

Agata FUGIEL, Anna ŚLIWIŃSKA, Dorota BURCHART-KOROL
Główny Instytut Górnictwa, Katowice
afugiel@gig.eu

MOŻLIWOŚCI ZASTOSOWANIA NARZĘDZI DO WSPOMAGANIA OCENY CYKLU ŻYCIA SYSTEMÓW WIELOFUNKCYJNYCH

Streszczenie. Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA – *life cycle assessment*) służy do analiz obciążeń środowiskowych w cyklu życia technologii i produktów. W przypadku systemów, które pełnią kilka funkcji, tzw. systemów wielofunkcyjnych, np. takich, w których wytwarzanych jest kilka produktów lub przetwarza się kilka rodzajów odpadów, należy podjąć działania pozwalające na rozdzielenie obciążeń środowiskowych na poszczególne produkty. W tym celu może pomóc zastosowanie różnych narzędzi, w tym programowania liniowego oraz modeli równowagi rynkowej i innych narzędzi ekonomicznych. W pracy przedstawiono przegląd wybranych narzędzi, które są pomocne w ocenie cyklu życia systemów wielofunkcyjnych.

Słowa kluczowe: ocena cyklu życia, systemy wielofunkcyjne, alokacja, poszerzenie systemu, modele równowagi rynkowej, programowanie liniowe

POSSIBILITIES OF USING TOOLS SUPPORTING THE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF MULTI-FUNCTIONAL SYSTEMS

Abstract. The environmental life cycle assessment (LCA) is used for the analysis of environmental burden in the life cycle of technologies and products. For systems that supply several functions, so-called "multi-functional systems", eg. in which several products are produced or several kinds of waste are processed, shares of the environmental burden should be apportioned to the individual products. Using of various tools, including linear programming, market equilibrium models and other economic tools can be helpful in solving this problem. The paper presents an overview of the selected tools that can support the life cycle assessment of multi-functional systems.

Keywords: life cycle assessment, multi-functional systems, allocation, system expansion, market equilibrium models, linear programming

1. Wprowadzenie

Ocena cyklu życia (LCA – *life cycle assessment*) jest jedną z technik umożliwiających ocenę wpływu technologii i produktów na środowisko, a także identyfikację możliwości poprawy efektywności środowiskowej. Technika ta obejmuje różne możliwe wpływy na środowisko, w tym zużycie surowców oraz efekty wynikające z emisji zanieczyszczeń do powietrza, wody i gleby w całym cyklu życia od wydobycia surowców, poprzez etapy produkcji, użytkowania, aż po zagospodarowanie odpadów lub recykling i przetwarzanie (PN-EN ISO 14040:2009). Jest jedną z technik umożliwiających wdrożenie i doskonalenie systemu zarządzania środowiskiem w przedsiębiorstwie (Burchart-Korol i in., 2016).

Ocena cyklu życia umożliwia porównanie wpływu na środowisko różnych wariantów rozwiązań technologicznych i różnych scenariuszy rozwoju, w efekcie czego można dokonać wyboru produktu o najniższym obciążeniu dla środowiska. Analizy porównawcze „technologii wielofunkcyjnych”, czyli takich, które pełnią kilka funkcji, np. w których powstaje kilka produktów, do technologii odniesienia wiążą się z koniecznością przyporządkowania obciążeń środowiskowych występujących w cyklu życia do poszczególnych koproduktów technologii wielofunkcyjnych. To przyporządkowanie może mieć formę rozdziału części obciążeń do produktów, czyli „alokacji”. Zgodnie z normą ISO 14044:2009 zaleca się jednak unikanie alokacji przez dzielenie procesów na podprocesy lub przez poszerzenie systemu (czyli uwzględnienie w analizie dodatkowych funkcji związanych z koproduktami), natomiast gdy nie ma możliwości zastosowania tych rozwiązań zaleca się alokację według fizycznych lub monetarnych wartości strumieni w systemie (PN-EN ISO 14044:2009).

W odróżnieniu od wskazań normy ISO 14044 nowe opracowania metodyczne dotyczące analiz cyklu życia zalecają uzależnienie wyboru pomiędzy opisanymi rozwiązaniami, w szczególności pomiędzy poszerzeniem systemu a alokacją, od celu analizy i zastosowania jej wyników. Oceny cyklu życia w przedsiębiorstwach są wykonywane w różnych celach. Przykładowo różne obszary zastosowań LCA w przedsiębiorstwach zależne od chronologii łańcucha rozwoju produktu oraz wpływ kategorii modeli biznesu i realizowanych strategii danego przedsiębiorstwa na reguły decyzyjne w zakresie stosowania LCA opisują Nitkiewicz i in. (2016).

Stosowanie alokacji i poszerzenia systemu wiąże się najczęściej z rozróżnieniem analiz skutkowych (*consequential LCA, cLCA*) i opisowych (*attributional LCA, aLCA*) (Śliwińska, 2016). Po raz pierwszy rozróżnienie tych dwóch metod pojawiło się w trakcie warsztatów na temat LCA energii elektrycznej, które odbyły się w Cincinnati w 2001 roku (Curran i in., 2002; Curran i in., 2005), na których omówiono pięć zagadnień dotyczących danych do LCA produkcji energii elektrycznej. Wyłonienie się analiz „skutkowych” wynika z założenia, że jeśli celem LCA jest opisanie konsekwencji zmiany, to prześledzenie zużycia materiałów w systemie aż do kołyski – tzn. do wydobycia zasobów naturalnych jest niewystarczające

(Ekvall i Weidema, 2004). Opisowa ocena cyklu życia koncentruje się na opisaniu przepływów fizycznych w cyklu życia. Analiza skutkowa zamiast koncentrować się na przepływach od pozyskania surowców do zarządzania odpadami obejmuje zależności przyczynowo-skutkowe i opisuje skutki decyzji.

Zastosowana procedura alokacji i poszerzenia systemu w ocenie cyklu życia wywiera silny, często kluczowy wpływ na rezultaty LCA. Pomimo rozwoju metodyki LCA decyzje odnoszące się do metodyki alokacji i poszerzenia systemu w ocenie cyklu życia systemów wielofunkcyjnych wciąż stanowią wyzwanie dla praktyków i teoretyków LCA. Celem pracy jest analiza możliwości oraz korzyści wynikających ze stosowania różnych narzędzi wspomagających alokację i poszerzenie systemu w ocenie cyklu życia. Analiza została oparta na studiach przypadków literaturowych.

2. Narzędzia stosowane jako wspomaganie alokacji w LCA

W opisowej ocenie cyklu życia (aLCA) procesów wielofunkcyjnych stosowana jest głównie alokacja, czyli proporcjonalny rozdział obciążeń środowiskowych pomiędzy produkty na podstawie zidentyfikowanych zależności fizycznych lub ekonomicznych. W pewnym stopniu jest ona również obciążona niepewnością wynikającą z subiektywizmu podczas wyboru podstawy alokacji. Aby zminimalizować tę niepewność, można stosować np. programowanie liniowe i nieliniowe w problemie alokacji w systemach wielofunkcyjnych. Zastosowanie programowania liniowego do wyznaczania współczynników alokacji obciążeń środowiskowych przedstawiono na przykładzie systemów wieloproduktowych: systemu produkcyjnego boru i kogeneracyjnego (Azapagic i Clift, 1998; Azapagic i Clift, 1999; Azapagic i Clift, 2000), procesu utylizacji odpadów (Azapagic i Clift, 199b), rafinerii (Tehrani Nejad, 2007, 2007b). Z kolei w analizie ekonomicznej, środowiskowej i społecznej etanolu z kukurydzy stosowanego jako paliwo zaproponowano zastosowanie programowania nieliniowego w LCA (Abiola, 2010). Praca miała na celu optymalizację nieliniową projektu instalacji produkującej etanol z kukurydzy.

Rozważając problem alokacji obciążeń środowiskowych w systemie, w którym na wyjściu jest więcej niż jeden produkt, można posłużyć się metodą programowania liniowego. Programowanie liniowe polega na optymalizacji funkcji celu przy założonych ograniczeniach (Trzaskalik, 2003).

W przypadku rozważań dotyczących wpływu środowiskowego procesu produkcji funkcja celu może opisywać pewne obciążenie środowiskowe, takie jak np. emisja CO₂, zubożenie zasobów itp. Ograniczenia natomiast mogą dotyczyć: bilansu masowego, bilansu energetycznego, kosztów, popytu itd. Skonstruowanie tzw. zadania dualnego do takiego przypadku

i rozwiązanie go umożliwia obliczenie wartości marginalnych obciążenia wynikającego z przyrostu produkcji jednego z produktów (Azapagic, Clift, 1999).

Alireza Tehrani Nejad (2007) rozważa zastosowanie programowania liniowego w rafinerii w systemie produkcyjnym benzyny, diesla oraz oleju opałowego. W procesie produkcji wykorzystuje się 5 różnych typów ropy naftowej. Rafineria musi zrealizować plan produkcji, a mianowicie musi wyprodukować 100 Mg benzyny, 87 Mg diesla oraz 72 Mg oleju opałowego. Znając emisję CO₂ związaną z zastosowaniem do produkcji jednostki każdego typu ropy naftowej, celem jest określenie marginalnej wartości emisji związanej z poszczególnymi produktami rafinerii z zachowaniem minimalnej całkowitej emisji CO₂.

Funkcja celu opisująca całkowitą emisję CO₂ prezentuje się następująco:

$$z(x) = 0,05x_1 + 0,04x_2 + 0,03x_3 + 0,06x_4 + 0,05x_5 ,$$

gdzie parametry przy zmiennych decyzyjnych to emisje CO₂ związane z wykorzystaniem jednostki danego typu ropy do produkcji. Uwzględniono ograniczenia wynikające z bilansów produkcji:

$$0,29x_1 + 0,19x_2 + 0,39x_3 + 0,35x_4 + 0,49x_5 = 100 \text{ benzyna}$$

$$0,34x_1 + 0,29x_2 + 0,35x_3 + 0,29x_4 + 0,29x_5 = 87 \text{ diesel}$$

$$0,34x_1 + 0,48x_2 + 0,25x_3 + 0,34x_4 + 0,19x_5 = 72 \text{ olej opałowy}$$

$$x_1, x_2, x_3 \geq 0$$

Minimalizacja funkcji celu pozwala otrzymać informację o tym, jakie ilości poszczególnych typów ropy należy wykorzystać, aby emisja CO₂ była jak najmniejsza, przy uwzględnieniu bilansów produkcji. Aby wyznaczyć alokację emisji CO₂ między produkty, należy wyznaczyć tzw. rozwiązanie dualne. Przekształcając powyższe równania sformułowano problem dualny (Tehrani, Nejad, 2007):

Funkcja celu:

$$f(x) = 100y_1 + 87y_2 + 72y_3$$

Ograniczenia:

$$0,29y_1 + 0,34y_2 + 0,34y_3 \leq 0,05$$

$$0,19y_1 + 0,29y_2 + 0,48y_3 \leq 0,04$$

$$0,39y_1 + 0,35y_2 + 0,25y_3 \leq 0,03$$

$$0,35y_1 + 0,29y_2 + 0,34y_3 \leq 0,06$$

$$0,49y_1 + 0,29y_2 + 0,19y_3 \leq 0,05$$

Rozwiązaniem dualnym jest: $y_1 = 0,16$, $y_2 = -0,19$, $y_3 = 0,14$, przy wartości całego obciążenia: 9,3 jednostek. Interpretacją uzyskanych wartości zmiennych decyzyjnych zadania dualnego jest przyrost sumarycznego obciążenia związanego z przyrostem produkcji jednego z produktów o jednostkę, podczas gdy produkcja pozostałych pozostaje bez zmian. Przykładowo, jeżeli zwiększymy produkcję benzyny o 1 Mg, to sumaryczna emisja wzrośnie o 0,16 jednostki. Jeśli natomiast zwiększymy produkcję diesla o 1 Mg, to sumaryczna emisja zmaleje o 0,19 jednostki. Żeby uzyskać wartości obciążeń poszczególnych produktów po alokacji, należy pomnożyć wartości marginalne przez rzeczywistą ilość danego produktu.

Innym narzędziem stosowanym w ocenie cyklu życia, a dokładnie do alokacji w systemach wielofunkcyjnych jest macierz QFD (*Quality Function Deployment*) (ILCD Handbook, 2010). Metoda ta polega na wykorzystaniu potrzeb i oczekiwań odbiorców do scharakteryzowania wyrobu lub usługi w celu ich polepszenia. Macierzą analityczną tej metody jest tzw. dom jakości. Poszczególne elementy „domu jakości” zawierają m.in.: potrzeby i oczekiwania klienta uzyskane z badań marketingowych, sformułowane językiem nietechnicznym, rangi wymagań klientów, ocenę – jak dany wyrób spełnia wymagania klienta, planowany poziom jakości w przyszłości, ocenę technologów – cechy techniczne wyrobu, wzajemną ważność cech wyrobu, wartości liczbowe lub własności, jakie zakłada się dla wyrobu zmodyfikowanego, porównanie zakładanego poziomu jakości z dotychczasowym oraz z konkurencją, a także ewentualne dodatkowe wymagania (prawne, ekologiczne itp.). Metoda QFD pomaga przekształcić potrzeby konsumenta na parametry techniczne produktu lub usługi w celu ustalania priorytetów poszczególnych funkcji. W kontekście LCA metoda QFD służy do określenia istotności poszczególnych funkcji, jakie ma badany produkt wielofunkcyjny dla przeciętnego użytkownika. Macierz QFD może być używana w przypadku, gdzie zalecana jest alokacja kosztowa, czyli gdy niemożliwa jest alokacja według wielkości fizycznych (ILCD Handbook, 2010). Metoda ta jest zalecana jako alternatywa do alokacji na podstawie cen rynkowych. Jest to szczególnie użyteczne na etapie produkcji, gdyż na etapie użytkowania sprawdza się alokacja kosztowa. Jednakże jeżeli poszczególne funkcje mają wyraźnie różny wpływ na środowisko, wykorzystanie samej macierzy QFD do alokacji może dać zniekształcony wynik. Współczynniki alokacji będą ustalone na podstawie preferencji konsumentów (ILCD Handbook, 2010).

3. Zastosowanie modeli równowagi rynkowej w metodzie poszerzenia systemu

Metodę poszerzenia systemu wyrobu, która polega na uwzględnieniu w analizie dodatkowych funkcji związanych z koproduktami, stosuje się głównie w analizach skutkowych (cLCA) procesów wielofunkcyjnych. W analizach skutkowych zakłada się, że zależności ekonomiczne są tak samo ważne jak przepływy fizyczne i uwzględnia się m.in.: analizę scenariuszy, efekt odbicia, krzywe doświadczenia, krzywe uczenia. Stosując metodę poszerzenia systemu w cLCA, dodatkowe funkcje związane z koproduktami są uwzględniane w postaci technologii marginalnych, czyli technologii na rynku, które zmieniają swoją wielkość produkcji w odpowiedzi na zmianę popytu. Jednak identyfikacja technologii marginalnych jest związana z dużą niepewnością. Aby zmniejszyć niepewność, zaleca się stosowanie różnych narzędzi (Ekvall, 2002): dynamicznych modeli optymalizacji, które zwiększają wiedzę o efektach marginalnych, modeli równowagi cząstkowej, które zwiększają wiedzę na temat

strumieni dotkniętych zmianą, oraz modeli równowagi ogólnej, które dają wgląd w efekty zwrotne. Dodatkowo w celu identyfikacji konsekwencji rynkowych i procesów marginalnych w LCA skutkowym zaleca się wykonanie ekspertyz związanych z rozwojem technologii (krzywe uczenia) – badaniem efektu zwiększenia skali produkcji na spadek jednostkowego kosztu produkcji, scenariuszami rozwoju technologii, cenami, prognozami rynkowymi i modelowaniem kosztów technologii (ILCD Handbook, 2010). W pracy (Garrain i in., 2016) wymieniono różne modele ekonomiczne:

- a) Modele równowagi ogólnej biorące pod uwagę oddziaływanie danego przedsięwzięcia na całą gospodarkę, np: Global Trade Analysis Project eGTAP, Modelling International Relations under Applied General Equilibrium eMIRAGE.
- b) Modele równowagi cząstkowej, które analizują wpływ tylko na wybrany rynek, np.: Worldwide Agribusiness Linkage Program/Commodity Simulation, Model eAgLink/COSIMO, Food and Agricultural Policy Research Institute eFAPRI oraz Common Agricultural Policy Regional Impact Analysis eCAPRI.

Przykładem zastosowania modeli równowagi rynkowej jest wykorzystanie modelu GTAP (Global Trade Analysis Project) w pracy (Dandres i in., 2011). GTAP jest modelem globalnym, stosującym równowagę ogólną przy doskonałej konkurencji i stałych korzyściach skali. GTAP powstał w 1992 r. w celu zmniejszenia kosztów analiz ilościowych międzynarodowych zagadnień ekonomicznych. Projekt zawiera dostępną publicznie pełną dokumentację, globalną szczegółową bazę danych i bazuje na globalnej sieci badaczy. Program GTAP został zastosowany do opisu wzrostu i spadku produkcji w 57 sektorach ekonomicznych w 113 regionach świata w odpowiedzi na europejską politykę energetyczną i wzrost gospodarczy. Baza danych projektu GTAP została ze względów praktycznych zagregowana do 20 towarów i 13 regionów. W pracy Dandres T., Gaudreault C., Tirado-Seco P., Samson R., Assessing... (Dandres i in., 2011) model GTAP wraz z metodą LCA został zastosowany do opisu wpływu środowiskowego dwóch systemów energetycznych Unii Europejskiej: bioenergetycznego i realizowanego dotychczas. Ustalono, że na globalną skalę scenariusz „bio” byłby mniej efektywny środowiskowo niż dotychczasowy. Ten zaskakujący wniosek wynika z faktu, iż scenariusz „bio” miałby wpływ na globalną gospodarkę, zatem mógłby powodować większy pośredni wpływ na środowisko niż scenariusz dotychczasowy. Autorzy tłumaczą ten nieoczekiwany wniosek tzw. efektem odbicia, czyli wzrostem zużycia surowców mimo zwiększenia produktywności ich użycia. Dzięki modelowaniu całej gospodarki było możliwe stwierdzenie, że wydobycie węgla brunatnego i kamiennego wzrosłoby w gospodarce Unii Europejskiej realizującej scenariusz bioenergetyczny. Byłoby to skutkiem zwiększonego eksportu węgla kamiennego i brunatnego na skutek spadku krajowych, jak i eksportowych cen tych surowców w UE, przy równoczesnym wzroście cen w innych regionach. Słabością modeli równowagi ogólnej takich, jak GTAP, jest duża liczba parametrów w symulacji, co uniemożliwia ich pełną interpretację.

Innym przykładem zastosowania modelu równowagi rynkowej jest model systemu energetycznego w analizie systemu produkcyjnego paliw płynnych z biomasy (*biomass to liquid* – BTL) (Menten i in., 2015). Opracowano metodologię analizy perspektywicznej na rynku energii i wykonano analizę korzyści wynikających z zastosowania modelu energetycznego długoterminowego w skutkowym LCA. Porównano systemy energetyczne i transport we Francji z i bez instalacji wytwarzania paliw z biomasy od 2007 do 2030 roku. Pehnt i in. (2008) analizowali możliwą redukcję emisji CO₂, wynikającą z zastosowania elektrowni wiatrowych na rynku energetycznym Niemiec. W analizie zastosowano cLCA i uwzględniono modele rynkowe oraz modele sieci energetycznej. Uwzględniono pośrednie konsekwencje – efekty strukturalne i substytucyjne elektrowni wiatrowych na rynek energii, przyłączenie elektrowni wiatrowej do istniejącej sieci, rozszerzenie lub wzmocnienie istniejącej sieci, magazynowanie energii wiatrowej itp. Wykorzystano europejski model systemu energetycznego.

Natomiast wykorzystanie modelu równowagi cząstkowej przedstawiono w pracy Ekvall, Andræ (2002), w której dokonano porównania wyników aLCA i cLCA. Przeprowadzono analizę środowiskową wycofania pasty ołowiowej do lutowania i zastąpienia jej pastą bezołowiową. LCA w tym przypadku zostało ograniczone do obliczenia wskaźnika potencjału tworzenia efektu cieplarnianego GWP (*global warming potential*). Podejście cLCA dla pasty ołowiowej różniło się od aLCA przede wszystkim uwzględnieniem modelu równowagi cząstkowej rynku ołowiu i złomu ołowianego, alternatywnego użycia ołowiu oraz jego produktów komplementarnych i konkurencyjnych. Niestety, z powodu braku danych marginalnych, rekomendowanych do podejścia skutkowego, zarówno dla pasty ołowiowej, jak i bezołowiowej użyto danych uśrednionych, takich jak w podejściu opisowym. Wyniki analizy cLCA oraz aLCA pokazały bardzo zbliżone różnice między wpływem na środowisko pasty lutowniczej ołowiowej i bezołowiowej. Stosując aLCA dowiedziono, że pasta bezołowiowa wpływa o 10% bardziej na GWP niż ołowiowa, natomiast stosując cLCA, pokazano, że wyeliminowanie ołowiu z lutowania zostało częściowo zniwelowane wzrostem zużycia ołowiu w bateriach i innych produktach. Mimo wszystko analiza pokazała, że zakładając użycie pasty bezołowiowej, zostanie ograniczona emisja ołowiu, a baterie ze zwiększoną ilością ołowiu ograniczą wpływ na wskaźnik GWP i zrekompensują część wzrostu GWP, spowodowany zamianą pasty do lutowania na bezołowiową. W rezultacie wpływ na środowisko będzie mniejszy. Równocześnie stwierdzono, że bezołowiowa pasta wymaga większego zużycia energii elektrycznej. Zatem mniej energii elektrycznej będzie dostępne na inne potrzeby.

Coraz częściej podczas oceny obciążeń środowiskowych rozróżnia się wpływ bezpośredni lub pośredni. Jako bezpośredni wpływ na środowisko traktuje się np. wzrost produkcji energii i ciepła w badanym okresie i na określonym terytorium. Bezpośrednim wpływem będzie również zużycie surowców, zagospodarowanie terenu oraz emisja zanieczyszczeń spowodowana badanym przedsięwzięciem. Natomiast strategia będzie miała pośredni wpływ, jeśli zaburzy strategię gospodarcze w innych regionach, w innym okresie czasu czy też dla innych

przedsięwzięć. Wykorzystanie w analizach środowiskowych modeli równowagi rynkowej pozwala uwzględnić pośrednie obciążenie środowiska. W szczególności modele równowagi ogólnej i cząstkowej mogą służyć do oceny pośredniej zmiany sposobu użytkowania gruntów (iLUC – *indirect Land Use Change*) (Garrain i in., 2015). Zmiany takie są spowodowane zajmowaniem nowych terenów pod uprawy w związku z przeznaczeniem starych pól na wytwarzanie biopaliw. Mimo że biopaliwa ograniczają emisję CO₂, zagospodarowanie nowych terenów pod uprawę może wiązać się z niszczeniem lasów, torfowisk oraz innych terenów w naturalny sposób pochłaniających CO₂. Marvuglia i in. (2013) zastosowali model równowagi cząstkowej w analizie skutkowej cLCA produkcji biogazu w Luksemburgu oraz uwzględnili zmiany pośredniego użytkowania gruntów iLUC. Również Vázquez-Rowe i in. (2014) zastosowali rolniczy model równowagi cząstkowej Luksemburga. Zastosowano skutkowe LCA (cLCA) do oceny wpływu zwiększenia produkcji biometanu z upraw energetycznych na przyszłe scenariusze energetyczne i polityki. Oceniono środowiskowe skutki zmiany systemu rolniczego Luksemburga – zwiększenie produkcji kukurydzy do produkcji metanu. Modelowano 10 scenariuszy z zastosowaniem modelu równowagi cząstkowej, zidentyfikowano zmiany uprawy ziemi na podstawie maksymalizacji przychodów rolników i porównano wyniki do scenariusza bazowego.

Poza modelami równowagi rynkowej w cLCA stosuje się również inne narzędzia. Pozytywne efekty uboczne, wynikające z ekonomii skali i krzywych uczenia, oraz efekty negatywne, wynikające z ograniczeń po stronie popytu i podaży – ograniczonych możliwości produkcyjnych oraz ograniczonego budżetu nabywców, włączono do analizy na przykładzie oceny emisji gazów cieplarnianych wynikających z użytkowania autobusów na ogniwa paliwowe (Sandén i Karlström, 2007). Sevigné-Itoiz i in. (2015) zaproponowali połączenie analizy przepływu materiałów (*material flow analysis* – MFA) i cLCA w skutkowej analizie cyklu życia dla recyklingu papieru i kartonu w Hiszpanii, służącej jako wsparcie decyzji odnośnie do zarządzania odpadami. Przeprowadzono dynamiczne MFA w celu monitorowania trendów i zmian w dynamice surowców, produktów i odpadów, a rezultaty MFA wykorzystano w skutkowym LCA. Galatioto i in. (2015) zastosowali mikrosymulację ruchu drogowego w analizie wzrostu emisji drogowych spowodowanych opóźnieniami w robotach drogowych na drodze międzymiastowej w Wielkiej Brytanii. Z kolei Vázquez-Rowe i Benetto (2014) zastosowali w cLCA narzędzia zarządzania zapasami w rybołówstwie, zamiast modeli ekonomicznych. W skutkowej ocenie środowiskowej rybołówstwa zaproponowali włączenie narzędzia zarządzania zapasami w rybołówstwie, zamiast modeli ekonomicznych w cLCA, w celu wyznaczenia, jak zmiany zapasów i kontyngenty mogą zmienić wpływ środowiskowy rybołówstwa. Połączenie tych narzędzi pozwoliło uwzględnić dostępność poszczególnych gatunków, sezonowe zamknięcie łowisk, rozmieszczenie łodzi, zmianę przydziałów itp., co pomogło wyznaczyć marginalnych dostawców.

W opisanych pracach dzięki zastosowaniu narzędzi do wspomagania LCA w systemach wielofunkcyjnych było możliwe uwzględnienie pośrednich efektów podejmowanych decyzji,

np. zmian struktury energetycznej, zmian użytkowania gruntów, zmian dostępności gatunków i łowisk. Dzięki takiemu podejściu ocena środowiskowa przyszłych konsekwencji podejmowanych decyzji jest dokonywana w kontekście całego rynku i obejmuje potencjalne zmiany na rynku, którego uczestnikiem jest przedsiębiorstwo.

4. Podsumowanie

Wyniki oceny cyklu życia technologii wielofunkcyjnych są w dużym stopniu uzależnione od zastosowanej procedury alokacji lub poszerzenia systemu, dlatego związaną z tym niepewność często minimalizuje się dzięki zastosowaniu różnych narzędzi pomocniczych, takich jak programowanie liniowe, metoda QFD czy też rynkowe modele równowagi ogólnej i cząstkowej. Wykorzystanie metody programowania liniowego pozwala alokować obciążenia środowiskowe pomiędzy produkty, z równoczesną minimalizacją oddziaływania na środowisko. Zastosowanie metody QFD w miejsce alokacji ekonomicznej umożliwia uwzględnienie w LCA elementów wykraczających poza aspekty środowiskowe, takich jak potrzeby klientów lub jakość i cechy wyrobów. Zastosowanie modeli rynkowych pozwala zmniejszyć niepewność związaną z wyborem technologii marginalnych w metodzie poszerzenia systemu, jak również uwzględnić w LCA efekty pośrednie związane m.in. z efektem odbicia oraz wskaźnikiem pośredniej zmiany użytkowania gruntów. Przytoczone przykłady pokazują, że wykorzystanie narzędzi wspomagających alokację i poszerzenie systemu w ocenie cyklu życia może być korzystne, ponieważ przyczyniają się one do rozszerzenia zakresu LCA oraz ograniczenia niepewności analiz cyklu życia. Jednak opisane narzędzia są złożone, a ich stosowanie nie jest uregulowane normami ani wytycznymi.

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

Bibliografia

1. Azapagic A.: Environmental system analysis: the application of linear programming to life cycle assessment. PhD Dissertation. University of Surrey, 1996.
2. Azapagic A., Cliff R.: Allocation of Environmental Burdens in Co-product Systems: Product-related Burdens (Part 1). "International Journal of Life Cycle Assessment", No. 4(6), 1999, p. 357-369.

3. Azapagic A., Clift R.: Linear Programming as a Tool in Life Cycle Assessment. "International Journal of Life Cycle Assessment", No. 6(3), 1998, p. 305-316.
4. Azapagic A., Clift R.: Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. "Journal of Cleaner Production", No. 7, 1999, p. 101-119.
5. Azapagic A., Clift R.: Allocation of Environmental Burdens in Co-product Systems: Process and Product-related Burdens (Part 2). "International Journal of Life Cycle Assessment", No. 5(1), 2000, p. 31-36.
6. Burchart-Korol D., Czaplicka-Kolarz K., Turek M., Borkowski W.: Zastosowanie techniki LCA do wspomaganie i doskonalenie zarządzania środowiskowego w przedsiębiorstwach górniczych. Zeszyty Naukowe, s. Organizacja i Zarządzanie, z. 87. Politechnika Śląska, Gliwice 2016, s. 63-76.
7. Curran M.A. et al.: Report on the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories. Cincinnati, Ohio, 23-25 October 2001.
8. Curran M.A. et al.: The international workshop on electricity data for life cycle inventories. "Journal of Cleaner Production", Vol. 13, Iss. 8, 2005, p. 853-862.
9. Dandres T., Gaudreault C., Tirado-Seco P., Samson R.: Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. "Renewable and Sustainable Energy Reviews", No. 15, 2011, p. 3121-3132.
10. Ekvall T.: Limitations of Consequential LCA, InLCA/LCM 2002 E-Conference.
11. Ekvall T., Andræ A.S.G.: Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders. "International Journal of Life Cycle Assessment", No. 11(5), 2006, p. 344-353.
12. Ekvall T., Weidema B.P.: System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. "International Journal of Life Cycle Assessment", No. 9(3), 2004, p. 161-171.
13. Galatioto F., Huang Y., Parry T., Bird R., Bell M.: Traffic modelling in system boundary expansion of road pavement life cycle assessment. "Transportation Research", Part D 36, 2015, p. 65-75.
14. ILCDC Handbook. 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 2010.
15. Marvuglia A., Benetto E., Rege S., Jury C.: 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, 2013, p. 768-781.
16. Menten F., Tchung-Ming S., Lorne D., Bouvard F.: 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, 2015, p. 942-960.

17. Nitkiewicz T., Jelonek D., Knop L.: Reguły decyzyjne warunkujące wykorzystanie ekologicznej oceny cyklu życia w wybranych modelach biznesowych MŚP. *Zeszyty Naukowe, s. Organizacja i Zarządzanie*, z. 88. Politechnika Śląska, Gliwice 2016, s. 235-253.
18. Pehnt M., Oeser M., Swider D.J.: Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production in Germany. "Energy", No. 33, 2008, p. 747-759.
19. PN-EN ISO 14040:2009 Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Zasady i struktura. PKN, Warszawa 2009.
20. PN-EN ISO 14044:2009 Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Wymagania i wytyczne. PKN, Warszawa 2009.
21. Sandén B.A., Karlström M.: Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. "Journal of Cleaner Production", No. 15, 2007, p. 1469-1481.
22. Seigné-Itoiz E., Gasol C.M., Rieradevall J., Gabarrell X.: 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, 2015, p. 253-262.
23. Śliwińska A.: Metodyka poszerzenia systemu i alokacji w ocenie cyklu życia procesów wielofunkcyjnych. *Prace Naukowe. Uniwersytet Ekonomiczny, Wrocław* (w druku).
24. Tehrani Nejad M.A.: Allocation of CO₂ Emissions in Joint Product Industries via Linear Programming: a Refinery Example. "Oil & Gas Science and Technology – Rev. IFP", No. 62(5), 2007, p. 653-662.
25. Tehrani Nejad M.A.: Allocation of CO₂ emissions in petroleum refineries to petroleum joint products: A linear programming model for practical application. "Energy Economics", No. 29, 2007, p. 974-977.
26. Trzaskalik T.: Wprowadzenie do badań operacyjnych z komputerem. PWE, Warszawa 2003.
27. Vázquez-Rowe I., Benetto E.: The use of a consequential perspective to upgrade the utility of Life Cycle Assessment for fishery managers and policy makers. "Marine Policy", No. 48, 2014, p. 14-17.
28. Vázquez-Rowe I., Marvuglia A., Rege S., Benetto E.: Applying consequential LCA to support energy policy: Land use change effects of bioenergy production. "Science of the Total Environment", No. 472, 2014, p. 78-89.
29. <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/default.asp>, lipiec 2016.