

Anna ŚLIWIŃSKA

Główny Instytut Górnictwa, Zakład Oszczędności Energii i Ochrony Powietrza
pl. Gwarków 1, 40-166 Katowice
e-mail: asliwinska@gig.eu

Stan wiedzy na temat alokacji w LCA oraz propozycje zmian w normie ISO 14044

State of the Art on Allocation in LCA and Proposals for Changes in ISO 14044

A literature review is presented in relation to the system expansion and the allocation of the environmental burdens in life cycle assessment (LCA). Many research centers in Europe and the world undertook subject of multi-functionality. Diversity of solutions and approaches is a barrier to an LCA practitioner who do not specializes in the subject related to multi-functionality and allocation. Wealth of literature and the progress made in the methodology create the need to systematize this issues. In the paper, various approaches and methodologies used in the life cycle analyses of multi-functional processes proposed in scientific papers, guides and manuals were compared. Recommendations related to the problem of multi-functionality of processes and systems which were identified in the literature were analyzed for compliance with the hierarchy of preferred solutions recommended in the ISO 14044, which arranges different solutions of multi-functionality from the most to the least recommended basing on the possibility of its implementation. Dependence of a choice of multi-functionality solution on approach to analysis: attributional analysis (ALCA) and consequential analysis (CLCA) was analyzed. Issues related to the use, advantages and disadvantages of an allocation on the basis of physical and economic relationships and of the system expansion (avoided emissions, substitution) were discussed closely. It is found on the basis of literature that in practice a procedure of solving multi-functionality mainly depends on context of analysis and the classification of the analyzed system. It has been shown that "Allocation procedure" of the ISO 14044 in relation to the literature is out of date and needs to be completed and changes. Finally, proposed changes and additions to the ISO 14044 resulting from the literature review were presented.

Keywords: life cycle assessment LCA, allocation, system expansion, multi-functionality

Wprowadzenie

Ocena cyklu życia (Life Cycle Assessment, LCA) jest stosowanym na świecie od wielu lat narzędziem, które służy do ilościowej oceny obciążeń dla środowiska produktów, usług i technologii w całym cyklu istnienia. Wymagania i wytyczne dotyczące LCA zostały opisane w normie międzynarodowej ISO 14044 [1]. Obszerniejszy opis metody przedstawiono w wielu opracowaniach [2-10]. LCA odpowiada na pytanie, jaki jest wpływ na środowisko różnych wariantów procesów produkcyjnych i technologicznych, a także w wyniku decyzji konsumenckich lub też jako skutek wdrożenia przez decydentów polityk oraz strategii rozwoju.

Wybór wariantu najbardziej „ekologicznego” i minimalizacja oddziaływania na środowisko wynika z porównania kilku alternatywnych wariantów, przy czym porównywane procesy muszą być równoważne, tzn. pełnić taką samą funkcję lub prowadzić do powstania takich samych produktów. Jest to problem w przypadku procesów „wielofunkcyjnych”, umożliwiających uzyskanie wielu produktów/funkcji. Istnieje kilka wariantów wielofunkcyjności systemów/procesów:

- wytwarza się kilka produktów (koproduktów), np. cynk i ołów,
- produkt posiada kilka funkcji (analogicznie do koproduktów nazywanych w literaturze anglojęzycznej „kofunkcjami”), np. telefon komórkowy;
- systemy wielokrotnego użytkowania, tj. recyklingu i ponownego wykorzystania odpadów; systemy o wielu wejściach, np. technologie zagospodarowania odpadów;
- procesy wielofunkcyjne z kilkoma zestawami „kofunkcji”, np. spalarnia odpadów zależnie od perspektywy ma dwa zestawy kofunkcji: usługi zagospodarowania różnych odpadów (różne „wejścia” do systemu) oraz wytwarzanie energii elektrycznej i ciepła (różne „wyjścia” z systemu).

Ocena cyklu życia procesów wielofunkcyjnych wymaga zastosowania takiego rozwiązania, które umożliwi przyporządkowanie obciążeń środowiskowych do poszczególnych produktów, co umożliwi ich porównanie, tj.:

- podział procesu na podprocesy,
- poszerzenie systemu wyrobu,
- alokację.

Wybór rozwiązania wielofunkcyjności to jeden z najpoważniejszych problemów, który budzi wiele dyskusji w obszarze LCA. W normie ISO 14044 podane są jedynie ogólne wytyczne odnośnie do alokacji. Różne przewodniki i podręczniki dotyczące LCA również odnoszą się do problemu wielofunkcyjności w analizach. Jednak mimo że bazują one na normie ISO 14044, to zalecają inną hierarchię rozwiązań wielofunkcyjności, stąd praktyczne wykorzystanie normy ISO 14044 w studiach przypadku jest ograniczone.

Problemy poruszane w niniejszym artykule są ważne dla metodyki LCA i wciąż aktualne. W literaturze zostały zidentyfikowane niedostatki grupy norm ISO 14040 w obszarze związanym z alokacją [11-14], wskazując, iż powinny powstać nowe wytyczne do analiz cyklu życia. Duży problem stanowi fakt, że różne normy dotyczące LCA nie odzwierciedlają zaleceń normy ISO 14044, mimo że pozornie się na nią powołują. Przykładowo w opracowaniu dotyczącym technologii teleinformatycznych „ETSI 103 199 Technical Specification” [15] podano reguły preferujące alokację fizyczną, chociaż dopuszcza się stosowanie normy ISO 14044. W protokole ENVIFOOD Protocol [16], opracowanym przez Okrągły stół na rzecz zrównoważonej konsumpcji i produkcji żywności w Europie, mimo że odwołano się do normy ISO 14044, to zaleca się domyślne stosowanie alokacji ekonomicznej dla sektora spożywczego w oparciu o średnią cenę z trzech lat. Niespójności hierarchii rozwiązań wielofunkcyjności względem normy ISO 14044 stwierdzono dla kilku innych norm, m.in. protokołu „GHG Protocol - Product life cycle accounting and reporting standard”, opracowanego przez Światowy Instytut Zasobów

(World Resources Institute, WRI) oraz Światową Radę Biznesu na rzecz Zrównoważonego Rozwoju (World Business Council for Sustainable Development, WBCSD) [17]. Pelletier zidentyfikował i opisał rozbieżności w rozwiązywaniu problemu alokacji przez praktyków, a także częsty brak uzasadnienia dokonanych wyborów, który utrudnia zrozumienie widocznych różnic w wynikach [18]. W normie brakuje również opisu metod alokacji stosowanych w przypadku końca życia produktów [19].

Temat wielofunkcyjności od lat jest podejmowany przez liczne ośrodki naukowe w Europie i na świecie w celu uzupełnienia opisanych niedostatków. Jednak to właśnie bogactwo literatury, różnorodność stosowanych rozwiązań i podejść stanowi barierę dla wykonawcy, który nie specjalizuje się w tematyce związanej z wielofunkcyjnością i alokacją. Artykuł ma na celu przegląd i usystematyzowanie zagadnień związanych z alokacją obciążeń środowiskowych w LCA oraz porównanie różnych rozwiązań wielofunkcyjności. W tym celu wykonano przegląd norm oraz literatury dostępnej w różnych bazach, w tym: Science Direct, Google Scholar, Scopus, czasopiśmie *The International Journal of Life Cycle Assessment*, publikacjach organizacji JRC, UNEP/SETAC, a także listy dyskusyjnej administrowanej przez Pré Consultants [20]. Literaturę analizowano pod kątem rozwiązań proponowanych dla wielofunkcyjnych systemów wyrobu na potrzeby wykonania oceny cyklu życia.

1. Zestawienie metodyki analiz cyklu życia procesów wielofunkcyjnych w normie ISO 14044 i w literaturze

W normie ISO 14044 uzależnia się wybór procedury alokacji od możliwości jej zastosowania, szeregując różne metody od najbardziej do najmniej zalecanych. W literaturze przedmiotu dla przypadku systemów wielofunkcyjnych uzależnia się sposób postępowania od celu analizy, jej kontekstu, klasyfikacji systemu, a nawet podejścia wykonawcy analizy.

1.1. LCA procesów wielofunkcyjnych według normy ISO 14044

Norma ISO 14044 w LCA procesów wielofunkcyjnych zaleca stosowanie „Procedury alokacji” (Rozdział 4.3.4. Alokacja, część 4.3.4.2. Procedura alokacji). W pierwszej kolejności (Krok 1) tam, gdzie jest to możliwe, zaleca się unikanie alokacji poprzez dwa alternatywne sposoby:

- podział procesu jednostkowego, czyli bardziej szczegółową analizę i podzielenie procesów na podprocesy,
- poszerzenie systemu wyrobu i włączenie dodatkowych funkcji związanych z koproduktami.

Jeśli nie jest możliwe postępowanie zgodne z tymi zaleceniami, Krok 2 zaleca rozdział strumieni wejść i wyjść między wyroby w oparciu o występujące między nimi zależności fizyczne, np. masa, objętość, zawartość energii. Zależności te powinny odzwierciedlać sposób, w jaki strumienie przepływów na wejściu i wyjściu

z systemu zmieniają się dla różnych produktów będących efektem systemu. Jeśli nie jest możliwe zastosowanie zależności fizycznych, to w Kroku 3 zaleca się alokację w oparciu o inne zależności, np. ekonomiczne, takie jak wartość produktu lub koszt.

W przypadku ponownego użycia i recyklingu (część 4.3.4.3 normy) ustalono odrębną hierarchię. Jeśli to wykonalne, zaleca się następującą kolejność zastosowania jako podstawy do alokacji:

- właściwości fizycznych,
- wartości ekonomicznych,
- liczby kolejnych zastosowań materiału poddanego recyklingowi.

Nazwa „Procedura alokacji” zastosowana w normie dla postępowania w przypadku analizy systemów wielofunkcyjnych jest dość niejasna i myląca, ponieważ Krok 1, czyli „Unikanie alokacji” formalnie nie jest częścią procedury alokacji. Rzeczywiście, alokacja jest tylko jednym, ale nie jedynym z rozwiązań stosowanych w LCA systemów wielofunkcyjnych. Uwzględniając rozwój metodyki LCA, w niniejszym artykule odstępiono od tej nazwy i podobnie jak w ILCD Handbook [21] posłużono się bardziej ogólnym sformułowaniem „rozwiązania wielofunkcyjności” w celu określenia wszystkich rozwiązań stosowanych w LCA systemów/ /procesów wielofunkcyjnych, a określenie „alokacja” dotyczy tylko rozwiązań proponowanych w Kroku 2 i Kroku 3 normy ISO 14044.

Norma ISO 14044 ustala dość jednoznacznie hierarchię „rozwiązań wielofunkcyjności” od najbardziej preferowanych do zalecanych jedynie, jeśli poprzednie rozwiązania nie są możliwe. Poważną trudność może sprawić brak dokładnej definicji poszerzenia systemu wyrobu, które jest zalecane w Kroku 1. Dodatkowo, pomimo ustalonej hierarchii rozwiązań, zastosowane w normie sformułowania: „tam gdzie jest to możliwe” oraz „jeżeli nie można ...” osłabiają tę hierarchię i pozostawiają dość swobodną interpretację, kiedy dany krok można pominąć [18]. W praktyce często nie uzasadnia się odstępiania od hierarchii zalecanej przez normę.

1.2. Różne podejścia stosowane w LCA

Metodyka LCA procesów wielofunkcyjnych jest często uzależniona od określonego celu i zakresu. W 2001 roku na warsztatach w Cincinnati przyjęto terminologię rozróżniającą dwa sposoby modelowania w LCA, które prezentują zupełnie odmienne podejście zarówno do analizy, jak i problemu wielofunkcyjności. Dla potrzeb niniejszej pracy zaproponowano polskie tłumaczenie nazw analiz, odpowiednio: „opisowych” (attributional LCA, ALCA) oraz „skutkowych” (consequential LCA, CLCA). ALCA zmierzają do zidentyfikowania bieżących lub historycznych obciążeń środowiskowych i dokonania ilościowej oceny potencjalnego wpływu na środowisko badanego systemu. Analizy skutkowe CLCA mają na celu ocenę, jak występujące przepływy fizyczne mogą w konsekwencji spowodować przyszły wzrost lub spadek podaży w ramach analizowanego systemu wyrobu i jak to wpłynie na środowisko. Biorą pod uwagę procesy jednostkowe nie tylko w granicach systemu wyrobu, ale również wykraczające poza ustalone granice i objęte skutkami analizowanego systemu wyrobu. Rozwój CLCA roz-

począł Weidema [22], opisując potrzebę uwzględniania informacji rynkowych w LCA. U podstaw tej koncepcji leży założenie, że jeśli celem analizy jest porównanie systemów, to rzeczywiste skutki dla środowiska mogą być realistycznie modelowane dzięki użyciu danych środowiskowych technologii marginalnej, czyli takiej, która zmienia swoją wielkość produkcji w odpowiedzi na zmianę popytu. Pominięcie faktu występowania dwóch opisanych metod modelowania zbioru wejść i wyjść zależnych od celu analizy jest najczęściej wymienianym słabym punktem normy ISO 14044. Omówiony podział bezpośrednio przekłada się na różne podejście do analiz procesów wielofunkcyjnych, gdyż w CLCA odrzuca się alokację i stosuje się poszerzenie systemu oraz substytucję, ponieważ tylko te metody umożliwiają wzięcie pod uwagę pośrednich efektów rynkowych.

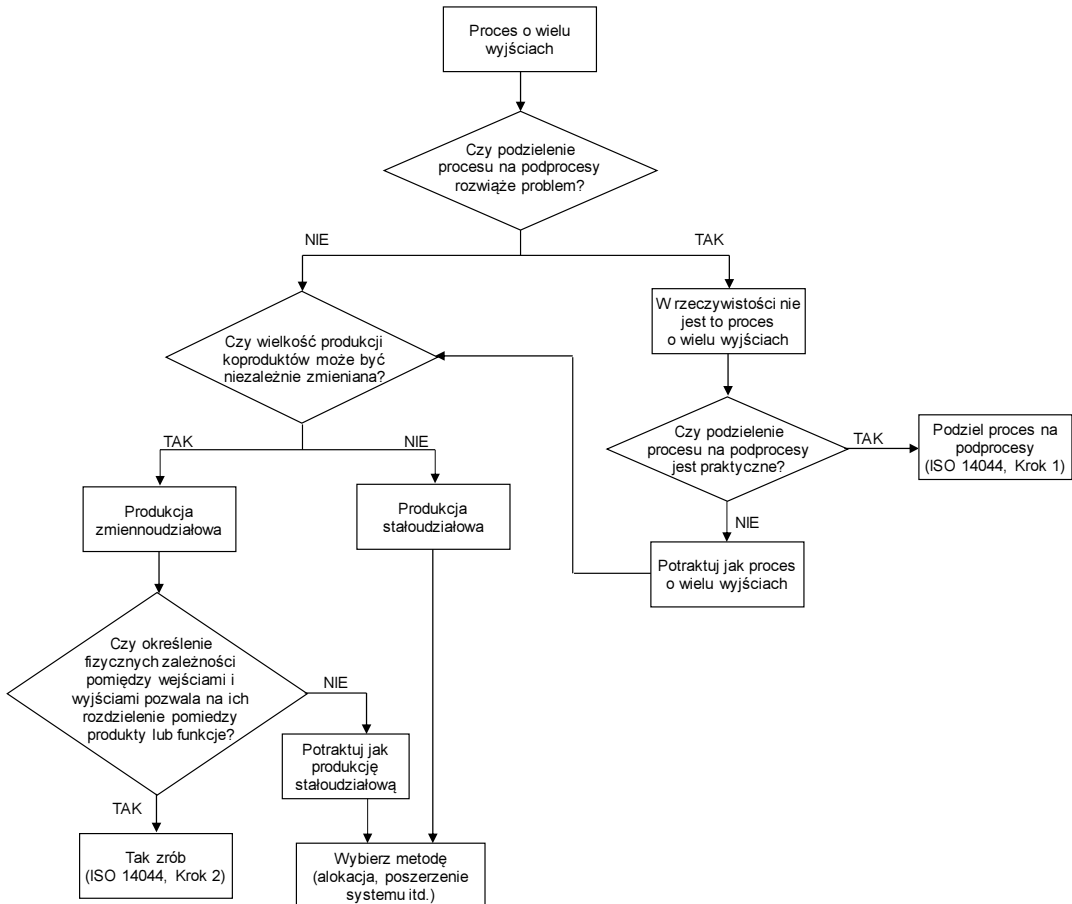
Podobnego rozróżnienia analiz uzależnionego od zastosowań dokonała Tillman [23]. Wyodrębniła dwa rodzaje modelowania: retrospektywne (retrospective, accounting), uwzględniające przyczyny zjawisk i dane uśrednione, oraz perspektywiczne (prospective), odzwierciedlające efekty zmian. Analizy retrospektywne zalecono we wczesnej fazie procesu decyzyjnego polegającej na definiowaniu problemu i alternatywnych rozwiązań, kiedy możliwości redukcji obciążenia środowiskowego w cyklu życia nie są znane i potrzebny jest opis stanu istniejącego. Również w przypadku analiz wykonywanych na potrzeby rynku (np. deklaracje środowiskowe) wiele przemawia za stosowaniem analiz retrospektywnych, m.in. akceptowalność wyników oraz brak addytywności wyników obliczonych za pomocą poszerzenia systemu. Analizy perspektywiczne miały znaleźć zastosowanie w projektowaniu procesów i produktów oraz w końcowym etapie procesu decyzyjnego służącym do wyboru najbardziej korzystnej opcji technologicznej. Ten podział analiz obecnie nie jest stosowany.

W niektórych pracach rozróżnia się trzy modele analizy zbioru wejść i wyjść cyklu życia (LCI), poza analizą opisową i skutkową dodatkowo wyróżnia się analizę decyzyjną [24, 25]. Ten rodzaj modelowania ma na celu wsparcie procesu decyzyjnego w przedsiębiorstwach w celu polepszenia profilu środowiskowego produktów lub procesu produkcji poprzez uwzględnienie obecnego oddziaływania produktów oraz przewidywanych przyszłych scenariuszy. Znajduje zastosowanie w przypadku decyzji inwestycyjnych przedsiębiorstw, organizacji pozarządowych, decyzji politycznych i innych.

Różne rozwiązania stosowane w analizach procesów wielofunkcyjnych mogą wynikać nie tylko z celu analizy i omówionych podejść, ale również z naturalnej predyspozycji wykonawcy analizy do nauk przyrodniczych lub socjoekonomicznych [18]. Z perspektywy nauk przyrodniczych najważniejszym kryterium wyboru rozwiązania wielofunkcyjności jest zachowanie zależności fizycznych podczas alokacji, natomiast podważa się zasadność substytucji rynkowej oraz alokacji ekonomicznej. Z perspektywy nauk socjoekonomicznych podkreśla się, że dzięki alokacji opartej o wartość ekonomiczną produktów uwzględnia się przyczynowość społeczną oraz wzmacnia pożądane zachowania. Zwolennicy tego rozwiązania krytykują arbitralne stosowanie kryteriów fizycznych, które nie odzwierciedlają zależności społecznych.

1.3. Procedury i metodyki wyboru rozwiązania wielofunkcyjności

Poza normą ISO 14044 w literaturze zaproponowano kilka różnych procedur, algorytmów i metodyk LCA procesów wielofunkcyjnych. Przykładowo opracowana została procedura identyfikowania rozwiązania wielofunkcyjności [26], która ma stanowić uzupełnienie względem normy (rys. 1).



Rys. 1. Algorytm wyboru rozwiązania wielofunkcyjności [26]

Fig. 1. An algorithm for a choice of multi-functionality solution [26]

Zgodnie z tą procedurą, rozróżnia się dwa rodzaje produkcji. Można mówić o produkcji „zmiennoudziałowej” (combined production), jeśli ilości kofunkcji mogą być niezależnie zmieniane, np. spalarnia różnych odpadów, transport różnych dóbr, wytwarzanie różnych dóbr z tworzyw sztucznych. Jeśli proporcje produktów są stałe lub można je zmieniać w wąskim zakresie, a proces wymusza powstawanie koproduktów, można mówić o produkcji „stałoudziałowej” (joint production) - przykładem mogą być procesy chemiczne, np. elektroliza chlorku sodu do wodorotlenku sodu oraz chloru lub produkcja ziarna i słomy z pszenicy.

Zgodnie z rysunkiem 1, podobnie jak w normie ISO 14044, pierwszeństwo ma podział procesów jednostkowych na podprocesy. Jeśli nie jest to możliwe lub wykonalne, to zaleca się alokację w oparciu o zależności fizyczne zawsze dla produkcji „zmiennoudziałowej”. Alokację można wykonać w oparciu o zależności fizyczne, ekonomiczne, liczbę kolejnych użyć itd. W przypadku produkcji „stałoudziałowej” pozostawiono swobodny wybór pomiędzy alokacją i poszerzeniem systemu. Poszerzenie systemu może być przeprowadzone z wykorzystaniem technologii alternatywnej uśrednionej lub marginalnej albo z wykorzystaniem kredytów, czyli obciążeń unikniętych. Przewodnik „Shonan Guidance Principles” [26] nie rekomenduje stosowania jednego z podejść zalecanych w literaturze bardziej niż innych. Należy zauważyć, że zgodnie z tym algorytmem w przypadku produkcji „zmiennoudziałowej” pominięto możliwość zastosowania poszerzenia systemu - jest to zalecenie odmienne niż w normie ISO 14044. Stosowanie alokacji fizycznej w produkcji „zmiennoudziałowej” jest zgodne z kryterium przyczyny i skutku [27]. Zgodnie z nim, podstawą alokacji są przyczyny fizyczne, chemiczne, biologiczne w przypadku procesów wytwarzania koproduktów, których wielkość produkcji może być zmieniana niezależnie (produkcja „zmiennoudziałowa”).

W przewodniku Komisji Europejskiej [21] dokonano próby zbiorczego podsumowania i usystematyzowania tematu alokacji. Podręcznik obejmuje szczegółową instrukcję kroków niezbędnych do przeprowadzenia LCA, w tym związanych z problemem wielofunkcyjności i alokacją. Autorzy podręcznika uzależniają rozwiązanie wielofunkcyjności od celu analizy, a także od wyboru modelowania opisowego lub skutkowego. Hierarchia ustalona w normie ISO 14044 jest niezmienną w przypadku modelowania ALCA, a dla CLCA zaleca się alokację fizyczną w produkcji „zmiennoudziałowej” lub substytucję w produkcji „stałoudziałowej”.

Wybór rozwiązania wielofunkcyjności uzależnia się także od kontekstu decyzji [21]. Opisano trzy sytuacje:

- A - decyzje na poziomie mikro, odnoszące się do produktu lub procesu;
- B - decyzje na poziomie mezo lub makro, strategiczne i polityczne oraz
- C - wyłącznie opisowa dokumentacja procesu, produktu, sektora, kraju bez wnikania w konsekwencje decyzji.

Kluczowym kryterium odróżniającym sytuacje A i B jest skala - w sytuacji B decyzje poddawane ocenie wpływają na zmiany związane z produkcją, użytkowaniem i końcem życia, a te bezpośrednio lub pośrednio na gospodarkę. W sytuacji C skala nie jest istotna, a analiza może się odbywać zarówno na poziomie mikro lub makro. Kluczowa różnica odróżniająca ją od sytuacji A i B jest taka, że w C badanie jest prowadzone wyłącznie w celu dokumentowania tego, co się stało lub stanie na podstawie decyzji już podjętych. W sytuacji A i B dla systemów wielofunkcyjnych, jeśli nie jest wykonalny podział procesów jednostkowych na podprocesy, to zaleca się poszerzenie systemu lub substytucję z wykorzystaniem danych dla procesów unikniętych modelowanych jako struktura rynkowa. Alokacja jest zalecana jedynie dla złożonych rynków, na których liczba procesów alternatywnych jest duża (przekracza 10) i równocześnie tworzą one ponad 80% rynku lub procesy alternatywne same w sobie mają wiele kofunkcji. W sytuacji C

stosuje się modelowanie opisowe i z założenia nie uwzględnia się ani ważnych, ani mniej istotnych konsekwencji w otoczeniu systemu. Jednak istniejące korzyści i negatywne interakcje z innymi systemami, np. recykling, mogą być ujęte w systemie - wtedy wyodrębnia się sytuację C1, a jeśli nie są one ujmowane, to mamy do czynienia z sytuacją C2. Rozwiązywanie wielofunkcyjności jest różne dla obydwu przypadków: właściwą metodą dla C1 będzie substytucja poprzez poszerzenie systemu, jak w przypadku A, a dla sytuacji C2 alokacja.

2. Opis poszczególnych metod stosowanych w LCA procesów wielofunkcyjnych

W analizach procesów wielofunkcyjnych w pierwszym rzędzie przewiduje się podział procesów na podprocesy, jednak jeśli jest taka możliwość, to procesy nie są w rzeczywistości procesami wielofunkcyjnymi [26]. Wśród pozostałych metod należy wymienić poszerzenie systemu oraz alokację opartą o zależności fizyczne lub ekonomiczne. Przegląd literatury pokazuje, że wybór rozwiązania stosowanego w LCA systemów wielofunkcyjnych jest często ściśle związany z wyborem podejścia do modelowania danych w LCA - wyróżniono analizy opisowe, skutkowe oraz decyzyjne. W artykule analizowano zależność wyboru rozwiązania wielofunkcyjności od podejścia do analizy, a następnie przedstawiono obszerny opis poszczególnych rozwiązań wielofunkcyjności, a także przeanalizowano zalety i wady związane z ich stosowaniem.

2.1. Podejście do procesów wielofunkcyjnych w analizach opisowych, skutkowych i decyzyjnych

Celem analiz opisowych jest odwzorowanie rzeczywistego istniejącego lub przewidywanego systemu wyrobu w istniejącym lub przewidywanym statycznym otoczeniu i obliczenie, jaką część globalnych obciążeń można mu przypisać [21]. Takie analizy opisują potencjalne wpływy środowiskowe, które w ciągu całego cyklu życia mogą zostać przypisane do jednostki funkcjonalnej systemu wyrobu.

W analizach opisowych stosuje się dane rzeczywiste, historyczne, mierzalne o znanej lub możliwej do oszacowania niepewności. Wykorzystuje się dane od dostawców lub dane uśrednione rynkowe. Poszukuje się odpowiedzi na pytania: jaki jest wpływ środowiskowy systemu produkcyjnego w danym czasie oraz jaki byłby jego wpływ w danym scenariuszu, gdyby produkt był zaprojektowany, wytworzony, zużyty i zagospodarowany w zróżnicowany sposób? W ALCA zakłada się liniowe profile emisji, liniowe konsekwencje rynkowe, np. stałą konsumpcję w czasie, a nie uwzględnia się konsekwencji, takich jak pośrednie przeobrażenie terenu, efekt odbicia polegający na wzroście zużycia surowców, pomimo zwiększenia produktywności ich użycia. W tym przypadku dla procesów wielofunkcyjnych wykorzystuje się zazwyczaj alokację, czyli rozdział obciążeń środowiskowych pomiędzy produkty w oparciu o wybrany wspólny mianownik i proporcjonalnie do obliczonych współczynników alokacji. ALCA odnosi się do produktów obecnych na rynku w danym czasie, a jej celem jest uchwycenie obecnego obrazu wpływu

na środowisko. Uwzględnienie w ALCA mechanizmów rynkowych wymagających czasu, w tym substytucji, a także kredytowanie obciążeń unikniętych nie jest dozwolone [25]. Dlatego możliwości stosowania poszerzenia systemu w opisowym ALCA są ograniczone, a poszerzenie systemu nie powinno być w hierarchii wymieniane jako priorytetowe [18], gdyż preferowanym tu rozwiązaniem jest alokacja.

U podstaw CLCA leży założenie, że jeśli celem analizy jest opisanie konsekwencji zmiany, to zazwyczaj niewystarczające, a być może nawet nieodpowiednie jest prześledzenie fizycznych przemian materiałów w systemie do tzw. kołyski, czyli pierwszego etapu w całym cyklu życia - wydobywania zasobów naturalnych [26]. Tak jak decyzja o zakupie produktu niekoniecznie skutkuje zwiększonym wydobywaniem zasobów naturalnych, tak też konsekwencje działań niekoniecznie przenoszą się wzdłuż cyklu życia, ale poprzez całe ekonomiczne i technologiczne systemy w łańcuchach przyczynowo-skutkowych. Dlatego celem CLCA jest opisanie zmian procesów i systemów w gospodarce oczekiwanych w konsekwencji analizowanej decyzji [21] i obliczenie bezpośrednich i pośrednich obciążeń środowiskowych wynikających z podjętych decyzji. CLCA bazuje na modelu łańcuchów zależności skutkowych, przy czym zależności ekonomiczne są tak samo ważne jak przepływy fizyczne. Tworzony model LCA nie odzwierciedla stanu istniejącego, ale hipotetyczny prognozowany z uwzględnieniem mechanizmów rynkowych oraz zależności politycznych i zmian zachowania konsumentów. Zakłada się istnienie powiązań w systemie wyrobu, a w granicach systemu uwzględnia się wszystkie te procesy, które podlegają zmianie w konsekwencji zmiany popytu na jednostkę funkcjonalną. W CLCA w odróżnieniu od ALCA nie dokonuje się oceny scenariusza bazowego. Ocenia się konsekwencje decyzji względem scenariusza zakładającego brak zmian, a więc wpływ zmian w systemie produkcyjnym na wysokość obciążeń środowiskowych [25]. Kluczowym krokiem modelowania skutkowego jest identyfikacja procesów marginalnych. Konieczna jest ilościowa ocena wpływu bezpośrednich i pośrednich zmian podaży i popytu analizowanego produktu lub usługi na zmiany popytu i podaży innych produktów i usług. Identyfikacja konsekwencji rynkowych i procesów marginalnych wymaga zastosowania narzędzi ekonomicznych [21, 29]. Należą do nich modele wielorynkowe, wieloregionalne modele równowagi cząstkowej, modele równowagi ogólnej. Potrzebne są ekspertyzy dotyczące cen i prognoz rynkowych, rozwoju technologii (krzywe uczenia). 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 stosowanie analizy scenariuszy uwzględniających rozwój technologiczny, zmiany na rynku i inne zmienne jako narzędzia wspierającego CLCA [30]. W analizach CLCA zaleca się dwa rozwiązania wielofunkcyjności zależnie od rodzaju systemu produkcyjnego:

- dla produkcji „zmiennoudziałowej” - alokacja na podstawie zależności fizycznych,
- dla produkcji „stałoudziałowej” - poszerzenie systemu oraz substytucja [18].

Z perspektywy CLCA wytwarzanie odpadów można uznać za szczególnie przypadek produkcji „stałoudziałowej” [21]. 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,
- zastosowanie współczynnika korekcyjnego opartego na stosunku cen rynkowych produktu wtórnego do pierwotnego.

W literaturze przedstawiono liczne argumenty przemawiające za stosowaniem lub też przeciwko ALCA i CLCA [30-37]. Jako korzyści ALCA wymieniana jest przede wszystkim mała niepewność wyników w porównaniu z CLCA. Z punktu widzenia odbiorcy analiza opisowa jest uznawana za łatwiejszą do zrozumienia dla odbiorcy. Jednak przeciwnicy argumentują, że wyniki nie odzwierciedlają konsekwencji w świecie rzeczywistym i dlatego nie mają znaczenia, nawet w przypadku identyfikacji kluczowych obszarów, deklaracji środowiskowych ani dla generowania informacji konsumenckich. Stosowanie uśrednionej struktury podaży w celu zobrazowania technologii zależnej w analizach służących jako wsparcie procesu decyzyjnego 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. Z kolei uznaje się, że CLCA może dać unikatowe spostrzeżenia środowiskowe wykraczające poza ALCA. Ponadto, podejście „skutkowe” wyłącza z analiz technologie o ograniczonej możliwości podaży, co ogranicza ryzyko nietrafionych decyzji podjętych na podstawie CLCA. Mimo to wymieniane są liczne wady analiz skutkowych, gdyż CLCA wciąż nie jest w dostateczny sposób usystematyzowane. Wśród nich można wymienić brak kompletności - niemożliwe jest opisanie wszystkich konsekwencji zmian, ponieważ przyszłość jest niepewna i wiele informacji jest niedostępnych. Z powodu zależności od złożonych mechanizmów rynkowych, istnienia sprzężeń zwrotnych i zdarzeń losowych analizy skutkowe są obciążone dużą niepewnością wyników. Wybór technologii marginalnej może budzić kontrowersje. Ponadto, stosowanie CLCA nie jest zalecane, gdy niepewność z nim związana przewyższa korzyści możliwe do uzyskania dzięki poszerzeniu perspektywy. Postuluje się nawet, że analizy z zastosowaniem podejścia skutkowego powinny być nazywane „analizą systemów środowiskowych z zastosowaniem metodyki LCA”, a nie analizą cyklu życia.

Niektórzy autorzy uznają analizy decyzyjne za odmianę analiz skutkowych, jednak podejście to zostało od nich wyraźnie odróżnione [24-26]. Ten rodzaj modelowania pomaga optymalizować wpływ na środowisko wywierany przez przedsiębiorstwo i wspiera decyzje [25]. Znajduje zastosowanie w przypadku

ważnych decyzji inwestycyjnych przedsiębiorstw, władzy, organizacji pozarządowych i in. W tym celu poszukuje się odpowiedzi na pytania:

- jaki jest obecny wpływ środowiskowy produktu (w danej sytuacji ekonomicznej w niedawnej przeszłości)?
- jaki byłby wpływ na środowisko systemu produkcyjnego z uwzględnieniem przewidywanych przyszłych dostawców, z którymi przedsiębiorstwo może nawiązać relacje?

Granice systemu dla scenariuszy są oparte na przyszłych zamierzonych relacjach i oficjalnych przewidywaniach ekonomicznego sektora produkcyjnego. Mimo że w LCA decyzyjnym uwzględnia się przyszłe konsekwencje, to stosuje się modelowanie podobne jak w LCA opisowym. W przeciwieństwie do modelowania skutkowego pomija się ograniczenia rynkowe. W systemach wielofunkcyjnych zaleca się postępowanie zgodnie z przewodnikiem „Shonan Guidance Principles” [26]. Równocześnie kredytowanie unikniętych obciążeń środowiskowych nie jest zalecane. Ten rodzaj modelowania jest obciążony niepewnością związaną z nieznaną przyszłością - polityką środowiskową, ryzykiem pochodzenia naturalnego i ludzkiego, wojnami, rozwojem ekonomicznym, społecznym itd.

2.2. Alokacja w oparciu o współczynniki fizyczne i ekonomiczne

Alokacja, rozumiana jako rozdzielanie i przypisanie udziałów obciążeń środowiskowych pomiędzy produkty/funkcje analizowanego systemu, jest jednym z najczęściej stosowanych rozwiązań wielofunkcyjności. Norma ISO 14044 w Kroku 2 zaleca alokację zgodną z zależnościami fizycznymi, natomiast w Kroku 3 alokację zgodną z zależnościami ekonomicznymi. W artykule zastosowano skrócone nazwy, odpowiednio: „alokacja fizyczna” i „alokacja ekonomiczna”.

Alokacja wydaje się być najbardziej intuicyjnym rozwiązaniem wielofunkcyjności. Najczęstsze zarzuty przeciw alokacji to subiektywizm i arbitralność wyboru podstawy alokacji. Wybór podstawy alokacji może zależeć od wielu czynników: celu analizy, wyznaczonych granic systemu, cen produktów itp. Dlatego podkreśla się, że nie powinien on być przypadkowy, ale wybrana metoda alokacji powinna być jednoznaczna i poparta argumentami w zestawieniu z innymi możliwymi metodami [38]. Wybierając współczynniki alokacji, powinno się kierować zależnościami funkcjonalnymi i przyczynowo-skutkowymi, wybór nie może być arbitralny. Istotne jest, kto jest odbiorcą dokonywanej oceny - producenci, konsumenci, decydenci oraz jaki jest cel i kontekst analizy. Dlatego wszystkie te czynniki, które wpływają na subiektywny wybór klucza alokacji, powinny być uwzględnione w interpretacji wyników i w jasny i przejrzysty sposób opisane w raporcie z analizy cyklu życia. Jest to ważny problem, ponieważ wybór metody alokacji może prowadzić do dużych rozbieżności wyników LCA, co pokazuje analiza licznych studiów przypadku [3, 33, 39-44]. Można wymienić następujące kryteria wyboru procedur alokacji [45]:

- odzwierciedlenie efektów,
- akceptowalność,
- stosowalność.

Podkreśla się, że akceptowalność wybranych metod alokacji oraz rzetelność analizy LCA są warunkiem wykorzystania wyników przez decydentów jako skutecznego wsparcia decyzji. Akceptowalność może być osiągnięta przez wyjaśnienie i uzasadnienie wyboru konkretnej procedury alokacji, np. oparcia alokacji o zależności wypływające z nauk fizycznych lub społecznych lub zastosowanie procedury powszechnie akceptowanej wśród ekspertów LCA albo rekomendowanej przez normę ISO 14044.

2.2.1. Alokacja fizyczna

W normie ISO 14044 w Kroku 2 „Procedury alokacji” zaleca się, aby zależności fizyczne odzwierciedlały sposób, w jaki wejścia i wyjścia zmieniają się w wyniku zmian ilościowych w wyrobach lub funkcjach wychodzących z systemu. Alokacja fizyczna w LCA opisowym jest uznawana za podstawowe rozwiązanie wielofunkcyjności. Również zwolennicy podejścia „przyrodniczego” uznają jedynie takie modele LCA za reprezentatywne, znaczące i użyteczne, które rzeczywiście odzwierciedlają fizyczne zależności [18]. Z kolei w CLCA jest zalecana tylko w przypadku produkcji „zmiennoudziałowej” (combined production). Przykładowo można prowadzić alokację na podstawie kryterium:

- zawartości energii (entalpia, wartość opałowa, egzergia, entropia),
- masy,
- objętości,
- długości/odległości,
- zawartości poszczególnych elementów/substancji/materiałów/części, liczby części, cząstek, moli itd., a w przypadku usług np. czas/trwanie usługi. Ważne jest tutaj zidentyfikowanie zależności, które są decydujące w odniesieniu do funkcji pełnionej przez wyjścia.

Obszerna dyskusja dotycząca filozoficznego pojęcia „przyczynowości” fizycznej jest przeprowadzona w [21]. W sytuacji gdy kilka cech fizycznych jest odpowiednich, każda z nich powinna zostać zastosowana jako kryterium alokacji, i zbadany wpływ wyboru na wyniki. Może to stanowić element analizy wrażliwości. W literaturze jest wiele przykładów zastosowań alokacji fizycznej [46-48].

Podstawową wadą alokacji fizycznej może być arbitralność wyboru podstawy alokacji - pomimo że znaczenie wyboru odpowiednich własności fizycznych odzwierciedlających zależności fizyczne i związanych z funkcją koproduktów, w miejsce ich arbitralnego wyboru jest podkreślane zarówno w normie, jak i w innych źródłach, to jest ono często niedoceniane. Alokacja fizyczna ma ograniczone zastosowanie w przypadku produktów i usług, które nie mogą zostać wyrażone w postaci przepływów fizycznych, a także w przypadku procesów produkcji „stałoudziałowej”.

2.2.2. Alokacja ekonomiczna

Zgodnie z normą ISO 14044, alokacja bazująca na zależnościach ekonomicznych jest najmniej zalecanym rozwiązaniem wielofunkcyjności, mimo to jest

często stosowana [49-51]. Uwzględniając kryterium przyczynowości, alokację ekonomiczną można uznać za w pełni uzasadnioną, ponieważ to tworzenie wartości ekonomicznej stanowi motywację procesów produkcyjnych. Zgodnie z takim tokiem rozumowania udziały wartości produktów stanowią odpowiednią bazę do przypisania im „odpowiedzialności” za proporcjonalne udziały w zanieczyszczeniu środowiska.

Alokacja ekonomiczna jest szczególnie uzasadniona w przypadku produktów i usług, które nie mogą zostać wyrażone w postaci przepływów fizycznych, a także dla produkcji „stałoudziałowej”, w których alokacja fizyczna przyczyniałaby się do przypisania dużej części zanieczyszczeń do mało wartościowego produktu. Przykładem jest proces wydobywania złota i miedzi [18], gdzie alokacja na podstawie udziałów wagowych skutkowałaby przypisaniem większości obciążeń środowiskowych do miedzi, co jest sprzeczne z intuicją. Złoto jako produkt o wysokiej wartości ekonomicznej powinno być obciążone w dużym stopniu odpowiedzialnością za zanieczyszczenia środowiska związane z procesami wydobywania i produkcji.

Alokacja kosztów może być wykonana na podstawie wielkości osiągniętych dzięki nim korzyści - jest to kryterium osiągniętych korzyści [27]. Metoda alokacji na podstawie przychodów ze sprzedaży, bazująca na kryterium zdolności koproduktów do poniesienia kosztów, uwzględnia konkurencyjność produktów i strukturę cenową optymalną dla maksymalizacji przychodów przedsiębiorstwa. Jeśli na zachowania konsumentów wpływają zarówno aspekty ekonomiczne, jak i środowiskowe, alokacja powinna uwzględniać obydwa. W tym celu koszty środowiskowe mogą być konwertowane do jednostek monetarnych i agregowane z kosztami do tzw. kosztów społecznych.

Alokacja ekonomiczna jest również preferowana przy założeniu, że LCA nie jest tylko narzędziem służącym fizycznemu modelowaniu, ale powinno wspierać kształtowanie postaw społecznych. Uważa się, że modele LCA utworzone w oparciu o alokację ekonomiczną motywują konsumentów do pożądanych zachowań i wyboru koproduktów o niskiej wartości w celu zwiększenia przemysłowej efektywności ekologicznej [18]. Jest to modelowanie zorientowane na efekt, a obciążenia środowiskowe są przypisane produktom na podstawie oczekiwanych korzyści.

Jednak stosowanie alokacji ekonomicznej ma również kilka wad [18, 21]:

- odzwierciedla istniejące zależności rynkowe, a nie daje reprezentatywnego modelu fizycznego,
- zakłada dodatnią korelację negatywnego wpływu na środowisko z wartością/cenami rynkowymi, nie zważając na fakt, że technologie redukujące emisje zwiększają koszty produkcji, podczas gdy zmniejszają obciążenie środowiska,
- prowadzi w pewnym stopniu do korelacji wpływu na środowisko z ceną produktu, co ogranicza znaczenie takich danych w analizie efektywności,
- idea kreowania postaw społecznych dzięki wsparciu alokacji ekonomicznej, mimo że jest ważna, nie jest zgodna z założeniem fizycznych podstaw LCA postulowanych przez praktyków ani nauk przyrodniczych preferowanych przez normę ISO 14040,
- niepewność związana ze zmiennością cen,

- w niektórych sytuacjach nie ma cen rynkowych (np. dla półproduktów),
- niemożność zastosowania cen na rynkach niedoskonałych lub regulowanych.

Jako preferowaną alternatywę do alokacji na podstawie cen rynkowych wskazano zastosowanie metody QFD (Quality Function Deployment) [21].

2.2.3. Alokacja w przypadku końca życia produktów

Opisane rozwiązania znajdują zastosowanie w szczególnym przypadku wielofunkcyjności, jakim jest recykling i ponowne użycie produktów. Jednak procesy recyklingu wymagają szczegółowego opracowania, m.in. należy zdefiniować granice systemu pomiędzy pierwotnym i wtórnym systemem wyrobu oraz należy ocenić ewentualną utratę właściwości materiałów wtórnych oraz uzyskanych z nich produktów [52].

Norma ISO 14044 pomija istnienie różnych metod alokacji w przypadku końca życia produktów [19]:

- 1) Metoda wyłączenia (cut-off method), w której do produktu alokuje się jedynie wpływy środowiskowe bezpośrednio przez niego wywołane. W tej metodzie tylko produktowi pierwotnemu przypisuje się zużycie materiałów i surowców pierwotnych, natomiast oddziaływanie związane z ponownym użytkowaniem jest przypisane do produktu wtórnego, a oddziaływanie związane z każdym kolejnym cyklem użytkowania przypisuje się do kolejnego produktu. Obciążenie środowiskowe związane z końcowym zagospodarowaniem odpadu jest w tej metodzie przypisane do ostatniego użytkowanego produktu.
- 2) Metody utraty jakości - w tych metodach uwzględnia się produkcję materiałów pierwotnych, końcowe zagospodarowanie odpadów oraz konieczność przywrócenia funkcjonalności materiału poddanego recyklingowi wynikającą z utraty jakości. Bazuje się na pomiarze jakości materiałów w kaskadzie i na podstawie tej wartości przypisuje się obciążenie środowiskowe do każdego cyklu życia produktu. W celu przybliżenia jakości materiału mogą zostać użyte dane dotyczące cen materiałów pierwotnych i wtórnych.
- 3) Metoda zamkniętej pętli - zakłada, że każdy produkt jest jednakowo odpowiedzialny za wpływ na środowisko związany z wytworzeniem materiału pierwotnego, recyklingiem i końcowym zagospodarowaniem odpadów. Obciążenie przypisane do kolejnych cykli życia produktu jest obliczane jako średnia w oparciu o liczbę użyczeń produktu w kaskadzie.
- 4) Metoda 50/50 - obciążenia wynikające z produkcji materiału pierwotnego i zagospodarowania odpadów przypisuje się do pierwszego i ostatniego produktu w równych proporcjach.
- 5) Metoda substytucji - obciążenia środowiskowe przypisane do każdego cyklu życia produktu w kaskadzie są sobie równe i odpowiadają obciążeniu związanemu z produkcją materiału pierwotnego, który jest wymagany do wyrównania strat wynikających z recyklingu. W analizie uwzględnia się również obciążenie związane z recyklingiem.

2.2.4. Różne podejście do definicji koproduktów

Aby ustalić, pomiędzy jakie funkcje należy rozdzielić obciążenia, należy zdefiniować pojęcia produktu głównego, produktu ubocznego, odpadu oraz procesy koprodukcji i recyklingu [53].

Kryterium odróżniającym produkty główne od ubocznych i odpadów jest ich wartość ekonomiczna [38]. Strumień wyjściowy odpadów generuje nakłady związane z ich zagospodarowaniem większe od potencjalnych przychodów. Innymi słowy, każde wyjście, które nie generuje przychodów, jest odpadem. Wyjścia będące źródłem nieznacznych wpływów w strukturze przychodów można uznać za produkty uboczne. Opisane podejście jest często stosowane, jednak nie wszyscy akceptują taki podział. Zgodnie z inną koncepcją, rozróżnienie produktów od odpadów powinno być oparte o to, czy w rzeczywistości dany strumień jest dalej przetwarzany w innych procesach, czy też nie [18].

Norma ISO 14044 zaleca przyporządkowanie wejść i wyjść tylko do koproduktów. Nie zaleca się przyporządkowania żadnych strumieni ekonomicznych ani środowiskowych do produktów ubocznych [38].

2.3. Poszerzenie systemu wyrobu w systemach wielofunkcyjnych

Obok poszerzenia systemu często pojawia się pojęcie substytucji (rynkowej). W ALCA są one traktowane odrębnie, w CLCA występują praktycznie jako synonimy i są stosowane zamiennie, dlatego przytoczono definicje obydwu pojęć.

Poszerzenie systemu to zmiana jednostki funkcjonalnej na taką, która zawiera dodatkową funkcję zapewnianą przez proces i rozszerzenie granic systemu o tę nową funkcję i odnoszące się do niej procesy [26]; jest to dodanie dodatkowych funkcji zapewnianych przez koprodukty, czyli analiza na poziomie wszystkich koproduktów [18].

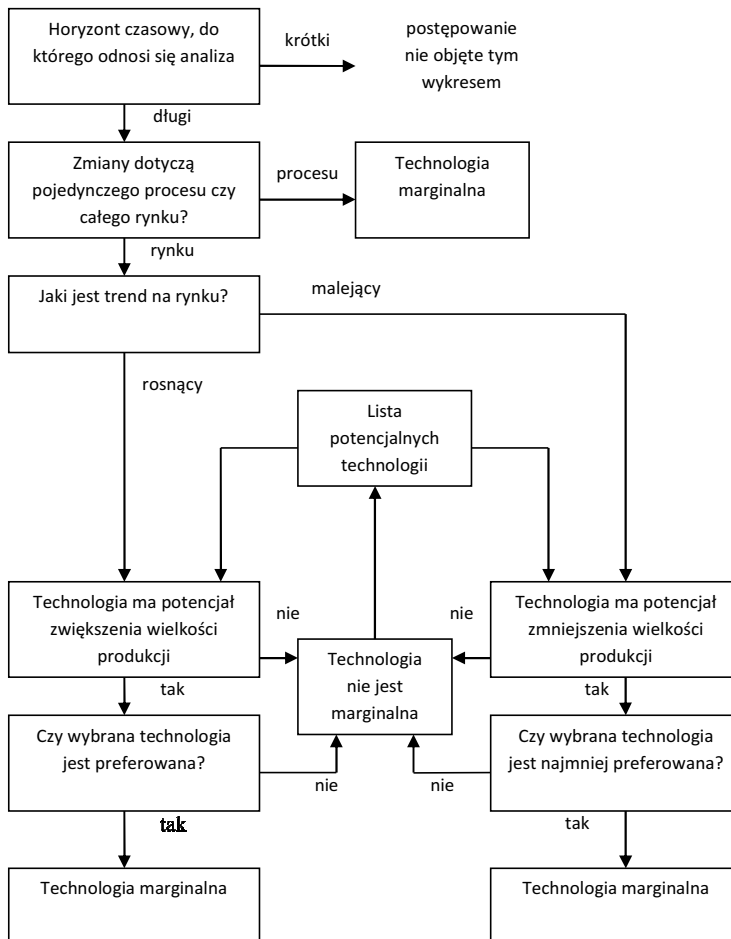
Substytucja odnosi się do identyfikacji i modelowania procesów spoza rozważanego systemu, które wytwarzają produkty lub funkcje ekwiwalentne do rozważanych koproduktów bądź funkcji. Mogą one być odejmowane lub dodawane do modelowanego systemu w celu otrzymania pożądanej jednostki funkcjonalnej [18]. Produkty uboczne w substytucji zostają uznane za wejścia ujemne w celu odzwierciedlenia unikniętej marginalnej produkcji gdzie indziej w gospodarce [25].

Obok tych pojęć stosuje się również pojęcie „**kredytów**”, czyli **obciążeń unikniętych**. W Polsce, zgodnie z Ustawą z dnia 17 lipca 2009 r. o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji, emisja uniknięta została zdefiniowana jako „wielkość emisji, jaka mogłaby zostać wprowadzona do powietrza w danym roku z instalacji w ramach technologii stosowanych powszechnie do wytwarzania określonego produktu na terytorium Rzeczypospolitej Polskiej, a na skutek zastosowania innego rozwiązania technicznego lub technologicznego albo innych surowców lub paliw w nowej instalacji nie została wprowadzona do powietrza”. Analizy cyklu życia rozszerzają tę definicję na cykl życia procesu, systemu lub produktu oraz na wszystkie obciążenia środowiskowe.

Przykłady zastosowania poszerzenia systemu oraz substytucji można znaleźć w literaturze [54-60]. Opisano dwie techniki poszerzenia systemu [61, 62]: bezpośredniego rozszerzenia systemu (ang. direct system enlargement) oraz unikniętych obciążeń (ang. avoided burdens approach).

2.3.1. Wybór technologii marginalnej

Poszerzenie systemu napotyka podstawowe pytanie, w jaki sposób systematycznie zidentyfikować, które technologie lub procesy będą rzeczywiście zależne od analizowanych zmian i które należy włączyć w granice systemu. W odpowiedzi na to pytanie opracowano algorytm postępowania przy podejmowaniu decyzji dotyczącej wyboru technologii marginalnej (rys. 2) [21, 32, 63]. Zgodnie z założeniami tej metodyki, technologia marginalna jest technologią najbardziej czułą na zmiany na rynku.



Rys. 2. Algorytm postępowania przy wyborze technologii marginalnej [63]

Fig. 2. An algorithm for a choice of marginal technology [63]

2.3.2. Ograniczenia i słabe strony poszerzenia systemu i substytucji

Poszerzenie systemu i substytucja mają pewne ograniczenia i słabe strony. Poszerzenie systemu może być ograniczone różnymi wymogami metodologicznymi, takimi jak akceptowalność, wykonalność lub wymóg szczegółowych norm metodologicznych. Efekty pośrednie zależą od tego, która technologia jest wybrana jako substytucyjna, jakie przewidziano alternatywne sposoby użytkowania zasobów, jaka jest perspektywa czasowa, a także od innych czynników [64].

Wynik analizy skutkowej może być liczbą ujemną, jeśli zmiana produkcji powoduje redukcję emisji większą niż emisje z samej produkcji. Jednak w analizie skutkowej nie uzyskuje się emisji z procesu, tylko względną zmianę emisji wywołaną zmianą w procesie w porównaniu do najbardziej prawdopodobnego scenariusza bez tej zmiany. Uzyskuje się ją poprzez odjęcie obciążeń środowiskowych. Ujemne wyniki mogą prowadzić do problemów komunikacyjnych, szczególnie dla nieekspertów, ponieważ negatywne emisje i negatywne wpływy nie są intuicyjne. W przypadku ich wystąpienia jest potrzeba szczególnej uwagi podczas raportowania wyników. Ujemny wynik nie oznacza, że absolutna emisja z produkcji jest ujemna, ale że produkcja spowoduje redukcję w innym miejscu systemu [21, 35].

Stosowanie substytucji sprawia, że nie można ekstrapolować rezultatów na procesy o większej skali produkcji [21], tzn. nie jest prawdziwe założenie, że im większa produkcja, tym większa korzyść dla środowiska. Jest to spowodowane faktem, że rynek dla procesu wybranego do substytucji (odejmowanego) może być zbyt mały (np. produkcja cementu z elektrowni). Jeśli potrzebne są obliczenia dla większej skali, należy uwzględnić, czy rynek przyjmie większą ilość i czy rzeczywiście w dalszym ciągu będzie ona pomniejszała wpływ pozostałych procesów systemu. W większej skali mogą wystąpić inne konsekwencje w społeczeństwie oraz przemyśle, które mogą zmienić wyniki, a nie były rozważane w mniejszej skali.

Poszerzenie systemu pozwala uniknąć alokacji, ale jeśli są potrzebne wyniki dla konkretnego koproduktu, metoda ta może nie być użyteczna [18]. Poza tym poszerzenie systemu nie zawsze jest wykonalne [65]. W opisowym LCA metoda ta ma ograniczone zastosowanie i jest inaczej rozumiane niż w przypadku skutkowego LCA [18, 25].

3. Podsumowanie

W literaturze dotyczącej metodyki LCA prezentowanych jest kilka odmiennych sposobów postrzegania analizy cyklu życia jako narzędzia oceny oddziaływania na środowisko, z czego wynikają różne podejścia do problemu wielofunkcyjności analizowanych systemów/procesów. Poza tym strony zainteresowane (wykonawcy analiz, odbiorcy wyników, konsumenci) mogą dokonywać wyborów, kierując się większym zaufaniem do nauk fizycznych lub ekonomicznych, które wynika np. z ich wykształcenia lub wrodzonych skłonności. Opisane w artykule koncepcje podsumowano w tabeli 1.

Tabela 1. Różne podejścia do wielofunkcyjności systemu wyrobu prezentowane w literaturze

Table 1. Different approaches to multi-functionality on the basis of literature

Kryterium	Różne podejścia	Najczęstsze rozwiązanie wielofunkcyjności
Cel analizy	Modelowanie opisowe ALCA Modelowanie skutkowe CLCA Modelowanie decyzyjne	alokacja substytucja substytucja
Kontekst analizy	Mikro - decyzje do procesów lub produktów Mezo - decyzje strategiczne i polityczne LCA sprawozdawcze - C1 lub C2	substytucja substytucja substytucja lub alokacja
Rodzaj systemu produkcyjnego	Produkcja „zmiennoudziałowa” Produkcja „stałoudziałowa”	alokacja substytucja
Podejście wykonawcy	Modelowanie zależne od celu analizy - ALCA lub CLCA Modelowanie w oparciu o podstawy fizyczne Modelowanie w oparciu o zależności społeczno-ekonomiczne	alokacja lub substytucja alokacja fizyczna alokacja ekonomiczna

Pomimo że każda z przedstawionych koncepcji jest spójna i oparta na logicznych założeniach, różnią się one od siebie, jeśli chodzi o wybór rozwiązania wielofunkcyjności, wybór uwzględnianych w analizie funkcji, czyli sposób definiowania koproduktów, produktów ubocznych, odpadów, a także sposób definiowania poszerzenia systemu i określenie granic analizy. Nie ma jednej praktycznej hierarchii ani algorytmu postępowania.

Przegląd literatury przedmiotu wykazuje, że najczęściej wybór metody zastosowanej w LCA procesu wielofunkcyjnego jest zdeterminowany wyborem sposobu modelowania: opisowym lub skutkowym. W związku z tym metodyka zakładająca podział analiz na opisowe i skutkowe powinna zostać uwzględniona w normie ISO 14044. W literaturze wykazano, że poszerzenie systemu w analizach opisowych ma ograniczone zastosowanie i nie jest rozwiązaniem priorytetowym. Z kolei korzyści społeczne związane ze stosowaniem alokacji ekonomicznej nie pozwalają uznać jej za najmniej zalecaną. Tak więc hierarchia metod stosowanych w LCA procesów wielofunkcyjnych zalecana w normie wymaga zweryfikowania.

Alokacja jest metodą ugruntowaną i chociaż charakteryzuje się pewnymi słabościami, to jej stosowanie nie budzi wątpliwości. Natomiast stosowanie metody poszerzenia systemu jest związane z trudnościami, ponieważ literatura dotycząca metodyki poszerzenia systemu i substytucji jest liczna i nie zawsze spójna. Bez precyzyjnego określenia metody poszerzenia systemu i substytucji w normie stosowanie w LCA podejścia skutkowego jest obciążone ryzykiem błędów i nieścisłości wynikających z decyzji podjętych podczas stosowania tej metody. Taka sytuacja zmniejsza wiarygodność, rzetelność i stopień wykorzystania analiz cyklu życia, a szczególnie analiz skutkowych, które pozwalają na szerszą interpretację niż analizy opisowe.

Wnioski

W pracy porównano różne podejścia i metodologie stosowane w analizach cyklu życia procesów wielofunkcyjnych proponowane w publikacjach naukowych, przewodnikach i podręcznikach. Opisano kryteria i algorytmy stosowane przy wyborze metody poszerzenia systemu lub alokacji. Przedstawiono opis poszczególnych metod oraz związane z nimi zalety i wady.

Przegląd literatury przedmiotu wykazał, że zalecenia normy ISO 14044 w kwestiach związanych z alokacją nie są kompletne i wymagają uzupełnienia i zmian. Proponowane zmiany powinny obejmować:

- (1) Zmianę nazwy „Procedura alokacji”, przykładowo na „Rozwiązania wielofunkcyjności - Termin „alokacja” odnosi się wyłącznie do alokacji fizycznej lub ekonomicznej, w związku z czym umieszczenie metod unikania alokacji, w tym poszerzenia systemu w procedurze alokacji jest mylące;
- (2) Uwzględnienie podziału analiz na opisowe (ALCA) i skutkowe (CLCA) - Obecnie taki podział funkcjonuje w większości przewodników i podręczników;
- (3) Odejście od obecnej hierarchii rozwiązań wielofunkcyjności, która jest nieadekwatna do zaleceń literatury metodycznej i praktyk stosowanych w studiach przypadku. Z literatury wynika, że wybór rozwiązania wielofunkcyjności powinien być związany głównie z celem i kontekstem analizy oraz rodzajem systemu produkcyjnego;
- (4) Precyzyjne zdefiniowanie pojęcia „poszerzenie systemu wyrobu” oraz uwzględnienie takich pojęć, jak „substytucja”, „kredyty” oraz wskazanie kryteriów/procedury wyboru dodatkowych technologii, które mają być włączone do granic systemu - Obecnie wraz z rozwojem analiz skutkowych metoda poszerzenia systemu uległa modyfikacji, wyniki LCA są pomniejszane o tzw. „kredyty” emisji i obciążenia uniknięte, a uściślenie procedur stosowania tych technik jest konieczne dla zachowania rzetelności wykonywanych analiz.

Przegląd literatury doprowadził do wniosku, że metodyki proponowane w licznych przewodnikach różnią się od siebie, a często nawet wykluczają. Nie ma w LCA jednej spójnej metodyki rozwiązania wielofunkcyjności. Fakt ten jeszcze bardziej wzmacnia potrzebę aktualizacji i zmiany w normie ISO 14044, która w przypadku europejskich analiz cyklu życia jest podstawowym źródłem informacji o metodyce.

Podziękowania

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

Literatura

- [1] PN-EN ISO 14044:2009 Zarządzanie środowiskowe. Ocena cyklu życia. Wymagania i wytyczne. PKN, Warszawa 2009.
- [2] Kurzydło M., Możliwość zastosowania techniki LCA do oceny wpływu na środowisko odpadów przemysłowych i energetycznych, *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2014, 17(4), 597-617.

- [3] Lewandowska A., Środowiskowa ocena cyklu życia produktu na przykładzie wybranych typów pomp przemysłowych, Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań 2006.
- [4] Kowalski Z., Kulczycka J., Góralczyk M., Ekologiczna ocena cyklu życia procesów wytwórczych (LCA), WN PWN, Warszawa 2007.
- [5] Kulczycka J., Góralczyk M., Koneczny K., Przewrocki P., Wąsik A., Ekologiczna ocena cyklu życia (LCA) nową techniką zarządzania środowiskowego, IGSMiE PAN, Kraków 2001.
- [6] Adamczyk W., Ekologia wyrobów. Jakość - Cykl życia - Projektowanie, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2004.
- [7] Kłos Z., Kurczewski P., Kasprzak J., Środowiskowe charakteryzowanie maszyn i urządzeń, Wyd. Politechniki Poznańskiej, Poznań 2005.
- [8] Górzyński J., Podstawy analizy środowiskowej wyrobów i obiektów, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 2007.
- [9] Strykowski W., Lewandowska A., Wawrzynkiewicz Z., Noskowiak A., Cichy W., Środowiskowa ocena cyklu życia (LCA) wyrobów drzewnych, Instytut Technologii Drewna, Poznań 2006.
- [10] Burchart-Korol D., Zastosowanie oceny cyklu życia w analizie procesów przemysłowych, *Problemy Ekologii* 2009, 13, 300-305.
- [11] Zamagni A., Buttol P., Porta P.L., Buonamici R., Masoni P., Guinee J., Heijungs R., Ekvall T., Bersani R., Bieńkowska A., Pretato U., Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice, D7, CALCAS 2008.
- [12] Wardenaar T., van Ruijven T., Mendoza Beltran A., Vad K., Guinee J., Heijungs R., Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2012, 17(8), 1059-1067.
- [13] Brankatschk G., Finkbeiner M., Application of the Cereal Unit in a new allocation procedure for agricultural life cycle assessments, *Journal of Cleaner Production* 2014, 73, 72-79.
- [14] Weidema B., Has ISO 14040/44 failed its role as a standard for life cycle assessment? *Journal of Industrial Ecology* 2014, 18(3).
- [15] ETSI TS 103 199 V1.1.1 Environmental Engineering (EE); Life Cycle Assessment (LCA) of ICT equipment, networks and services; general methodology and common requirements, European Telecommunications Standards Institute, 2011.
- [16] ENVIFOOD Protocol, Environmental Assessment of Food and Drink Protocol, European Food Sustainable Consumption and Production Round Table (SCP RT), Working Group 1, Brussels, Belgium 2013.
- [17] Pelletier N., Allacker K., Pant R., Manfredi S., The European Commission Organisation Environmental Footprint method: comparison with other methods, and rationales for key requirements, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2014, 19, 387-404.
- [18] Pelletier N., Ardente F., Brandao M., De Camillis C., Pennington D., 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 for a such as the Life Cycle Assess* 2015, 20, 74-86.
- [19] Nicholson A.L., Olivetti E.A., Gregory J.R., Field F.R., Kirchain R.E. End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions, *Sustainable Systems and Technology 2009. ISSST '09. IEEE International Symposium on*, 2009, 1-6.
- [20] LCALIST <http://lists.pre-sustainability.com> - lista dyskusyjna
- [21] ILCD 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, Luxembourg: Publications Office of the European Union 2010.

- [22] Weidema B.P., Market aspects in product life cycle inventory methodology, *Journal of Cleaner Production* 1993, 1(3-4), 161-166.
- [23] Tillman A.M., Significance of decision-making for LCA methodology, *Environmental Impact Assessment Review* 2000, 20, 113-123.
- [24] Frischknecht R., Stucki M., Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2010, 15(8), 806-816.
- [25] De Camillis C., Brandao M., Zamagni A., Pennington D. (eds), Sustainability assessment of future-oriented scenarios: a review of data modelling approaches in Life Cycle Assessment, JRC 2013.
- [26] Sonnemann G., Vigon B., Valdivia S., Rack M., 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, 2011.
- [27] Frischknecht R., Allocation in life cycle inventory analysis for joint production, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2000, 5(2), 85-95.
- [28] Ekvall T., Weidema B.P., System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2004, 9(3), 161-171.
- [29] Earles J.M., Halog A., Consequential life cycle assessment: a review, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2011, 16(5), 445-453.
- [30] Zamagni A., Guinee J., Heijungs R., Masoni P., Raggi A., Lights and shadows in consequential LCA, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2012, 17(8), 904-918.
- [31] Ekvall T., Limitations of Consequential LCA, InLCA/LCM 2002 E-Conference.
- [32] Weidema B.P., Market information in life cycle assessment, Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen 2003 (Environmental Project No. 863).
- [33] Thomassen MA., Dalgaard R., Heijungs R., Boer I., Attributional and consequential LCA of milk production, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2008, 13, 339-349.
- [34] Finnveden G., Hauschild M.Z., Ekvall T., Guinee J., Heijungs R., Hellweg S., Koehler A., Pennington D., Suh S., Recent developments in Life Cycle Assessment, *Journal of Environmental Management* 2009, 91, 1-21.
- [35] Brander M., Tipper R., Hutchison C., Davis G., Consequential and Attributional Approaches to LCA: a Guide to Policy Makers with Specific Reference to Greenhouse Gas LCA of Biofuels, *Econometrica press*, 2008.
- [36] Schmidt J.H., Thrane M., Merciai S., Dalgaard R., Inventory of country specific electricity in LCA - consequential and attributional scenarios, Methodology report v. 2.0 LCA consultants, Aalborg, Denmark 2011; dostępny na stronie: <http://lca-net.com/> (dostęp marzec 2016).
- [37] Śliwińska A., Ilościowa ocena obciążeń środowiskowych w procesie skojarzonego wytwarzania metanolu i energii elektrycznej (rozprawa doktorska), Główny Instytut Górnictwa, Katowice 2013
- [38] Frischknecht R., Life Cycle Inventory Analysis for Decision-Making, Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Zurich 1998.
- [39] Lewandowska A., Wawrzynkiewicz Z., Noskowiak A., Foltynowicz Z., Adaptation of ecoinvent database to Polish conditions - the case of wood production in forest, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2008, 13(4), 319-327.
- [40] Luo L., Voet E., Huppes G., Udo de Haes H.A., Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2009, 14, 529-539.
- [41] Małca J., Freire F., Renewability and life-cycle energy efficiency of bioethanol and bio-ethyl tertiary butyl ether (bioETBE): Assessing the implications of allocation, *Energy* 2006, 31, 3362-3380.
- [42] Siitonen S., Holmberg H., Estimating the value of energy saving in industry by different cost allocation methods, *International Journal of Energy Research* 2012, 36, 324-334.

- [43] Śliwińska A., Alokacja obciążeń środowiskowych w ocenie cyklu życia na przykładzie układu kogeneracyjnego, *Przegląd Górniczy* 2013, 69(4), 113-120.
- [44] Więk A., Tkacz K., Carbon footprint: an ecological indicator in food production, *Polish Journal of Environmental Studies* 2013, 22(1), 53-61.
- [45] Ekvall T., Tillman A.M., Open-loop recycling: criteria for allocation procedures, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1997, 2(3), 155-162.
- [46] Doctor R.D., Molburg J.C. et al., *Life-Cycle Analysis of a Shell Gasification-Based Multi-Product System with CO₂ Recovery*, DOE 2001.
- [47] Faix A., Schweinle J., Scholl S. et al., (GTI-tcbiomass) Life-Cycle Assessment of the BTO-Process (Biomass-to-Oil), *Environmental Progress & Sustainable Energy* 2010, 29, 2, 193-202.
- [48] van Zeijts H., Leneman H., Wegener Sleswijk A., Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan, *Journal of Cleaner Production* 1999, 7, 69-74.
- [49] Berlin J., Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese, *International Dairy Journal* 2002, 12, 11, 939-953.
- [50] Cederberg C., Stadig M., System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2003, 8(6), 350-356.
- [51] Guinée J.B., Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M.A.J., *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. IIB: Operational Annex*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 2002.
- [52] Kim S., Hwang T., Lee K.M., Allocation for cascade recycling system, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1997, 2(4), 217-222.
- [53] Jungbluth N., Bauer C., Dones R., Frischknecht R., Life-cycle assessment for emerging technologies: case studies for photovoltaic and wind power, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2005, 10(1), 24-34.
- [54] Tillman A.M., Svingby H., Lundstrom H., Life cycle assessment of municipal waste water systems, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1998, 3(3), 145-157.
- [55] Ruether J., Ramezan M., Grol E., Life Cycle Analysis of Greenhouse Gas Emissions for Hydrogen Fuel Production in the United States from LNG and Coal, NETL US DOE 2005.
- [56] Jungmeier G., Werner F., Jarnehammar A., Hohenthal C., Richter K., Allocation in LCA of wood-based products. Experiences of cost action E9. Part I. Methodology, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2002, 7(5), 290-294.
- [57] Jungmeier G., Werner F., Jarnehammar A., Hohenthal C., Richter K., Allocation in LCA of wood-based products. Experiences of cost action E9. Part II. Examples, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2002, 7(6), 369-375.
- [58] Kim S., Dale B.E., Allocation procedure in ethanol production system from corn grain I. System expansion, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2002, 7(4), 237-243.
- [59] Seyler C., Hellweg S., Monteil M., Hungerbühler K., Life cycle inventory for use of waste solvent as fuel substitute in the cement industry - a multi-input allocation model, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2005, 10(2), 120-130.
- [60] Steubing B., Zah R., Ludwig C., Life cycle assessment of SNG from wood for heating, electricity, and transportation, *Biomass and Bioenergy* 2011, 35, 2950-2960.
- [61] Azapagic A., Clift R., Allocation of environmental burdens in co-product systems: product-related burdens (Part 1), *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1999, 4(6), 357-369.
- [62] Azapagic A., Clift R., Allocation of environmental burdens in co-product systems: process and product-related burdens (Part 2), *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2000, 5(1), 31-36.
- [63] Weidema B.P., Frees N., Nielsen A.M., Marginal production technologies for life cycle inventories, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1999, 4(1), 48-56.

- [64] Ekvall T., System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment with Implications for Wastepaper Management, Chalmers University of Technology, Göteborg 1999.
- [65] Svanes E., Vold M., Hanssen O.J., Effect of different allocation methods on LCA results of products from wild-caught fish and on the use of such results, The International Journal of Life Cycle Assessment 2011, 16(6), 512-521.

Central Mining Institute, Department of Energy Saving and Air Protection
pl. Gwarków 1, 40-166 Katowice
e-mail: asliwinska@gig.eu

Streszczenie

Praca obejmuje przegląd literatury związanej z alokacją obciążeń środowiskowych oraz poszerzeniem systemu wyrobu w ocenie cyklu życia. Tematyka była wielokrotnie poruszana przez ośrodki europejskie i światowe, jednak bogactwo literatury i postęp w dziedzinie metodyki stwarzają potrzebę usystematyzowania tego zagadnienia. W pracy porównano różne podejścia i metodologie stosowane w analizach cyklu życia procesów wielofunkcyjnych proponowane w publikacjach naukowych, przewodnikach i podręcznikach. Zalecenia związane z problemem wielofunkcyjności procesów i systemów zidentyfikowane w literaturze przeanalizowano pod kątem zgodności z hierarchią preferowanych rozwiązań zalecaną w normie ISO 14044. Przeanalizowano zależność wyboru rozwiązania wielofunkcyjności od podejścia do analizy, m.in.: analiz opisowych (attributional) oraz skutkowych (consequential). Omówiono zagadnienia związane ze stosowaniem alokacji w oparciu o zależności fizyczne i ekonomiczne oraz poszerzenia systemu (emisji unikniętych, substytucji), przedstawiono ich zalety i wady. Stwierdzono, że w źródłach literaturowych wybór rozwiązania wielofunkcyjności zazwyczaj jest zależny od celu i kontekstu analizy. Wykazano, że „Procedura alokacji” normy ISO 14044 w świetle literatury przedmiotu wymaga uzupełnienia. W pracy zaproponowano zmiany i uzupełnienia w normie ISO 14044 wynikające z przeglądu literatury przedmiotu.

Słowa kluczowe: ocena cyklu życia LCA, alokacja, poszerzenie systemu, procesy wielofunkcyjne, metodyka, ISO 14044