

JERZY BIEŃKOWSKI, JANUSZ JANKOWIAK,
MAŁGORZATA HOLKA, RADOŚLAW DĄBROWICZ¹
Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Poznaniu

POTRZEBY WYZNACZANIA ŚLADU WĘGLOWEGO PRODUKCJI ROLNICZEJ I PERSPEKTYWY JEGO ZASTOSOWAŃ

Nadesłany 01.04.2015 Zaakceptowany do druku 26.05.2015

1. Wprowadzenie

Badania skutków zmian klimatu wskazują, że głównym zagrożeniem rozwoju ekonomicznego i stanu środowiska w świecie są wysokie poziomy emisji gazów cieplarnianych (GHG) w wyniku wzrastającego w gospodarce światowej, wykorzystywania energii z paliw kopalnych oraz intensywnej produkcji rolniczej. W reakcji na powstałe zagrożenia zmian klimatycznych, opracowano liczne programy zarówno światowe, jak i regionalne, których celem jest spowolnienie tempa wzrostu koncentracji GHG [ECE 2007]. Realizacja celów polityki klimatycznej wymaga ciągłego monitorowania emisji oraz weryfikacji skuteczności rozwiązań dla rozwoju gospodarki niskoemisyjnej. Przyjęcie przez kraje UE w 2014 roku planu działania na rzecz redukcji emisji gazowych w sektorach nie objętych europejskim systemem handlu uprawnieniami do emisji, do których również zaliczane jest rolnictwo, wymaga ograniczenia emisji GHG o 30% do roku 2030, w stosunku do poziomu z 2005 roku [European Council Conclusions 2014]. Oznacza to, że kontrola emisji GHG powinna być traktowana jako ważny instrument wspierający zarządzanie środowiskowe w produkcji rolniczej, mające na celu łagodzenie skutków zmian klimatycznych.

Do oceny emisji GHG powiązanej z procesami gospodarczymi coraz częściej stosuje się metodę śladu węglowego. Ślad węglowy może mieć różnorodne zastosowania, na przykład do:

¹ Wkład pracy: Jerzy Bieńkowski – 50%, Janusz Jankowiak – 25%, Radosław Dąbrowicz – 12,5%, Małgorzata Holka – 12,5%.

- a) informowania konsumentów o emisji gazów cieplarnianych związanych z wytwarzaniem produktów,
- b) opracowania i zastosowania strategii zarządzania emisjami GHG na różnych etapach cyklu życia produktów,
- c) określenia potencjalnych możliwości mitygacji GHG wzdłuż łańcucha zaopatrzenia,
- d) monitorowania postępu w redukowaniu emisji GHG w czasie,
- e) wspomagania konsumentów w wyborze produktów o najmniejszym wpływie na zmiany klimatu [Weidema i in. 2008, Dong i in. 2013].

2. Definicja i metoda wyznaczania oraz kalkulacji śladu węglowego

Ślad węglowy jest utożsamiany z globalnym ociepleniem. Definiowany jest jako bilans emisji GHG w całym cyklu życia produktu [Wiedmann i Minx 2007]. W jego kalkulacji uwzględnia się wszystkie gazy cieplarniane emitowane w cyklu życiowym produktów lub usług. W opracowaniach IPCC (Zintegrowane Zapobieganie i Ograniczanie Zanieczyszczeń) [2006] wymienia się 32 rodzaje gazów cieplarnianych. W sektorze produkcji rolniczej i przetwórstwa surowców rolnych największe znaczenie odgrywa natomiast emisja trzech rodzajów związków chemicznych: dwutlenku węgla (CO_2), metanu (CH_4) i podtlenku azotu (N_2O). Parametrem charakteryzowania dla tej kategorii wpływu środowiskowego jest potencjał globalnego ocieplenia (GWP, ang. Global Warming Potential). Jest on najczęściej obliczany dla okresu stuletniego i wyrażany w kg równoważnika CO_2 na kg emitowanej substancji [Guinée i in. 2002]. Znając potencjały globalnego ocieplenia dla różnych gazów powstających w cyklu życia produktu, można określić jego potencjał ocieplający według następującej zależności:

$$GWP = \sum_i (GWP_i \times m_i)$$

gdzie:

- GWP jest potencjałem ocieplającym produktu,
- GWP_i jest potencjałem efektu cieplarnianego dla substancji „i” (kg CO_2 ekw./ kg substancji),
- m_i jest emisją substancji „i” (w kg).

Wskaźnik ten należy do kategorii impaktów, charakteryzujących problemy środowiskowe w tzw. punktach pośrednich. Obejmują one głównie: eutrofizację, zakwaszenie siedlisk, tworzenie utleniaczy fotochemicznych, zubożenie zasobów abiotycznych, wykorzystanie ziemi, niszczenie warstwy ozonowej. Poszczególne

kategorii punktów pośrednich mogą być alokowane do jednej lub kilku tzw. kategorii szkód reprezentujących punkty końcowe oddziaływania emisji na środowisko, wyrażające w sposób ilościowy zmiany jakościowe środowiska w zakresie zdrowia ludzi, jakości ekosystemu, stanu zasobów naturalnych i zmian klimatycznych [Guinée i in. 2002].

Najważniejsze zasady i wytyczne kalkulacji śladu węglowego produktów i usług zostały przedstawione w brytyjskiej specyfikacji technicznej PAS2050:2011 [BSI 2011], natomiast ogólny standard obliczeń śladu węglowego dla przedsiębiorstw podano w protokole emisji gazów cieplarnianych [WRI/WBCSD 2004]. Najbardziej aktualną specyfikację metodologii śladu węglowego opracowała ostatnio Międzynarodowa Organizacja Normalizacyjna [ISO 2013]. Zaletą wykorzystania potencjału globalnego ocieplenia do określania śladu węglowego jest jego jednokowe znaczenie w skali globalnej, niezależnie od miejsca emisji GHG. Dzięki temu wyniki obliczeń mają uniwersalne zastosowanie i są porównywalne dla szerokiej grupy produktów. Pewnym ograniczeniem stosowania obliczeń śladu węglowego produktów, w informowaniu konsumentów i opracowywaniu instrumentów polityki środowiskowej, jest zawężenie problematyki środowiskowej wyłącznie do kategorii zmian klimatu. Możliwość poznania pełnego profilu środowiskowego produktów uzyskuje się poprzez zastosowanie specjalnych metod oceny cyklu życia w analizach LCA, na przykład CML 2 baseline 2000, Eco-Indicator 99, czy też EDIP/UMIP [Guinée i in. 2002].

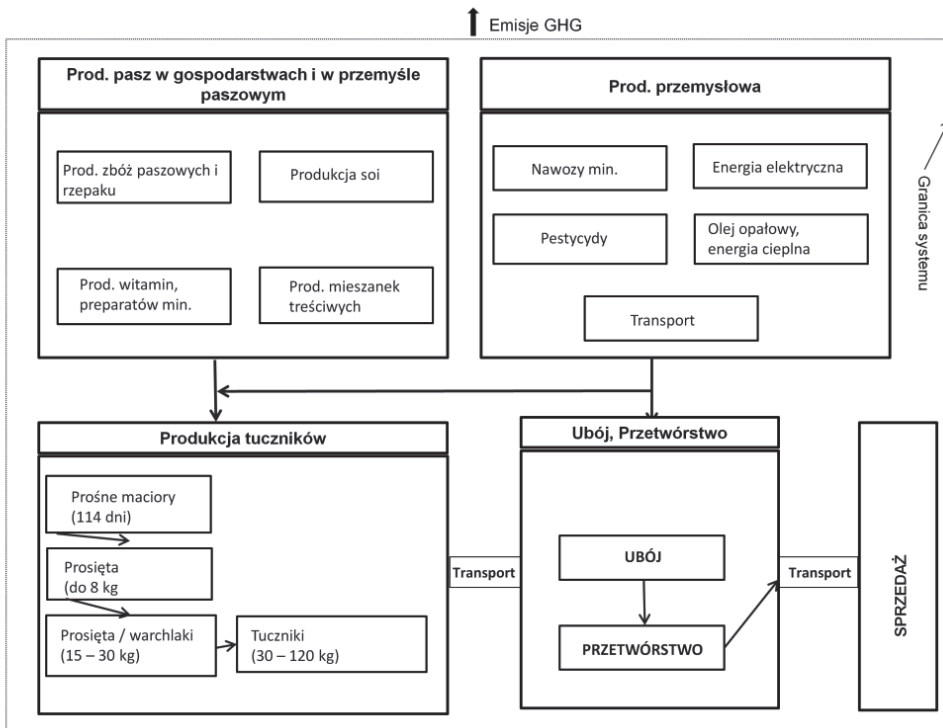
Analizę śladu węglowego według metodyki LCA prowadzi się poprzez rozpoznanie potencjalnych zagrożeń środowiskowych zazwyczaj w całym cyklu życia produktu, tj. od wydobycia i przetworzenia surowców, ich transportu, poprzez produkcję główną, dystrybucję i użytkowanie, aż do zagospodarowania odpadów [Milà i Canals i in. 2011]. Specyfikacja techniczna PAS 2050 rekomenduje ocenę śladu węglowego w pełnym cyklu, w zakresie od „kołyski do grobu”, jeżeli jest znany etap wykorzystania produktu i zagospodarowania końcowego odpadów lub w niepełnym cyklu, w zakresie od „kołyski do bramy” przedsiębiorstwa, przy braku informacji na temat dystrybucji i wykorzystania produktów. Przykładową prezentację systemu dla mięsa wieprzowego przedstawiono na rysunku 1. Granice systemu wskazują, że hipotetyczne badanie śladu węglowego prowadzone byłoby od „kołyski do klienta”, to znaczy nie zawierałoby etapów przygotowania mięsa do spożycia i zagospodarowania odpadów.

Przed wprowadzeniem ocen śladu węglowego, do szacowania emisji GHG w rolnictwie wykorzystywano w sposób pośredni wskaźnik energochłonności skumulowanej. W produkcji rolniczej emisje związane wprost ze zużyciem energii nie są jednak dominujące [Huijbregts i in. 2010]. Dużą część emisji GHG w gospodarstwach stanowią bowiem straty gazowe z pól uprawnych, z utrzymywania

zwierząt oraz z obornika. W obliczeniach śladu węglowego, przy wykorzystaniu modeli emisji w rolnictwie według raportów IPCC, uwzględnia się natomiast wszystkie źródła emisji, zarówno te związane z nośnikami energii, jak i z procesami zachodzącymi w środowisku rolniczym.

Rysunek 1

Analizowane procesy w granicach systemu dla produkcji i dystrybucji wieprzowiny



Źródło: Opracowanie własne.

3. Stosowanie śladu węglowego w analizach porównawczych systemów produkcyjnych

Znaczenie i akceptacja śladu węglowego wynika z ujawnienia zależności pomiędzy emisjami GHG a globalnym ociepleniem i zmianami klimatycznymi. Źródłem emisji CO₂ w rolnictwie jest spalanie paliw (olej napędowy, benzyna) i wytwarzanie energii cieplnej (w wyniku spalania oleju opałowego, gazu) oraz wykorzystywanie energii elektrycznej. Do emisji CH₄ dochodzi w trakcie fermentacji jelitowej przeżuwaczy oraz w trakcie przechowywania obornika lub

gnojowicy. Znaczne ilości N_2O emitowane są natomiast wskutek stosowania nawozów naturalnych i mineralnych nawozów azotowych. Obszary zastosowań śladu węglowego są różnorodne. Analiza ta może być wykorzystywana w identyfikowaniu rodzaju gazu cieplarnianego o największym udziale w emisjach GHG w cyklu życia produktu. Potwierdzeniem jego przydatności dla producentów jest sytuacja, w której występuje potrzeba poszukiwania możliwości redukcji emisji związanych z produkcją żywności przy jednoczesnym dążeniu do wzrostu produkcji [Dong i in. 2013, Bieńkowski i in. 2014a]. Ważne może być również porównanie cykli życia analogicznych produktów w celu określenia najbardziej efektywnej metody zmniejszania wielkości emisji GHG lub porównywania różnych miejsc produkcji (lokalizacji) w relacji do emisji GHG. Analizy śladu węglowego mają najczęściej charakter porównawczy. Wyróżnia się dwie, główne, kategorie porównań. Pierwsza kategoria dotyczy porównania różnych systemów produkcji w tej samej lokalizacji, np. uprawy uproszczonej z uprawą konwencjonalną, natomiast druga porównania tych samych systemów produkcji w dwóch różnych lokalizacjach, np. regionach, państwach. W obydwóch przypadkach ważne jest określenie najbardziej efektywnego systemu produkcji pod względem emisji GHG [Iriarte i in. 2010, Hospido i in. 2009]. Czasami analizy podlegają dalszej komplikacji ze względu na konieczność uwzględnienia dodatkowych czynników, na przykład jakości i świeżości produktów.

Ważnym typem analiz jest porównywanie konwencjonalnych systemów produkcji z systemami ekologicznymi. Wyniki tych badań nie zawsze są jednoznaczne. Aktualnie plony roślin z upraw ekologicznych są niższe w porównaniu do plonów z systemów konwencjonalnych. Dlatego porównanie na bazie jednostki funkcjonalnej odnoszącej się do plonu jest obciążone preferencją na korzyść systemu konwencjonalnego, z kolei przy porównaniu w odniesieniu do jednostki powierzchni nadmierną preferencję uzyskuje system ekologiczny. W warunkach niedoborów wody lub suszy rośliny uprawiane w systemie ekologicznym odznaczają się mniejszym śladem węglowym w porównaniu do systemu konwencjonalnego, zarówno w przeliczeniu na jednostkę powierzchni, jak i jednostkę produktu [Badgley i in. 2007]. Jeżeli w analizach uwzględnia się zmiany zasobów materii organicznej, to ślad węglowy roślin w systemie ekologicznym jest wtedy znacznie mniejszy niż w systemie konwencjonalnym. Stosowanie bowiem w systemie ekologicznym nawozów naturalnych i międzyplonów w zmianowaniu zwiększa sekwestrację CO_2 w glebie w dłuższym okresie czasu [Knudsen i in. 2014]. Ślad węglowy w ekologicznym systemie produkcji ziemniaków w Czechach był niewiele niższy (o 13%) niż w systemie intensywnym z wyłącznym nawożeniem mineralnym, ponieważ stosowane dodatkowe zabiegi uprawowe, rozrzucanie obornika na polu oraz jego przeorywanie zwiększały energochłonność uprawy i przez to również emisje GHG [Moudrý i in. 2012].

4. Emisje GHG z produkcji zwierzęcej i upraw polowych

W produkcji zwierzęcej zasadniczymi źródłami emisji GHG są procesy: produkcji pasz, fermentacji jelitowej u zwierząt podczas trawienia (głównie u przeżuwaczy), przechowywania obornika i zużycia energii w budynkach gospodarskich i przygotowania pasz [Vergé i in. 2007]. Do emisji GHG towarzyszących przechowywaniu nawozów naturalnych nie włącza się strat gazowych podczas ich stosowania na polach. Stanowią one bowiem część emisji GHG, która obciąża produkcję polową roślin.

Z produkcją pasz wiążą się emisje GHG ze spalanych paliw w trakcie prac polowych, przygotowania i transportu mieszanek paszowych, produkcji nawozów mineralnych oraz emisji związanej ze stosowaniem nawozów na polach. Stosowanie nawozów azotowych, resztek poźniwnych i obornika przyczynia się do wzrostu emisji N_2O w procesach nitrifikacji. Gaz ten posiada 298 razy większy potencjał ocieplający niż CO_2 w okresie 100-letnim. Dla porównania, CH_4 cechuje się potencjałem ocieplenia 25-krotnie wyższym w porównaniu do CO_2 [BSI 2011]. Użytkowanie gleb organicznych lub zagospodarowywanie rolnicze terenów leśnych na cele wypasu zwierząt lub upraw, powoduje uwalnianie do atmosfery dużych ilości CO_2 . Znaczenie dla emisji GHG ma również rodzaj nawozów azotowych. Wysokie współczynniki emisji GHG są charakterystyczne dla nawozów zawierających formy mocznikowe azotu [IPCC 2006].

U zwierząt monogastrycznych N_2O jest generalnie odpowiedzialny w największym stopniu za wielkość śladu węglowego produktów, podczas gdy u przeżuwaczy zarówno CH_4 , jak i N_2O przyczyniają się znacząco do kształtowania się śladu węglowego. Emisje CH_4 są wyższe u przeżuwaczy niż u zwierząt monogastrycznych. Źródłem emisji CH_4 u trzody jest głównie obornik, natomiast u bydła największe ilości powstają w trakcie procesów fermentacyjnych w żwaczu. Emisje CH_4 z fermentacji jelitowej i z obornika stanowią odpowiednio 74% i 26% ogólnej jego emisji [GUS 2010]. Poziomy emisji CH_4 u przeżuwaczy wywierają duży wpływ na ślad węglowy żywca wołowego i mleka. Z kolei w śladzie węglowym żywca wieprzowego oraz drobiu dominujące znaczenie mają emisje związane z uprawą roślin paszowych oraz sposobami przechowywania obornika. Emisje GHG pochodzące z wykorzystania energii elektrycznej i paliw w budynkach inwentarskich oraz przy sporządzaniu pasz przyczyniają się relatywnie w małym stopniu do emisji GHG [Huijbregts i in. 2010].

5. Przykłady produktów zwierzęcych, dla których w literaturze występują informacje o śladzie węglowym

Liczba produktów, dla których opublikowano w świecie dane o ich śladzie węglowym systematycznie rośnie. W skład tej grupy wchodzi mleko i przetwory mleczne, mięso wieprzowe i wołowe, owoce i inne produkty spożywcze.

Mleko

W produkcji mleka generalnym trendem jest zmniejszanie się emisji GHG na jednostkę produkcji wraz ze wzrostem wydajności mlecznej krów. Wzrost wydajności powyżej 10 000 l mleka od krowy wpływa niekorzystnie na wysokość śladu węglowego mleka z powodu zbyt wysokiej intensywności żywienia krów mieszankami treściwymi. Innymi czynnikami mającymi wpływ na ogólną wartość śladu węglowego mleka są: udział kiszonki z kukurydzy, sianokiszonek z lucerny i koniczyny w dawce żywieniowej krów oraz rodzaj systemu produkcji mleka. Optymalnym rocznym poziomem produkcji mleka ze względu na wysokość śladu węglowego jest 7000-9000 l mleka na 1 krowę. Ślad węglowy mleka produkowanego w systemie ekologicznym w Holandii wynosił 1,81 kg CO₂ ekw. na kg mleka skorygowanego na zawartość tłuszczu i białka [Thomassen i De Boer 2005]. W systemie intensywnej, konwencjonalnej produkcji w Japonii, przy wydajności rocznej poniżej 11 000 kg mleka, skorygowanego na zawartość tłuszczu, ślad węglowy wynosił 0,97 kg CO₂ ekw. [Ogino i in. 2008]. W ekstensywnym typie produkcji mleka ślad węglowy może być zbliżony do śladu węglowego w konwencjonalnym systemie chowu jedynie przy długotrwałym wypasania krów na pastwiskach o dobrej jakości traw [Casey i Holden 2005]. W warunkach Polski, produkcja mleka wiązała się z emisją GHG równą 0,94 kg CO₂ ekw. na kg mleka, przy wyraźnym zróżnicowaniu regionalnym w zakresie od 0,79 do 1,15 kg CO₂ ekw. [Bieńkowski i in. 2014b]. Wyników tych nie można jednak odnieść wprost do podanych wyżej, ponieważ w zastosowanej metodologii cytowanej pracy nie uwzględniono procesów wstępnych, obejmujących produkcję pasz oraz przemysłowe środki do produkcji. Po zastosowaniu pełnej analizy LCA wartości śladu węglowego z pewnością uległyby podwyższeniu.

Trzoda chlewna

Zróżnicowanie śladu węglowego dotyczy również produkcji trzody chlewnej. W badaniach przeprowadzonych w północnych Niemczech, w szerokiej grupie gospodarstw, oceniono, że ślad węglowy wieprzowiny wynosił średnio 3,62 kg CO₂ ekw. na kg wagi bitej [Reckman i Krieter 2012]. Granice analizowanego systemu obejmowały: produkcję pasz, tucz trzody chlewnej oraz jej ubój. W gospodarstwach zaliczonych do podgrupy o ponad przeciętnym zysku netto (powyżej 25%) ślad węglowy był równy 3,46 kg CO₂ ekw., natomiast w podgrupie o niższym

zysku netto o 25% od wartości średniej dla całej grupy – 3,67 kg CO₂ ekw. Podobnie jak w przypadku bydła mlecznego, intensywny tucz trzody wiąże się z mniejszym obciążeniem środowiska emisjami GHG w przeliczeniu na jednostkę produktu. We Francji, w scenariuszu konwencjonalnego tuczu, z zachowaniem zasad dobrych praktyk rolniczych, uzyskano ślad węglowy na poziomie 2,30 kg CO₂ ekw. na kg wagi żywej, w przeciwieństwie do jego wysokiej wartości w systemie ekologicznej produkcji wynoszącej 3,97 kg CO₂ ekw. [Basset-Mens i Van der Werf 2005]. Przy przeliczeniu śladu węglowego na jednostkę powierzchni okazało się, że obydwa systemy posiadały bardzo zbliżone wartości tego wskaźnika, tj. 4236 kg CO₂ ekw. ha⁻¹ w systemie konwencjonalnym i 4022 kg CO₂ ekw. ha⁻¹ w systemie ekologicznym. Dane niemieckie i francuskie nie są wprost porównywalne, ponieważ analiza LCA dla produkcji trzody we Francji nie obejmowała etapu uboju.

Żywiec wołowy

GWP na kg żywca wołowego produkowanego w UE zawiera się w przedziale 16-27,3 kg CO₂ ekw. kg⁻¹ wagi rzeźnej, w zależności od systemu opasu bydła rzeźnego [Nguyen i in. 2010]. Systemy chowu bydła rzeźnego różnią się pod względem wielu parametrów, takich jak: wieku uboju zwierząt, sposobu utrzymania zwierząt w budynkach, długości czasu wypasu, czy też rodzaju paszy. Według Nguyen'a i in. [2010] chów bydła rzeźnego ras mięsnych (ubój w wieku 16 miesięcy) charakteryzuje się najwyższą wartością GWP na kg wagi rzeźnej, natomiast najniższe wartości GWP występują w systemie utrzymywania byczków (od krów mlecznych) w oborach, żywieniu ich mieszankami treściwymi i uboju w wielu 12 miesięcy. Największy wkład w powstawanie potencjału ocieplającego wnosili bezpośrednie emisje CH₄ i N₂O. Razem stanowiły one 48 i 72% ogólnej wartości potencjałów GWP odpowiednio w systemie opasu byczków od krów mlecznych i systemie chowu bydła rzeźnego ras mięsnych. W badaniach de Vries'a i de Boer'a [2010] produkcja 1 kg żywca (wagi rzeźnej) powodowała emisję w zakresie od 14 do 32 kg CO₂ ekw. Różnorodność systemów opasu bydła rzeźnego jest główną przyczyną zróżnicowania wartości śladu węglowego. Z reguły niższe wartości śladu węglowego związane są z systemem opasu byczków pochodzących od krów mlecznych. W tej kategorii nie utrzymuje się bowiem krów mamek oraz nie stosuje się mleka w żywieniu opasów, z wyjątkiem pierwszych kilkunastu dni po urodzeniu. Przeżuwacze mają gorszy współczynnik konwersji pasz na mięso w porównaniu do trzody i drobiu, co oznacza zużycie większej ilości pasz na kg żywca. Tym samym znajduje to również odzwierciedlenie w wyższej emisji GHG na kg żywca wołowego.

6. Systemy etykietowania odnoszące się do śladu węglowego produktów

Obecnie na świecie rozwijane są programy regulujące zasady i techniki rejestracji śladu węglowego oraz wprowadzania etykiet ze śladem węglowym do wielu grup produktów. Zamieszczanie etykiet środowiskowych na produktach spożywczych przedstawiających informacje o śladzie węglowym może w przyszłości być obowiązkowe w niektórych krajach świata. Realizacja tego typu decyzji będzie miała za zadanie osiągnięcie dwóch celów. Pierwszym celem będzie przekazywanie konsumentom sprawdzalnej, dokładnej informacji o ważnym aspekcie środowiskowym produktów ułatwiającej ich świadomy wybór. Drugim celem będzie wprowadzenie śladu węglowego jako nowego czynnika konkurencji pomiędzy różnymi producentami podobnych wyrobów. Stymulować one bowiem będą działania rynkowe i produkcyjne, o charakterze innowacyjności środowiskowej, powodujące ciągłą poprawę stanu środowiska [Shi 2013].

Rosnące zainteresowanie konsumentów problemami środowiskowymi w różnych krajach zachodnich może mieć wpływ na ograniczanie dostępu do rynków tych krajów produktów spożywczych nie posiadających informacji o emisjach GHG, związanych z ich wytwarzaniem i dystrybucją. Określanie wielkości emisji GHG w procesach wytwórczych i etykietowanie na tej podstawie produktów jest nowym instrumentem zarządzania łańcuchem dostaw. Część dużych producentów żywności uruchomiła już proces publicznego komunikowania śladów ekologicznych swoich wyrobów (np. Danone, Nestlé, Unilever, Granarolo). Informacje środowiskowe o śladzie węglowym wyrobu są oparte na procedurach badania cyklu życia wyrobu (LCA). Efekty tych badań muszą być uzyskiwane zgodnie z regułami deklaracji środowiskowej produktu III typu. Wytyczne do jej opracowania zawarte są w raporcie technicznym ISO 14025 [PKN 2010]. Ustalenie deklaracji środowiskowej obejmuje: przygotowanie deklaracji, weryfikację metod oceny i certyfikację.

Systemowe rozwiązania w zakresie certyfikacji na podstawie śladu węglowego wprowadzono najwcześniej w Wielkiej Brytanii. W 2007 roku firma Carbon Label Company wprowadziła Etykietę Redukcji CO₂ (ang. Carbon Reduction Label). Warunkiem zakwalifikowania wyrobu do przyznania tego znaku jest opracowanie raportu potwierdzającego pomiar śladu węglowego na podstawie uznanych międzynarodowych metod, np. standardu PAS 2050:2011 [BSI 2011]. Ta etykieta jest także stosowana w USA, Kanadzie, Australii, Nowej Zelandii, w wielu krajach UE [Shi 2013]. Wspólnym systemem dla znakowania śladu węglowego w krajach skandynawskich jest Deklaracja Klimatyczna (ang. Climate Declaration). Przedstawia ona wskaźnik kategorii wpływu zmian klimatycznych opracowany w deklaracji środowiskowej produktu [Cordero 2013]. W deklaracji podane są infor-

macje o całkowitej emisji GHG oraz oddzielnie, dla każdego etapu cyklu życia produktu, w kg równoważnika CO₂ na jednostkę funkcjonalną produktu [PKN 2010]. Kraje azjatyckie realizują szereg własnych programów certyfikacji na znak śladu węglowego. W Japonii wprowadzono oficjalną etykietę śladu węglowego informującą o wartości bezwzględnej tego impaktu, w gramach równoważnika CO₂ na gram produktu [Ikezuki 2009]. Korea Południowa wdrożyła dwupoziomowy program certyfikacji. Certyfikat emisji na poziomie pierwszym odnosi się do emisji GHG związanej z produktem, natomiast na poziomie drugim do osiągnięcia minimalnej redukcji emisji GHG określonej przez rząd. Znaki śladu węglowego funkcjonują również w kilku innych krajach azjatyckich, tj. w Chinach, Tajlandii i Tajwanie [Bolwig i Gibbon 2009, Guenther i in. 2012].

7. Podsumowanie

Prognozy postępujących, globalnych zmian klimatycznych spowodowały wzrost zainteresowania gazami cieplarnianymi emitowanymi podczas produkcji surowców, ich przetwarzania oraz sprzedaży produktów żywnościowych. Niskoemisyjna gospodarka rolna jest jednym z ważnych priorytetów w obecnym Programie Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2014-2020. Niezbędnym narzędziem w ocenie skuteczności działań w kierunku redukcji emisji GHG jest analiza śladu węglowego. Jej skuteczne wykorzystanie w rolnictwie będzie wymagało upowszechnienia znajomości zasad i warunków jej stosowania. Wydaje się, że dla osiągnięcia tego celu potrzebne jest stworzenie szerokiego programu szkoleń dla doradców rolniczych. Zdobyte umiejętności będą służyły weryfikowaniu efektów realizowanych programów w ramach wyznaczonych priorytetów PROW zakładających wzrost konkurencyjności rolnictwa z uwzględnieniem celów niskiej emisyjności. W dalszej perspektywie czasowej, po upowszechnieniu znajomości tej metody, możliwe będzie opracowywanie programów rolnośrodowiskowych dedykowanych wprost obniżaniu śladu węglowego. Istotną ich częścią może być zobowiązanie rolnika lub przetwórcy sektora rolno-spożywczego do osiągnięcia niższych pułapów emisyjności w określonym horyzoncie czasu przy realizacji konkretnych programów lub podejmowanych inwestycji, wpisujących się przez to w europejski program „zazielenienia” produktów spożywczych. Dla osiągnięcia standardów w tym zakresie konieczna jest stała pomoc doradców rolniczych. Niewątpliwie tym wysiłkom powinny dodatkowo sprzyjać, równolegle prowadzone, certyfikacja środowiskowa oraz jakościowa zarówno produktów pośrednich, jak i produktów finalnych, gotowych do spożycia.

Jedną z ważniejszych konsekwencji upowszechniania analiz śladu węglowego w świecie jest opracowanie zasad etykietowania produktów spożywczych oraz

stosowanie etykiet na produktach spożywczych z informacją o śladzie węglowym. Dzięki śladowi węglowemu możliwa jest identyfikacja źródeł emisji, co skierowuje działania mitygacyjne w miejsca najbardziej zagrożone emisjami. W świetle rosnącego ogólnie zainteresowania poznaniem wpływu produktów żywnościowych na wielkość śladu węglowego istnieje potrzeba stworzenia w Polsce krajowego programu rejestracji danych inwentarzowych dla procesów produkcyjnych w sektorze rolno-spożywczym, gromadzenia i agregacji danych w centralnej bazie danych, w formacie przydatnym dla analiz LCA. Brak systemu organizowania i interpretacji danych powoduje, że oceny śladu węglowego nie są dotąd stosowane zarówno w gospodarstwach rolnych, jak i w polskich zakładach przetwórczych. Ukształtowanie preferencji środowiskowych w zakresie śladu węglowego wśród konsumentów i zagranicznych organizacji rządowych może z czasem mieć charakter ograniczeń handlowych i przekładać się na utratę rynków zbytu przez producentów.

LITERATURA

1. Badgley C., Moghtader J., Quintero E., Zakem E., Jahi Chappell M., Avilés-Vázquez K., Samulon A., Perfecto I. (2007): Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22, 86-108.
2. Basset-Mens, C., Van der Werf, H.M.G. (2005): Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 127-144.
3. Bieńkowski J. F., Jankowiak J., Holka M., Dąbrowicz R. (2014a): Środowiskowa ocena rozwoju rolnictwa w Polsce w ujęciu regionalnym. *Rocz. Nauk. SERiA. T. XVI, Z. 1*, 14-19.
4. Bieńkowski J., Jankowiak J., Dąbrowicz R., Holka M. (2014b): Regional differentiation of greenhouse gas (GHG) emissions from agriculture in Poland. *Book of Abstracts. XIIIth Congress of the European Society for Agronomy Debrecen, Hungary, 25-29 August 2014*, 425-426.
5. Bolwig S., Gibbon P. (2009): Counting carbon in the marketplace: part I – overview paper. *OECD global forum on the trade and Climate Change. Global Forum on Trade and Climate Change, OECD Paris, 9 and 10 June, 2009*, <http://www.oecd.org/trade/envtrade/42886201.pdf>.
6. BSI (2011): PAS 2050:2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. *British Standards Institute, London, UK*.
7. Casey J.W., Holden N.M. (2005): Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agric. Syst.* 86, 97-114.
8. Cordero P. (2013): Carbon footprint estimation for a sustainable improvement of supply chains: state of the art. *Journal of Industrial Engineering and Management* 6, 805-813.
9. De Vries M., de Boer I.J.M. (2010): Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 128, 1-11.
10. Dong G., Mao X., Zhou J., Zeng A. (2013): Carbon footprint accounting and dynamics

- and the driving forces of agricultural production in Zhejiang Province, China. *Ecological Economics* 91, 38-47.
11. ECE (2007): *Strategies and policies for air pollution abatement*. United Nations, New York and Geneva.
 12. European Council Conclusions 2014. 2030 Climate and energy policy framework. Conclusions – 23/24 October 2014, EUCO 169/14, http://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms_data/docs/pressdata/en/ec/145397.pdf.
 13. Guenther M., Saunders C.M., Tait P.R. (2012): Carbon labelling and consumer attitudes. *Carbon Management Journal* 3, 445-455.
 14. Guinée J. B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., De Koning A., Van Oers L., Sleswijk A.W., Suh S., De Haes H. A., De Bruijn H., Van Duin R., Huijbregts M. A. J. (2002): *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
 15. GUS (2010): *Ochrona środowiska 2010. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa*.
 16. Hospido A., Milà i Canals L., McLaren S., Truninger M., Edwards-Jones G., Clift R. (2009). The role of seasonality in lettuce consumption: a case study of environmental and social aspects. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14, 381-391.
 17. Huijbregts M., Hellweg S., Frischknecht R., Hendriks H., Hungerbuler K., Henriks J. (2010): Cumulative energy demand as predictor for the environmental burden of commodity production. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2189-2196.
 18. Ikezaki T. (2009): Japan's carbon footprint system. Global Forum on Trade and Climate Change, OECD Paris, 9 and 10 June, 2009, <http://www.oecd.org/tad/events/117925>.
 19. IPCC 2006: 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Technical Support Unit, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Kanagawa, Japan.
 20. Iriarte A., Rieradevall J., Gabarrell X. (2010): Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production* 18, 336-345.
 21. ISO (2013). ISO/TS 14067:2013. Greenhouse gases - Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication. International Organization for Standardization, Geneva.
 22. Knudsen M.T., Meyer-Aurich A., Olesen J.E., Chirinda N., Hermansen J.E. (2014): Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations - using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* 64, 609-618.
 23. Milà i Canals L., Sim S., García-Suárez T., Neuer G., Herstein K., Kerr C. Rigarlsford G., King H. (2011): Estimating the greenhouse gas footprint of Knorr. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 50-58.
 24. Moudrý J.J., Jelínková Z., Moudrý J., Konvalina P. (2012): Greenhouse gas emissions within the production of potatoes in Central Europe. *Lucrări Științifice* 55, seria Agromonomie, 19-22.
 25. Nguyen T.L.T., Hermansen J.E., Mogensen L. (2010): Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *J. Clean. Prod.* 18, 756-766.
 26. Ogino, A., Ishida, M., Ishikawa, T., Ikeguchi, A., Waki, M., Yokoyama, H., Tanaka, Y., Hirooka, H. (2008): Environmental impacts of a Japanese dairy farming system using whole crop rice silage as evaluated by life cycle assessment. *Anim. Sci. Journal* 79, 727-736.

27. PKN (2010): PN-EN ISO 14025. Etykiety i deklaracje środowiskowe. Deklaracje środowiskowe III typu. Zasady i procedury. Polski Komitet Normalizacyjny, Warszawa.
28. Reckman K., Krieter J. (2012): Environmental impact of the pork supply chain depending on farm performance. 8th Int. Conference on LCA in the Agri-Food Sector, 1-4 October 2012, Saint Malo, France, 668-669.
29. Shi X. (2013): Spillover effects of carbon footprint labelling on less developed countries: the example of the East Asia region. *Development Policy Review* 31, 239-254.
30. Thomassen M.A., De Boer I.J.M. (2005): Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111, 185-199.
31. Vergé X.P.C., De Kimpe C., Desjardins R.L. (2007): Agricultural production, greenhouse gas emissions and mitigation potential. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 255-269.
32. Weidema B.P., Thrane M., Christensen P., Schmidt J., Løkke S. (2008): Carbon Footprint a Catalyst for Life Cycle Assessment? *Journal of Industrial Ecology* 12, 3-6.
33. Wiedmann T., Minx J. (2007): A definition of 'Carbon Footprint'. ISA Research and Consulting, Durham, UK.
34. WRI/WBCSD (2004): Greenhouse gas protocol. A Corporate Accounting and Reporting Standard. World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development, Washington.

JERZY BIEŃKOWSKI, JANUSZ JANKOWIAK, MAŁGORZATA HOLKA,
RADOSŁAW DĄBROWICZ

POTRZEBY WYZNACZANIA ŚLADU WĘGLOWEGO PRODUKCJI ROLNICZEJ I PERSPEKTYWY JEGO ZASTOSOWAŃ

Słowa kluczowe: ślad węglowy, gospodarka niskoemisyjna, rolnictwo, produkty spożywcze,
LCA

STRESZCZENIE

W opracowaniu omówiono znaczenie śladu węglowego dla oceny emisji gazów cieplarnianych generowanych w różnorodnych procesach produkcyjnych w sektorze rolno-spożywczym. Przedstawiono metodykę jego wyznaczenia na podstawie wytycznych analizy LCA, obejmującą emisje GHG w całym cyklu życia produktu od „kołyski aż do grobu”. W świetle dotychczasowych badań okazuje się, że emisje gazów cieplarnianych w systemach produkcji zwierzęcej i upraw polowych wpływają znacząco na wartości śladu węglowego finalnych produktów spożywczych. Niskoemisyjna gospodarka rolna w Polsce jest jednym z głównych priorytetów w obecnym programie PROW na lata 2014-2020. Postęp w zakresie zmniejszania śladu węglowego produkcji rolniczej jest ważnym atrybutem innowacyjnego rozwoju rolnictwa.

JERZY BIEŃKOWSKI, JANUSZ JANKOWIAK, MAŁGORZATA HOLKA,
RADOSŁAW DĄBROWICZ

NEEDS FOR DETERMINING THE CARBON FOOTPRINT OF AGRICULTURAL
PRODUCTION AND PROSPECTS OF ITS APPLICATION

Keywords: *carbon footprint, low-emission economy, agriculture, food products, LCA*

SUMMARY

This paper discusses the importance of the carbon footprint for the assessment of greenhouse gas emissions generated by various production processes in the agri-food sector. The methodology of its determination based on the LCA guidelines, including GHG emissions throughout the product life cycle from “cradle to grave”, has been presented. In the light of studies to date, it turns out that greenhouse gas emissions in the systems of animal production and field crops influence significantly the carbon footprint values of the final food products. Low emission agriculture in Poland is one of the main priorities in the current PROW program for the years 2014-2020. Progress in reducing the carbon footprint of agricultural production is an important attribute of innovative development of agriculture.

e-mail: bjerzy@onet.pl