

PRACE NAUKOWE

Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu

RESEARCH PAPERS

of Wrocław University of Economics

Nr 454

**Ekonomika ochrony środowiska
i ekoinnowacje**



Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu
Wrocław 2016

Redakcja wydawnicza: Elżbieta Kożuchowska
Redakcja techniczna i korekta: Barbara Łopusiewicz
Łamanie: Małgorzata Myszkowska
Projekt okładki: Beata Dębska

Informacje o naborze artykułów i zasadach recenzowania
znajdują się na stronach internetowych
www.pracnaukowe.ue.wroc.pl
www.wydawnictwo.ue.wroc.pl

Publikacja udostępniona na licencji Creative Commons
Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska
(CC BY-NC-ND 3.0 PL)



© Copyright by Uniwersytet Ekonomiczny we Wrocławiu
Wrocław 2016

ISSN 1899-3192
e-ISSN 2392-0041
ISBN 978-83-7695-621-3

Wersja pierwotna: publikacja drukowana

Zamówienia na opublikowane prace należy składać na adres:
Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu
ul. Komandorska 118/120, 53-345 Wrocław
tel./fax 71 36 80 602; e-mail: econbook@ue.wroc.pl
www.ksiegarnia.ue.wroc.pl

Druk i oprawa: TOTEM

Spis treści

Wstęp.....	9
------------	---

Część 1. Współczesne problemy ekonomiki ochrony środowiska

Anna Bisaga: Zarządzanie funkcją środowiskową w rolnictwie – źródło nowych rent gospodarstw rolnych / The management of the environmental function in agriculture – the source of new pensions of agricultural households.....	13
Zbigniew Brodziński, Katarzyna Brodzińska: Uwarunkowania rozwoju rynku zielonych miejsc pracy na przykładzie podmiotów zajmujących się przetwórstwem biomasy na cele energetyczne / Conditions of green jobs market development based on the example of businesses processing biomass for energy purposes.....	22
Agnieszka Ciechelska: Analiza skuteczności i zrównoważenia polskiego systemu gospodarki odpadami komunalnymi / Analysis of the effectiveness and sustainability of the Polish municipal waste management system.....	31
Ilisio Manuel de Jesus, Natalia Sławińska: Kształtowanie się cen gruntów rolnych w Polsce na tle wybranych krajów Unii Europejskiej / Price formation of agricultural land in Poland on the background of selected countries of the European Union.....	45
Anna Dubel: Efektywność ekonomiczna inwestycji na obszarach szczególnego zagrożenia powodzią / Economic efficiency of investment on areas of special flood-related hazards.....	52
Piotr Jeżowski: Techniczne uwarunkowania rozwoju gospodarki niskoemisyjnej w Polsce / Technical conditions for development of the low emission economy.....	63
Waldemar Kozłowski: Ocena wskaźnikowa inwestycji infrastruktury wodno-kanalizacyjnej w aspekcie zrównoważonego rozwoju / Evaluation of investment ratio water supply and sewerage infrastructure in the context of sustainable development.....	79
Barbara Kryk: Rachunek korzyści ekologicznych z inwestycji termomodernizacyjnych na przykładzie spółdzielni mieszkaniowych województwa zachodniopomorskiego / Account of environmental benefits from thermo-modernization investment on the example of cooperative housing of West Pomeranian Voivodeship.....	92

Łukasz Kuźmiński, Łukasz Szalata, Bogusław Fiedor, Jerzy Zwoździak: Ocena zmienności ryzyka zagrożenia powodziowego w dorzeczu Odry na podstawie rozkładów półrocznych maksimum stanów wód / The rating of volatility of flood hazard risk in the basin of the Oder River based on biannual distributions of maximums of water levels.....	102
Romuald Ogrodnik: Wskaźniki efektywności działalności środowiskowej kopalń węgla kamiennego / Environmental performance indicators of hard coal mines.....	117
Jarosław Pawłowski: Zasadność ekoratingu samochodów osobowych / Appropriateness of eco-rating of passenger cars.....	131
Anna Śliwińska: Metodyka poszerzenia systemu i alokacji w ocenie cyklu życia procesów wielofunkcyjnych / System expansion and allocation methodology in a life cycle assessment of multi-functional processes.....	141

Część 2. Postęp techniczny a ekonomia środowiska oraz zasobów naturalnych

Sylwia Dziedzic: Ekoinnowacyjne zachowania zakupowe klientów / Eco-innovative purchasing behavior of customers.....	159
Stanisław Famielec, Józefa Famielec: Ekonomiczne i techniczne uwarunkowania procesów spalania odpadów komunalnych / Economic and technical determinants of municipal solid waste incineration.....	174
Ryszard Jerzy Konieczny: Zapotrzebowanie energetyczne wiatrowego aeratora pulweryzacyjnego wody w warunkach Jeziora Rudnickiego Wielkiego / Energy demand of wind-driven pulverising aerator under conditions of Lake Rudnickie Wielkie.....	186
Małgorzata Rutkowska-Podolowska, Jolanta Pakulska: Nakłady inwestycyjne na gospodarkę odpadami / Capital expenditure on waste management.....	196
Małgorzata Rychlik, Bartosz Pieczaba, Karol Statkiewicz: Nawilżanie powietrza w komorze pulsofluidalnej / Air humidification in the pulsed fluid bed.....	208

Część 3. Społeczne aspekty gospodarowania zasobami środowiska

Joanna Gajda: Zarządzanie pracownikami pokolenia Y nowym wyzwaniem dla pracodawców / Sustainable management of Generation Y employees as a new challenge for employers.....	217
Katarzyna Gryga: Społeczna odpowiedzialność biznesu jako narzędzie zrównoważonego rozwoju przedsiębiorstwa górniczego / Corporate social responsibility as a tool of sustainable development in mining company ...	229

Agnieszka Mikucka-Kowalczyk: Działania społecznie odpowiedzialne podejmowane przez KGHM Polska Miedź SA a koncepcja zrównoważonego rozwoju / Socially responsible actions taken by KGHM Polska Miedź SA vs. the concept of sustainable development.....	239
Sylwia Słupik: Rola partycypacji społecznej w kreowaniu lokalnego zrównoważonego rozwoju / The role of public participation in the creation of local sustainable development	252

Wstęp

Rozwój zrównoważony, a zwłaszcza implementacja opartej na nim strategii tworzy wiele wyzwań dla praktyki ochrony środowiska przyrodniczego i gospodarowania jego zasobami (w tym usługami). Pojawiają się one na wielu płaszczyznach, między innymi w postaci ekonomiki ochrony środowiska, którą uznać można za najwcześniejszą w polskiej literaturze, wywodzącą się jeszcze z sozologii, część badań nad nową proekologiczną strategią rozwoju społeczno-ekonomicznego, a także w formie studiów nad rolą postępu technicznego w ekonomii środowiska i zasobów naturalnych. Trzeci praktyczny wymiar problemów ochrony środowiska i korzystania ze środowiska przyrodniczego dotyczy – zyskującego na znaczeniu – aspektu społecznego. Powyższe grupy zagadnień pojawiły się w wielu opracowaniach przygotowanych i przedstawionych na konferencji.

Problemy ekonomiki ochrony środowiska przyrodniczego i gospodarowania jego zasobami przyjęły postać między innymi: (1) związków pomiędzy rolnictwem a środowiskiem przyrodniczym i gospodarowaniem glebą, (2) gospodarowania odpadami komunalnymi, (3) gospodarowania wodą i ściekami, (4) wyzwań niskiej emisji i termoizolacji budynków, (5) „zielonych” miejsc pracy, a także (6) zagrożonych inwestycji i ubezpieczeń ekologicznych czy (7) analizy wskaźników efektywności ekonomiczno-ekologicznej realizowanych przedsięwzięć.

Postęp techniczny jest kolejną, istotną płaszczyzną, na której pojawiają się i są rozwiązywane problemy praktyczne w zakresie ochrony środowiska przyrodniczego i użytkowania jego zasobów czy usług. Uczestnicy konferencji podjęli w tym zakresie między innymi takie zagadnienia, jak: (1) techniczne problemy gospodarowania odpadami, (2) techniczne wyzwania energetyki odnawialnej, a także: (3) ekoinnowacyjne zachowania konsumentów czy (4) ekoinnowacje w produkcji żywności.

Wymiar społeczny ochrony środowiska przyrodniczego i gospodarowania jego zasobami (w tym usługami) rozwija się szybko w ostatnich latach wraz ze zmianami w świadomości ekologicznej ludzi. Ta swoista „socjologia ekologiczna” pojawia się coraz częściej w badaniach naukowych i prezentowanych publikacjach. Wśród uczestników konferencji przyjęły one postać między innymi: (1) społecznej odpowiedzialności biznesu, (2) partycypacji obywatelskiej czy (3) ekologicznego zarządzania zespołami ludzkimi.

Zachęcając Czytelników do zapoznania się z przedstawionymi opracowaniami, wyrazić można dwa oczekiwania – interesującej lektury oraz nadziei, że ta niezwykle istotna, z punktu widzenia rozwoju zrównoważonego i trwałego, problematyka będzie się nadal szybko rozwijać, z korzyścią dla środowiska przyrodniczego i ludzkiej cywilizacji.

Agnieszka Becla

Anna Śliwińska

Główny Instytut Górnictwa w Katowicach
e-mail: asliwinska@gig.eu

METODYKA POSZERZENIA SYSTEMU I ALOKACJI W OCENIE CYKLU ŻYCIA PROCESÓW WIELOFUNKCYJNYCH*

SYSTEM EXPANSION AND ALLOCATION METHODOLOGY IN A LIFE CYCLE ASSESSMENT OF MULTI-FUNCTIONAL PROCESSES

DOI: 10.15611/pn.2016.454.12

Streszczenie: Ocena cyklu życia (LCA) jest metodą umożliwiającą badanie wpływu produktów na środowisko w wyniku prześledzenia całego cyklu życia produktu, począwszy od wytworzenia, poprzez użytkowanie, aż do powstania i zagospodarowania odpadu. Wyniki ekologicznej oceny LCA są wykorzystywane w etapie projektowania produktów do wyboru rozwiązań korzystnych dla środowiska. Jednak ocena systemów wielofunkcyjnych jest utrudniona ze względu na niespójności zidentyfikowane w metodyce alokacji obciążeń środowiskowych. W artykule zaproponowano jednolitą metodykę rozwiązań stosowanych w ocenie cyklu życia systemów wielofunkcyjnych: alokacji w oparciu o współczynniki fizyczne lub socjoekonomiczne oraz poszerzenia systemu, które wymaga identyfikacji technologii marginalnych z uwzględnieniem mechanizmów rynkowych.

Słowa kluczowe: ekologiczna ocena cyklu życia LCA, metodyka, alokacja obciążeń środowiskowych, poszerzenie systemu, wielofunkcyjność.

Summary: Life cycle assessment (LCA) is a method enabling environmental assessment of products which is based on the whole life cycle, from product production, through its utilisation to waste formation and management. The results of LCA can be a basis for selection of solutions beneficial to the environment in product design. However, the assessment of multi-functional systems is difficult because of the inconsistencies identified in the methodology of allocation of environmental burden. A unified methodology of solutions used in life cycle assessment of multi-functional systems is proposed in the paper: the allocation on the basis of physical or socio-economic factors and system expansion that requires marginal technology identification with regard to market mechanisms.

Keywords: life cycle assessment LCA, methodology, environmental burdens allocation, system expansion, multi-functionality.

* Artykuł powstał w ramach projektu sfinansowanego ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2012/05/N/ST8/03771.

1. Wstęp

Ocena cyklu życia (*Life Cycle Assessment*, LCA) jest narzędziem wykorzystywanym do oceny potencjalnych zagrożeń środowiskowych poprzez identyfikację i określenie ilości użytych materiałów, energii oraz odpadów wprowadzanych do środowiska oraz ocenę wpływu tych procesów na środowisko naturalne [Kulczycka (red.) 2001]. Obszerniejsze omówienie założeń metody LCA można znaleźć we wcześniejszych pracach [Tkaczyk, Kuzincow 2015; Dzikuć 2014]. Ekologiczna ocena cyklu życia LCA może być wykorzystana w przedsiębiorstwach w procesach decyzyjnych jako wsparcie wdrażania przedsięwzięć proekologicznych [Nitkiewicz 2015]. Metoda LCA jest wykorzystywana do analiz porównawczych oddziaływania na środowisko różnych wariantów wynikających z podjęcia określonych decyzji lub zastosowania różnych rozwiązań technologicznych. Takie analizy mają na celu wybór optymalnego rozwiązania przy uwzględnieniu oddziaływania na środowisko.

Warunkiem analizy porównawczej jest równoważność porównywanych systemów, innymi słowy muszą one pełnić taką samą funkcję – wytwarzać te same produkty. Jednak w praktyce wiele systemów wytwarza więcej niż jeden produkt lub usługę, czyli pełni wiele funkcji. Istnieje kilka wariantów wielofunkcyjności systemów/procesów, m.in. wytwarzanie kilku produktów lub funkcji, recykling i ponowne wykorzystanie odpadów, systemy o wielu wejściach, np. zagospodarowanie odpadów różnego rodzaju. Analiza porównawcza takich systemów wymaga często wyizolowania pojedynczych funkcji celem ich porównania do procesów alternatywnych.

Ocena cyklu życia procesów „wielofunkcyjnych” wymaga zastosowania rozwiązań, które pozwolą uzyskać systemy równoważne. Norma ISO 14044 zaleca w takiej sytuacji dokładniejszą analizę i podział procesu jednostkowego lub poszerzenie systemu wyrobu i włączenie dodatkowych funkcji związanych z koproduktami. Jeśli nie jest to możliwe, to zaleca alokację, czyli rozdział strumieni wejść i wyjść między wyroby w oparciu o występujące między nimi zależności fizyczne, np. masa, objętość, zawartość energii, lub w oparciu o inne zależności, np. ekonomiczne, takie jak wartość produktu lub koszt.

Analiza studiów przypadku oraz publikacji dotyczących metodyki LCA wykazała, że zalecenia dotyczące rozwiązań wielofunkcyjności zawarte w normie ISO 14044 są stosowane w ograniczonym stopniu. W literaturze zaproponowano różne podejścia do LCA procesów wielofunkcyjnych, jednak proponowane metodyki różnią się między sobą i nie są zgodne z hierarchią zalecaną w normie ISO 14044, co zostało opisane przez wielu autorów [Zamagni i in. 2008; Wardenaar i in. 2012; Brankatschk, Finkbeiner 2014; Weidema 2014; Pelletier i in. 2015; Nicholson i in. 2009]. Liczne przykłady w literaturze pokazują, że zastosowane rozwiązania wielofunkcyjności mogą mieć kluczowy wpływ na uzyskane wyniki LCA [Cottle, Cowie 2016; Harst i in. 2016; Kua 2015]. Brak jednoznacznej metodyki LCA procesów wielofunkcyjnych jest bardzo niekorzystny i może wpływać na rzetelność analiz cyklu życia. Dlatego w niniejszym artykule zaproponowano ujednoczoną metodykę

rozwiązań wielofunkcyjności w oparciu o aktualny stan wiedzy w tej dziedzinie oraz zastosowania w praktyce.

2. LCA procesów wielofunkcyjnych – analiza bazy przypadków literaturowych

Usystematyzowanie obszaru związanego z metodyką rozwiązań wielofunkcyjności wymaga skonfrontowania praktyk stosowanych w opublikowanych studiach przypadku z zaleceniami metodycznymi normy ISO14044, podręczników, przewodników i innych publikacji dotyczących teorii analiz cyklu życia. W tym celu opracowano bazę przypadków literaturowych, co pozwoliło przeanalizować, jakie rozwiązania wielofunkcyjności są stosowane w praktyce. Baza przypadków obejmowała publikacje dotyczące zarówno metodyki LCA, jak i studia przypadku. Wykonano przegląd norm, literatury dostępnej w różnych bazach, w tym: Science Direct, Google Scholar, Scopus, czasopiśmie „The International Journal of Life Cycle Assessment”, publikacjach Wspólnotowego Centrum Badawczego Komisji Europejskiej JRC oraz Programu Narodów Zjednoczonych ds. Środowiska i Towarzystwa Toksykologii i Chemii Środowiskowej (UNEP/SETAC, *United Nations Environment Programme – Society of Environmental Toxicology and Chemistry*). Przegląd przeprowadzono w oparciu o wyniki zapytań o następujące słowa: allocation, system expansion, avoided burdens, substitution, subdivision, attributional, consequential, aLCA, cLCA.

Analiza literatury wykazała, że w praktyce często jest uznawany podział na metodykę skutkową cLCA (*consequential Life Cycle Assessment*) i opisową aLCA (*attributional Life Cycle Assessment*), co wpływa na sposób modelowania procesów wielofunkcyjnych. Taki podział brali pod uwagę autorzy 25 z łącznie 36 publikacji zawartych w bazie przypadków dotyczących metodyki LCA. Dodatkowo wśród przeanalizowanych 54 publikacji dotyczących studiów przypadku, opublikowanych od roku 2006, autorzy 29 publikacji odwołali się do rozróżnienia analiz opisowych i skutkowych. Autorzy ponad połowy przeanalizowanych publikacji z ostatnich 10 lat uznają podział na metodykę opisową i skutkową.

Ponadto analizowano studia przypadku pod kątem zastosowanych metod: poszerzenia systemu, alokacji, substytucji, kredytów (tab. 1).

Tabela 1. Rozwiązania zastosowane w publikacjach związanych z LCA procesów wielofunkcyjnych

Zastosowane rozwiązanie	Liczba publikacji	Odsetek publikacji z podziałem na aLCA i cLCA
Alokacja na podstawie jednej lub kilku cech	24	0,1
Poszerzenie systemu, substytucja lub kredyty	25	0,7
Obydwie metody – alokacja i poszerzenie systemu lub substytucja	29	0,4

Źródło: opracowanie własne.

Autorzy, którzy nie odwołują się do metodyki analiz skutkowych i opisowych, zazwyczaj wykorzystują w swoich analizach alokację, tj. rozdział obciążeń w oparciu o współczynniki, a nie zalecaną w pierwszym kroku hierarchii normy ISO 14044 metodę poszerzenia systemu. W 24 publikacjach zastosowano wyłącznie alokację na podstawie jednej lub kilku cech, z czego tylko w 2 z nich odwołano się do podziału na aLCA i cLCA. Metodę poszerzenia systemu wybierają głównie autorzy, którzy stosują metodykę skutkową LCA – w 25 publikacjach zastosowano poszerzenie systemu, substytucję lub kredyty, z czego 18 odwoływało się do podziału na aLCA i cLCA. Z kolei w 29 publikacjach zastosowano zarówno alokację, jak i poszerzenie systemu lub substytucję, w tym w 12 z nich został uznany podział na aLCA i cLCA.

Rozwój metodyczny LCA doprowadził do wyodrębnienia się dwóch rodzajów modelowania: opisowego oraz skutkowego, i ta metodyka wywiera duży wpływ na wykonywane oceny cyklu życia. Mimo to nie ma ona swojego odzwierciedlenia w normie ISO 14044. Analiza literatury prowadzi do wniosku, że w ujednocionej metodyce oceny cyklu życia procesów wielofunkcyjnych powinien zostać uwzględniony podział na modelowanie skutkowe i opisowe.

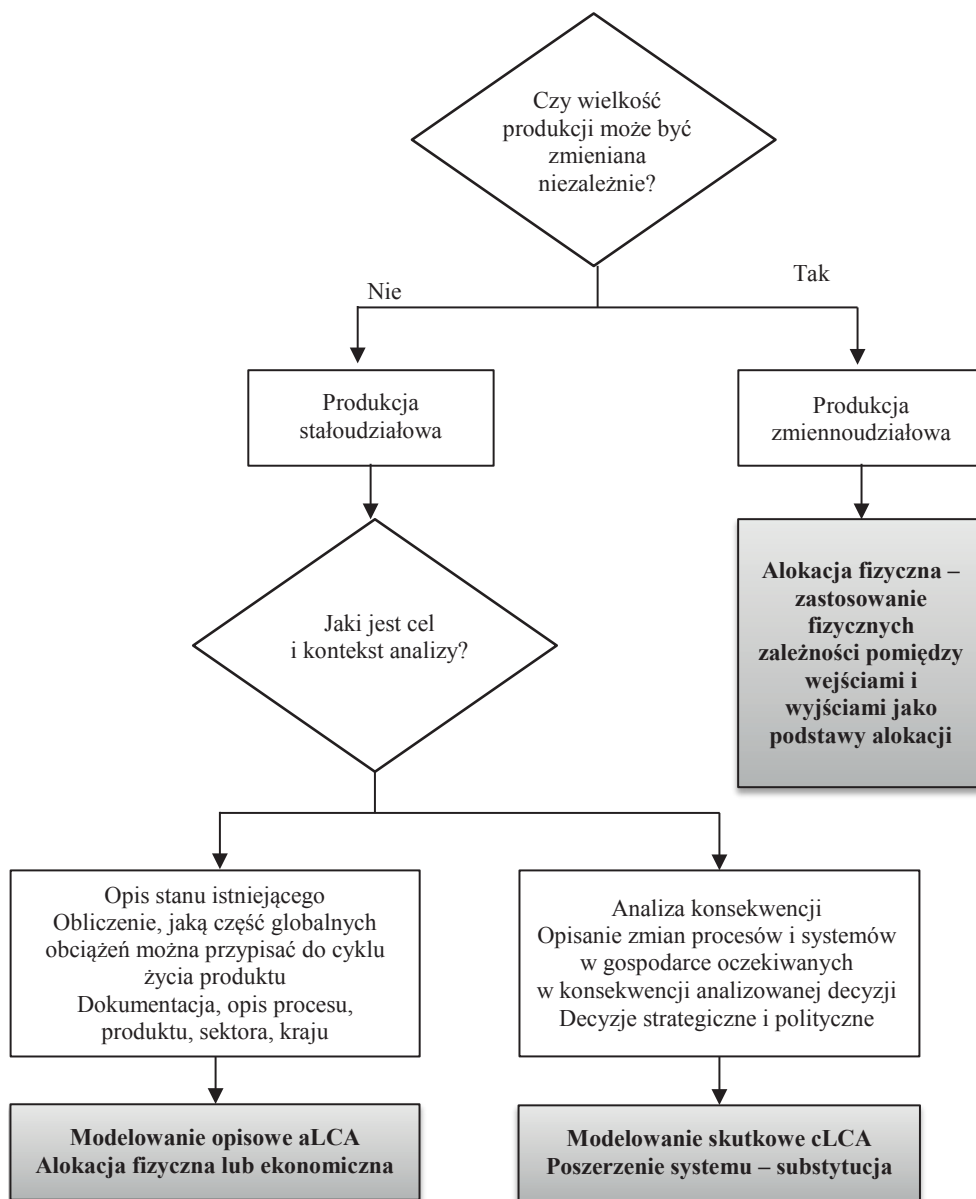
3. Ujednoczona metodyka rozwiązań wielofunkcyjności w LCA

Wzorem podręcznika dotyczącego międzynarodowego referencyjnego systemu danych na temat cyklu życia produktów (*International Reference Life Cycle Data System*, ILCD Handbook 2010), w tym artykule zastosowano sformułowanie „rozwiązania wielofunkcyjności”, które obejmuje zarówno poszerzenie systemu, jak i alokację. Określenie „procedura alokacji” stosowane w normie jest niejednoznaczne, ponieważ alokacja jest tylko jednym, ale nie jedynym z rozwiązań stosowanych w LCA systemów wielofunkcyjnych, a unikanie alokacji poprzez podział procesu lub poszerzenie systemu formalnie nie jest częścią tej procedury. Dlatego w metodyce LCA określenie „alokacja” powinno być zarezerwowane wyłącznie do metody rozdziału strumieni wejść i wyjść w oparciu o współczynniki alokacji.

Wszystkie opracowania metodyczne są zgodne [ISO 14044; Sonnemann i in. 2011; ILCD Handbook 2010], że jeśli jest wykonalne i praktyczne podzielenie procesu o wielu wyjściach na podprocesy, to należy w taki sposób uniknąć alokacji. Jeśli nie jest to możliwe albo nakład pracy związany z pozyskaniem danych niezbędnych do podzielenia procesu na podprocesy jest niewspółmierny do spodziewanego wpływu na wyniki, lub też dane są niedostępne, to proces należy potraktować jak proces o wielu wyjściach.

Wybór rozwiązania wielofunkcyjności zależy od tego, czy w analizowanym procesie o wielu funkcjach ilości funkcji mogą być zmieniane niezależnie (produkcja zmiennoudziałowa – *combined production*) czy są stałe (produkcja stałoudziałowa – *joint production*). W przypadku produkcji zmiennoudziałowej zaleca się alokację obciążeń środowiskowych do poszczególnych funkcji na podstawie fizycznych zależności pomiędzy wejściami i wyjściami [Sonnemann i in. 2011; ILCD Hand-

book 2010; Frischknecht 2000]. Alokacja jest tu oparta o zależność pomiędzy zmianą wielkości produkcji i jej efektem, np. zmianą emisji lub zużycia materiałów. Postępowanie dla pozostałych procesów jest zależne od tego, jaki jest cel analizy. Jeśli



Rys. 1. Algorytm wyboru rozwiązania wielofunkcyjności

Źródło: opracowanie własne.

celem LCA jest opisanie oddziaływania systemu na środowisko, określenie obciążeń środowiskowych bezpośrednio związanych z cyklem życia systemu, rachunkowość środowiskowa, to stosuje się modelowanie opisowe (*attributional Life Cycle Assessment*, aLCA). Jeśli wyniki oceny cyklu życia służą informowaniu podmiotów decyzyjnych i polityków, jak podjęte decyzje wpływają na całkowitą zmianę obciążeń środowiskowych, to analizy powinny obejmować wszystkie możliwe konsekwencje tych decyzji – w tym celu stosuje się modelowanie skutkowe (*consequential Life Cycle Assessment*, cLCA).

Na rys. 1 przedstawiono w uproszczeniu dwuetapowe postępowanie podczas wyboru rozwiązania wielofunkcyjności.

W tab. 2 porównano wybrane cechy modelowania opisowego aLCA i skutkowego cLCA [ILCD Handbook 2010; De Camillis i in. (eds.) 2013; Sonnemann i in. 2011; Pelletier i in. 2015].

Tabela 2. Porównanie modelowania opisowego aLCA i skutkowego cLCA w ocenie cyklu życia

	aLCA	cLCA
Cel	Odwzorowanie rzeczywistego systemu wyrobu, obliczenie, jaką część globalnych obciążeń można przypisać do cyklu życia produktu. Odpowiedź na pytanie, jaki jest wpływ pewnego systemu produkcyjnego w danym czasie oraz jaki byłby potencjalny wpływ, gdyby produkt był zaprojektowany, wytworzony, zużyty i zagospodarowany w zróżnicowany sposób	Opisanie zmian procesów i systemów w gospodarce oczekiwanych w konsekwencji analizowanej decyzji, stan prognozowany z uwzględnieniem mechanizmów rynkowych, zależności politycznych i zachowania konsumentów. Odpowiedź na pytanie o skutki i efekty zmian
Granice systemu i dane	Uwzględnia się procesy, które mają znaczący udział w oddziaływaniu całego analizowanego systemu. Wykorzystuje się dane rzeczywiste, historyczne, uśrednione rynkowe	Uwzględnia się wszystkie procesy zależne, które podlegają zmianie w konsekwencji decyzji. Wykorzystuje się dane marginalne
Rozwiązanie wielofunkcyjności	Alokacja	Poszerzenie systemu, substytucja
Efekty pośrednie (np. efekt odbicia, pośrednia zmiana użytkowania gruntów ILUC)	Nie	Tak

Źródło: opracowanie własne.

Modelowanie opisowe aLCA ma na celu opisanie rzeczywistego systemu wyrobu i obliczenie, jaką część globalnych obciążeń środowiskowych można przypisać do cyklu życia produktu. W modelowaniu opisowym procesów wielofunkcyjnych

wykorzystuje się metodę rozdziału w oparciu o współczynniki, czyli alokację. Poszerzenie systemu wymaga uwzględnienia mechanizmów rynkowych wymagających czasu, dlatego z założenia nie wpisuje się w opisowe modelowanie danych [Pelletier i in. 2015; De Camillis i in. (eds.) 2013]. Mimo to metody oparte o poszerzenie systemu, w tym substytucja, są czasami stosowane przez praktyków w aLCA. Przykładowo, alokację w oparciu o egzergię produktów oraz „kredyty” w ramach aLCA zastosowano w analizie zintegrowanej farmy w Wietnamie [Nhu i in. 2015]. W analizie opisowej aLCA miejskiego systemu zagospodarowania odpadów w Gipuzkoa w Hiszpanii problem wielofunkcyjności rozwiązano poprzez poszerzenie systemu z wykorzystaniem uśrednionych procesów z otoczenia [Bueno i in. 2015].

Modelowanie skutkowe ma na celu opisanie, jakie zmiany są oczekiwane w gospodarce jako konsekwencja decyzji [ILCD Handbook 2010]. Podczas tworzenia modelu systemu uwzględniane są mechanizmy rynkowe oraz zależności polityczne i zmiany zachowania konsumentów. W ocenie cyklu życia procesów wielofunkcyjnych wykorzystuje się poszerzenie systemu. W cLCA stosowanie uśrednionej struktury podaży w celu zobrazowania technologii zależnej w analizach służących jako wsparcie procesu decyzyjnego jest niewłaściwe, ponieważ powoduje wzięcie pod uwagę dostawców, którzy ze względu na brak możliwości zwiększenia produkcji nie mogą zmienić podaży w konsekwencji decyzji, a to może prowadzić do nietrafnych decyzji [Schmidt i in. 2011]. Dlatego podejście „skutkowe” wyłącza z analiz technologii o ograniczonej możliwości podaży i opiera się na technologiach marginalnych. Kluczową kwestią jest identyfikacja wszystkich technologii zależnych (technologii marginalnych), które mogą zostać objęte konsekwencjami podjętej decyzji w sposób bezpośredni, a także pośredni.

3.1. Alokacja w oparciu o współczynniki fizyczne i socjoekonomiczne

Alokacja polega na rozdzieleniu obciążeń środowiskowych pomiędzy koproduktu/funkcje analizowanego systemu proporcjonalnie do wybranej cechy. Współczynniki alokacji dla produktów wyznacza się w odniesieniu do sumy wybranej cechy dla wszystkich koproduktów (równanie 1).

$$a_i = \frac{x_i}{\sum_{i=1}^n x_i}, \quad (1)$$

gdzie: a_i – współczynnik alokacji dla i -tego koproduktu; x_i – wartość podstawy alokacji dla i -tego koproduktu.

Wybór określonej cechy jako podstawy alokacji jest subiektywny i zależy od wielu czynników: celu analizy, wyznaczonych granic systemu, cen produktów. Przykładowe możliwe do zastosowania własności strumieni fizycznych są następujące: zawartość energii (entalpia, wartość opała, egzergia, entropia), masa, objętość,

długość/odległość, zawartość poszczególnych elementów/substancji/materiałów/części, liczba części, cząstek, moli itd. a w przypadku usług np. czas/trwanie usługi. Jako zależności ekonomiczne stosuje się przede wszystkim ceny rynkowe produktów i usług, surowców, materiałów wtórnych, złomu.

Jak zauważył Pelletier i in. [2015], wybór pomiędzy stosowaniem alokacji fizycznej bądź ekonomicznej w praktyce nie jest podyktowany hierarchią ważności, ale jest uzależniony od naturalnej skłonności do nauk przyrodniczych (alokacja w oparciu o cechy fizyczne) lub socjoekonomicznych (alokacja w oparciu o cechy ekonomiczne). Alokacja fizyczna wydaje się najbardziej naturalnym rozwiązaniem, ponieważ cała ocena cyklu życia opiera się na fizycznym modelu systemu produkcyjnego. Jednak możliwości zastosowania alokacji fizycznej są ograniczone w przypadku produktów i usług, które nie mogą zostać wyrażone w postaci przepływów fizycznych, wtedy może być stosowana alokacja ekonomiczna. Jednak o wyborze alokacji ekonomicznej mogą zdecydować również inne kryteria. Metoda alokacji na podstawie przychodów ze sprzedaży uwzględnia konkurencyjność produktów i strukturę cenową optymalną dla maksymalizacji przychodów przedsiębiorstwa [Frischknecht 2000]. Poza tym stosowanie alokacji ekonomicznej ułatwia tworzenie modeli LCA, które motywują konsumentów do pożądanых zachowań [Pelletier i in. 2015]. Jest to modelowanie zorientowane na efekt, a obciążenia środowiskowe są przypisane produktom na podstawie oczekiwanych korzyści.

Z drugiej strony stosowanie alokacji ekonomicznej ma kilka wad:

- opiera się na zależnościach rynkowych, a nie odzwierciedla istniejącego modelu fizycznego,
- bazuje na założeniu dodatniej korelacji obciążeń środowiskowych z wartością ekonomiczną (cenami rynkowymi) – założenie takie nie jest prawdziwe np. w przypadku technologii redukujących emisje, które zwiększają koszty produkcji, ale równocześnie zmniejszają obciążenie środowiska,
- ogranicza wykorzystanie wyników LCA w analizie efektywności ze względu na korelację obciążeń środowiskowych obliczonych z wykorzystaniem alokacji ekonomicznej z cenami produktów,
- nie jest możliwa, gdy ceny rynkowe nie są dostępne (np. dla półproduktów),
- alokacja ekonomiczna oraz idea kreowania postaw społecznych nie są zgodne z założeniem fizycznych podstaw LCA,
- ceny stosowane w alokacji ekonomicznej są zmienne i obciążone niepewnością,
- ceny nie zawsze reprezentują przyczynowość ekonomiczną procesów produkcyjnych, np. na rynkach niedoskonałych lub regulowanych.

W analizie wrażliwości jako podstawa alokacji powinny zostać zastosowane różne cechy fizyczne i socjoekonomiczne w celu zbadania ich wpływu na wyniki oceny cyklu życia [Brankatschk, Finkbeiner 2014; Harst i in. 2016; Lewandowska i in. 2008]. Często wyniki uzyskane z wykorzystaniem alokacji porównuje się do wyników analiz skutkowych z wykorzystaniem poszerzenia systemu i substytucji [Buyle i in. 2014; De Menna i in. 2015; Kua, Kamath 2014].

3.2. Poszerzenie systemu i substytucja rynkowa

Poszerzenie systemu polega na zmianie jednostki funkcjonalnej – zostają do niej dodane dodatkowe funkcje zapewniane przez koprodukty. W związku ze zmianą jednostki funkcjonalnej granice systemu są poszerzane tak, aby zawierały wszystkie procesy odnoszące się do tak zdefiniowanej funkcji [Sonnemann i in. 2011; Pelletier i in. 2015]. W modelowaniu skutkowym poszerzenie systemu jest rozumiane jako rynkowa substytucja towarów i odnosi się do identyfikacji i modelowania procesów spoza rozważanego systemu, które wytwarzają funkcje ekwiwalentne do rozważanych koproduktów.

W praktyce poszerzenie systemu może być przeprowadzone dwoma sposobami. Pierwszy zakłada dodanie dodatkowych funkcji do systemu – jest to bezpośrednie rozszerzanie systemu [Azapagic, Clift 1999]. Przykładowo, jeśli w procesie produkcyjnym P wytwarzane są dwa produkty A i B, a na rynku obecne są produkty konkurencyjne: produkt C konkurencyjny w stosunku do A i produkt D konkurencyjny do B, to ocena porównawcza może być wykonana dla równoważnych systemów P oraz $P'=(C+D)$. Alternatywnie, dodatkowe funkcje mogą zostać odjęte od systemu w celu otrzymania pożądanej jednostki funkcjonalnej. Wtedy produkty uboczne systemu wielofunkcyjnego zostają uznane za wejścia ujemne w celu odzwierciedlenia unikniętej marginalnej produkcji gdzie indziej w gospodarce [De Camillis i in. (eds.) 2013]. Przykładowo, jeśli w procesie produkcyjnym P wytwarzane są dwa produkty A i B, przy czym produkt B jest produktem substytucyjnym w stosunku do produktu D obecnego na rynku, to obciążenie środowiskowe związane z wytworzeniem produktu A oblicza się jako różnicę $P-D$. W literaturze odejmowane obciążenia środowiskowe są nazywane „obciążeniami unikniętymi” (*avoided burdens*) lub „kredytami”. Rezultaty LCA w wyniku odjęcia obciążeń unikniętych mogą mieć wartość ujemną – w takim przypadku potrzebna jest szczególna dbałość o przejrzystość analizy i jasną komunikację wyników w etapie raportowania.

Tworząc model skutkowy, należy wziąć pod uwagę konsekwencje związane z bezpośrednim wpływem produktów systemu wielofunkcyjnego wywieranym na zmiany popytu i podaży procesów istniejących na rynku, w tym wytwarzających produkty substytucyjne i komplementarne do koproduktów (kofunkcji) procesu wielofunkcyjnego. Należy również rozważyć uwzględnienie w modelu skutkowym konsekwencji pobocznych, zmian zachowania konsumentów, efektów wtórnych i paradoksów (np. efektu odbicia, zaprzeczania, kompensacji, domina itp.).

Zaleca się wykonanie następujących kroków w celu utworzenia modelu skutkowego [ILCD Handbook 2010]:

- identyfikacja głównych i podrzędnych konsekwencji i ograniczeń, które zostaną uwzględnione w modelu,
- identyfikacja procesów funkcjonujących lub wyeliminowanych pod wpływem zidentyfikowanych konsekwencji,

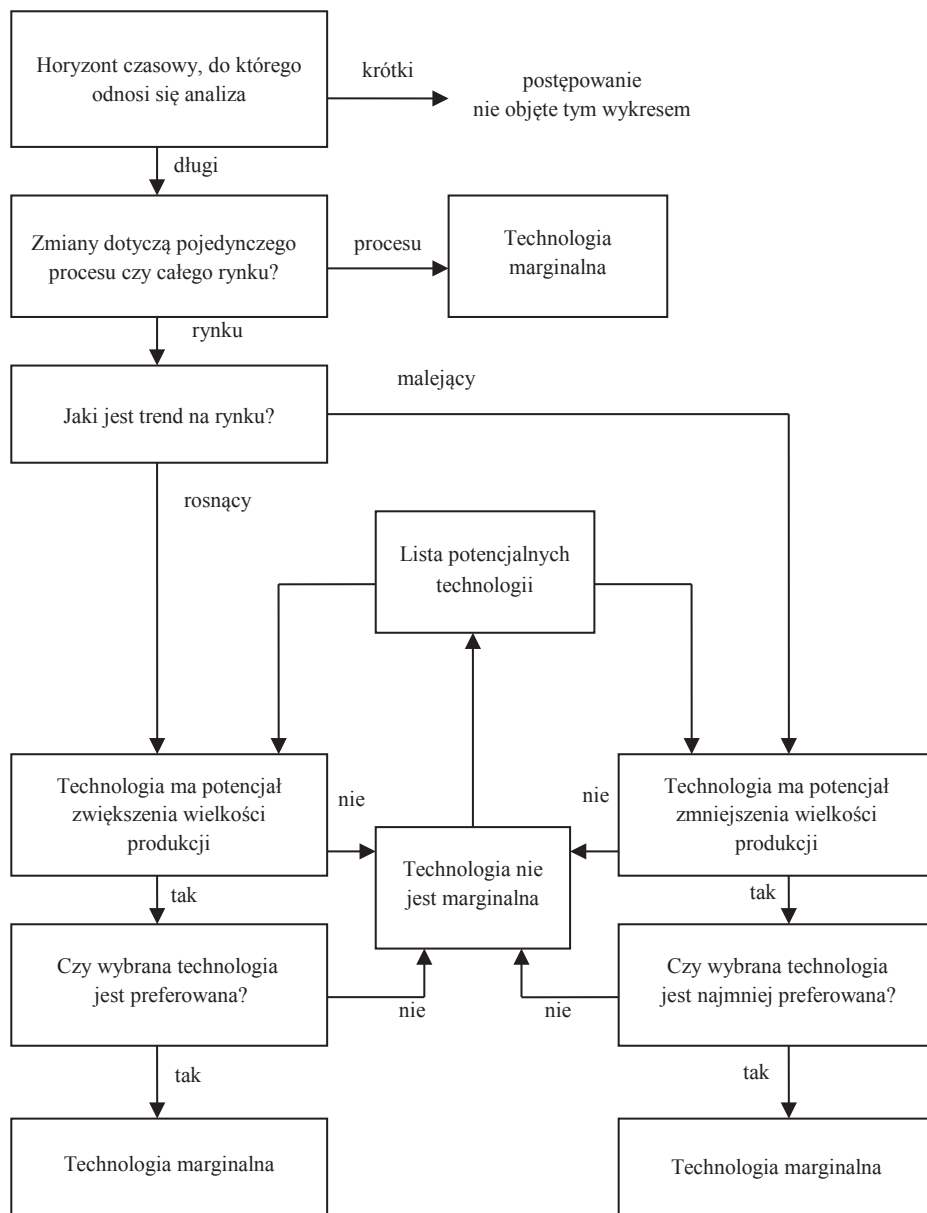
- wybór procesów marginalnych na podstawie analizy rozważanych konsekwencji z uwzględnieniem wybranych ograniczeń

Przykładowe ograniczenia, które należy wziąć pod uwagę w modelu, to: trudności ze zmianą kontrahenta długoterminowego, ograniczenia związane ze zbyt wysokimi kosztami, np. transportu na dalekie odległości niektórych materiałów, ciepła itp., zakazy i ograniczenia polityczne, prawne i technologiczne, podatki, ograniczenia dostępności niektórych zasobów, np. energii wodnej, słonecznej, materiałów wtórnych, monopole rynkowe. Prosty przykładem wpływu ograniczeń na wybór technologii marginalnej jest analiza norweskiej energii elektrycznej, która jest głównie wytwarzana w elektrowniach wodnych. Mimo to, ze względu na ograniczenia energetyki wodnej, marginalny wzrost zapotrzebowania na energię elektryczną zostałby prawdopodobnie pokryty przez elektrownie wykorzystujące paliwa kopalne, które są bardziej elastyczne i tańsze [Weidema 1993].

Identyfikacja konsekwencji rynkowych i procesów marginalnych w LCA skutkowym powinna być oparta o ekspertyzy związane z cenami i prognozami rynkowymi, rozwojem technologii, modelowaniem kosztów technologii oraz modelami równowagi ogólnej i cząstkowej. Podczas wyboru technologii marginalnej można wykorzystać pięciostopniową procedurę i algorytm opracowany przez Weidema i in. [1999] (rys. 2).

Metodyka wyboru technologii marginalnej zaproponowana przez Weidema i in. [1999] jest akceptowana i stosowana w studiach przypadku [Schmidt 2008; Reinhard, Zah 2011; Van Stappen i in. 2016]. Jeśli to możliwe, w ramach analizy wrażliwości korzystne jest uwzględnienie różnych scenariuszy i zastosowanie kilku różnych technologii marginalnych, ponieważ rynek nie jest tak przewidywalny, jak zakładają modele ekonomiczne [Abiola i in. 2010; Cottle, Cowie 2016; Gaudreault i in. 2010].

W literaturze są liczne przykłady wykorzystania modeli równowagi cząstkowej i ogólnej [Ekvall, Andræ 2006; Marvuglia i in. 2013; Menten i in. 2015, Vázquez-Rowe i in. 2014]. Pozytywne efekty uboczne wynikające z ekonomii skali i krzywych uczenia włączono przykładowo do oceny cyklu życia emisji gazów cieplarnianych wynikających z użytkowania autobusów na ogniwa paliwowe [Sandén, Karlström 2007]. W skutkowej ocenie cyklu życia dla recyklingu papieru i kartonu w Hiszpanii, która stanowiła wsparcie decyzji odnośnie do zarządzania odpadami, wykorzystano wyniki dynamicznego MFA w celu monitorowania trendów i zmian w dynamice surowców, produktów i odpadów [Seigné-Itoiz i in. 2015]. Podczas oceny środowiskowej rybołówstwa zaproponowano włączenie narzędzia zarządzania zasobami w rybołówstwie zamiast modeli ekonomicznych w celu wyznaczenia, jak zmiany zasobów i kontyngenty mogą zmienić wpływ środowiskowy rybołówstwa [Vázquez-Rowe, Benetto 2014]. Połączenie tych narzędzi pozwoliło uwzględnić dostępność poszczególnych gatunków, sezonowe zamknięcie łowisk, rozmieszczenie łodzi, zmianę przydziałów itp. i wyznaczyć marginalnych dostawców. W skutkowej ocenie cyklu życia rzadko uwzględnia się efekty pośrednie, ponieważ ich modelo-



Rys. 2. Algorytm postępowania przy wyborze technologii marginalnej

Źródło: [Weidema i in. 1999].

wanie jest trudne. Najczęściej uwzględnia się efekt odbicia (*rebound effect*) oraz pośrednią zmianę użytkowania gruntów (*ILUC, Indirect Land Use Change*), co może

w znaczący sposób wpływać na wyniki [Dandres i in. 2011; Marvuglia i in. 2013; Tonini i in. 2016; Garraín i in. 2016].

Z perspektywy cLCA wytwarzanie odpadów można uznać za szczególny przypadek produkcji „stałoudziałowej” [ILCD Handbook 2010]. Jeśli odpady stanowią surowce wtórne w innym procesie produkcyjnym, to przypisuje się im „kredyty”. W granicach analizowanego systemu uwzględnia się etapy kondycjonowania, modyfikacji, transportu itp. odpadów konieczne w celu przywrócenia odpadom wartości i jakości niezbędnej do zastąpienia surowców pierwotnych w produkcji alternatywnej. Należy również wykonać ilościową ocenę zmiany funkcji wynikającą z zastosowania surowców wtórnych, tzn. odpowiedzieć na pytanie, czy rzeczywiście dobra wytworzone z wykorzystaniem surowców wtórnych charakteryzują się dokładnie takimi samymi własnościami jak z surowców pierwotnych (np. może nastąpić zmniejszenie wytrzymałości polimerów, skrócenie włókien, niepożądane domieszki w metalach). W cLCA proponuje się dwa sposoby ilościowej oceny pogorszenia własności produktu: założenie, że w wyniku substytucji określonej ilości produktu wtórnego zastępowana jest mniejsza ilość produktu pierwotnego, lub zastosowanie współczynnika korekcyjnego opartego na stosunku cen rynkowych produktu wtórnego do pierwotnego.

4. Podsumowanie i wnioski

W artykule na podstawie analizy praktycznych zastosowań alokacji i poszerzenia systemu zaproponowano ujednoczoną metodykę wyboru rozwiązań wielofunkcyjności, która odnosi się do najnowszych kierunków rozwoju oceny cyklu życia i jest zgodna ze stosowanymi praktykami. Zaproponowana metodyka alokacji lub poszerzenia systemu jest zależna od kontekstu i celu analizy, a nie oparta na hierarchii poszczególnych rozwiązań wielofunkcyjności.

W pierwszym etapie proponowanej metodyki wybór rozwiązania wielofunkcyjności uzależniono od rodzaju systemu produkcji stało- lub zmiennoudziałowej odpowiednio dla systemów, w których proporcje pomiędzy wyjściami są stałe lub mogą być niezależnie zmieniane. W drugim etapie wybór rozwiązania wielofunkcyjności uzależniono od celu analizy oraz uwzględniono podział metodyki analizy cyklu życia na opisową aLCA i skutkową cLCA. Zależnie od wyboru sposobu modelowania, zalecono zastosowanie alokacji fizycznej lub ekonomicznej w ramach aLCA lub poszerzenia systemu w oparciu o substytucję w ramach cLCA. Ponadto biorąc pod uwagę wpływ zastosowanego rozwiązania wielofunkcyjności na wyniki LCA, powinno zostać ono poddane analizie wrażliwości, tj. powinny zostać przeanalizowane różne scenariusze i różne warianty technologii marginalnej w przypadku poszerzenia systemu, natomiast w przypadku alokacji powinny zostać zastosowane różne kryteria alokacji oparte o cechy fizyczne lub socjoekonomiczne.

Analiza procesów wielofunkcyjnych stanowi wyzwanie i jest obciążona niepewnością wyników, dlatego ważne jest jasne uzasadnienie wyboru rozwiązania wielo-

funkcyjności w celu prawidłowego wykonania oceny cyklu życia. Opis metodyki został wzbogacony licznymi przykładami zastosowań różnych rozwiązań w literaturze. Zaproponowana metodyka może stanowić pomoc i uzupełnienie podczas oceny cyklu życia procesów wielofunkcyjnych.

Literatura

- Abiola A., Fraga E.S., Lettieri P., 2010, *Multi-Objective Design for the Consequential Life Cycle Assessment of Corn Ethanol Production*, 20th European Symposium on Computer Aided Process Engineering – ESCAPE20.
- Azapagic A., Clift R., 1999, *Allocation of environmental burdens in co-product systems: Product-related burdens (Part 1)*, Int. J. LCA, vol. 4(6), s. 357–369.
- Brankatschk G., Finkbeiner M., 2014, *Application of the Cereal Unit in a new allocation procedure for agricultural life cycle assessments*, Journal of Cleaner Production, no. 73, s. 72–79.
- Bueno G., Latasa I., Lozano P.J., 2015, *Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, no. 51, s. 449–459.
- Buyle M., Braet J., Audenaert A., 2014, *Life cycle assessment of an apartment building: comparison of an attributional and consequential approach*, 6th International Conference on Sustainability in Energy and Buildings, SEB-14, Energy Procedia 62, s. 132–140.
- Cottle D.J., Cowie A.L., 2016, *Allocation of greenhouse gas production between wool and meat in the life cycle assessment of Australian sheep production*, Int J Life Cycle Assess DOI: 10.1007/s11367-016-1054-4.
- Dandres T., Gaudreault C., Tirado-Seco P., Samson R., 2011, *Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, no. 15, s. 3121–3132.
- De Camillis C., Brandao M., Zamagni A., Pennington D. (eds.), 2013, *Sustainability assessment of future-oriented scenarios: a review of data modelling approaches in Life Cycle Assessment*, JRC.
- De Menna F., Vittuari M., Molari G., 2015, *Impact evaluation of integrated food-bioenergy systems: A comparative LCA of peach nectar*, Biomass and Bioenergy, vol. 73, s. 48–61.
- Dzikuć M., 2014, *Znaczenie wykorzystania współspalania biomasy w produkcji energii elektrycznej w Polsce*, Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, nr 361, s. 48–56.
- Ekvall T., Andr  A.S.G., 2006, *Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders*, Int J LCA, vol. 11(5), s. 344–353.
- Frischknecht R., 2000, *Allocation in life cycle inventory analysis for joint production*, International Journal of LCA, vol. 5(2), s. 85–95.
- Garra n D., R a C., Lech n Y., 2016, *Consequential effects of increased biofuel demand in Spain: Global crop area and CO2 emissions from indirect land use change*, Biomass and Bioenergy, no. 85, s. 187–197.
- Gaudreault C., Samson R., Stuart P.R., 2010, *Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary*, Int J Life Cycle Assess, no. 15, s. 198–211.
- Harst E., Potting J., Kroeze C., 2016, *Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups*, Waste Management, no. 48, s. 565–583.
- ILCD Handbook 2010. *International Reference Life Cycle Data System. General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance*. European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

- Kua H.W., 2015, *Integrated policies to promote sustainable use of steel slag for construction – A consequential life cycle embodied energy and greenhouse gas emission perspective*, Energy and Buildings, no. 101, s. 133–143.
- Kua H.W., Kamath S., 2014, *An attributional and consequential life cycle assessment of substituting concrete with bricks*, Journal of Cleaner Production, no. 81, s. 190–200.
- Kulczycka J. (red.), 2001, *Ekologiczna ocena cyklu życia (LCA) nową techniką zarządzania środowiskowego*, IGSMiE PAN, Kraków.
- Lewandowska A., Wawrzynkiewicz Z., Noskowiak A., Foltynowicz Z., 2008, *Adaptation of ecoinvent database to Polish conditions – the case of wood production in forest*, International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 13(4), s. 319–327.
- Marvuglia A., Benetto E., Rege S., Jury C., 2013, *Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, no. 25, s. 768–781.
- Menten F., Tchung-Ming S., Lorne D., Bouvart F., 2015, *Lessons from the use of a long-term energy model for consequential life cycle assessment: The BTL case*, Renewable and Sustainable Energy Reviews, no. 43, s. 942–960.
- Nhu T.T., Dewulf J., Serruys P., Huysveld S., Nguyen C.V., Sorgeloos P., Schaubroeck T., 2015, *Resource usage of integrated Pig–Biogas–Fish system: Partitioning and substitution within attributional life cycle assessment*, Resources, Conservation and Recycling, no. 102, s. 27–38.
- Nicholson A.L., Olivetti E.A., Gregory J.R., Field F.R., Kirchain R.E., 2009, *End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions*, Sustainable Systems and Technology, ISSST '09. IEEE International Symposium on. 2009, s. 1–6.
- Nitkiewicz T., 2015, *Wykorzystanie ekologicznej oceny cyklu życia w realizacji przedsięwzięć proekologicznych przez przedsiębiorstwa produkcyjne*, Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, nr 377, s. 54–72.
- Pelletier N., Ardenne F., Brandao M., De Camillis C., Pennington D., 2015, *Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible?*, Int J Literature Review, as well as content from online exchanges in LCA fora such as the Life Cycle Assess, no. 20, s. 74–86.
- PN-EN ISO 14044:2009 Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Wymagania i wytyczne. PKN, Warszawa 2009.
- Reinhard J., Zah R., 2011, *Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland*, Biomass and Bioenergy, no. 35, s. 2361–2373.
- Sandén B.A., Karlström M., 2007, *Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment*, Journal of Cleaner Production, no. 15, s. 1469–1481.
- Schmidt J.H., 2008, *System delimitation in agricultural consequential LCA. Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark*, Int J Life Cycle Assess, no. 13, s. 350–364.
- Schmidt J.H., Thrane M., Merciai S., Dalgaard R., 2011, *Inventory of country specific electricity in LCA – consequential and attributional scenarios*, Methodology report v. 2.0 LCA consultants, Aalborg, Denmark; <http://lca-net.com> (sierpień 2016).
- Sevigné-Itoiz E., Gasol C.M., Rieradevall J., Gabarrell X., 2015, *Methodology of supporting decision-making of waste management with material flow analysis (MFA) and consequential life cycle assessment (CLCA): case study of waste paper recycling*, Journal of Cleaner Production, no. 105, s. 253–262.
- Sonnemann G., Vigon B., Valdivia S., Rack M., 2011, *Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases. A Basis for Greener Processes and Products. 'Shonan Guidance Principles'*, UNEP SETAC Life Cycle Initiative, United Nations Environment Programme.

- Tkaczyk S., Kuzincow J., 2015, *Zarządzanie cyklem życia jako narzędzie zrównoważonego rozwoju*, Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, nr 377, s. 82–102.
- Tonini D., Hamelin L., Alvarado-Morales M., Astrup T., F., 2016, *GHG emission factors for bioelectricity, biomethane, and bioethanol quantified for 24 biomass substrates with consequential life-cycle assessment*, *Bioresource Technology*, no. 208, s. 123–133.
- Van Stappen F., Mathot M., Decruyenaere V., Loriers A., Delcour A., Planchon V., Goffart JP., Stilmant D., 2016, *Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant*, *Journal of Environmental Management*, no. 175, s. 20–32.
- Vázquez-Rowe I., Benetto E., 2014, *The use of a consequential perspective to upgrade the utility of Life Cycle Assessment for fishery managers and policy makers*, *Marine Policy*, no. 48, s. 14–17.
- Vázquez-Rowe I., Marvuglia A., Rege S., Benetto E., 2014, *Applying consequential LCA to support energy policy: Land use change effects of bioenergy production*, *Science of the Total Environment*, no. 472, s. 78–89.
- Wardenaar T., van Ruijven T., Mendoza Beltran A., Vad K., Guinee J., Heijungs R., 2012, *Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies*, *Int J LCA*, vol. 17(8), s. 1059–1067.
- Weidema B.P., 1993, *Market aspects in product life cycle inventory methodology*, *J. Clean Prod.*, vol. 1(3–4), s. 161–166.
- Weidema B., 2014, *Has ISO 14040/44 failed its role as a standard for life cycle assessment?*, *Journal of Industrial Ecology*, vol. 18(3).
- Weidema P., Frees N., Nielsen A.M., 1999, *Marginal production technologies for life cycle inventories*, *Int. J. LCA*, vol. 4(1), s. 48–56.
- Zamagni A., Buttol P., Porta P.L., Buonamici R., Masoni P., Guinee J., Heijungs R., Ekvall T., Bersani R., Bieńkowska A., Pretato U., 2008, *Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice*, D7, CALCAS.