). Enhanced RUMINAL fermentation

- parameters and altered rumen bacterial community composition by formulated rumen buffer agents fed to dairy cows with a high-concentrate diet. *Agriculture (Switzerland)*, 11(6), 554. <https://doi.org/10.3390/AGRICULTURE11060554/S1>
366. Rechul, H. (2004). Zasoby naturalne - jak bliska jest bariera dostępności? *Wokół Energetyki*, 4.
 367. Redclift, M. (2005). Sustainable development (1987-2005): An oxymoron comes of age. *Sustainable Development*, 13(4), 212–227. <https://doi.org/10.1002/sd.281>
 368. Reinhard, S., Knox Lovell, C. A., & Thijssen, G. J. (2000). Environmental efficiency with multiple environmentally detrimental variables; estimated with SFA and DEA. *European Journal of Operational Research*, 121(2), 287–303. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(99\)00218-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(99)00218-0)
 369. Ricardo, D. (1821). *On the Principles of Political Economy and Taxation*. J. Murray.
 370. Ritchie, H., & Roser, M. (2022). Ukraine: Energy Country Profile. *Our World in Data*. <https://ourworldindata.org/energy/country/ukraine>
 371. Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
 372. Rogall, H. (2010). *Ekonomia zrównoważonego rozwoju. Teoria i Praktyka*. Wydawnictwo ZYSK I S-KA.
 373. Rojek, A., Kuczyńska, A., Palak, D., Kostka, A., Mrowiec, M., & Rejmak, A. (2017). Analiza stężeń azotanów w wodach podziemnych Polski. *Przegląd Geologiczny*, 65(2), 11–12.
 374. Romeiro, A. R. (2011). Sustainable development: an ecological economics perspective AdemAr ribeiro romeiro. *Estudos Avançados*, 26(74).
 375. Romeiro, A. R. (2012). Sustainable development: an ecological economics perspective. *Estudos Avançados*, 26(74), 65–92. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142012000100006>
 376. Røpke, I. (2004). The early history of modern ecological economics. *Ecological Economics*, 50(3–4), 293–314.
 377. Roque, B. M., Venegas, M., Kinley, R. D., De Nys, R., Duarte, T. L., Yang, X., & Kebreab, E. (2021). Red seaweed (*Asparagopsis taxiformis*) supplementation reduces enteric methane by over 80 percent in beef steers. *PLOS ONE*, 16(3), e0247820. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0247820>
 378. Ross, M. L. (2013). How the 1973 Oil Embargo Saved the Planet. <https://www.foreignaffairs.com/articles/north-america/2013-10-15/how-1973-oil-embargo-saved-planet>
 379. Rotko, J. (2001). „Ekologiczna” reforma podatkowa w Republice Federalnej Niemiec. In R. Mastalski (Ed.), *Księga jubileuszowa Profesora Marka Mazurkiewicza*. Oficyna Wydawnicza „Unimex”.
 380. Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, 82 E-Suppl. https://doi.org/10.2527/2004.8213_SUPPLE119X

381. Rotz, C. Alan, Stout, R. C., Holly, M. A., & Kleinman, P. J. A. (2020). Regional environmental assessment of dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 103(4), 3275–3288. <https://doi.org/10.3168/JDS.2019-17388>
382. Runowski, H. (2007). Poszukiwanie równowagi ekonomiczno-ekologicznej i etycznej w produkcji mleka. *Roczniki Nauk Rolniczych Seria G*, 93(2), 13–26.
383. Ruppel, C. D. (2017). The interaction of climate change and methane hydrates.
384. Rütting, T., Aronsson, H., & Delin, S. (2018). Efficient use of nitrogen in agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 110(1), 1–5. <https://doi.org/10.1007/S10705-017-9900-8/METRICS>
385. Rybczewska-Błazejowska, M., & Gierulski, W. (2018). Eco-Efficiency Evaluation of Agricultural Production in the EU-28. *Sustainability*, 10(12), 4544. <https://doi.org/4544.10.3390/su10124544>
386. Rybka, K., & Joniec, W. (2016). Pompy ciepła – przykłady pozyskiwania ciepła odpadowego. *Rynek Instalacyjny*, 4, 46–48.
387. Sachs, I. (2011). *La Troisième Rive. A la Recherche de l'Écodéveloppement*. François Bourin Editeur. <https://www.wuw.pl/product-pol-463-Trzeci-brzeg-W-poszukiwaniu-ekorozwoju.html>
388. Sadowski, B. (2006). *Biologiczne mechanizmy zachowania się ludzi i zwierząt*. Wydawnictwo Naukowe PWN.
389. Saling, P., Kicherer, A., Dittrich-Krämer, B., Wittlinger, R., Zombik, W., Schmidt, I., Schrott, W., & Schmidt, S. (2002). Eco-efficiency analysis by BASF: The method. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(4), 203–218. <https://doi.org/10.1007/BF02978875>
390. Samson-Bręk, I. (2011). Zastosowanie metody oceny cyklu życia LCA do oszacowania wpływu na środowisko wytwarzania paliwa biogazowego do silników spalinyowych. *Archiwum Motoryzacji*, 2.
391. Samuelson, P. A. (1998). How Foundations Came to Be. *Journal of Economic Literature*, 36(3), 1375–1386.
392. Samuelson, P. A., & Nordhaus, W. D. (1995). *Economics*. McGraw-Hill.
393. Samuelson, P. A., & Nordhaus, W. D. (2004). *Ekonomia* (16. wyd., T. 1). Wydawnictwo Naukowe PWN.
394. Samuelson, P. A., & Nordhaus, W. D. (2006). *Economics* (18th international ed.). Tata McGraw Hill.
395. Sarkar, S. (2005). *Biodiversity and Environmental Philosophy: An Introduction*. Cambridge University Press.
396. Sarna, I., & Ferdyn-Grygierek, J. (2021). Sorpcja amoniaku na modyfikowanych materiałach sorpcyjnych. *Współczesne Problemy Ochrony Środowiska i Energetyki 2020*, 123–132. <https://www.researchgate.net/publication/383211790>
397. Satterthwaite, D. (2006). *Barbara Ward and the Origins of Sustainable Development*. International Institute for Environment and Development. www.iied.org
398. Saunio, M., Jackson, R. B., Bousquet, P., Poulter, B., & Canadell, J. G. (2016). The growing role of methane in anthropogenic climate change. *Environmental Research Letters*, 11(12), 120207. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/120207>
399. Saunio, M., R. Stavert, A., Poulter, B., Bousquet, P., G. Canadell, J., B. Jackson, R., A. Raymond, P., J. Dlugokencky, E., Houweling, S., K. Patra, P., Ciais, P., K.

- Arora, V., Bastviken, D., Bergamaschi, P., R. Blake, D., Brailsford, G., Bruhwiler, L., M. Carlson, K., Carrol, M., ... Zhuang, Q. (2020). The global methane budget 2000-2017. *Earth System Science Data*, 12(3), 1561–1623. <https://doi.org/10.5194/ESSD-12-1561-2020>
400. Say, J. B., Giełżyński, W., & Czernecki, S. (1960). *Traktat o ekonomii politycznej czyli prosty wykład sposobu, w jaki się tworzą, rozdzielają i spożywają bogactwa*. PWN.
 401. Schaltegger, S., & Burritt, R. (2000). *Contemporary environmental accounting. Issues, concepts and practice*. Routledge.
 402. Schaltegger, Stefan, & Synnestvedt, T. (2002). The link between ‘green’ and economic success: environmental management as the crucial trigger between environmental and economic performance. *Journal of Environmental Management*, 65(4), 339–346. <https://doi.org/10.1006/JEMA.2002.0555>
 403. Schmidt, I. (2003). *Managing Socio-Efficiency of Products and Processes – Further Development of the BASF Eco-Efficiency Analysis by the Social Sustainability Dimension*. Oikos PhD Summer Academy 2003 “Sustainability Management, Marketing and Consumption”. <https://www.basf.com/global/en/who-we-are/sustainability/we-drive-sustainable-solutions/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis.html>
 404. Schmidt, I., Meurer, M., Saling, P., Kicherer, A., Reuter, W., & Gensch, C.-O. (2004). *Managing Sustainability of Products and Processes with the Socio-Eco-Efficiency Analysis by BASF*. In *Greener Management International* (pp. 79–94). Greenleaf Publishing. <https://doi.org/10.2307/greemanainte.45.79>
 405. Searchinger, T., Waite, R., Hanson, C., Ranganathan, J., & Dumas, P. (2021). *Opportunities to reduce methane emissions from global agriculture*. World Resources Institute.
 406. Serrano-Silva, N., Sarria-Guzmán, Y., Dendooven, L., & Luna-Guido, M. (2014). Methanogenesis and Methanotrophy in Soil: A Review. *Pedosphere*, 24(3), 291–307. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60016-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60016-3)
 407. Seyfang, G., & Jordan, A. (2002). “Mega” Environmental Conferences: Vehicles for Effective, Long-Term Environmental Planning? In S. Stokke & O. Thommesen (Eds.), *Yearbook of International Cooperation on Environment and Development* (pp. 19–26). Earthscan.
 408. Siemiński, J. L. (2008). Idea “Rozwoju zrównoważonego i trwałego” obszarów wiejskich w Polsce na tle innych koncepcji. *Ujęcie planistyczne (Część I)*. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 02, 7–25.
 409. Sigurnjak, I., Vaneekhaute, C., Michels, E., Ryckaert, B., Ghekiere, G., Tack, F. M. G., & Meers, E. (2017). Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for three consecutive years. *Science of The Total Environment*, 599–600, 1885–1894. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.05.120>
 410. Siitonen, S., Tuomaala, M., & Ahtila, P. (2010). Variables affecting energy efficiency and CO2 emissions in the steel industry. *Energy Policy*, 38(5), 2477–2485. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.12.042>
 411. Singer, S. F., & Avery, D. T. (2007). *Unstoppable Global Warming: Every 1500 Years*. Rowman & Littlefield Publishers.

412. Słupik, S. (2020). Gospodarka cyrkularna jako wyzwanie dla zrównoważonego rozwoju Unii Europejskiej. *Zeszyty Naukowe Politechniki Częstochowskiej. Zarządzanie*, 39, 90–101.
413. Smith-Spangler, C., Brandeau, M. L., Hunter, G. E., Clay Bavinger, J., Pearson, M., Eschbach, P. J., Sundaram, V., Liu, H., Schirmer, P., Stave, C., Olkin, I., & Bravata, D. M. (2012). Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives?: A systematic review. *Annals of Internal Medicine*, 157(5), 348–366. <https://doi.org/10.7326/0003-4819-157-5-201209040-00007>
414. Smith, A. (2007). *Badania nad naturą i przyczynami bogactwa narodów*. PWN. <https://ksiegarnia.pwn.pl/Badania-nad-natura-i-przyczynami-bogactwa-narodow-Tom-1,68738858,p.html>
415. Smurzyńska, A., Dach, J., Dworecki, Z., & Czekala, W. (2016). Emisje gazowe podczas gospodarki gnojowicą. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 19(1), 109–125.
416. Smurzyńska, Anna, Dach, J., & Szulc, R. (2015). Influence of different slurry treatment technologies for methane emissions after application of slurry to the soil. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus*, 14(3), 165–174. <https://doi.org/10.15576/ASP.FC/2015.14.3.165>
417. Spash, C. L. (2011). Social ecological economics: Understanding the past to see the future. *American Journal of Economics and Sociology*, 70(2), 340–375.
418. Spindler, E. (2013). The History of Sustainability The Origins and Effects of a Popular Concept. In I. Jenkins & R. Schröder (Eds.), *Sustainability in Tourism*. Springer Gabler, Wiesbaden.
419. Spooner, D. J. (1984). The Southern Problem, the Neapolitan Problem and Italian regional policy. *Geographical Journal*, 150, 11–26.
420. Stagnari, F., Maggio, A., Galieni, A., & Pisante, M. (2017). Multiple benefits of legumes for agriculture sustainability: an overview. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 4(2).
421. Steensma, A. K., Shachar-Hill, Y., & Walker, B. J. (2023). The carbon-concentrating mechanism of the extremophilic red microalga *Cyanidioschyzon merolae*. *Photosynthesis Research*, 156(2), 247–264. <https://doi.org/10.1007/S11120-023-01000-6>
422. Stefenoni, H. A., Räisänen, S. E., Cueva, S. F., Wasson, D. E., Lage, C. F. A., Melgar, A., Fetter, M. E., Smith, P., Hennessy, M., Vecchiarelli, B., Bender, J., Pitta, D., Cantrell, C. L., Yarish, C., & Hristov, A. N. (2021). Effects of the macroalga *Asparagopsis taxiformis* and oregano leaves on methane emission, rumen fermentation, and lactational performance of dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 104(4), 4157–4173.
423. Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sorlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855–1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
424. Stępczak, K. (1987). *Ochrona i kształtowanie środowiska: podręcznik dla zasadniczej szkoły zawodowej*. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne.
425. Stiglitz, J. E. (2004). *Ekonomia sektora publicznego*. Wydawnictwo Naukowe PWN. <https://ksiegarnia.pwn.pl/Ekonomia-sektora-publicznego,68422390,p.html>

426. Story, P. A., & Forsyth, D. R. (2008). Watershed conservation and preservation: Environmental engagement as helping behavior. *Journal of Environmental Psychology*, 28(4), 305–317.
427. Sulewski, P. (2007). Strategie realizowane przez rolników w rodzinnych gospodarstwach towarowych. Wydawnictwo SGGW.
428. Sulewski, P., & Gołaś, M. (2019). Environmental awareness of farmers and farms' characteristic. *Problems of Agricultural Economics*, 361(4), 55–81. <https://doi.org/10.30858/zer/115186>
429. Sulewski, P., Kłoczko-Gajewska, A., & Sroka, W. (2018). Relations between Agri-Environmental, Economic and Social Dimensions of Farms' Sustainability. *Sustainability*, 10(12), 4629. <https://doi.org/10.3390/su10124629>
430. Sulewski, P., Majewski, E., & Wąs, A. (2018). Wspomaganie zrównoważonego rolnictwa: potencjał redukcji emisji gazów cieplarnianych – przypadek produkcji biogazu rolniczego w Polsce. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 20, 662–680.
431. Sulewski, P., Wąs, A., Kłoczko-Gajewska, A., Kobus, P., Pogodzińska, K., & Gołaś, M. (2020). Ekoefektywność towarowych gospodarstw rolnych w Polsce. Wydawnictwo SGGW.
432. Sulewski, P., Wąs, A., Kobus, P., Pogodzińska, K., Szymańska, M., & Sosulski, T. (2020). Farmers' Attitudes towards Risk—An Empirical Study from Poland. *Agronomy* 2020, Vol. 10, Page 1555, 10(10), 1555. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY10101555>
433. Szałaj, K. (2025). Rolnicy alarmują: niebezpieczna żywność wjeżdża do Polski. Chcą badań każdej ciężarówki. *Tygodnik Poradnik Rolniczy*. <https://www.tygodnik-rolniczy.pl/wiadomosci-rolnicze/komenatrze-rolnikow/rolnicy-alarmuja-niebezpieczna-zywnosc-wjezdza-do-polski-chca-badan-kazdej-ciezarowki-2539151?>
434. Szulc, R., & Myszko, A. (2010). Wstępne schładzanie udojonego mleka a redukcja emisji dwutlenku węgla. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 55(2), 94–96.
435. Szwejkowska, A., & Szwejkowski, J. (2003). Botanika. Tom I – Morfologia. Wydawnictwo Naukowe PWN.
436. Tambone, F., Orzi, V., D'Imporzano, G., & Adani, F. (2017). Solid and liquid fractionation of digestate: Mass balance, chemical characterization, and agronomic and environmental value. *Bioresource Technology*, 243, 1251–1256. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.07.130>
437. Tang, J., Li, W., Wei, T., Huang, R., & Zeng, Z. (2024). Patterns and Mechanisms of Legume Responses to Nitrogen Enrichment: A Global Meta-Analysis. *Plants*, 13(22), 3244. <https://doi.org/10.3390/PLANTS13223244/S1>
438. Tegtmeier, E. M., & Duffy, M. D. (2004). External costs of agricultural production in the United States. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 2(1), 1–20.
439. Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., Ferreira De Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., & Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145–148. <https://doi.org/10.1038/NATURE02121;KWRD>

440. Thomson, J., & Jackson, T. (2007). Sustainable procurement in practice: Lessons from local government. *Journal of Environmental Planning and Management*, 50(3), 421–444.
441. Thorup-Kristensen, K., Magid, J., & Jensen, L. S. (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, 79, 227–302.
442. Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. In *Nature* (Vol. 418, Issue 6898, pp. 671–677). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
443. Trenkel, M. E. (2010). Slow- and Controlled Release and Stabilized Fertilizers in Agriculture. An Option for Enhancing Nutrient Use Efficiency in Agriculture. IFA, 2nd edition.
444. Triplett, G. B., & Dick, W. A. (2008). No-Tillage Crop Production: A Revolution in Agriculture! *Agronomy Journal*, 100(3 SUPPL.), S-153. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ2007.0005C>
445. Tubiello, F.;Salvatore, M. ., Córdor, R. ., Ferrara, A. ., Rossi, S. ., Biancalani, R. ., Federici, S. ., Jacobs, H. ., & Flammini, A. (2014). Agriculture , Forestry and Other Land Use Emissions by Sources and Removals by Sinks. In ESS Working Paper No.2. FAO. <https://doi.org/10.13140/2.1.4143.4245>
446. Tuckett, R. (2019). Greenhouse gases. In P. Worsfold, A. Townshend, C. Poole, & M. Miró (Eds.), *Encyclopedia of Analytical Science* (3rd ed., Vol. 4) (pp. 362–372). Elsevier.
447. Turner, R. K. K., Pearce, D., & Bateman, I. (1994). Environmental economics. An elementary introduction. In *Environmental economics: an elementary introduction*. The Johns Hopkins University Press.
448. Turner, R. K., Pearce, D., & Bateman, I. (1994). Environmental economics. An elementary introduction. The Johns Hopkins University Press.
449. Tyteca, D. (1996). On the measurement of the environmental performance of firms - A literature review and a productive efficiency perspective. *Journal of Environmental Management*, 46(3), 281–308. <https://doi.org/10.1006/jema.1996.0022>
450. U'Thant. (1969). Address delivered at the 2304th meeting of the United Nations General Assembly.
451. Uciński, M. (2022). Czy szczepionka dla krów może zmniejszyć emisję metanu? Hodowla i Chów Bydła. <https://holstein.pl/czy-szczepionka-dla-krow-moze-zmniejszyc-emisje-metanu/>
452. UN. (1972). Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment (Stockholm Declaration).
453. UN. (1992a). Report of the United Nations Conference on Environment and Development.
454. UN. (1992b). Rio Declaration on Environment and Development. United Nations Conference on Environment and Development (UNCED).
455. UN. (1993). United Nation Conference on Environment and Development, 1992. Paragraph 4.15.

456. UN. (1998). Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC).
457. UN. (2003). Johannesburg Declaration on Sustainable Development and Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development (U.N. Doc. A/CONF.199/20).
458. UN. (2009). Eco-efficiency Indicators: Measuring Resource-use Efficiency and the Impact of Economic Activities on the Environment. Sustainable Development Goals Knowledge Platform. <https://sustainabledevelopment.un.org/index.php?page=view&type=400&nr=785&menu=1515>
459. UN. (2012). The Future We Want: Outcome document of the United Nations Conference on Sustainable Development (Rio+20).
460. UN. (2013). World Economic and Social Survey 2013: Sustainable Development Challenges.
461. UN. (2015a). Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015; Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. General Assembly, Seventieth session. <https://doi.org/Distr. General 21 2015>
462. UN. (2015b). Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development.
463. UN. (2015c). Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development (A/RES/70/1).
464. UN. (2016). Paris Agreement. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC).
465. UN. (2017). The Sustainable Development Goals Report 2017.
466. UN. (2021). The Sustainable Development Goals Report 2021.
467. UNESCO. (2005). United Nations Decade of Education for Sustainable Development (2005–2014).
468. UNFCCC. (1998). Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change.
469. UNFCCC. (2009). Report of the Conference of the Parties on its fourteenth session, held in Poznań from 1 to 12 December 2008 (FCCC/CP/2008/7/Add.1).
470. UNFCCC. (2010). Report of the Conference of the Parties on its fifteenth session, held in Copenhagen from 7 to 19 December 2009 (FCCC/CP/2009/11/Add.1).
471. UNFCCC. (2011). Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010: Addendum. Part Two: Action taken by the Conference of the Parties at its sixteenth session (FCCC/CP/2010/7/Add.1).
472. USDA. (2020). International Agricultural Productivity. Economic Research Service.
473. van Gastelen, S., Bannink, A., & Dijkstra, J. (2019). Effect of silage characteristics on enteric methane emission from ruminants: A review and meta-analysis. *CAB Reviews*, 14(051).
474. Van Huylenbroeck, G., Vandermeulen, V., Mettepenningen, E., & Verspecht, A. (2007). Multifunctionality of Agriculture: A Review of Definitions, Evidence and Instruments. *Living Rev. Landscape Res.*, 1, 3. <http://www.agecon.ugent.be/vanhuylenbroecke.html>

475. Van Passel, S., Nevens, F., Mathijs, E., & Van Huylenbroeck, G. (2007). Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency. *Ecological Economics*, 62(1), 149–161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.06.008>
476. VanDevender, K. (2019). Solid-liquid manure separation. *Livestock and Poultry Environmental Learning Community*. <https://lpelc.org/solid-liquid-manure-separation/>
477. Vargas, J. J., Rotz, C. A., Montes, F., Holly, M. A., Thoma, G., & Kleinman, P. J. A. (2024). Net zero initiative in U.S. beef and dairy systems. 6(4), 045001.
478. Varian, H. (1995). *Microeconomics: average course*. Scientific publishing house PWN.
479. Vehkamäki, S. (2005). The concept of sustainability in modern times. In *Sustainable Use of Renewable Resources — from Principles to Practices* (Publicatio). University of Helsinki Department Ecology. <http://www.helsinki.fi/mmttk/mmeko/sunare>
480. Vorley, W., & Keeney, D. (1998). *Bugs in the System: Redesigning the Pesticide Industry for Sustainable Agriculture*. Earthscan Publications.
481. Wagner, M., & Lewandowski, I. (2018). Life-Cycle Sustainability Assessment. In *Bieconomy. Shaping the Transition to a Sustainable, Biobased Economy*. Springer, University of Hohenheim.
482. Waiz, H., Gautam, L., Nagda, R., & Sharma, M. (2018). Growth Performance of Sirohi Goats under Farm and Field Conditions in Southern Rajasthan. *International Journal of Livestock Research*, 8(5), 293. <https://doi.org/10.5455/IJLR.20171028071436>
483. Wan Mahiyuddin, W. R., Sahani, M., Aripin, R., Latif, M. T., Thach, T. Q., & Wong, C. M. (2013). Short-term effects of daily air pollution on mortality. *Atmospheric Environment*, 65, 69–79. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2012.10.019>
484. Wang, Q., Liu, J., & Zhu, H. (2018). Genetic and molecular mechanisms underlying symbiotic specificity in legume-rhizobium interactions. *Frontiers in Plant Science*, 9, 334639. <https://doi.org/10.3389/FPLS.2018.00313/BIBTEX>
485. Ward, B., & Dubos, R. J. (René J. (1972). *Only one earth : the care and maintenance of a small planet*. United Nations Conference on the Human Environment (1972 : Stockholm, Sweden). W.W. Norton.
486. Wąs, A. (2005). *Model optymalizacyjny rolnictwa (na przykładzie gminy Kobylnica)*. Wydawnictwo SGGW.
487. Wąs, A., Majewski, E., & Czekaj, S. (2014). Impacts of CAP “greening” on Polish farms. 727-2016–50235, 15. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.182699>
488. Wąs, A., Sulewski, P., & Szymańska, M. (2019). Biorafinerie rolnicze jako element trwałej gospodarki (eng. Agricultural biorefineries as an element of sustainable economy). Wydawnictwo SGGW.
489. Waydelin, C. W. (1994). Practical experience with reduced tillage farming. *Proceedings of EC Workshop II: Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European countries*. Giessen.
490. WBCSD. (1996). *Eco-efficient Leadership for Improved Economic and Environmental Performance*. World Business Council for Sustainable Development.

491. White, L. (1974). The historical roots of our ecologic crisis [with discussion of St Francis; reprint, 1967] *Ecology and Religion in History*. Harper and Row.
492. Wieliczko, B. (2006). *Polityka Unii Europejskiej wobec obszarów wiejskich*. In *Studia i Monografie* nr 134.
493. Wilkin, J. (2012). Czy badanie wielozawodowości rodzin rolniczych ma sens? *Więś i Rolnictwo*, 2(155), 146–149.
494. Wilkin, J. (2010). *Multifunctional agriculture Research trends, methodological basis and practical implications* scientific editor.
495. Willison, J. H. M., & Côté, R. P. (2009). Counting biodiversity waste in industrial eco-efficiency: fisheries case study. *Journal of Cleaner Production*, 17(3), 348–353. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.08.003>
496. WODR. (2025). Kalkulacje kosztów produkcji. <https://www.wodr.poznan.pl/doradztwo/ekonomika/kalkulacje-rolnicze-produkcji-roslinnej-oraz-zwierzecej-w-styczniu-2025>
497. Worku, D. (2024). Unraveling the genetic basis of methane emission in dairy cattle: a comprehensive exploration and breeding approach to lower methane emissions. *Animal Biotechnology*, 35(1), 2362677. <https://doi.org/10.1080/10495398.2024.2362677>
498. World Bank, & Ecofys & Vivid Economics. (2016). *State and trends of carbon pricing 2016*.
499. World Commission on Environment Development, & UN. (1987). *Our Common Future*.
500. World Resources Institute. (2020). *Climate Analysis Indicators Tool (CAIT): WRI's climate data explorer*. <https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions>
501. Woś, A. (1998). *Rolnictwo zrównoważone*. In *Encyklopedia agrobiznesu*. Fundacja Innowacja.
502. Wright, A. D., Kennedy, P., O'Neill, C. J., Toovey, A. F., Popovski, S., Rea, S. M., Pimm, C. L., & Klein, L. (2004). Reducing methane emissions in sheep by immunization against rumen methanogens. *Vaccine*, 22(31–32), 3976–3985.
503. Wrzaszcz, W., & Prandecki, K. (2020). Agriculture and the European Green Deal. *Zagadnienia Ekonomiki Rolnej / Problems of Agricultural Economics*, 365(4), 156–179. <https://doi.org/10.30858/zer/131841>
504. Wysocki, C., & Stawicka, J. (2005). Trawy na terenach zurbanizowanych (eng. Grasses in urban areas). In P. Goliński, S. Kozłowski, & B. Golińska (Eds.), *Grassland Science in Poland* (p. 232). Polskie Towarzystwo Łąkarskie.
505. Yan, X., Ying, Y., Li, K., Zhang, Q., & Wang, K. (2024). A review of mitigation technologies and management strategies for greenhouse gas and air pollutant emissions in livestock production. *Journal of Environmental Management*, 352, 120028. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.120028>
506. Yang, Y., Chen, W., Liu, G., Kong, Y., Wang, G., Yin, Z., Li, G., & Yuan, J. (2023). Effects of cornstalk and sawdust coverings on greenhouse gas emissions during sheep manure storage. *Waste Management*, 166, 104–114. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.04.034>
507. You, H. Y., & Wu, C. F. (2010). The Carbon Emission Efficiency of Land Use and Its Low-Carbon Optimization Based on the Perspective of Energy Consumption. *Journal of Natural Resources*, 25, 1875–1886.

508. Yue, P., Li, K., Hu, Y., Qiao, J., Song, Z., Wang, S., Misselbrook, T., & Zuo, X. (2025). The effect of nitrogen input on methane uptake in a wet and a dry year from a temperate desert steppe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 361. <https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2024.110327>
509. Yue, P., Li, K., Hu, Y., Qiao, J., Wang, S., Ma, X., Misselbrook, T., & Zuo, X. (2024). The effect of nitrogen input on N₂O emission depends on precipitation in a temperate desert steppe. *Science of the Total Environment*, 924. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.171572>
510. Zegar, J. (2010). Racjonalność w rachunku ekonomicznym rolnictwa. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Sectio H. Oeconomia*, 44(nr 1), 249–262.
511. Zhang, Bin, Wang, Z., Yin, J., & Su, L. (2012). CO₂ emission reduction within Chinese iron & steel industry: Practices, determinants and performance. *Journal of Cleaner Production*, 33, 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.04.012>
512. Zhang, Bing, Bi, J., Fan, Z., Yuan, Z., & Ge, J. (2008). Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A data envelopment analysis approach. *Ecological Economics*, 68(1–2), 306–316. <https://ideas.repec.org/a/eee/ecolec/v68y2008i1-2p306-316.html>
513. Zhang, J.-J., Liu, H., Xiao, Y., Zhang, X.-E., Zhou, N.-Y., Kamerbeek, M., Westphal, A. H., Boeren, S. A., Janssen, D. B., Fraaije, M. W., Van Berkel, W. J., & Bacteriol, J. (2009). Identification and Characterization of Catabolic para-Nitrophenol 4-Monooxygenase and para-Benzoquinone Reductase from *Pseudomonas* sp. Strain WBC-3. *Journal of Bacteriology*, 191(8), 2703–2710. <https://doi.org/10.1128/JB.01566-08>
514. Zięba, S. (2004). Historia myśli ekologicznej. *Katolicki Uniwersytet Lubelski*.
515. Ziętara, W., & Adamski, M. (2014). Skala produkcji, efektywność i konkurencyjność polskich gospodarstw wyspecjalizowanych w produkcji mleka. *Zagadnienia Ekonomiki Rolnej*, 1.
516. Zrałek, J. (2016). Ekonomia ekologiczna: rewizja teorii ekonomii w świetle koncepcji zrównoważonego rozwoju gospodarczego. *Studia Ekonomiczne. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego w Katowicach*, 303, 68–83.
517. Żylicz, T. (2004). *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*. PWE.
518. Żylicz, T. (2009). *Ekonomia ekologiczna*. Aura.

Spis tabel i rysunków

Rysunek 1. Schemat procesu badawczego i pozyskiwania danych	20
Rysunek 2. Schemat ilustrujący zastosowany sposób szacowania emisji gazów cieplarnianych (strumienie emisji)	31
Rysunek 3. Macierz priorytetyzacji wyboru metod redukujących emisję GHG	36
Rysunek 4. Roczna emisja dwutlenku węgla z paliw kopalnych i przemysłu w latach 1750-2021	66
Rysunek 5: Struktura globalna emisji gazów cieplarnianych według rodzaju gazów (emisja gazów wyrażona w ekwiwalencie CO ₂).....	66
Rysunek 6: Globalna emisja gazów cieplarnianych w ekwiwalencie CO ₂ od roku 1990	67
Rysunek 7: Emisje GHG w wybranych krajach w 2019 roku (w ekwiwalencie CO ₂)..	67
Rysunek 8: Udział poszczególnych sektorów gospodarki w emisjach GHG (świat, UE, Polska)	68
Rysunek 9: Źródła emisji GHG z rolnictwa w Polsce w 2022 roku	69
Rysunek 10. Emisja podtlenku azotu według kategorii źródeł w Polsce w 2022 roku..	69
Rysunek 11. Kategorie emisji podtlenku azotu z sektora rolnictwa w Polsce w 2022 roku	70
Rysunek 12. Emisja metanu według kategorii źródeł w 2022 roku w Polsce	70
Rysunek 13: Globalny bilans metanu w milionach ton CH ₄ , wartości średnie z 2017 roku	73
Rysunek 14: Globalna struktura źródeł antropogenicznych emisji metanu w 2020 roku	75
Rysunek 15. Elementy Europejskiego Zielonego Ładu	81
Rysunek 16. Warianty wymuszania redukcji emisji GHG w sektorze rolnictwa	87
Rysunek 17. Struktura badanej zbiorowości według poziomów wykształcenia	113
Rysunek 18. Struktura badanej zbiorowości według uczestnictwa w programach rolno-środowiskowych.....	113
Rysunek 19. Średnia ocena rolników dotycząca wpływu działalności rolniczej na wybrane elementy środowiska	119
Rysunek 20. Rozkład ocen wpływu produkcji rolniczej na wybrane elementy środowiska według badanych rolników (ocena w skali 0 – brak wpływu; 5 – bardzo silny wpływ)	120
Rysunek 21. Przeciętna ocena potrzeby podejmowania dodatkowych działań poprawiających stan środowiska naturalnego w wybranych aspektach w opinii badanych rolników	124
Rysunek 22. Rozkład ocen rolników wobec potrzeby dodatkowych działań poprawiających stan środowiska naturalnego (w skali 0 - niepotrzebne żadne działania; 5 - działania bardzo potrzebne).....	124
Rysunek 23. Średnia ocena rolników dotycząca wpływu na środowisko naturalne wskazanych rodzajów zanieczyszczeń/emisji generowanych w gospodarstwach respondentów	128
Rysunek 24. Rozkład ocen w zakresie wpływu wskazanych oddziaływań na środowisko naturalne (ocena w skali 0 – brak wpływu; 5 – bardzo silny wpływ)	128
Rysunek 25. Średnia ocena szkodliwego wpływu wskazanych gazów cieplarnianych według badanych rolników (skala 0-5)	131
Rysunek 26. Rozkład ocen (dokonanych przez badanych rolników) na temat szkodliwości wskazanych gazów cieplarnianych	131

Rysunek 27. Rozkład odpowiedzi rolników w odniesieniu do deklarowanej chęci wdrożenia w gospodarstwie wskazanych działań redukujących emisje GHG w produkcji zwierzęcej	136
Rysunek 28. Rozkład odpowiedzi rolników w odniesieniu do deklarowanej chęci wdrożenia w gospodarstwie wskazanych działań redukujących emisje GHG w produkcji zwierzęcej	139
Rysunek 29. Rozkład odpowiedzi rolników w odniesieniu do deklarowanej chęci wdrożenia w gospodarstwie wskazanych działań redukujących emisje GHG dotyczących rozwiązań technicznych i technologicznych.....	143
Rysunek 30. Szczegółowa struktura źródeł emisji GHG w analizowanych gospodarstwach wg grup wg grup gospodarstw zróżnicowanych skalą chowu zwierząt	149
Rysunek 31. Poziom efektywności wyrażony relacją dochodu rolniczego do łącznych emisji GHG wg skali chowu (zł/kg CO ₂ eq).....	155
Rysunek 32. Efekt wdrożenia „metod redukcyjnych” w analizowanych scenariuszach	170
Rysunek 33. Efektywność metod redukcji mierzona kosztem zwiększenia produkcji o 1 zł (wartość kosztów wdrożenia metod redukcyjnych / zwiększenie produkcji między scenariuszem „limit bez dostosowań” a „limit +metody redukcyjne”).....	175
Rysunek 34. Zmiany poziomu emisji GHG (CO ₂ eq) (globalnie na gospodarstwo i na 1 litr mleka) w badanej grupie gospodarstw modelowych w wyniku realizacji rozważanych scenariuszy	179

Tabela 1. Pogłowie krów w Polsce według skali chowu w czerwcu 2019 roku	17
Tabela 2. Struktura próby według skali chowu krów (wielkości stada) przy założonej liczebności	18
Tabela 3. Rozkład badanej próby według województw i skali chowu krów przy założonej liczebności próby	18
Tabela 4. Założenia przyjęte na etapie obliczania emisji GHG z fermentacji jelitowej z uwzględnieniem grup wiekowych zwierząt oraz zakładana średnia waga zwierząt	25
Tabela 5. Zakładane poziomy współczynnika konwersji metanu (MCF) dla różnych systemów utrzymania zwierząt i temperatury według IPCC.....	26
Tabela 6. Zakładane współczynniki emisji EF ₃ w zależności od systemu zarządzania odchodami.....	27
Tabela 7. Charakterystyka zakładanych scenariuszy redukcji emisji GHG w gospodarstwach modelowych	34
Tabela 8. Charakterystyka metod redukcji emisji gazów cieplarnianych uwzględnionych w modelu	37
Tabela 9. Podstawowe typy wskaźników efektywności	54
Tabela 10. Zestawienie przykładowych wskaźników wykorzystywanych do oceny efektywności w różnych branżach.....	56
Tabela 11. Porównanie klasyfikacji emisji gazów cieplarnianych według IPCC i FAO 72	
Tabela 12. Krańcowe koszty redukcji emisji według KOBiZE w zależności od scenariusza w perspektywie roku 2030 i 2050	86
Tabela 13. Ocena metod i praktyk sprzyjających emisji GHG w produkcji roślinnej ..	109
Tabela 14. Ocena metod i praktyk sprzyjających emisji GHG w produkcji zwierzęcej	110

Tabela 15. Ocena metod i praktyk sprzyjających emisji GHG w rozwiązaniach technicznych i technologicznych	111
Tabela 16. Podstawowe cechy gospodarstw objętych badaniem.....	113
Tabela 17. Charakterystyka badanej zbiorowości gospodarstw w układzie wojewódzkim	114
Tabela 18. Struktura wykształcenia rolników w województwach w ujęciu procentowym	114
Tabela 19. Komentarze badanych rolników na temat wpływu działalności rolniczej na środowisko naturalne (pytanie otwarte, dobrowolne odpowiedzi)	119
Tabela 20. Macierz korelacji (Spearmana) dla ocen wpływu działalności rolniczej na wskazane elementy środowiska naturalnego	121
Tabela 21. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „ogólny wskaźnik świadomości środowiskowej rolnika”	122
Tabela 22. Porównanie średnich wartości „wskaźnika ogólnej świadomości środowiskowej” w obrębie wybranych grup gospodarstw	123
Tabela 23. Macierz korelacji (Spearmana) dla ocen dotyczących potrzeby podejmowania dodatkowych działań ochronnych w odniesieniu do wskazanych elementów środowiska naturalnego.....	125
Tabela 24. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „ogólny wskaźnik potrzeby działań”	126
Tabela 25. Średnie wartości "ogólnego wskaźnika potrzeby działań" według wybranych grup.....	126
Tabela 26. Macierz korelacji (Spearmana) dla ocen dotyczących wpływu różnych procesów związanych z działalnością gospodarstw rolnych (należących do badanych rolników) na środowisko naturalne	129
Tabela 27. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „świadomość szczegółowych oddziaływań”	130
Tabela 28. Średnie wartości wskaźnika „świadomości szczegółowych oddziaływań”	130
Tabela 29. Macierz korelacji dla ocen szkodliwości wskazanych gazów cieplarnianych	132
Tabela 30. Wyniki regresji wielorakiej dla zmiennej „ocena szkodliwości GHG”	132
Tabela 31. Średnie wartości wskaźnika „oceny szkodliwości GHG”	133
Tabela 32. Poziom korelacji (Spearmana) pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami świadomości ekologicznej	135
Tabela 33. Średnia wartość „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” według grup rolników deklarujących różną postawę wobec zastosowania wskazanych metod redukcji emisji GHG z produkcji zwierzęcej	138
Tabela 34. Średnia wartość „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” według grup rolników deklarujących różną postawę wobec zastosowania wskazanych metod redukcji emisji GHG z produkcji roślinnej	141
Tabela 35. Średnia wartość „syntetycznego wskaźnika świadomości środowiskowej” według grup rolników deklarujących różną postawę wobec zastosowania wskazanych metod redukcji emisji GHG o charakterze technicznym i technologicznym	144
Tabela 36. Wybrane elementy charakterystyki badanych (modelowych) gospodarstw według skali chowu krów	147
Tabela 37. Przeciętny poziom i ogólne struktura emisji GHG według grup gospodarstw zróżnicowanych skalą chowu zwierząt.....	148

Tabela 38. Macierz korelacji między poziomem emisji GHG w analizowanych gospodarstwach a podstawowymi parametrami charakterystyki produkcyjnej	150
Tabela 39. Przeciętny poziom jednostkowych emisji GHG w analizowanych gospodarstwach.....	152
Tabela 40. Wybrane wskaźniki ekoefektywności badanych gospodarstw.....	154
Tabela 41. Symulowany poziom opłat emisyjnych przeciętnie na gospodarstwo oraz w przeliczeniu na 1 litr mleka	156
Tabela 42. Poziom i zmiany kosztów w scenariuszu opłaty oraz udział „opłat za emisję” w całkowitych kosztach gospodarstw wg skali chowu (przy założeniu ceteris paribus)	157
Tabela 43. Zmiany dochodu rolniczego i relacji dochodu do produkcji w wyniku wprowadzenia „opłat emisyjnych” w wyodrębnionych grupach gospodarstw	158
Tabela 44. Symulowane zmiany poziomu kosztów i produkcji w wyniku wprowadzenia „opłat emisyjnych” w wariancie optymalizacji na tle wartości bazowych	159
Tabela 45. Wskaźnik relacji kosztów do wartości produkcji w scenariuszu „opłat emisyjnych” na tle scenariusza bazowego w wariancie z optymalizacją i bez*.....	160
Tabela 46. Wpływ optymalizacji na dochód rolniczy w scenariuszu „opłat emisyjnych”	160
Tabela 47. Poziom kosztów emisji GHG (opłaty plus koszty metod redukcyjnych) według skali chowu i poziomu opłat emisyjnych	163
Tabela 48. Zmiany łącznego poziomu kosztów w wyniku wdrożenia metod redukcji emisji GHG	164
Tabela 49. Zmiany poziomu dochodu rolniczego w wyniku wdrożenia metod redukcji GHG	165
Tabela 50. Jednostkowe koszty redukcji emisji GHG w analizowanych gospodarstwach na tle opłat emisyjnych.....	167
Tabela 51. Zmiany emisji GHG przeciętnie na gospodarstwo rolne w zależności od rozważanego scenariusza.....	169
Tabela 52. Zmiany poziomu produkcji w analizowanych gospodarstwach w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”	172
Tabela 53. Zmiany w poziomie kosztów w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”	173
Tabela 54. Zmiany poziomu dochodu w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”	176
Tabela 55. Zmiany poziomu emisji GHG (CO ₂ eq) w analizowanych w wyniku wdrożenia scenariusza „limit emisji”	178
Tabela 56. Ekoefektywność analizowanych gospodarstw w rozważanych scenariuszach polityki klimatycznej (wartość produkcji na 1 kg emisji CO ₂ eq)	181
Tabela 57. „Ekoefektywność dochodowa” analizowanych gospodarstw w rozważanych scenariuszach	184

Aneks 1

Opinia na temat środowiska i działań pro- środowiskowych

Szanowni Państwo,

Nazywam się *Marlena Golaś* – jestem studentką studiów doktoranckich na Wydziale Ekonomicznym Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Zwracam się do Państwa z serdeczną prośbą o udzielenie odpowiedzi na pytania ankiety. Zgromadzone informacje będą wykorzystane do przygotowania pracy doktorskiej pt. „*Ekonomiczne skutki redukcji emisji gazów cieplarnianych w gospodarstwach mlecznych w Polsce*”.

1. Proszę ocenić wpływ produkcji rolniczej na środowisko. Oceń w skali od 0 (brak negatywnego wpływu) do 5 (wpływ silnie negatywny). Zaznacz właściwie znakiem „X”.

Oddziaływanie na:	Wpływ na środowisko skala od 0 (brak negatywnego wpływu) do 5 (wpływ silnie negatywny)					
	0	1	2	3	4	5
Wody powierzchniowe (rzeki, jeziora)						
Wody gruntowe						
Emisje gazów i szkodliwych substancji do powietrza						
Ograniczenie różnorodności dziko występujących owadów, zwierząt oraz roślin/ziół						
Poziom substancji organicznej (próchnicy) w glebie						
Zmiany klimatyczne (np. ocieplenie, przesunięcie pór roku)						

KOMENTARZE, UWAGI ROLNIKÓW:

--

2. Czy Pana/Pani zdaniem istnieje potrzeba dodatkowych działań poprawiających stan środowiska naturalnego we wskazanych obszarach? Oceń w skali od 0 (nie widzę potrzeby) do 5 (bardzo silna potrzeba). Zaznacz właściwie znakiem „X”.

Zasób środowiska naturalnego	Jeśli tak, to jak duża? Oceń w skali od 0 (bardzo słaba) do 5 (silna potrzeba)	Jakie działania mógłby Pan/i wprowadzić w swoim gospodarstwie, aby chronić wskazany element przyrody?
Woda		
Powietrze		
Różnorodność biologiczna (np. gatunków, siedlisk)		
Jakość i „zdrowie” gleby		
Surowce energetyczne (np. węgiel, ropa naftowa, gaz ziemny)		

KOMENTARZE, UWAGI ROLNIKÓW

--

3. Jak ocenia Pan/i wpływ na środowisko naturalne wskazanych rodzajów **zanieczyszczeń/emisji w Pana/Pani gospodarstwie**? Oceń w skali od 0 (brak wpływu) do 5 (wpływ silnie negatywny). Zaznacz właściwie znakiem „X”.

Kategoria oddziaływań	Wpływ na środowisko skala od 0 (brak wpływu) do 5 (wpływ silnie negatywny)					
	0	1	2	3	4	5
Wymywanie związków azotu do wód gruntowych i powierzchniowych (z nawozów mineralnych lub organicznych)						
Wymywanie związków fosforu do wody (z nawozów)						
Emisja metanu przez krowy mleczne						
Emisja metanu/związków azotu w trakcie przechowywania obornika/gnojowicy						
Emisja dwutlenku węgla ze spalania paliwa do napędu pojazdów rolniczych/maszyn						
Emisja amoniaku z nawożenia obornikiem/gnojowicą						

KOMENTARZE, UWAGI ROLNIKÓW:

4. Jak ocenia Pan/i szkodliwość wymienionych gazów emitowanych do atmosfery? Oceń w skali od 0 (brak szkodliwości) do 5 (bardzo szkodliwy). Zaznacz właściwie znakiem „X”.

Wybrane gazy cieplarniane	Szkodliwość (na środowisko) skala od 0 (brak szkodliwości) do 5 (bardzo szkodliwy).					
	0	1	2	3	4	5
Metan						
Podtlenek azotu						
Dwutlenek węgla						

KOMENTARZE, UWAGI ROLNIKÓW:

5. Bydło mleczne jest głównym źródłem emisji metanu w produkcji rolnej. Dużo metanu wydziela się także w trakcie składowania obornika/gnojowicy. **Czy byłby Pan/i skłonny (zainteresowany) do wdrożenia w swoim gospodarstwie następujących działań, redukujących emisję?** Zaznacz właściwie znakiem „X”.

Działania	Nie	Już stosuję	Mogę rozważyć	Chętnie wdrożę	UWAGI
„Szczepionka na metan” Specjaliści od żywienia zwierząt wynaleźli szczepionkę, która poprzez wytwarzanie pewnych przeciwciał pozwala zmniejszyć wydzielanie metanu przez bydło, a jednocześnie pozwala zwiększyć produkcję mleka.					

„Przyprawy do pasz” Poziom emisji metanu w chowie bydła zależy w dużym stopniu od składu paszy. Dodatki takie jak siemię lniane, zioła (np. oregano), glony morskie mogą ograniczać emisje tego gazu.					
Działania	Nie	Już stosuję	Mogę rozważyć	Chętnie wdrożę	UWAGI
„Zmniejszenie o połowę kiszonki z kukurydzy w dawce pokarmowej” Najnowsze badania wskazują, że zastąpienie w żywieniu zwierząt kiszonki z całych roślin z kukurydzy kiszunkami z młodych traw (z motylkowymi) prowadzi do redukcji emisji metanu.					
„Dodatki paszowe - „wysłodki buraczane” W praktyce zastąpienie zbóż w dawce pokarmowej przeżuwaczy np. wysłódkami wpływa na wzrost wydajności bydła mlecznego i skład mleka, poprawę przemiany materii (metabolizmu żywca), co skutkuje mniejszą emisją metanu.					
Dodatki paszowe: „preparaty drożdżowe” Badania naukowe wskazują, że stosowanie żywych drożdży w diecie wpływa na zwiększenie wydajności mleka oraz białka i tłuszczu i ogranicza emisję w przeliczeniu na 1 litr mleka.					
„Stosowanie sody” Stosowanie sody paszowej (kwaśnego węgla sodu) przyczynia się do poprawy wydajności krów mlecznych oraz zawartości tłuszczu w mleku i ogranicza emisję w przeliczeniu na 1 litr mleka.					

6. Czy byłby Pan/i chętny do wdrożenia w swoim gospodarstwie następujących działań? Zaznacz właściwie znakiem „X”.

Działania	Nie	Ne dotyczy	Już stosuję	Mogę rozważyć	Chętnie wdrożę
„Przyorywanie obornika w ciągu 12 godzin od aplikacji na glebę”					
„Doglebowe wtryskiwanie gnojowicy” Mniejsza emisja amoniaku poprzez doglebowe rozlewanie gnojowicy na gruntach ornych.					
„Zwiększenie udziału roślin motylkowych i strączkowych w uprawach polowych i użytkach zielonych (np. lucerna, soja, koniczyna)” Ogranicza straty azotu z gleby, co przekłada się na zmniejszenie emisji związków azotu (przekształcanych w gazy) oraz zmniejsza zużycie mineralnych nawozów azotowych.					
„Strefy buforowe (pasy zieleni np. traw) na gruntach ornych wzdłuż wód powierzchniowych (rzeki, jeziora)” Zapobiegają wymywaniu azotu do zbiorników wodnych, co ogranicza jego przejście do postaci gazowych i ogranicza emisję gazów cieplarnianych, a także wiąże dwutlenek węgla.					
„Uprawa bezorkowa”					

Pomaga zatrzymać dwutlenek węgla w glebie oraz ogranicza zużycie paliwa przez ciągniki, co również zmniejsza emisje					
„Zwiększenie powierzchni uprawy poplonów” Ogranicza wymywanie azotu.					
Stosowanie substancji hamujących przemiany azotu w glebie (,inhibitorów nitrifikacji”) Ogranicza straty azotu (zwiększa dostępność azotu w glebie) i jednocześnie zmniejsza emisje tlenków azotu do atmosfery.					

7. Czy byłby Pan/i chętny do wdrożenia w swoim gospodarstwie następujących działań? Zaznacz właściwie znakiem „X”.

Działania	Nie	Nie dotyczy	Już stosuję	Mogę rozważyć	Chętnie wdrożę
„Dodatki mineralne do ściółki” Stosowanie wpływa na pochłanianie amoniaku co ogranicza możliwość jego przemiany do gazów cieplarnianych a także przekłada się na zmniejszenie dolegliwości związanych ze stawami zwierząt, poprawia kondycję zwierząt.					
„Separator gnojowicy” Instalacja, która oddziela gnojowicę na część płynną i stałą. Część płynna może być wywieziona bezpośrednio na pole, a część stała wykorzystana do kompostowania. Część płynna zawiera mniejsze stężenie składników pokarmowych dzięki czemu jest mniejsze ryzyko ich wymywania do wód.					
„Przykrywanie miejsc przechowywania obornika” Polega na szczelnym przykryciu miejsc przechowywania obornika (nieprzepuszczalna folia, wiata).					
„Przykrywanie zbiorników na gnojowicę” Odcięcie kontaktu gnojowicy z powietrzem wpływa na zmniejszenie emisji amoniaku (parowanie gnojowicy) oraz odoru.					
„Biofiltry w budynkach inwentarskich” Są to urządzenia biofiltracyjne, których wkład składa się np. z torfu, słomy, kory, trocin – powietrze jest filtrowane a efektem jest zmniejszenie emitowanego amoniaku i metanu. Wkłady filtrujące można wykorzystać jako nawóz naturalny. Koszt: około 35 zł/stanowisko/rok.					
„Zmiana ściółkowego na beźściółkowy system utrzymania krów i świń” Wprowadzenie systemu rusztowego/niezaścielanie korytarza gnojowego/zastąpienie słomy piaskiem lub matami gumowymi.					
„Odzysk ciepła ze schładzalnika mleka” Instalacja, w której energię traconej przez mleko w procesie schładzania można odzyskać i w wykorzystać do podgrzewania wody, ogrzewania budynku mieszkalnego.					

Pytania metryczkowe

Kod pocztowy.....

Wiek (lat) lub rok urodzenia

Wykształcenie:

☐ podstawowe (zasadnicze, gimnazjum) ☐ średnie ☐ wyższe

Dane o gospodarstwie:

a) Powierzchnia użytków rolnych ogółem (własna + dzierżawiona): _____ ha

b) Bydło ogółem.....sztuk

c) Liczba krów.....sztuk

d) Liczba macior sztuk

e) Liczba tucznikówsztuk

Czy kiedykolwiek uczestniczył Pan/i w Programach Rolno-Środowiskowych? ☐ TAK ☐ NIE

Jeżeli w gospodarstwie jest obornik, to jaki % obornika składowany jest:

- w przyzmach na polu%
- na płycie obornikowej.....%

KOMENTARZE, UWAGI ROLNIKÓW:

--

Aneks 2

OPIS GOSPODARSTWA

Czy rolnik zgadza się na kontakt telefoniczny, gdyby były potrzebne dodatkowe informacje?

Jeśli tak, to proszę o podanie numeru telefonu:

1. ZATRUDNIENIE I WYMIAR CZASU PRACY

Członkowie rodziny	Średnia liczba miesięcy w roku	Członkowie rodziny	Średnia liczba miesięcy w roku
Rolnik			
Współmałżonek			

Pracownicy	Liczba osób	Średnia liczba miesięcy w roku
Osoby najemne zatrudnione na cały etat		
Osoby najemne zatrudnione na częściowy etat		
Osoby najemne zatrudnione sezonowo		Średnia liczba dniówek/osobę

1. KIEROWNIK/WŁAŚCICIEL GOSPODARSTWA

Wiek (lata)	Wykształcenie		Od ilu lat kieruje gospodarstwem
	Poziom*	Czy rolnicze?	
		TAK / NIE	

* 1 - podstawowe 2 - podstawowe+kurs rolniczy 3 - zawodowe 4 - średnie 5 - wyższe

2. ZIEMIA I DZIERŻAWY W UŻYTKOWANIU ROLNIKA

Lp.	Wyszczególnienie	Powierzchnia
1.	Użytki rolne ogółem, w tym:	
1.1	Grunty orne	
1.2	Trwałe użytki zielone	
2.	Infrastruktura ekologiczna w tym:	w m ² lub bieżących (mb)
2.1	Pasy zadrzewień, żywopłoty	
2.2	zbiorniki wodne	

3. JAKOŚĆ GLEBY – proszę określić jaka część gleb posiada poszczególne klasy

Wyszczególnienie	Klasa bonitacyjna	Powierzchnia [ha]
Grunty orne	I - II	
	III-IV	
	V-VI	
Trwałe użytki zielone	I - II	
	III-IV	
	V-VI	

4. PODSTAWOWE ELEMENTY MAJĄTKU GOSPODARSTWA

Lp.	Wyszczególnienie	Powierzchnia [m2]	Liczba stanowisk dla krów
A.	BUDYNKI inwentarskie dla bydła		
1.	OBORA I (dla bydła)		
2.	OBORA II (dla bydła)		
3.	OBORA III (dla bydła)		
B.	BUDOWLE	Powierzchnia/pojemność ogółem	
1.	Płyta gnojowa	m ²	
2.	Zbiornik na gnojowicę	m ³	
3.	Silos na kiszonkę	m ³	
4.			
5.			

5. WAŻNIEJSZE MASZyny I URZĄDZENIA W GOSPODARSTWIE

Lp.	Wyszczególnienie	Liczba sztuk	Szerokość robocza (jeśli dotyczy)
1.	CIĄGNIK.....KM		
2.	CIĄGNIK.....KM		
3.	CIĄGNIK.....KM		
4.	CIĄGNIK.....KM		
5.	KOMBAJN ZBOŻOWY		
6.	KOMBAJN.....		
7.	SILOSOKOMBAJN		
8.	wóz asenizacyjny z aplikatorem doglebowym (pojemność litrów)		
9.	agregat uprawo-siewny		
10.			
11.			
Inne			
12.	DOJARKA (zakreśl posiadaną w gospodarstwie)	bańkowa	przewodowa
13.	Zbiornik na mleko	Pojemność w litrach:	hala udojowa
			roboty udojowe

6. POGŁOWIE

Wyszczególnienie	Stan obecny	Uwagi
Liczba bydła ogółem		
Liczba krów mlecznych		
Srednia wydajność krów mlecznych [l/rok]		
Wydajność „najlepszej” krowy [l/rok]		
Przeciętny okres użytkowania krów mlecznych (liczba laktacji)		
Przeciętnie % wycieleń w ostatnich 3 latach		
Liczba jałówek pow. 1 roku		
Liczba opasów		
Czas trwania opasu (miesiące)		
Masa w jakiej się sprzedaje opasy (kg)		
Inne zwierzęta		
Maciory – sztuki.....		
Tuczniki – sztuki/rok		
System utrzymania krów	Wolno stanowiskowe	uwięziowe
Rodzaj budynku inwentarskiego (krowy)	bezsćiolowy z rusztem	bezsćiolowy na materacach
		plytka ściółka
		głęboka ściółka

Jaki czas zazwyczaj upływa między wywiezieniem obornika na pole a jego przyoraniem?				
				godzin lubdni
Jak przechowywany jest obornik w gospodarstwie? [%]	Obora głęboka	Pryzma na gruncie przy oborze	Pryzma na polu w miejscu przyszłego stosowania	Płyta ze szczelnym podłożem betonowym
.....%	%	%	%	%
Czy przechowywany obornik jest przykrywany (np. folią)?				
		TAK	NIE	
Czy zbiornik na gnojowicę jest przykryty (np. plandeką)?		TAK	NIE	
Jeżeli w gospodarstwie są zbiorniki na gnojowicę, to wystarczają do przechowywania nawozu na okresmiesiący				

7. ŻYWIENIE ZWIERZĄT – proszę podać przeciętną dawkę w żywieniu KRÓW MLECZNYCH

[illegible]

8. ILOŚĆ I WARTOŚĆ ZAKUPU WYBRANYCH ŚRODKÓW PRODUKCJI

Wyszczególnienie	Rodzaj nawozu	Zużycie – przeciętnie w tonach rocznie
NAWOZY		
Nawozy azotowe	Saletra amonowa	
	Saletrzak	
	Mocznik	
		
		
		
		
Nawozy fosforowe*		
		
		
Nawozy potasowe	Sól potasowa	
		
		
Nawozy wieloskładnikowe*		
		

		
		
Nawozy wapniowe	saletra wapniowa	
		

** proszę o podanie składu N:P:K przy nazwie nawozów wieloskładnikowych (np. Polifoska 8:24:24)*

Wyszczególnienie	Rodzaj	Zużycie w tonach [kg] rocznie	Koszt [zł]
PASZE			
Pasze treściwe z zakupu			
			
			
			
			
			
			
Pasze treściwe własne			
			
			
			
Dodatki do pasz			
			
			
			
			
Pasze objętościowe			
			
			
			
POZOSTALE			
Wyszczególnienie	Ilość	Koszt [zł]	
Środki ochrony roślin			
Usługi maszynowe			
Najem robocizny			
Opieka weterynaryjna (w tym: leki)			
Olej napędowy	(litrów)		
Benzyna	(litrów)		
Energia elektryczna	(kWh)		
Gaz	w butlach.....(sztuk)		
	w sieci.....m ³		
Węgiel	(ton)		
Drewno opałowe	m ³		

9. STRUKTURA UPRAW

Lp.	Uprawa (np. pszenica oz.)	Powierzchnia [ha]	Uprawa orkowa-O bezorkowa-B	Plon [t/ha]	Nawożenie mineralne – dawka NPK kg/ha			Liczba zabiegów środkami ochrony chemicznej
					Azot	Fosfor	Potas	
1.								
2.								
3.								
4.								
5.								
6.								
7.								
8.								
9.								
10.								
11.								
12.								
13.	Łąka i pastwiska							
Suma ha (sprawdzić zgodność z tab. nr 3)								